

## Florinda Veiga

---

**De:** Requerimentos SEAP <requerimentos.seap@seap.gov.pt>  
**Enviado:** quinta-feira, 13 de outubro de 2016 16:25  
**Para:** Perguntas / Requerimentos  
**Assunto:** Resp. ao Req. 143/XIII/1ª - 1.ª Parte  
**Anexos:** Resposta ao Requerimento 143-XIII-1ª.pdf

Exmos. Senhores,

Encarrega-me o Chefe do Gabinete do Senhor Secretário de Estado dos Assuntos Parlamentares de remeter em anexo a 1.ª parte da resposta ao Requerimento a seguir identificado:

Requerimento n.º 143/XIII/1.ª

Com os melhores cumprimentos,

SUSANA MONTEIRO  
Apoio Técnico e Administrativo



GABINETE DO SECRETÁRIO DE ESTADO DOS ASSUNTOS PARLAMENTARES

Palácio de São Bento  
1249-068 Lisboa, PORTUGAL  
Tel / Phone (+ 351) 21 392 05 11  
FAX (+ 351) 21 392 05 15

[susana.monteiro@seap.gov.pt](mailto:susana.monteiro@seap.gov.pt)  
[www.portugal.gov.pt](http://www.portugal.gov.pt)



Exmo. Senhor  
Eng.º Nuno Araújo  
Chefe do Gabinete do  
Senhor Secretário de Estado dos Assuntos  
Parlamentares  
Palácio de São Bento  
1249-068 Lisboa

SUA REFERÊNCIA

SUA COMUNICAÇÃO DE

NOSSA REFERÊNCIA

DATA

**ASSUNTO: Requerimento n.º 143/XIII/1ª de 14 de setembro de 2016 - Extermínio das populações de rato-preto e coelho na Reserva Natural das Berlengas**

*Caro Nuno Araújo,*

Em resposta ao Requerimento n.º 143/XIII/1.ª, de 14 de setembro de 2016, formulado pelos Senhores Deputados José Luís Ferreira e Heloísa Apolónia, do Grupo Parlamentar do Partido Ecologista Os Verdes, (PEV), encarrega-me o Senhor Ministro do Ambiente de junto remeter os seguintes documentos:

I - Apoio Berlengas (documento de apoio ao Projeto LIFE Berlengas, nomeadamente às ações de erradicação dos mamíferos exóticos na Ilha da Berlenga, subscrito por 163 individualidades do mundo científico e ONG de ambiente/conservação nacionais e internacionais);

II - Caracterização de uma população insular de roedores invasores. O Caso do Rato-preto (*Rattus rattus*) na Ilha da Berlenga. Tânia Nascimento (2016);

III - Primeiro censo completo da população nidificante da Cagarra (*Calonectris diomedea borealis*) nas ilhas Berlengas incluindo os ilhéus do arquipélago. "First complete census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands (Portugal), including the small islets of the archipelago". Miguel Lecoq, Iván Ramírez, Pedro Geraldes, Joana Andrade (2011);

IV - Relatório "Análises genéticas das espécies *Rattus rattus* e *Oryctolagus cuniculus* na ilha da Berlenga Grande". Sofia Gabriel (2016);

V - Relatório - Avaliação da predação de rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra *Calonectris diomedea borealis* na Ilha da Berlenga. FAME. Miguel Lecoq (2013);

VI - Relatório Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010. Miguel Lecoq (2010);



VII - Relatório da Monitorização da população de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* da ilha da Berlenga - 2015-2016. (2016);

VIII - Relatório técnico - Dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Acção A.2) -Berlengas 2014 - 2018. (2015);

IX- Tendência da população nidificante da Cagarra *Calonectris diomedea borealis* nas ilhas Berlengas. "Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal". Miguel Lecoq, Paulo Catry e José P. Granadeiro (2010)

Com os melhores cumprimentos,

A Chefe do Gabinete

Ana Cisa

Anexo: Doc. Cit.  
CG/JP

## Apoio ao projeto LIFE Berlengas

LIFE13/NAT/PT/000458

Os projetos de conservação que envolvem gestão e erradicação de espécies exóticas invasoras são muitas vezes alvo de discussão pública e alguma controvérsia. As ações de erradicação são ações sensíveis a que alguns grupos se opõem por razões éticas ou outros motivos próprios.

Os signatários deste documento vêm por este meio apoiar publicamente o projeto “LIFE Berlengas”<sup>1</sup> financiado pela União Europeia. Reconhecemos a sua relevância e apoiamos as ações propostas, vitais para a recuperação da fauna e flora nativas do arquipélago. Concretamente apoiamos de forma inequívoca as ações propostas para o controlo e erradicação de espécies exóticas invasoras da Berlenga Grande, tais como o rato-preto *Rattus rattus* ou o coelho *Oryctolagus cuniculus* ([www.berlengas.eu](http://www.berlengas.eu)).

### No contexto deste apoio consideramos que:

- (1) – Espécies Exóticas são qualquer espécie transportada pelo Homem de forma acidental ou intencional para novas áreas fora da sua distribuição normal. Algumas espécies exóticas podem estabelecer-se nestas novas áreas com impactos negativos para as espécies locais, ecossistemas e/ou os seus serviços, sendo assim consideradas Espécies Exóticas Invasoras;
- (2) – Espécies Exóticas Invasoras são uma das principais causas de extinção animal e são globalmente consideradas como a segunda maior ameaça à biodiversidade, a seguir à fragmentação e perda de habitats;
- (3)- O rato-preto e o coelho fazem parte da lista da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) das 100 piores espécies invasoras do mundo. O seu impacto negativo em ecossistemas insulares de todo o mundo está amplamente demonstrado, quantificado e publicado nas revistas científicas mais conceituadas;
- (4)- O rato-preto teve origem na Ásia e foi transportado para as Berlengas pelo Homem. De acordo com o conhecimento científico atual, o rato-preto é considerado uma espécie exótica invasora nas Berlengas, independentemente do século em que foi introduzido ou do tempo que decorreu desde a sua introdução;
- (5)- O rato-preto tem tremendos impactos negativos e contribuiu para a extinção de inúmeras espécies selvagens em todo o mundo, desde aves a pequenos mamíferos, répteis, invertebrados e plantas. Os seus impactos são ainda mais significativos em ecossistemas insulares;
- (6)- Qualquer eventual (e não publicada) alteração comportamental do rato-preto na Berlengas não tem qualquer significado científico válido para prevenir a sua remoção da ilha e consequentes benefícios para todo o ecossistema;
- (7)- A Reserva Natural das Berlengas foi classificada com base nos seus valores naturais, incluindo importantes colónias de aves marinhas, uma subespécie endémica de réptil e três plantas endémicas. Está comprovado que estes grupos beneficiam enormemente de ações de erradicação de roedores exóticos invasores;

<sup>1</sup> [http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n\\_proj\\_id=5044](http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=5044)

(8)- A erradicação de roedores é uma ação de gestão usual, utilizada para a conservação de ecossistemas insulares com extremo sucesso (utilizada globalmente em centenas de ilhas, incluindo várias ilhas portuguesas <http://www.islandconservation.org/conservation-tools/diise-database/>). Está demonstrado que, quaisquer eventuais impactos negativos e temporários das operações de erradicação, são largamente suplantados pelos benefícios para a totalidade dos ecossistemas insulares;

(9)- Os anticoagulantes são utilizados em projetos de conservação em todo o mundo e são considerados o método mais seguro e com maior sucesso para controlo e erradicação de roedores;

(10)- A equipa do projeto LIFE Berlengas, está a atuar de acordo com todas as regras internacionalmente acordadas para o controlo e gestão de roedores, estudando a dinâmica populacional, genética e densidade populacional das espécies de roedores presentes antes de iniciar qualquer operação de erradicação.

#### O LIFE Berlengas segue as linhas orientadoras da UICN:

- *"A erradicação de espécies exóticas invasoras novas ou já existentes é preferível e mais efetiva economicamente do que o controlo a longo prazo, especialmente nos novos casos.*
- *Sempre que possível deverá ser promovida a erradicação como a melhor opção de gestão de espécies exóticas invasoras em zonas em que a prevenção falhou. É economicamente muito mais eficaz do que o controlo continuado e melhor para o ambiente. Avanços técnicos aumentam o número de situações em que a erradicação é possível, especialmente em ilhas.*
- *Onde relevante, deverão ser procurados benefícios significativos para a diversidade biológica através da erradicação de espécies chave de mamíferos predadores (p. ex.: ratos, gatos, mustelídeos, cães) de ilhas e de outras áreas isoladas que tenham espécies nativas importantes."*

Com base no exposto reafirmamos o nosso apoio ao projeto, concordamos que o impacto negativo de espécies exóticas invasoras de roedores em ilhas está amplamente demonstrado e reconhecido pela comunidade científica de todo o mundo e que, sempre que possível, a sua erradicação é recomendada como o melhor método para o restauro dos ecossistemas naturais.



*"A introdução de ratos em ilhas causou invariavelmente quebras no funcionamento interno dos ecossistemas. Espécies que evoluíram na ausência de mamíferos predadores são particularmente suscetíveis. Extinções ou severas reduções de efetivos de espécies nativas após a invasão de ratos estão documentadas desde as ilhas Sub-Antárticas ou Sub-Árticas até aos trópicos.... Foram escritas várias revisões dos impactos de ratos em ilhas .... que registam a escala global do efeito nefasto dos ratos em espécies e ecossistemas insulares, desde que estes se tornaram evidentes a partir dos anos 1980 e 1990. Desenvolveram-se técnicas e ferramentas para a erradicação de ratos e estes invasores foram sendo removidos de um crescente número de ilhas progressivamente de maior dimensão...."*

**Assinado:****Cientistas e ONG nacionais**

1. **Prof. Doutor António Paulo Pereira de Mira, PhD** – *Prof. Auxiliar do Departamento de Biologia, Universidade de Évora*
2. **Prof. Doutora Carla Pinto Cruz, PhD.** – *Professora Auxiliar do Departamento de Biologia da Universidade de Évora (Biologia da Conservação, Botânica)*
3. **Prof. Doutor Carlos Silva Neto, PhD.** – *Professor Associado com Agregação do Instituto de Geografia e Ordenamento do território (responsável pelas Unidades Curriculares de Biogeografia e Ambiente e Biodiversidade)*
4. **Prof. Doutor David Gonçalves, PhD.** – *Professor Auxiliar, Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto; Investigador do InBIO/CIBIO-Universidade do Porto*
5. **Prof. Doutora Deodália Dias, PhD.** – *Professora Auxiliar, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa*
6. **Prof. Doutor Emanuel Gonçalves** – *Vice-Diretor do MARE – Centro de Ciências do Mar e do Ambiente e Professor Associado no ISPA – Instituto Universitário*
7. **Prof. Doutora Filomena Magalhães, PhD.** – *Professora Auxiliar da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Coordenadora do Mestrado em Ecologia e Gestão Ambiental da FCUL*
8. **Prof. Doutor Henrique Miguel L. Freitas Pereira, PhD.** – *Professor Catedrático, iDiv - Centro Alemão de Investigação Integrativa em Biodiversidade, Universidade de Halle-Wittenberg, e Investigador Coordenador Convidado no InBio - Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, Universidade do Porto*
9. **Prof. Doutor Jaime Albino Ramos, PhD.** – *Professor Auxiliar com Agregação da Universidade de Coimbra. Editor Associado da revista científica Animal Conservation, publicada pela Zoological Society of London*
10. **Prof. Doutor João Serôdio, PhD.** – *Professor auxiliar, Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro, CESAM - Centro de Estudos do Ambiente e do Mar*
11. **Prof. Doutor Jorge Palmeirim, PhD.** – *Professor Associado, Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Biologia Animal e Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais*
12. **Prof. Doutora Margarida Santos-Reis, PhD.** – *Professora Associada com Agregação, coordenadora do cE3c - Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes. Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa*
13. **Prof. Doutora Maria João Ramos Pereira, PhD.** – *Professora Adjunta do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil; Membro colaborador do CESAM/UA e ex-membro da Direcção Nacional da LPN (2001-2007)*

14. **Prof. Doutor Miguel B. Araújo, PhD.** – *Titular da Cátedra de Biodiversidade Rui Nabeiro no InBIO (Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva), Universidade de Évora; Investigador Coordenador do Museu Nacional de Ciências Naturais de Madrid, do CSIC (Consejo Superior de Investigaciones Científicas); e Professor Catedrático Convidado do Imperial College de Londres e da Universidade de Copenhaga. Editor Chefe da Revista Ecology*
15. **Prof. Doutor Paulo Célio Alves PhD.** – *Professor Associado, Universidade do Porto*
16. **Prof. Doutor Paulo Talhadas dos Santos, PhD.** – *Professor Auxiliar, Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto. Presidente da Direcção Nacional do FAPAS*
17. **Prof. Doutora Patrícia Alexandra da Silva Rosa, PhD** – *Faculdade das Ciências da Vida, Universidade da Madeira.*
18. **Prof. Doutor Ricardo Serrão Santos, PhD.** – *Eurodeputado no Parlamento Europeu e Investigador do Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores*
19. **Prof. Doutor Roberto Gamboa, PhD** – *Professor coordenador com agregação do Instituto Politécnico de Leiria, agregação na Universidade de Lisboa em Energia e Desenvolvimento Sustentável, investigador do MARE – IPLeia*
20. **Prof. Doutor Rui Rebelo, PhD.** – *Professor Auxiliar da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Coordenador do Mestrado em Biologia da Conservação da FCUL*
21. **Direcção Nacional da Liga para a Protecção da Natureza**
22. **Angela Morgado** – *Gestora Executiva WWF Mediterrâneo em Portugal*
23. **António Araújo** – *Manager West Africa Programme. MAVA - Fondation pour la Nature.*
24. **Doutora Adelaide Clemente, PhD.** – *Investigadora de pós-doutoramento, Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*
25. **Doutora Ana Campos, PhD.** – *Bióloga Freelancer*
26. **Doutora Ana Margarida Faria, PhD.** – *Investigadora pós-doutoramento, MARE – Marine and Environmental Sciences Centre. ISPA - Instituto Universitário*
27. **Doutora Ana Rainho, PhD.** – *Investigadora de pós-doutoramento, Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*
28. **Doutora Ana Sofia P. S. Reboleira, PhD. em Biologia** – *investigadora do Museu de História Natural da Dinamarca, Universidade de Copenhaga*
29. **Doutora Ana Sofia Rodrigues, PhD.** – *Investigadora do CNRS, Centre national de la recherche scientifique*
30. **Dr. António Espinha Monteiro, MsC.** – *Biólogo. Sócio Fundador da ATN – Associação Transumância e Natureza*

31. **Doutor Artur Gil, PhD.** – *Investigador Pós-Doc no Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (CE3C); Azorean Biodiversity Group, Department of Biology, University of the Azores (Ponta Delgada, Portugal)*
32. **Doutora Bárbara Horta e Costa, PhD.** – *Doutoramento em gestão e conservação de biodiversidade e recursos marinhos; áreas marinhas protegidas. Investigadora de pos-doc do CCMAR, Universidade do Algarve*
33. **Dr. Carlos Albuquerque** – *Biólogo, consultor internacional para a Conservação da Biodiversidade*
34. **Dr. Carlos Godinho** – *Biólogo, Candidato a Doutoramento no Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais (Universidade de Évora)*
35. **Doutor David Monticelli, PhD. em Ecologia** – *Investigador do MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra. Investigador em Ecologia de aves marinhas*
36. **Dr<sup>a</sup> Dília Menezes** – *Bióloga, chefe de divisão da conservação do Serviço do Parque Natural da Madeira e sub-diretora do mesmo serviço*
37. **Dr<sup>a</sup> Dora Querido** – *Bióloga, Chief Operating Officer da Associação Manx BirdLife*
38. **Doutor Diogo Veríssimo, PhD.** – *David H. Smith Postdoctoral Conservation Research Fellow, Georgia State University, USA*
39. **Doutor Domingos Leitão, PhD.** – *Coordenador do Departamento de Conservação Terrestre da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), PhD. em Ecologia e Biosistemática*
40. **Doutor Filipe Xavier Catry , PhD.** – *Centro de Ecologia Aplicada Prof. Baeta Neves (CEABN)/ Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva (InBio); Instituto Superior de Agronomia - Universidade de Lisboa*
41. **Doutor Gonçalo M. Rosa, PhD.** – *Investigador, Durrell Institute of Conservation and Ecology, University of Kent e Institute of Zoology, Zoological Society of London*
42. **Doutor Hany Alonso, PhD..** – *Investigador de Pós-Doutoramento na Universidade de Évora*
43. **Doutora Inês Catry, PhD.** – *Investigadora do InBio - Rede de Investigação em Biodiversidade e Biologia Evolutiva, Instituto Superior de Agronomia, Universidade de Lisboa*
44. **Doutora Inês Teixeira do Rosário, PhD. Ecologia** – *Investigadora de Pós-Doc, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa)*
45. **Doutora Joana Alves, PhD. em Ecologia** – *Investigadora sénior do CEF - Centro de Ecologia Funcional, Investigadora em ecologia de mamíferos terrestres*
46. **Doutor João Canning Clode, PhD.** – *Investigador Auxiliar do MARE, Centro de Ciências do Mar e do Ambiente, Portugal. Investigador Associado ao Smithsonian Environmental Research Center, EUA*
47. **Dr. João Miguel Gouveia Nunes** – *Biólogo, Director do Parque Ecológico do Funchal*

48. **Doutor João Paulo Fonseca, PhD.** – *Biólogo. Professor no ISPA - Instituto Universitário*
49. **Doutor João Vasconcelos, PhD em Ambiente** – *Coordenador do Grupo de Investigação em Turismo do Instituto Politécnico de Leiria*
50. **Doutor Joël Bried, PhD.** – *Veterinário liberal, Especialista em Ecologia e conservação das aves marinhas, Pós-Doc no Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Montpellier e no Departamento de Oceanografia e Pescas da Universidade dos Açores*
51. **Doutor José Augusto Alves, PhD.** – *Investigador sénior do CESAM - Centre for Environmental and Marine Studies (Universidade de Aveiro) e South Iceland Research Centre (University of Iceland). Editor Associado do Journal of Applied Ecology (British Ecological Society)*
52. **Doutor José Carlos Caetano Xavier, PhD.** – *Cientista sénior do MARE – Marine and Environment Sciences Centre e do BAS – British Antarctic Survey, Investigação em Ciência Polar. Representante de Portugal nas Antarctic Treaty Consultative Meetings (ATCM), membro do Scientific committee for Antarctic Research (SCAR)*
53. **Doutor José Pedro Tavares, PhD.** – *Director da Vulture Conservation Foundation, PhD. em Biologia pela Universidade de Nottingham*
54. **Dr. Luís Costa** – *Biólogo, Director Executivo da SPEA, Membro do Global Council da BirdLife International, Consultor do Conselho Científico da Station Biologique de la Tour du Valat*
55. **Doutor Luis da Costa, PhD.** – *Investigador Independente*
56. **Dr. Luís Dias** – *Biólogo marinho (Ualg), Director Executivo da VENTURA | nature emotions e Birds&Company*
57. **Doutor Luís Miguel Rosalino, PhD.** – *Investigador de pós-doutoramento, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Change (cE3c), Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*
58. **Doutor Luís Palma, PhD. em Ecologia** – *Investigador do CIBIO-InBIO, Universidade do Porto*
59. **Dr. Luis P. Silva, Biólogo** – *MSc em Ecologia e Gestão de Ecossistemas - Aluno de PhD. da Universidade de Coimbra. Investigador em aves como dispersoras de sementes em redes ecológicas*
60. **Doutora Maria Dias, PhD.** – *Marine Analyst at BirdLife International; Seabird researcher at MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, PhD. em Ecologia*
61. **Doutor Martim Melo, PhD.** – *Pos-doctoral researcher: CIBIO, Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, University of Porto, Portugal. Research Associate: Percy FitzPatrick Institute of African Ornithology, University of Cape Town, South Africa*
62. **Doutora Mónica C. Silva, PhD.** – *Investigadora no Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais (cE3c). Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa*
63. **Dr. Nuno Álvaro** – *MSc em Ordenamento do território e planeamento ambiental, candidato doutoramento no Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (CE3C); Azorean Biodiversity Group, Department of Biology, University of the Azores (Ponta Delgada, Portugal)*

64. **Doutor Nuno Pedroso, PhD.** – *Investigador de Pós-Doc, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes (Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa), Centro de Energia Nuclear na Agricultura, CENA (Universidade de São Paulo, Brasil)*
65. **Doutora Patrícia Alexandra Inês B. Pedro, PhD. em Ecologia** – *Colaborador no MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, Departamento de Ciências da Vida, Universidade de Coimbra. Investigador em Ecologia de aves marinhas*
66. **Doutor Paulo Esteves Jorge, PhD.** – *Investigador, MARE, Marine and Environmental Sciences Centre. ISPA - Instituto Universitário*
67. **Doutor Pedro Beja, PhD.** – *Investigador Coordenador (Cátedra EDP Biodiversidade), InBIO/CIBIO-Universidade do Porto*
68. **Doutor Pedro Lourenço, PhD.** - *Investigador Pós-doutoral, Centro de Estudos do Ambiente e do Mar e Museu Nacional de História Natural e da Ciência, Universidade de Lisboa*
69. **Doutor Pedro Miguel Mendes Araújo, PhD. em Ecologia** – *Investigador do MARE – Marine and Environmental Sciences Centre, Investigador em Ecologia e Biologia da Conservação. Investigador em ecologia da migração de espécies terrestres*
70. **Doutor Pedro Reis Rodrigues, PhD.** – *Investigador Posdoc do Instituto de Patología Animal, Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad Austral de Chile*
71. **Doutor Pedro Segurado, PhD.** – *Investigador no Centro de Estudos Florestais, Instituto Superior de Agronomia*
72. **Dr. Ricardo Araújo, Biólogo** – *Diretor do Museu de História Natural do Funchal*
73. **Dr. Ricardo Brandão** – *Médico Veterinário e Coordenador do Centro de Ecologia, Recuperação e Vigilância de Animais Selvagens (CERVAS) / Associação ALDEIA*
74. **Doutor Ricardo Correia, PhD.** – *Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de Alagoas e School of Geography and the Environment, University of Oxford*
75. **Doutor Ricardo Faustino de Lima, PhD.** – *Post-doc Researcher at Ce3C, Centre for Ecology, Evolution and Environmental Change, Faculty of Sciences, Lisbon University*
76. **Doutor Ricardo Lopes, PhD. em Ecologia** – *Investigador sénior do CIBIO - Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Investigador em biodiversidade genética*
77. **Doutor Ricardo Martins, PhD.** – *Investigador do cE3c - Centre for Ecology, Evolution and Environmental Changes, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*
78. **Dr. Ricardo M. Nogueira Mendes, Biólogo** – *Doutorando em Geografia e Planeamento Regional; Pós-graduado em Turismo de Natureza; Gestor de Ciência e Tecnologia; Membro do Conselho Profissional e Deontológico da Ordem dos Biólogos.*
79. **Dr. Ricardo Rocha** – *MSc em Conservation Science (Imperial College London) e candidato a doutoramento em Biologia da Conservação, Universidade de Lisboa (Centro de Ecologia, Evolução e Alterações Ambientais) e Universidade de Helsínquia (Metapopulation Research Centre)*

80. **Doutor Ricardo Tomé, PhD.** – *Diretor Científico da STRIX - Ambiente e Inovação, PhD. em Zoologia pela Universidade de Turku (Finlândia), Ex-Presidente da SPEA (2006 - 2010)*
81. **Dr<sup>a</sup> Rita Alcazar, MsC** – *Bióloga, Coordenadora de Departamento, Liga para a Protecção da Natureza*
82. **Doutora Rita Covas, PhD** – *Senior Researcher, CIBIO, Research Center in Biodiversity and Genetic Resources, University of Porto, Portugal. Honorary Research Associate: Percy FitzPatrick Institute of African Ornithology, University of Cape Town, South Africa*
83. **Doutor Ruben Huttel Heleno, PhD.** – *Investigador Auxiliar, Centro de Ecologia Funcional - Universidade de Coimbra*
84. **Doutor Rui Lourenço, PhD.** – *Investigador de pós-doutoramento no Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas (Laboratório de Ornitologia), Universidade de Évora*
85. **Doutora Sara M. Francisco, PhD.** – *Investigadora posdoc no MARE - Marine and Environmental Sciences Centre, ISPA - Instituto Universitário*
86. **Doutora Sandra Hervías Parejo, PhD.** – *Bióloga especialista em impactos de espécies invasoras em habitats insulares. Técnica da SPEA*
87. **Doutora Susana Coelho, PhD.** – *Bióloga Freelancer*
88. **Doutora Susana Rosa, PhD.** – *Consultora em ambiente e ecologia, PhD. em Ecologia*
89. **Doutora Teresa Catry, PhD.** – *Investigadora do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar (CESAM), Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, PhD. em Ecologia*
90. **Doutora Teresa Sales Luís, PhD.** – *Bióloga, Investigadora independente*
91. **Doutor Tiago Marques, PhD.** – *Investigador Sénior, Universidade de St. Andrews*
92. **Doutora Verónica Rodrigues Costa Neves, PhD. em Ecologia Animal** – *Investigadora do MARE - Marine and Environmental Sciences Centre. Universidade dos Açores*

#### Cientistas e ONG internacionais

93. **Prof. Doutor Adriano Martinoli, PhD.** – *Professor Associado, Department of Theoretical and Applied Sciences, Università degli Studi dell'Insubria, Varese, Itália*
94. **Prof. Doutor Brendan J. Godley, PhD.** – *Chair in Conservation Science. Centre for Ecology & Conservation. University of Exeter, UK*
95. **Prof. Doutor Christoph F.J. Meyer, PhD.** – *Lecturer in Global Ecology and Conservation, University of Salford*
96. **Prof. Doutor Emili García-Berthou** – *Professor of Ecology, Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, Girona, Spain*

97. **Prof. Doutora Holly Jones, PhD.** – *Assistant Professor, Northern Illinois University, Department of Biological Sciences; Institute for the Study of the Environment, Sustainability, and Energy. Expert in habitat recovery research*
98. **Prof. Doutor Jorge Mário Bergoglio, PhD em Filosofia** – *Reitor da Faculdade de Filosofia e Teologia de San Miguel, Argentina. Autor da publicação Laudato Si - encíclica sobre o ambiente, biodiversidade e alterações climáticas*
99. **Prof. Doutor José María Fernández-Palacios** – *Ecology Professor, Head of the Island Ecology and Biogeography Research Group, La Laguna University, Tenerife*
100. **Prof. Doutor Manuel Nogales Hidalgo, PhD.** – *Cientista titular (CSIC /Consejo Superior de Investigaciones Científicas) - Spanish National Research Council, Grupo de Investigación em Ecologia Insular e Evolução*
101. **Prof. Doutora Maria Rocío Ruiz de Ybañez, PhD.** – *Professora Titular, Universidade de Murcia, Faculdade de Veterinária, Departamento de Sanidade Animal. Secretária do Master Sanidade e gestão de fauna silvestre*
102. **Prof. Doutor Nigel Collar, PhD.** – *Leventis Fellow in Conservation Biology, BirdLife International, Honorary Professor of Biology, University of East Anglia*
103. **Prof. Doutor Salvador Peris, PhD.** – *Professor Catedrático da Faculdade de Biologia da Universidade de Salamanca, Departamento de Biologia Animal, Ecologia, Parasitologia, Edafologia e Química Agrícola, especialista em Efeitos de Biocidas sobre Vertebrados, Gestão e Conservação de Fauna de Vertebrados, Avaliação de Impacto Ambiental sobre a Fauna*
104. **Prof. Doutor Sandro Bertolino, PhD** – *University of Turin, DISAFA Entomology & Zoology*
105. **Prof. Doutor Stuart Bearhop, PhD.** – *Professor of Animal Ecology/Director of Education. University of Exeter, UK*
106. **Prof. Doutor W. A. Montevecchi, PhD.** – *University Research Professor Psychology, Biology, Ocean Sciences. Memorial University of Newfoundland, Canada*
107. **Prof. Doutor William J Sutherland** – *Miriam Rothschild Chair in Conservation Biology, Department of Zoology, University of Cambridge*
108. **Delmar Alberto Blasco Bellomaría** – *Coordinator of the Mediterranean Wetlands Initiative (MedWet) and former Secretary General of the Ramsar Convention on Wetlands*
109. **Dr.<sup>a</sup> Alison Duncan** – *Chef de mission outre-mer et international chez LPO/BirdLife France*
110. **Doutor Antonio Troya, Biólogo, PhD.** – *IUCN, Centre for Mediterranean Cooperation (IUCN-Med), Director and Programme Coordinator*
111. **Dr.<sup>a</sup> Asunción Ruiz, PhD.** – *Diretora-executiva da SEO/BirdLife. Licenciada en Ciencias Biológicas por la Universidad Autónoma de Madrid y Diplomada en Gestión de Empresas*
112. **Doutor Carles Carboneras, PhD.** – *Biólogo, Nature Policy Officer - Invasive Non-native Species, RSPB*

113. **Dr<sup>a</sup> Clare Stringer, MConSc, LLB, BSc** – *Head of International Species Recovery Unit, RSPB, UK. Member of IUCN Invasive Species Specialist Group. Masters in Conservation Science, Earlier graduation in Law (LLB) and Biology (BSc). Masters thesis in Conservation Genetics, Victoria University of Wellington*
114. **Don Stewart** – *Regional Director Pacific, BirdLife International*
115. **Doutor François Renaud, PhD.** – *Director of Research/CNRS, Centre National de la Recherche Scientifique, Evolutionary Biology/Ecology. Maladies Infectieuses et Vecteurs, Génétique, Evolution et Contrôle*
116. **Dr. Fred Wouters** – *Director executivo da VBN, Vogelbescherming Nederland*
117. **Dr. Jean Jalbert, Director of Tour du Valat** – *Research center for the conservation of Mediterranean wetlands*
118. **Doutor Jean-Yves Paquet, Biologist PhD MSc** – *Head of Departement of Studies, Natagora, BirdLife in Belgium*
119. **Dr. Joe Sultana** – *Consultor especialista para o Diploma Europeu do Conselho da Europa, ex-Presidente da MOS/ BirdLife Malta, former Chairman of European Section of ICBP/Birdlife International, and Council member of BirdLife International*
120. **Doutor John Patrick Croxall, PhD** – *Biologist, Chair of Global Seabird Programme, of BirdLife International, Commander of the Most Excellent Order of the British Empire, Fellow of the Royal Society of London for Improving Natural Knowledge, Former Head of Conservation Biology at the British Antarctic Survey, former senior research associate in zoology, at the University of Newcastle upon Tyne*
121. **Dr. Jonathan Loh** – *MSc Imperial College London and PhD. student at University of Kent, School of Anthropology and Conservation. Consultant to WWF International and Honorary Research Associate, Zoological Society of London*
122. **Doutor José Manuel Arcos, PhD** – *Biólogo, Coordenador do Programa Marinho da SEO/BirdLife, Investigador Pós-Doc na IMEDEA, Maiorca e Universidade de Glasgow, Escócia*
123. **Doutora Katrin Ludynia, PhD em Ecologia** – *Investigador sénior na Animal Demography Unit - Marine Research Institute, Univ. of Cape Town. Investigadora em Ecologia e Biologia da Conservação*
124. **Dr. Jacopo G. Cecere** – *Biólogo, ISPRA – Institute for the Environmental Protection and Research, Italy*
125. **Doutora Jennifer L. Lavers, PhD.** – *Marine Ecologist, Research Fellow at the Institute for Marine & Antarctic Studies, Tasmania. Adjunct Fellow, RMIT University*
126. **Dr. Joe Beek** – *CEO of Island Conservation*
127. **Dr. John Kelly, Biólogo** – *Globally Threatened Species Programme Manager at RSPB*
128. **Doutora Letizia Campioni, PhD.** – *Investigadora de pós-doutoramento, MARE – Marine and Environmental Sciences Centre. ISPA - Instituto Universitário*
129. **Doutora Maite Louzao, PhD em Ecologia** – *Investigador Principal na AZTI - TECNALIA, Transforming Science into Business. Investigador na Divisão de Investigação Marinha*

130. **Dr. Martin Poot** – *MSc in Biology, Statistical researcher nature at Statistics Netherlands, former senior ecologist*
131. **Doutor Mike Moser, PhD in Ecology** – *Independent, Conservation Adviser, Chair of North Devon's UNESCO Biosphere Reserve Partnership (UK) and member of the Board of the Tour du Valat Foundation (France) (since 1990). Council member and Acting Chair of English Nature (1999-2007), the UK Joint Nature Conservation Committee (2001-2007), the Board of the International Foundation for the Banc d'Arguin (1990 – 95), the Scientific Council of the Bonn Convention (1989-2002) and the Council of the Wildfowl and Wetlands Trust 1993-96. Counsellor of Honour of Wetlands International (since 1988,) Director of Development for the British Trust for Ornithology 1983-1988, and Director of Wetlands International (formerly IWRB) from 1988 – 1999*
132. **Dr. Nicholas Barbara** – *MSc em Biologia e Conservação, Universidade de Exeter, Gestor de Conservação, BirdLife Malta*
133. **Doutora Nina Dehnhard, PhD** – *FWO Postdoctoral Research Fellow, University of Antwerp, Department Biology - Ethology*
134. **Doutor Norman Ratcliffe, PhD.** – *Seabird Ecologist, Ecosystems Division, British Antarctic Survey*
135. **Dr. Paolo Lombardi, Biólogo** – *Director of WWF International Mediterranean Programme*
136. **Doutor Patrick Duncan, PhD.** – *Senior scientist, CNRS/French National Centre for Scientific Research*
137. **Doutor Paul Brickley, PhD.** – *Director of the South Atlantic Environmental Research Institute (SAERI)*
138. **Doutor Paul Donald, PhD** – *Principal Conservation Scientist, RSPB Centre for Conservation Science. Editor-in-Chief of the journal Ibis*
139. **Doutor Piero Genovesi, Phd.** – *Chair of IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Research Associate University of Concordia, member of the CBD Inter-agency Liaison group on invasive alien species, member of the Steering Committee of the IUCN SSC*
140. **Doutor Phill Whittington, PhD em Ecologia** – *Investigador sénior no East London Museum em biologia da conservação na África do Sul*
141. **Doutor Phillip Schewmer, PhD. em Ecologia** – *Investigador sénior na FTZ - Research and Technology Centre, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Investigador em Ecologia e Biologia da Conservação*
142. **Dr. Philip Taylor** – *Biólogo, RSPB Seabird Recovery Officer*
143. **Doutor Richard A Phillips, PhD. em Ecologia** – *Investigador sénior no British Antarctic Survey. Investigador em Ecologia populacional, fisiológica e evolutiva de aves marinhas. Coordenador do Grupo de Conservação e Grandes Predadores*
144. **Dr. Robert Clemens, PhD candidate, University of Queensland** – *MS in Natural Resources from Humboldt State University*
145. **Doutor Stefan Garthe, PhD em Ecologia** – *Investigador Principal na FTZ - Research and Technology Centre, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Investigador em Ecologia e Biologia da Conservação*

146. **Doutor Steffen Opiel, PhD.** – *Senior Conservation Scientist, RSPB Centre for Conservation Science*
147. **Dr. Steve Cranwell** – *Programme Manager Invasive Species, BirdLife International*
148. **Dr. Tim Adriaens** – *Wildlife Management, Dpt. Management and Sustainable Use, Research Institute for Nature and Forest (INBO), Belgium*
149. **Doutor Thierry Micol, PhD. in Biology** – *Head of Natural Heritage Department – LPO (French BirdLife Partner). Expert on exotic invasive mammals*
150. **Doutor Tim Dodman, PhD. em Ecologia** – *Investigador sénior na ONG Wetlands International. Especialista em aves aquáticas, conservação de zonas húmidas e desenvolvimento sustentável em África*
151. **Doutor Yves ChereI, PhD. em Ecologia** – *Investigador Principal no CNRS-CEBC - Centre national de la recherche scientifique - Centre d'Études Biologiques de Chizé. Investigador em Ecologia de predadores marinhos*

## **Membros da Comissão Científica do Projeto**

152. **Prof. Doutor Augusto Faustino, PhD. em Patologia Veterinária** – Licenciado em Medicina Veterinária, Professor Associado do Instituto de Ciências Biomédicas Abel Salazar da Universidade do Porto
153. **Eng<sup>o</sup> Carlos Silva** – Engenheiro Florestal, Mestrado em Tecnologia e Sustentabilidade de Sistemas florestais, Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco. Técnico da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves
154. **Dr. Iván Ramírez** – Biólogo, Head of Conservation for Europe & Central Asia, BirdLife international
155. **Dr.<sup>a</sup> Joana Andrade** – Bióloga, Coordenadora do Departamento de Conservação Marinha da SPEA/BirdLife partner, Coordenadora do projeto Life Berlengas
156. **Prof. Doutor José Pedro Granadeiro, PhD.** – Professor Convidado da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
157. **Dr. Miguel Lecoq** – Biólogo, Pós-graduação em Biologia da Conservação, Universidade de Évora. Assistente de Coordenação do Projeto Gestão Sustentável dos Recursos Florestais no Parque Natural dos Tarrafes do Rio Cacheu (Guiné-Bissau), Monte ONGD
158. **Doutor Paulo Catry, PhD.** – Investigador sénior, ISPA – Instituto Universitário. Consultor Internacional em Gestão de Áreas Protegidas e Conservação da Biodiversidade.
159. **Doutor Paulo Oliveira, PhD.** – Director do Serviço do Parque Natural da Madeira, PhD. em Biological Sciences pela Manchester Metropolitan University
160. **Dr. Pedro L. Geraldès** – Biólogo (Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves - SPEA), Técnico do projeto Life Berlengas, Coordenador do projeto "Protecting threatened and endemic species in Cape Verde", prémios Best of LIFE Nature (2009, 2011 e 2013)
161. **Doutora Sofia Gabriel, PhD. em Biologia** – Investigadora de Pós-doutoramento, Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Departamento de Biologia Animal da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa
162. **Prof. Doutora Teresa Mouga, PhD.** – Bióloga, professora coordenadora do Instituto Politécnico de Leiria, na área da Botânica
163. **Doutor Vitor Hugo Rodrigues Paiva, PhD.** – Investigador sénior do MARE – Marine and Environmental Sciences Centre, Investigador em Ecologia e Biologia da Conservação, Editor Associado da Marine Biology, revista científica da Springer

As instituições que integram a equipa deste projeto LIFE concordam com os factos expostos nesta carta e agradecem o apoio dos cientistas e instituições signatárias.

- SOCIEDADE PORTUGUESA PARA O ESTUDO DAS AVES
- INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS
- CÂMARA MUNICIPAL DE PENICHE
- FACULDADE DE CIÊNCIAS SOCIAIS E HUMANAS
- ESCOLA SUPERIOR DE TURISMO E TECNOLOGIA DO MAR

*CARACTERIZAÇÃO DE UMA POPULAÇÃO  
INSULAR DE ROEDORES INVASORES.  
O CASO DO RATO PRETO (RATTUS RATTUS)  
NA ILHA DA BERLENGA.*

Tânia Nascimento

Nº Mec.: 68850

Julho, 2016

# Agradecimentos

---

A todas as pessoas e instituições que possibilitaram a concretização deste trabalho, seja pelo apoio profissional ou humano. Em especial:

Aos orientadores, Nuno Oliveira e Professor Dr. António Luís, pelo apoio, disponibilidade, opiniões e críticas, e no solucionar de dúvidas e problemas que foram surgindo.

À Isabel Fagundes, pela disponibilidade, ajuda, aprendizagem, amizade e os nossos momentos de maldade.

Aos vigilantes da Reserva Paulo Crisóstomo, Eduardo Mourato e António Figueiredo, por toda a ajuda, pelo fantástico acolhimento, momentos de descontração, incentivo e partilha.

A todos os voluntários e estagiários da SPEA que ajudaram na realização dos vários trabalhos de campo envolvidos neste estudo. Em especial à Marta Proietti Mancini, Marta Catita e Carlos Tejada Baena. Por todas as conversas malucas, companhia, carinho e ajuda.

À Direção Geral de Faróis, em especial a todos os faroleiros de serviço no Farol da Berlenga, pelo transporte para a ilha, simpatia e amizade.

Aos amigos, pelo companheirismo, pelos desabafos e palavras de incentivo, obrigado por acreditarem em mim mais do que eu. Em especial para a Sara Peixoto e Rodrigo Almeida. A todos os que partilharam e acompanharam os momentos de escrita, em especial a Andreia Mortágua e Guilherme Teixeira, o sofrimento é sempre melhor quando é partilhado.

À minha família, pela compreensão, preocupação e estímulo, por toda a ajuda dispensada e todo o amor.

# Índice

---

Resumo .....	3
Introdução.....	4
O rato-preto - caracterização da espécie.....	6
Arquipélago das Berlengas .....	8
Materiais e métodos .....	12
Área de estudo .....	12
Aspetos biométricos .....	13
Estudo da densidade e variação mensal das abundâncias.....	14
Captura de ratos.....	14
Análise de dados.....	15
Estudo da dieta.....	16
Captura de ratos.....	16
Análise estomacal e fecal .....	17
Análise de dados.....	18
Radio-telemetria .....	18
Resultados.....	20
Aspetos biométricos .....	20
Estudo da densidade e variação de abundância anual .....	20
Radio-telemetria .....	24
Estudo da dieta.....	28
Discussão .....	33
Aspetos biométricos e reprodução.....	33
Estimação de efetivos e áreas vitais .....	35
Dieta.....	37
Considerações finais .....	40
Referências.....	42

## Resumo

---

Mais de 80% de todos os arquipélagos possuem roedores introduzidos que podem afetar a estrutura e função dos ecossistemas, incluindo a diminuição ou a extinção de espécies endémicas, com especial impacto na flora e na avifauna marinha. Entender as interações destes roedores e o ecossistema onde estão inseridos, ao nível da sua posição na cadeia alimentar e na colheita de dados comportamentais auxilia os esforços de gestão de espécies invasoras e conservação de fauna e flora nativas. Para esse efeito foram estudados os hábitos alimentares pelas análises dos conteúdos do tubo digestivo, o tamanho da população e as variações anuais do número de indivíduos, recorrendo a métodos de captura-recaptura, bem como a estimação de áreas vitais por radio-telemetria da população de rato-preto presente na ilha da Berlenga, uma das zonas de maior importância na nidificação de aves marinhas da costa portuguesa. Pelos resultados pode-se constatar que a população da Berlenga exhibe um forte dimorfismo sexual onde se verifica o fenómeno de gigantismo insular. A abundância de ratos é maior nos meses de Primavera, onde a abundância de recursos é maior e nos fins do Outono, sendo menor nos meses de Verão. A densidade populacional estimada variou de 40.15 ind/ha e 36.36 ind/ha em duas zonas da ilha (Ilha Velha e Berlenga, respetivamente), embora os valores possam ser sobrestimados devido ao baixo número de recapturas. Dos 8 ratos seguidos as áreas vitais calculadas foram menores do que o normalmente registado para a espécie, com uma média de 0.098 ha, não havendo diferenças significativas entre machos e fêmeas. A dieta do rato-preto, entre os meses de janeiro e abril, foi avaliada num conjunto de 23 indivíduos e consistiu maioritariamente de plantas (94.30%) e invertebrados (5.59%). Os resultados confirmam uma dieta variada, mas seletiva, com 13 espécies de plantas identificadas e 7 grupos distintos de invertebrados. Na flora as espécies mais predadas foram a *Calendula suffruticosa*, *Urtica membranacea* e *Atriplex prostrata*; nos vertebrados os grupos mais afetados foram as larvas de Lepidoptera, Coleoptera e uma espécie de aranha-lobo do género *Arctosa*. Não houve registo do consumo de plantas endémicas nem invasoras. As sementes foram as partes mais consumidas, afetando estas comunidades tanto pela sua predação como dispersão. Vestígios de penas foram encontrados em 21.7% dos estômagos analisados.

## Introdução

---

A invasão de ecossistemas por espécies exóticas é considerada como a segunda causa mais importante de perda de biodiversidade logo a seguir à destruição e fragmentação de habitat (Vitousek, Mooney, et al. 1997; Lowe et al. 2000; Nogales et al. 2006). Grande parte das invasões tiveram causas humanas. Intencionalmente ou inadvertidamente os humanos movem espécies para fora das suas áreas naturais, estabilizando e prosperando em novos habitats (Vitousek, Mooney, et al. 1997; Vitousek, D'Antonio, et al. 1997). Os impactos causados pelas espécies invasoras passam por alterações dos caminhos evolutivos das espécies nativas, quer seja por competição, predação, hibridação, afetando a estrutura e funcionamento dos ecossistemas e ultimamente a extinção (Mooney & Cleland 2001). Podem ainda afetar negativamente a saúde humana e originam grandes perdas económicas em setores como a agricultura e a silvicultura (Vitousek, D'Antonio, et al. 1997).

Em 2001 a IUCN publicou a lista das 100 piores espécies invasoras, baseando-se no seu sério impacto na diversidade biológica e atividades humanas (Lowe et al. 2000). A lista apresenta uma grande variedade de grupos taxonómicos. Os grupos com maior representação são as plantas (32 espécies), os invertebrados terrestres (17 espécies) e os mamíferos (14 espécies).

Os ecossistemas insulares, que evoluíram em isolamento, são particularmente vulneráveis a estas invasões. As ilhas apresentam relativamente pouca diversidade de plantas e animais, redes tróficas simplificadas e altos níveis de endemismos. As espécies presentes evoluíram na ausência de fortes influências ecológicas (competição, parasitismo, predação, etc.) explicando a elevada suscetibilidade desses ecossistemas a perturbações e os elevados níveis de extinções já registados (Courchamp et al. 2003; Nogales et al. 2006).

Diferentes tipos de interações entre espécies têm diferentes consequências. A predação é o tipo de interação que tem causado um maior número de extinções. Sozinha é responsável por mais de 30% das extinções registadas em vertebrados (Sax & Gaines 2008). Outros grupos taxonómicos também são afetados de distintas maneiras, apesar das extinções em plantas serem

relativamente raras quando comparadas com as extinções de vertebrados terrestres, onde as aves são o grupo mais afetado (Sax & Gaines 2008).

A introdução de mamíferos predadores é a maior causa de extinção de aves em ecossistemas insulares (Courchamp et al. 2003; Blackburn et al. 2004). Entre as espécies de mamíferos responsáveis pela maior parte dos danos em ilhas estão os ratos, os gatos, as cabras, os coelhos e os javalis (Courchamp et al. 2003). Cada introdução sucessiva de predadores aumenta o número de espécies perdidas, especialmente de espécies endémicas. A ameaça a aves nativas é maior em ilhas grandes, isoladas e que foram colonizadas mais recentemente. Em ilhas mais pequenas e facilmente colonizáveis as espécies mais suscetíveis a predadores exóticos já foram, presumivelmente, extintas. No entanto o estabelecimento de novas espécies predadoras levará a extinções adicionais, permanecendo assim como uma das maiores ameaças para a avifauna insular (Blackburn et al. 2004).

Assim sendo a introdução e difusão de espécies não nativas é considerada atualmente uma crise ecológica global que requer um elevado esforço e cooperação para garantir a conservação de zonas afetadas (Gurevitch & Padilla 2004; Lowe et al. 2000; Vitousek, Mooney, et al. 1997; Pimentel et al. 2005)

O rato-preto, *Rattus rattus* Linnaeus, 1758 (Rodentia: Muridae), está entre os vertebrados invasores mais distribuídos e difundidos por ilhas e continentes. De facto, mais de 80% de todos os arquipélagos possuem uma ou mais espécies de roedores introduzidos, onde prosperam sem predadores naturais, afetando negativamente a flora e fauna nativas que são, em geral, particularmente vulneráveis a estas ameaças (Atkinson 1985; Towns 2009).

O projeto LIFE Berlengas coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA) em parceria com o Instituto de Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), a Câmara Municipal de Peniche, e a Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa (FCSH), pretende contribuir para a gestão sustentável da Zona de Proteção Especial (ZPE) das Berlengas, conservando os seus habitats, plantas endémicas e populações de aves marinhas. Para tal algumas ações do projeto

envolvem o controlo e remoção de plantas exóticas, o controlo das populações de gaivota-de-patas-amarelas e da erradicação dos mamíferos introduzidos (*Rattus rattus* e *Oryctolagus cuniculus*)

A identificação e em que medida as espécies não indígenas ameaçam populações de espécies nativas, comunidades e ecossistemas é um assunto de maior importância e que tem sido alvo de numerosas investigações. A medição deste impacto permitirá distinguir os invasores causadores de menores efeitos dos que produzem efeitos profundos nos ecossistemas a fim de priorizar e tornar mais eficientes os esforços de conservação (Nogales et al. 2006). Torna-se assim imprescindível o aprofundamento do conhecimento sobre a população de rato-preto da Berlenga, o estudo das interações entre estes roedores introduzidos e o habitat por eles invadido, a investigação da sua posição na cadeia alimentar e a colheita de dados comportamentais. Foi neste contexto que surgiu o estudo aqui apresentado, o qual assenta em três objetivos principais:

- Estudar a densidade e a variação da abundância anual, usando o método de captura-marcação-recaptura;
- Estudar a dieta mediante a colheita de tubos digestivos para análise estomacal e fecal;
- Estudar as movimentações e estimar as áreas vitais por radio-telemetria.

## O rato-preto - caracterização da espécie

De hábitos noturnos, o rato-preto apresenta um tamanho médio com uma cauda longa, usualmente superior ao comprimento do seu corpo (comprimento total médio de 370 mm). Está dividido em dois subgrupos baseados no número cromossómico, uma forma asiática com 42 cromossomas e uma forma mediterrânica com 38 cromossomas (Shiels et al. 2014; McCormick 2003; Yoshida et al. 1974). Podem reproduzir-se durante todo o ano, mas têm dois picos de reprodução, um entre fevereiro e março e outro entre maio e junho. O período de gestação dura aproximadamente 21 dias, tendo uma média de 7 crias por ninhada. As crias são desmamadas às 3 semanas de idade e atingem

o estado adulto aos três meses. A pelagem pode apresentar três morfótipos: pêlo escuro-preto, pêlo acastanhado com a barriga branca ou acinzentada.

Altamente omnívoro generalista, a sua dieta varia entre um largo leque de plantas, invertebrados, vertebrados e fungos (Shiels et al. 2014). Frequentemente apontado como uma das principais causas do declínio ou extirpação (especialmente em ecossistemas insulares) de várias espécies de plantas, principalmente pela depleção de sementes e consequente alteração da dinâmica da vegetação, e de aves marinhas, maioritariamente pela predação de ovos e crias (Townsend et al. 2006; Atkinson 1985; Shiels & Drake 2011).

Geralmente considerado como uma praga, tem um impacto negativo na economia, estando implicado na destruição de sementes, cereais, culturas, árvores de fruto, e outras fontes de alimento, não só se alimentando destas, mas destruindo o que não são capazes de consumir. O rato-preto é também um conhecido vetor resiliente de muitas doenças, maioritariamente infeções bacterianas como a *Yersinia pestis* o agente responsável pela peste negra, que na idade média dizimou 30–60% da população europeia, no qual o rato-preto teve um papel importante na sua difusão (McCormick 2003; Banks & Hughes 2012; Davis 1986).

A sua origem remonta ao sudeste da Ásia, particularmente às regiões da Índia e Malásia. Quando, como e por onde chegaram à Europa permanece um mistério. Pensa-se que terão viajado a bordo dos barcos do império romano aquando do comércio de especiarias no sudoeste da Índia, colonizando a região mediterrânica a partir da qual se difundiram para o resto do continente, estando a sua colonização na Europa apontada entre os séc. IV e II A.C. (McCormick 2003). A sua natureza sedentária não lhe teria permitido uma rápida colonização por si. Aproveitando-se então dos movimentos dos povos e do florescimento do comércio marítimo, o rato-preto foi introduzido em todos os continentes terrestres, estando bastante difundido por todo o globo. Os fatores do seu elevado sucesso colonizador prendem-se sobretudo ao seu alto comensalismo, sobrevivendo em ambientes dominados por humanos, áreas naturais e ilhas onde não existe presença humana, estando bem-adaptados a climas secos onde a ocorrência de água é escassa.

O rato-preto é normalmente encontrado em grandes números em zonas costeiras, mas pode ser encontrado em qualquer tipo de habitat que lhe seja favorável. Escalador ágil prefere locais elevados como telhados em áreas urbanas e árvores em áreas rurais, usando a sua longa cauda para dar estabilidade e balanço. Anteriormente comuns em cidades e nos campos em zonas temperadas foram gradualmente substituídos pelo seu parente asiático mais agressivo e resistente, a ratazana *Rattus norvegicus*, introduzida na Europa no início do séc. XVIII. Contrariamente, conseguiram prosperar e manter a sua dominância face aos seus competidores em zonas tropicais e em ilhas (Nowak 1991).

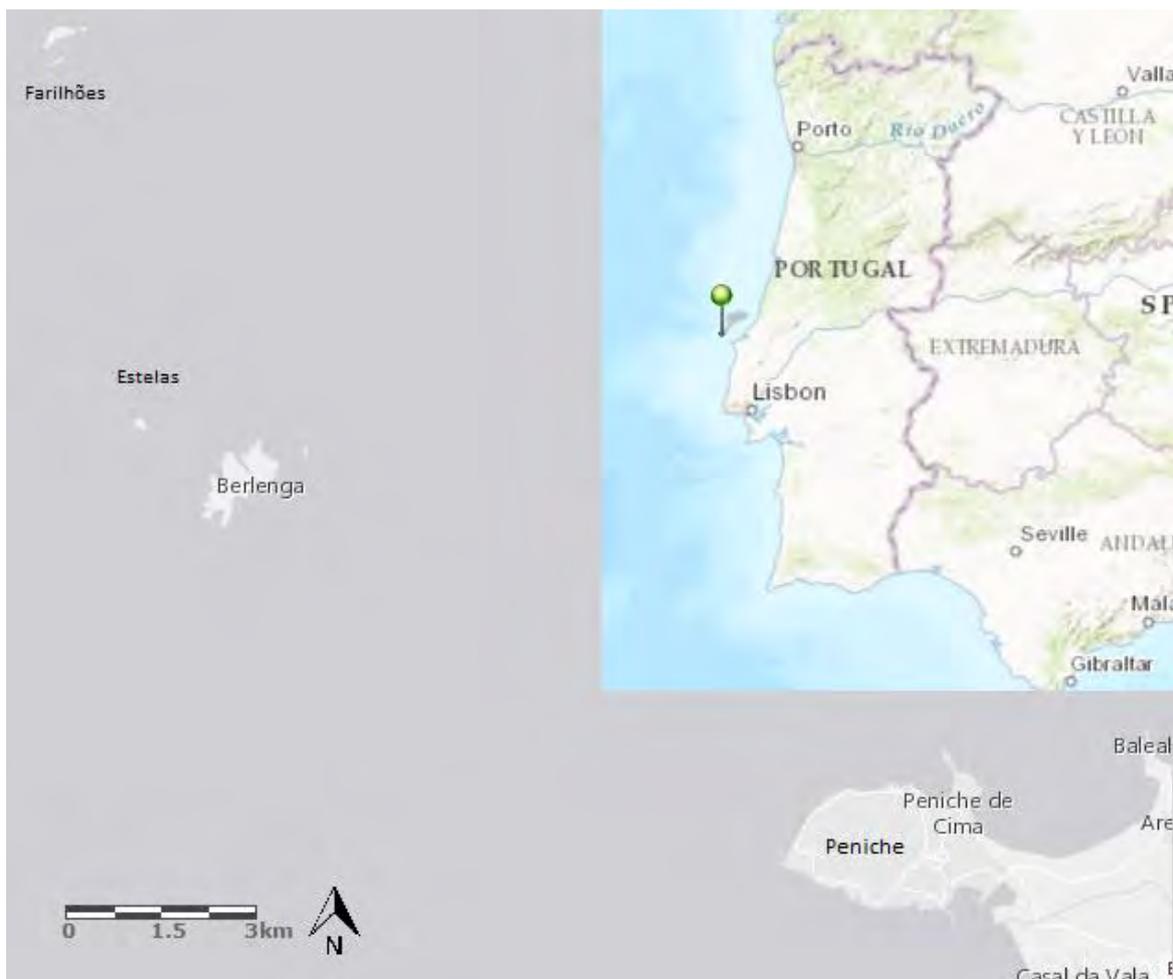
O primeiro trabalho referente à zoologia na Berlenga, realizado por Daveu & Girard (1883), refere a presença do rato-preto, embora a espécie tenha sido erroneamente identificada como *Mus musculus* neste e em estudos posteriores. Mais tarde, Silva (1988) elaborou o único estudo existente desta população de rato-preto, tendo colhido informação sobre a morfometria, abundância, reprodução e ocupação do espaço, e afirmando que a população exibe uma síndrome insular bem marcada, desenvolvendo dimensões corporais superiores, que excedem as de populações do Mediterrâneo e, de um modo geral, das outras populações estudadas até à época. O autor considerou ainda que a Berlenga possui um estatuto privilegiado para estudos de processos evolutivos, podendo a população de rato-preto prestar um importante contributo e assumir um elevado interesse científico.

## Arquipélago das Berlengas

O arquipélago das Berlengas localiza-se na plataforma continental portuguesa, a 5,7 milhas do Cabo Carvoeiro (Peniche). É formado por um conjunto de pequenas ilhas e ilhéus englobados em três grupos: a ilha da Berlenga, as Estelas e os Farilhões-Forçadas (Fig.1).

No arquipélago das Berlengas ocorrem rochas magmáticas (granitos vermelhos bastante deformados na Berlenga e Estelas) e rochas metamórficas (gnaisse e xistos nos Farilhões). A região apresenta um clima temperado marítimo, caracterizada por Verões frescos com temperaturas médias mensais inferiores a 20° C e máximas diárias que raramente ultrapassam os 32° C, e por Invernos

tépidos com temperaturas médias mensais superiores a 10° C e mínimas diárias superiores a 0° C. As amplitudes térmicas são moderadas e os nevoeiros são frequentes durante o Verão. Os ventos são geralmente do quadrante norte durante o fim da Primavera e o Verão, e de sudoeste e oeste durante o resto do ano. Intensas chuvas no inverno alternam com períodos de aridez, entre a primavera e o outono (Amado et al. 2007; Câmara Municipal de Peniche 2008) .



**Figura 1** - Localização geográfica do arquipélago das Berlengas.

A geologia e a geomorfologia do arquipélago não são propícias à formação e manutenção de cursos de água pelo que a vegetação predominantemente é de porte herbáceo ou arbustivo, essencialmente de ervas perenes ou anuais, num total de 128 espécies. A riqueza florística é alta perto das zonas antrópicas e baixa nas zonas de maior pressão de colónias de gaivotas e onde a espécie invasora *Carpobrotus edulis* está presente. O contexto insular, a localização geográfica e o clima conduziram a três especiações florísticas: *Armeria*

*berlengensis*, *Herniaria berlengiana* e *Pulicaria microcephala*. É ainda de salientar a presença de outros taxa que possuem uma distribuição geográfica restrita, sendo endemismos ibéricos: *Angelica pachycharpa*, *Calendula suffruticosa* subsp. *algarbiensis*, *Echium rosulatum*, *Linaria amethystea* subsp. *multipunctata*, *Narcissus bulbocodium* subsp. *obesus*; Península Ibérica e norte de África: *Silene latifolia* subsp. *mariziana*, *Silene scabriflora* e *Scrophularia sublyrata* (Tauleigne Gomes et al. 2004). As espécies exóticas introduzidas com carácter invasor, como é o caso do chorão (*Carpobrotus edulis*), apresentam grandes ameaças para a conservação de espécies autóctones, alterando as características ecológicas dos ecossistemas.

O arquipélago constitui ainda um importante local de passagem migratória, repouso e nidificação de aves marinhas, sendo o limite da área de distribuição de algumas espécies. Entre as aves que nidificam na zona destacam-se a gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michaelis*), a galheta (*Phalacrocorax aristotelis*), e a cagarra (*Calonectris diomedea*), sendo as Berlengas o único local de nidificação em Portugal continental desta última. A nidificar apenas nos Farilhões encontra-se o roque-de-castro (*Hydrobates castro*), a única colónia conhecida perto do continente europeu. Até muito recentemente, nidificava também o airo (*Uria aalge*), que constituía na ilha da Berlenga o limite sul da sua área de distribuição, porém a sua população que em 1939 contava com 6000 casais (Luís 1982), sofreu um decréscimo acentuado nas últimas décadas, sendo considerada atualmente como extinta (Meirinho et al. 2014).

No que respeita aos restantes vertebrados terrestres, mais concretamente à herpetofauna, está presente uma subespécie endémica, a lagartixa-das-Berlengas (*Podarcis carbonelli berlengensis*). Existia também uma população de sardão (*Lacerta lepida*), que em 2001 contava com menos de 10 indivíduos, e que atualmente se encontra também extinta, devido à predação por gaivotas, ratos e cães.

Para além do rato-preto o outro mamífero terrestre apenas presentes na ilha da Berlenga, é o coelho, que foi igualmente introduzido. A sua chegada à ilha é incerta, contudo, a sua introdução deverá ter tido fins cinegéticos, remontando ao reinado de D. Afonso V (Câmara Municipal de Peniche 2008; Silva 1988).

Devido ao valor e importância para a conservação da biodiversidade e a necessidade de manutenção e proteção de um conjunto de habitats de elevado valor ecológico, esta área foi classificada em 1981 pelo Estado Português como Reserva Natural (Decreto-Lei nº 264/81, de 3 de setembro) tendo por limite a linha batimétrica dos 30 metros à volta da Berlenga e todas as suas ilhas, ilhéus e área marítima.

Em 1997 foi classificada como Zonas Especiais de Conservação (ZEC) pela Rede Natura 2000 ao abrigo da Diretiva Habitats com o objetivo de contribuir para assegurar a Biodiversidade, através da conservação dos habitats naturais e dos habitats de espécies da flora e da fauna selvagens, considerados ameaçados no espaço da União Europeia; e em 1999 classificada como Zona de Proteção Especial (ZPE) para as Aves Selvagens ao abrigo da Diretiva Aves (Decreto-Lei nº384-B/99), que se destina essencialmente a garantir a conservação das espécies de aves listadas no seu Anexo I (no qual se incluem a cagarra, o roque-de-castro, o falcão-peregrino) e seus habitats, e das espécies de aves migratórias não referidas no Anexo I e cuja ocorrência seja regular. Em 2008, foi-lhe conferido o estatuto de IBA (Áreas Importantes para Aves), que abarca sítios com significado para a conservação das aves à escala global através da aplicação de critérios científicos internacionais e constituem a rede de sítios fundamentais para a conservação de todas as aves com estatuto de conservação desfavorável.

Em 2011 foi classificada como Reserva da Biosfera da UNESCO, que tem como objetivo último a conservação da biodiversidade, a melhoria da qualidade de vida das populações e a promoção do desenvolvimento económico sustentável.

## Materiais e métodos

---

### Área de estudo

A ilha da Berlenga, constituída por rochas graníticas, é a maior do arquipélago, com uma superfície aproximada de 78,8 ha. Tem 1,5km de comprimento, 0,8km de largura e uma altitude máxima de 92 metros. Divide-se em duas partes, quase separadas por uma falha sísmica que deu origem a norte ao chamado Carreiro dos Cações e a sul ao Carreiro do Mosteiro. A ponta Nordeste da ilha é chamada por ilha Velha e a parte maior que representa mais de 2/3 da superfície total, chama-se Berlenga (Fig.2).

A zona central da ilha é relativamente aplanada, limitada por arribas escarpadas que descem até ao mar, onde se formam grutas e fendas terrestres e submarinas. Caracterizando-se por um relevo abrupto e bastante recortado, os substratos rochosos escarpados dão suporte a várias colónias de aves marinhas que nidificam na zona.



**Figura 2** – Mapa da ilha da Berlenga.

As zonas antrópicas existentes são uma pequena área urbana designada por Bairro dos Pescadores, o Forte de S. João Baptista e um conjunto de residências associadas ao Farol “Duque de Bragança”. A Berlenga é a única ilha visitável do arquipélago, não existindo, contudo, populações a residir permanentemente. As principais atividades económicas baseadas na região são o turismo e a exploração de recursos marinhos.

## Aspetos biométricos

Para o estudo dos parâmetros biométricos foram utilizados os dados recolhidos de todos os ratos capturados para os diversos estudos realizados dos quais se retiraram as medições correspondentes. A descrição morfométrica da população teve em consideração as seguintes características:

- Peso
- Comprimento total
- Comprimento corpo
- Comprimento cauda
- Comprimento da pata posterior
- Comprimento da orelha

O comprimento total foi calculado pela soma do comprimento do corpo e da cauda. Foi definido como adultos as fêmeas que apresentavam as seguintes características: orifício vaginal perfurado, mamilos salientes, peso igual ou superior a 150gr e de comprimento de corpo igual ou superior a 170 mm; machos com testículos na zona escrotal, peso igual ou superior a 200gr e de comprimento corporal igual ou superior 200mm, de acordo com um estudo anterior desta população (Silva 1988). Outros autores podem usar diferentes critérios de definição de adulto pelo que quaisquer comparações devem ser cuidadosamente interpretadas. O teste-t foi aplicado para analisar as diferenças entre as várias características morfométricas recolhidas em machos e em fêmeas. Em todos os testes foi usado um nível de confiança a 95%.

## Estudo da densidade e variação mensal das abundâncias

### Captura de ratos

A densidade e abundância do rato-preto foram avaliadas para o período entre janeiro e dezembro de 2015 (excluindo o mês de julho). Inicialmente foram selecionadas duas zonas distintas, uma na Berlenga (grelha C) e outra na ilha Velha (grelha A). Em cada uma destas zonas foi desenhada uma grelha de 5x6 pontos, espaçados de 50 metros entre si, resultando num total de 30 pontos por grelha de amostragem e uma área total de armadilhagem de 75000 m<sup>2</sup>. As grelhas foram amostradas mensalmente, mas devido ao limitado número de armadilhas, esta amostragem teve de ser feita alternadamente, resultando num total de seis períodos de amostragem na grelha A e cinco períodos de amostragem na grelha C (Tabela I). Cada período de amostragem correspondeu a 2 noites de iscagem sem capturas (encontrando-se as armadilhas abertas, mas bloqueadas), seguidas de 4 noites de capturas. Foram utilizadas armadilhas Sherman® modelo XLF15, dimensões 10 x 10 x 38 cm. Todas as armadilhas foram iscadas com manteiga de amendoim e revistas após o nascer-do-sol.

Cada roedor capturado foi marcado com um brinco, numerado unicamente, na parte posterior da orelha direita. Colheram-se dados relativos às seguintes características: sexo; idade (adulto ou juvenil, baseado no tamanho corporal e maturação sexual, testículos na zona escrotal ou vaginas perfuradas eram considerados como indivíduos adultos ativos), condição reprodutiva; peso (usando uma pesola de 1000 gr) e comprimento da pata posterior. Foi ainda colhida uma amostra de tecido da orelha, caso esta não se encontrasse danificada.

**Tabela I** – Períodos em que cada grelha, A – ilha Velha C – Berlenga, foram amostrados.

<b>Mês</b>	<b>Grelha</b>	<b>Período</b>
<i>Janeiro</i>	A	9/01/2015 a 12/01/2015
<i>Fevereiro</i>	C	30/01/2015 a 02/02/2015
<i>Março</i>	A	12/03/2015 a 17/03/2015
<i>Abril</i>	C	10/04/2015 a 13/04/2015
<i>Maio</i>	A	21/05/2015 a 24/05/2015
<i>Junho</i>	C	07/06/2015 a 10/06/2015
<i>Agosto</i>	A	01/08/2015 a 04/08/2015
<i>Setembro</i>	C	20/09/2015 a 23/09/2015
<i>Outubro</i>	A	23/10/2015 a 26/10/2015
<i>Novembro</i>	C	20/11/2015 a 23/11/2015
<i>Dezembro</i>	A	04/12/2015 a 07/12/2015

Durante todo o processo de manuseamento o indivíduo era mantido acordado sem uso de qualquer tipo de anestesia. Por razões de segurança, o rato era colocado num funil de processamento, onde todas as operações eram executadas sem o perigo de mordedura. O roedor era libertado no mesmo local de captura.

#### Análise de dados

As abundâncias relativas mensais para cada zona amostrada foram estimadas calculando o Índice de Abundância (IA), estando os resultados expressos em número de capturas por 100 noites de armadilhagem:

$$IA = (n^{\circ} \text{ de capturas} * 100) / NAC,$$

em que o NAC é o número de noites-armadilha corrigidas, i.e., o número de armadilhas colocadas no terreno -  $[0,5 * (n^{\circ} \text{ de capturas} + n^{\circ} \text{ armadilhas indisponíveis})]$ .

As densidades para cada grelha foram calculadas usando o pacote SECR (sigla do inglês para *spatially explicit capture-recapture*, ou modelos espacialmente explícitos de captura-recaptura) (Borchers & Efford 2008) no programa R (Ihaka & Gentleman 1996). SECR é um conjunto de métodos para a modelação de dados de captura-recaptura, onde é estimada a densidade e

tamanho de uma população distribuída espacialmente. O SECR estima a densidade da distribuição de áreas vitais perto de um conjunto de armadilhas. Os dados base para o SECR são a localização das armadilhas e as capturas de indivíduos conhecidos em uma ou mais ocasiões de amostragem (histórico de capturas). São ajustados aos históricos de capturas dois modelos, um que descreve a distribuição das áreas vitais no espaço (função de deteção: *halfnormal* e *exponential*), e um que relaciona a probabilidade de deteção de um indivíduo numa armadilha particular à distância da armadilha ao ponto central da área vital de cada animal (função probabilidade: binomial ou Poisson). Diferentes modelos vão ser avaliados, para a função de deteção: *halfnormal*, *exponential* e *hazard*; para a função de probabilidade apenas vai ser considerada uma distribuição de Poisson. Para comparar os modelos e permitir reconhecer qual o que se ajusta melhor aos dados foi aplicado o teste de AIC. Modelos com menores valores de AIC estão melhores ajustados e são preferidos.

Um dos pressupostos dos modelos é que a população em estudo é fechada (ou seja, durante o período de estudo não ocorre emigração, imigração, mortalidade e recrutamento). Dado o período alargado deste estudo, é provável que este pressuposto não seja verdadeiro, embora não se creia que hajam entradas ou saída de indivíduos da Berlenga, existiu seguramente a ocorrência de mortes e nascimentos. Para comprovar se a população era fechada para o período de estudo foi aplicado o *closure.test* incluído no pacote SECR (Stanley & Burnham 1999). Confirmada a violação desse pressuposto para a análise das densidades todas as sessões de amostragem foram convergidas numa só (Borchers & Efford 2008).

## Estudo da dieta

### Captura de ratos

Entre janeiro e maio de 2016, foram distribuídas mensalmente 30 armadilhas Sherman (iguais às descritas anteriormente) pela ilha da Berlenga. Tendo em conta a necessidade de maximizar as capturas, as armadilhas eram deixadas nos locais onde tinham sido detetadas anteriormente as maiores abundâncias

de rato-preto, sem a obrigatoriedade de seguirem uma disposição ou um período de captura regulares (Tab. II). As posições de cada armadilha foram registadas com um aparelho GPS. Os períodos de captura variaram ao longo do estudo (6 a 14 noites de captura). As armadilhas foram ativadas ao pôr-do-sol e visitadas 3 vezes durante a noite, com um intervalo de 1h30min entre visitas, sendo fechadas no último turno. O isco utilizado foi manteiga de amendoim.

**Tabela II** – Períodos de armadilhagem em cada mês para a recolha de tubos digestivos.

<b>Mês</b>	<b>Período armadilhagem</b>
<i>Janeiro</i>	12/01/2016 a 25/01/2016
<i>Fevereiro</i>	17/02/2016 a 22/02/2016
<i>Março</i>	1/03/2016 a 15/03/2016
<i>Abril</i>	5/04/2016 a 11/04/2016

Os ratos capturados foram eutanasiados por intoxicação com éter e a dissecação realizada na manhã seguinte, onde se colheram dados relativos às seguintes características: sexo, idade, condição reprodutiva, peso, comprimento do corpo, comprimento da cauda, comprimento da pata posterior e comprimento da orelha e retirado o tubo digestivo (estômago e intestinos) que foi depois preservado em álcool a 96% nos primeiros dias e transferido a seguir para álcool a 70%, onde se manteve até ser analisado.

#### **Análise estomacal e fecal**

Esta componente foi realizada em laboratório. Os conteúdos estomacais e fecais foram triados em água corrente num crivo de malha de 0,5 mm, colocados numa placa de Petri com álcool a 70% e examinados com um estereoscópio. Os itens encontrados foram separados em diferentes categorias e identificados até ao mais baixo nível taxonómico possível. As categorias consideradas foram: Material vegetal; Material animal; Pêlos; Parasitas; e material não identificado. Para a comparação e identificação do material estomacal e fecal foi criada uma coleção de referência, com a recolha de alguns espécimes de plantas e a montagem de “pitfalls” para a colheita de artrópodes.

## Análise de dados

Para os conteúdos estomacais e fecais foi calculado o índice de frequência de cada item encontrado (numero de estômagos/intestinos que contêm cada item expresso em percentagem). A abundância relativa de cada categoria de alimento foi calculada, no caso dos conteúdos intestinais, pesando o grupo de tipo de item (material vegetal, material animal, etc.). No caso dos conteúdos estomacais pesando cada espécie identificada e calculando no final a percentagem do peso (relação entre o peso total de cada item e o peso total dos diversos itens).

Para identificar diferenças na abundância relativa das espécies consumidas no Inverno (capturas de janeiro e fevereiro) e na Primavera (capturas de março e abril), foi usado o teste Mann-Whitney. As análises foram executadas usando o programa estatístico SPSS versão 20.0 (IBM SPSS 2011). Os valores de  $P < 0.05$  indicam diferenças estatisticamente significativas.

## Radio-telemetria

Alguns dos ratos capturados para o estudo da dieta foram marcados com transmissores de ondas rádio, entre janeiro e abril de 2016. Após a captura os ratos foram adormecidos com éter, tendo-se procedido à determinação do sexo, idade, condição reprodutiva e peso. Todos os indivíduos foram marcados com um brinco numerado. Foi instalado um emissor rádio VHF no pescoço, com o auxílio de uma abraçadeira de plástico, resultando num peso total de cerca de 4g (<5% do peso corporal médio do individuo adulto). Cada emissor VHF emitia numa frequência única e tinha a duração de cerca de 3 meses. Posteriormente o indivíduo era libertado no mesmo lugar de captura e a primeira monitorização efetuada apenas no dia seguinte à sua libertação.

A deteção dos indivíduos marcados foi realizada com recurso a uma antena Yagi de 3 elementos ligada a um recetor VHF SIKA (Biotrack, Ltd.).

Assumindo que durante as horas de luz, o rato-preto permanece imóvel no seu ninho, cerca de 2 horas antes do nascer do sol, todos os indivíduos marcados eram localizados, sendo registadas as coordenadas da sua posição exata com recurso a um dispositivo GPS. Uma hora após o pôr-do-sol, em três turnos

intervalados de hora e meia, a posição de cada animal foi determinada por triangulação. Dois observadores dirigiam-se a pontos pré-determinados a partir dos quais tentavam detetar os indivíduos. Caso um indivíduo fosse detetado, registava-se as coordenadas da localização do observador, a hora e o azimute da deteção (com recurso a uma bússola graduada). Posteriormente o observador deslocava-se a um segundo ponto que permitisse obter um novo azimute. De forma a diminuir o erro da localização estimada do indivíduo, o segundo azimute era registado nos minutos seguintes (todos os pontos obtidos por triangulação foram calculados para azimutes observados num intervalo inferior a 15 minutos), e este teria de ter uma diferença entre 30 e 150 graus. Todos os azimutes registados fora deste intervalo foram descartados. As coordenadas das localizações dos indivíduos foram posteriormente calculadas com recurso ao programa triangulação de radiotelemetria Locate III (Nams 2006).

As áreas vitais foram calculadas usando o método do Mínimo Polígono Convexo (MCP). Este método consiste no cálculo do menor polígono convexo que enquadra todas as localizações registadas para cada indivíduo (Mohr 1947). Este polígono é considerado como sendo a área vital do animal, onde este vive e efetua as suas atividades normais, como alimentação e reprodução. Foram calculadas áreas vitais para 100%MCP e 95%MCP (eliminação de localizações atípicas) usando o software de programação R (Ihaka & Gentleman 1996).

Para a comparação das áreas vitais entre fêmeas e machos e entre zonas (Berlenga e Ilha Velha) foi usado o teste-t.

# Resultados

## Aspetos biométricos

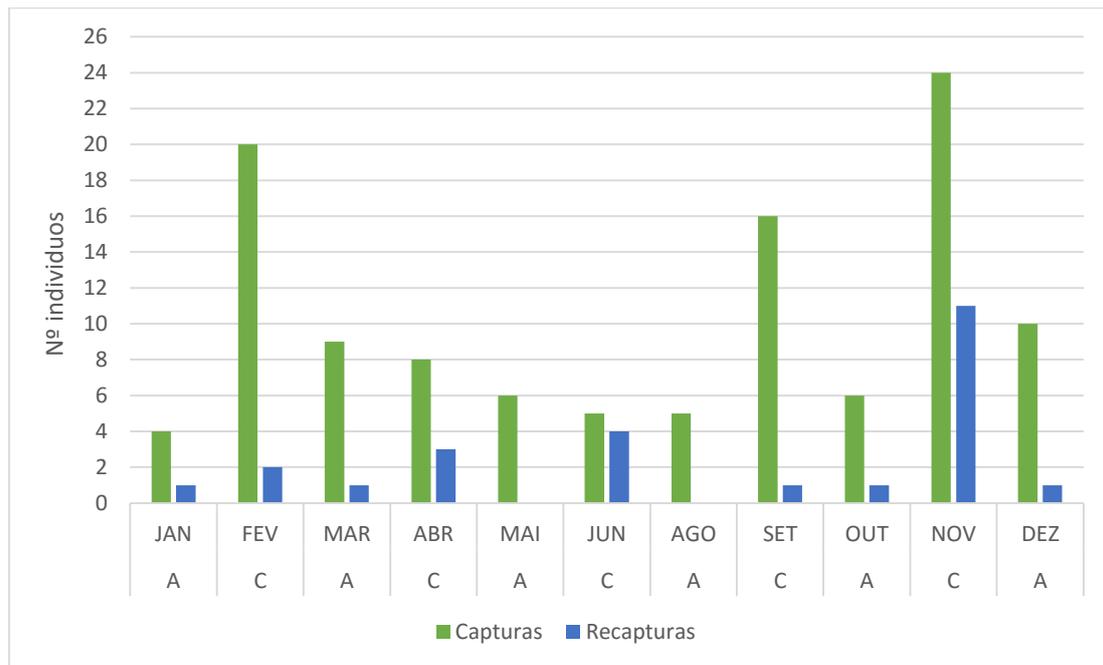
Os resultados obtidos dos parâmetros morfológicos estudados estão apresentados na Tabela III e permitem concluir que, na generalidade das características morfológicas estudadas, há dimorfismo sexual. Os machos têm a tendência de apresentar dimensões superiores às das fêmeas, havendo diferenças significativas no peso, no comprimento total, comprimento do corpo e no comprimento da orelha.

**Tabela III** – Valor médio (m), desvio-padrão (s), limites amostrais das características morfométricas da população de *Rattus rattus* da Berlenga, com o respetivo valor P.

	<i>Fêmeas</i>				<i>Machos</i>				<i>P</i>
	<b>N</b>	<b>m</b>	<b>s</b>	<b>Limites</b>	<b>N</b>	<b>m</b>	<b>s</b>	<b>Limites</b>	
<i>Peso</i>	39	204,1	26,4	156-265	66	252,0	36,0	200-360	<0.001
<i>C. total</i>	11	396,2	22,3	363-423	10	422,7	20,2	389-453	0.01
<i>C. corpo</i>	11	177,7	11,9	157-197	14	194,6	10,1	175-211	0.001
<i>C. cauda</i>	11	218,4	13,3	196-236	10	229,4	12,8	209-242	0.07
<i>C. pata posterior</i>	37	36,6	2,7	30,6-41,9	57	37,1	2,1	34-42,86	0.335
<i>C. orelha</i>	20	21,5	3,7	15,3-27,1	42	23,4	3,0	16,7-30,6	0.012

## Estudo da densidade e variação de abundância anual

No total foram capturados, no ano de 2015, 138 ratos dos quais 25 foram recapturas. Novembro foi o mês com maior numero de animais capturados (n=35) e janeiro e agosto os meses com menores capturas (n=5). O maior número de recapturas registou-se no mês de novembro (n=11) e resultando as sessões de maio e agosto sem qualquer animal recapturado (Fig. 3).

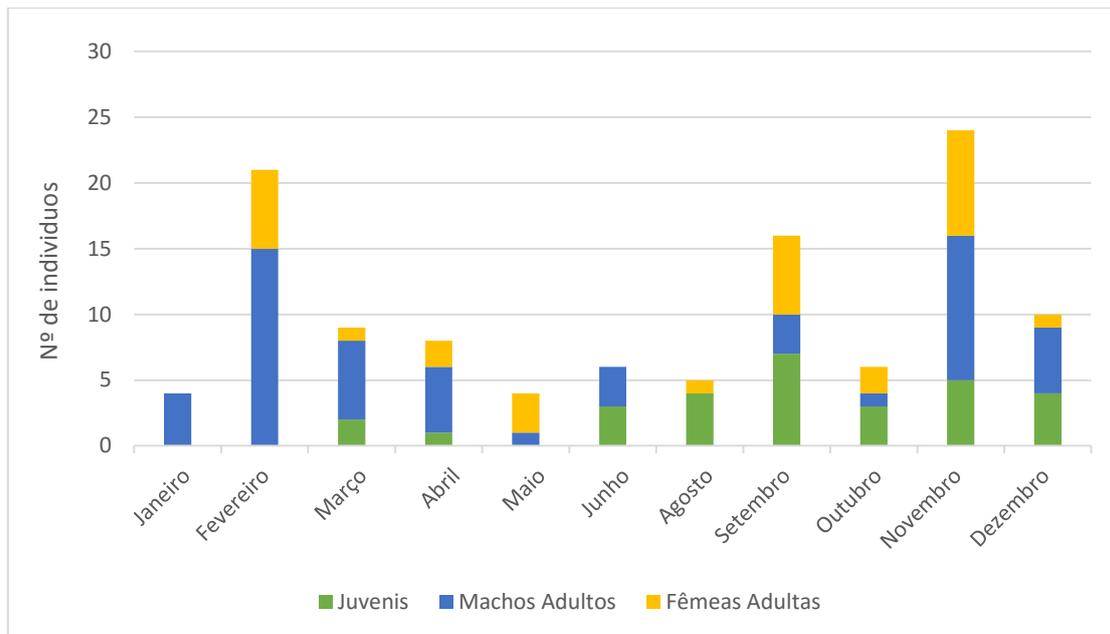


**Figura 3** – Número de indivíduos capturados e recapturados em cada mês com a respectiva grelha onde foi efetuada a amostragem (A- Ilha Velha; C- Berlenga).

Na grelha C foram capturados mais ratos ( $n= 94$ ) do que na grelha A ( $n=44$ ), sendo o número de recapturas  $n=21$  e  $n=4$  respetivamente. Dos animais recapturados 70.8% foram recapturados na mesma armadilha onde foram capturados pela 1ª vez, 25% foram recapturados a 50 metros do seu local de captura inicial e 1 animal recapturado a 250 metros de distância do local inicial.

De todos os animais capturados 56.6% são machos (sex ratio: 131:100). Se se considerar apenas os adultos a percentagem de machos em relação às fêmeas é ainda maior (64.3%). No entanto entre os juvenis capturados a percentagem de fêmeas é superior à percentagem de machos (65.5%).

Em relação à idade, a percentagem de juvenis capturados durante o período amostral representa 25.7% ( $n=29$ ) de todos os animais capturados. O mês onde houve mais capturas de juvenis foi em setembro, não sendo capturado nenhum juvenil em janeiro, fevereiro e maio (Fig. 4).

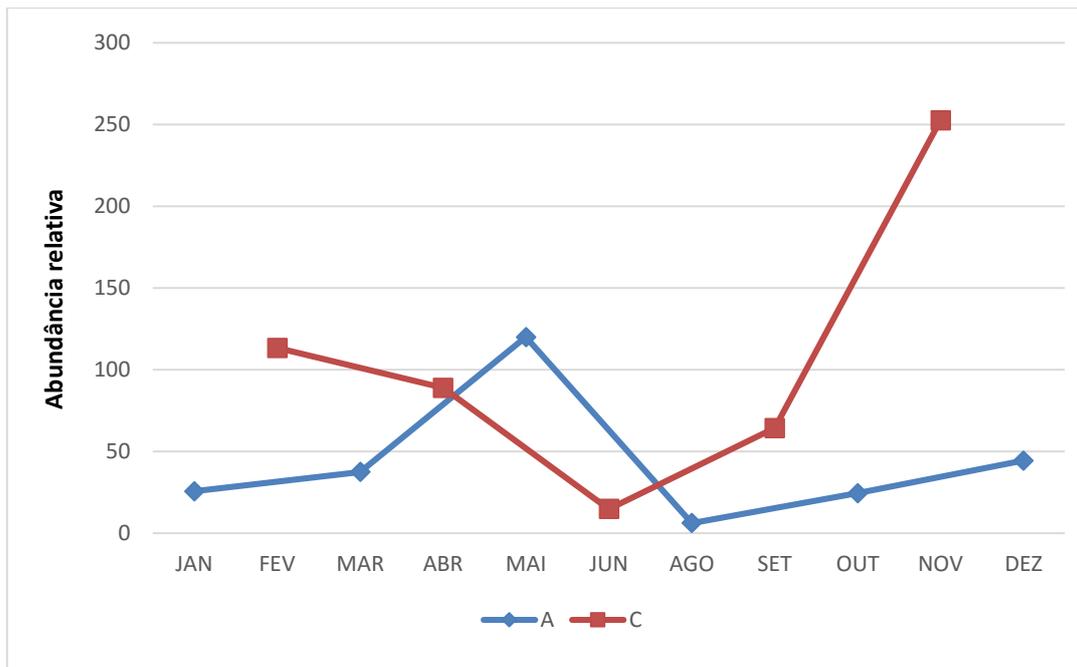


**Figura 4** - Número de juvenis, fêmeas e machos adultos capturados por mês.

As variações das abundâncias, expressas em número de capturas por 100 noites de armadilhagem, para cada grelha são apresentadas na Fig. 5.

Para a grelha A o máximo de abundancia encontra-se em maio com um número de efetivos de 120 e o mínimo em agosto com 6 animais. A abundância vai aumentando desde janeiro até ao mês de maio, onde atinge o seu máximo, diminui em agosto e volta a aumentar nos meses de outubro e dezembro (Fig.5)

Para a grelha C o máximo de abundância encontra-se em novembro com 253 indivíduos e o mínimo em junho com um número de efetivos de 15. A abundancia vai diminuindo a partir de fevereiro para os meses de abril e junho, onde atinge o seu mínimo, e aumenta para os meses seguintes de setembro e novembro (Fig. 5).



**Figura 5** – Valores das abundâncias estimadas para cada mês em cada grelha amostrada (A - Ilha Velha; C - Berlenga). Os valores estão expressos em numero de indivíduos por 100 noites de armadilhagem.

Os meses de Verão são assim os que apresentam menor abundância em ambas as grelhas. As abundâncias variaram de um fator de 19.2 para a grelha A e 17.1 para a grelha C, determinado como a razão entre o maior e o menor valor de abundância estimados.

Os modelos da estimação das densidades para cada uma das grelhas estão apresentados na tabela IV. O modelo que mais se ajusta, pelo menor valor de AIC, é o modelo exponencial. A distribuição de probabilidade é de Poisson para todos os modelos. De acordo com o modelo exponencial a densidade ratos na grelha A (40.15 ind/ha) é maior do que na grelha C (36.36 ind/ha).

**Tabela IV** – Resultado dos modelos aplicados para a estimação das densidades nas duas grelhas amostradas. Para cada modelo é apresentada a função de detecção utilizada, os valores estimados de densidade com o respetivo erro padrão e os intervalos de confiança e o valor AIC atribuído. O modelo que melhor se ajustou para cada grelha está sombreado a azul.

<i>Grelha</i>	<i>Densidade (ind/ha)</i>	<i>Erro padrão</i>	<i>Intervalo de confiança</i>	<i>Função de detecção</i>	<i>AIC</i>
<b>A</b>	40,15	16,52	(18,49 - 87,18)	exponential	555,00
<b>A</b>	38,06	15,36	(17,78 - 81,48)	halfnormal	556,34
<b>A</b>	41,42	18,35	(18,06 - 94,97)	hazard rate	556,46
<b>C</b>	36,36	9,64	(21,82 - 60,59)	exponential	725,37
<b>C</b>	30,43	6,99	(19,51 - 47,47)	halfnormal	726,93
<b>C</b>	35,85	23,72	(11,00 - 116,80)	hazard rate	730,29

## Radio-telemetria

No total foram colocados colares rádio em 12 ratos adultos, dos quais apenas 8 (3 fêmeas e 5 machos; 3 na Berlenga, 5 na Ilha Velha) apresentaram localizações suficientes para a estimação da área vital. Os ratos com ID 216 e 219 foram capturados na mesma armadilha.

A média de 95% MCP e de 100% MCP é de 0,098 ha (Limites: 0.004-0.239) e de 0,196 ha (Limites: 0.019-0.405) respetivamente (Tab.V).

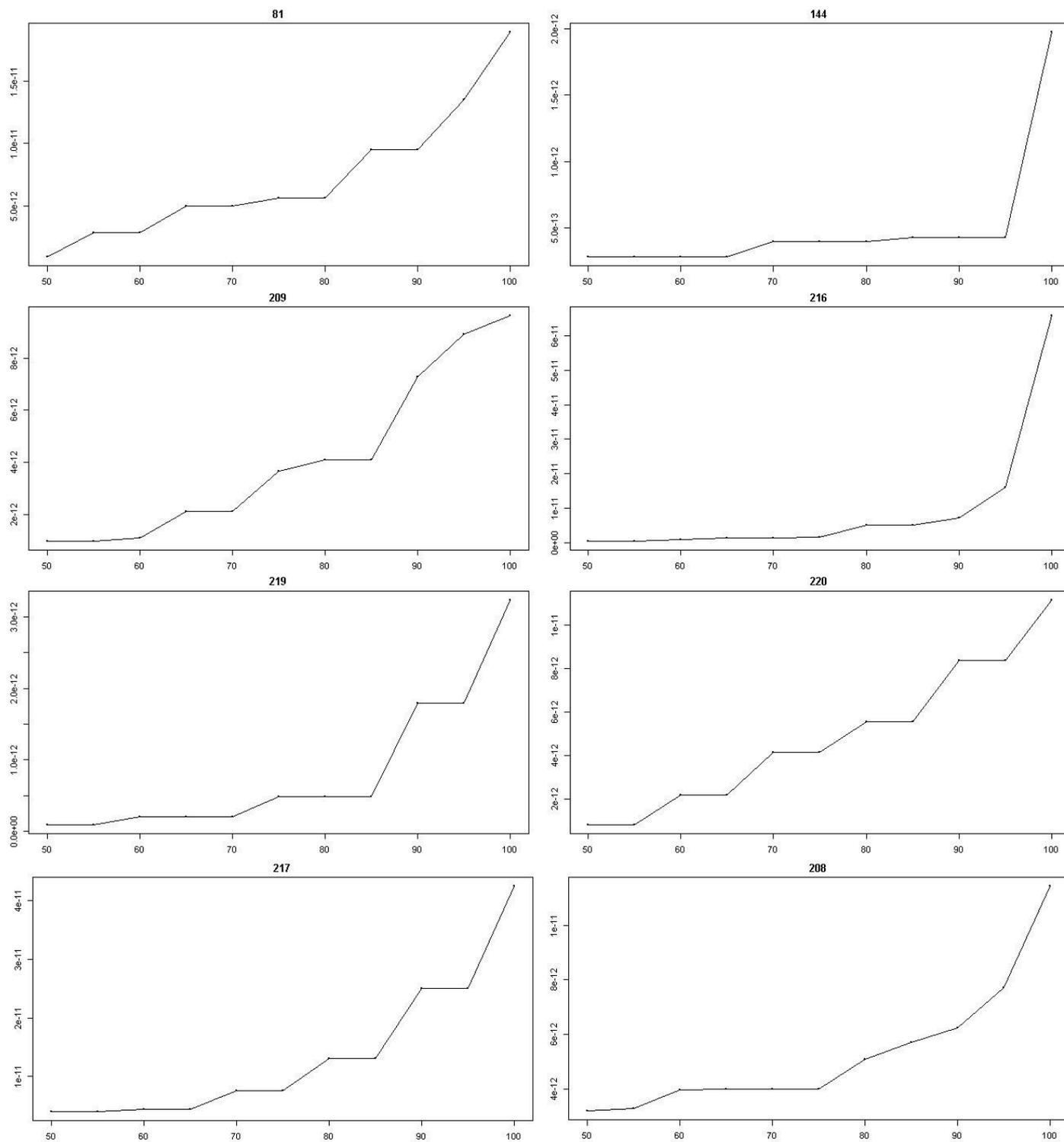
**Tabela V** – Identificação dos ratos seguidos por telemetria, onde foi registado o sexo, o respetivo peso e o local onde foi capturado. É apresentado o período no qual foi efectuado o seguimento e o numero de pontos utilizados para o cálculo das áreas vitais. São apresentados as dimensões das áreas vitais quando se usa 95% (remoção de valores atípicos) e 100% das localizações.

<b>ID</b>	<b>Sexo</b>	<b>Peso</b>	<b>Local</b>	<b>Período tracking</b>	<b>Nº localizações</b>	<b>95%MCP_Area (ha)</b>	<b>100%MCP_Area (ha)</b>
81	F	230	Berlenga	14-01 a 18-01	28	0,129	0,181
144	F	230	Berlenga	05-03 a 13-03	14	0,004	0,019
208	M	220	Ilha Velha	15-01 a 24-01	42	0,074	0,109
209	F	160	Ilha Velha	15-01 a 17-01	18	0,085	0,092
216	M	250	Ilha Velha	03-03 a 13-03; 06-04 a 08-04	35	0,153	0,628
217	M	210	Ilha Velha	04-03 a 13-03	24	0,239	0,405
219	M	240	Ilha Velha	08-03 a 13-03	20	0,017	0,031
220	M	230	Berlenga	05-03 a 13-03; 05-04 a 08-04	23	0,08	0,106

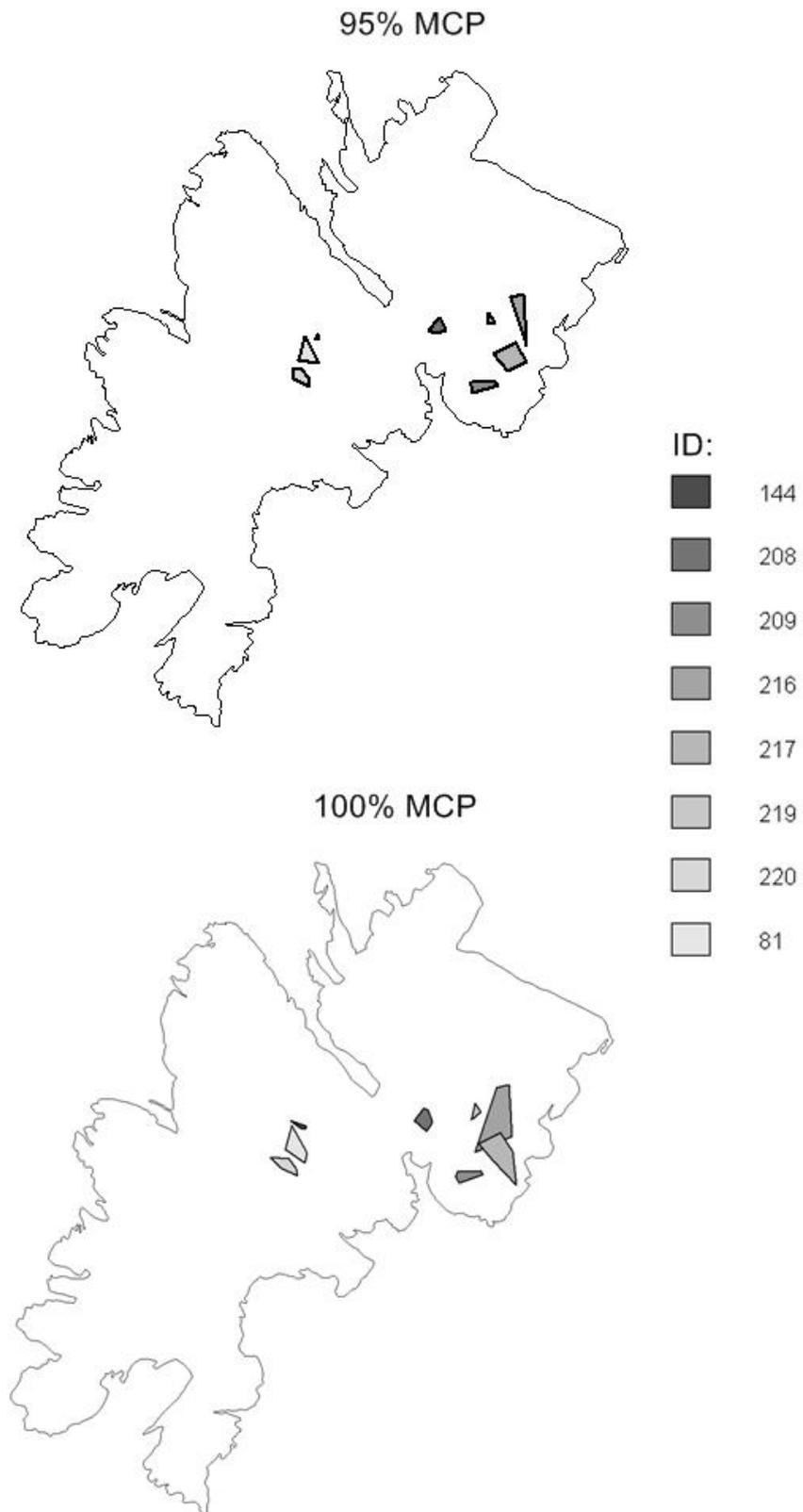
A maior área vital (0.239 ha) pertence a um macho, sendo a média das áreas vitais dos machos (95%MCP= 0.113 ha; 100%MCP=0.256 ha) superiores à média das áreas vitais das fêmeas (95%MCP= 0.073 ha; 100%MCP=0.097 ha), no entanto as diferenças não são significativas (95%MCP:  $t(6)=-0.693$ ,  $p=0.514$ ; 100%MCP:  $t(6)=-1.206$ ,  $p=0.345$ ). Comparando as duas zonas, verifica-se que a maior área vital está localizada na Ilha Velha sendo a média das áreas vitais na Ilha Velha (95%MCP= 0.114 ha; 100%MCP=0.253 ha) superiores à média das áreas vitais na Berlenga (95%MCP= 0.071 ha; 100%MCP=0.081 ha), no entanto as diferenças não são significativas (95%MCP:  $t(6) = -0.744$ ,  $p = 0.485$ ; 100%MCP:  $t(6) = -0.970$ ,  $p = 0.370$ ).

O calculo de 95%MCP é usualmente mais utilizado do que se considerarmos 100% de todas as localizações obtidas. Por vezes o animal pode fazer grandes movimentos ocasionais para lugares incomuns fora da sua área vital, resultando em valores atípicos, e acrescentando um erro na estimacão de áreas vitais. Na figura 6 podemos constatar que quando consideramos 100%MCP o tamanho das áreas vitais é bastante maior do que se consideramos uma percentagem de localizações mais baixa (ex.: ID 144 e 216). A remoção de uma pequena fracção de localizações mais atípicas (mais distantes da zona central da maioria das localizações) fornece uma estimativa mais real do valor das áreas vitais. Por essa razão consideramos o calculo de 95%MCP como os valores reais estimados para as áreas vitais de cada rato-preto seguido e a utilização dos valores de 100%MCP apenas para efeitos de comparacão. Não há diferenças significativas entre as estimacões das áreas vitais em 100%MCP e 95%MCP:  $t(8.761) = -1.239$ ,  $p = 0.248$ .

Apenas existe sobreposicão de áreas vitais quando consideramos 100%MCP, em dois indivíduos machos 216 e 219 (dois machos), que inicialmente foram capturados na mesma armadilha (Fig.7).



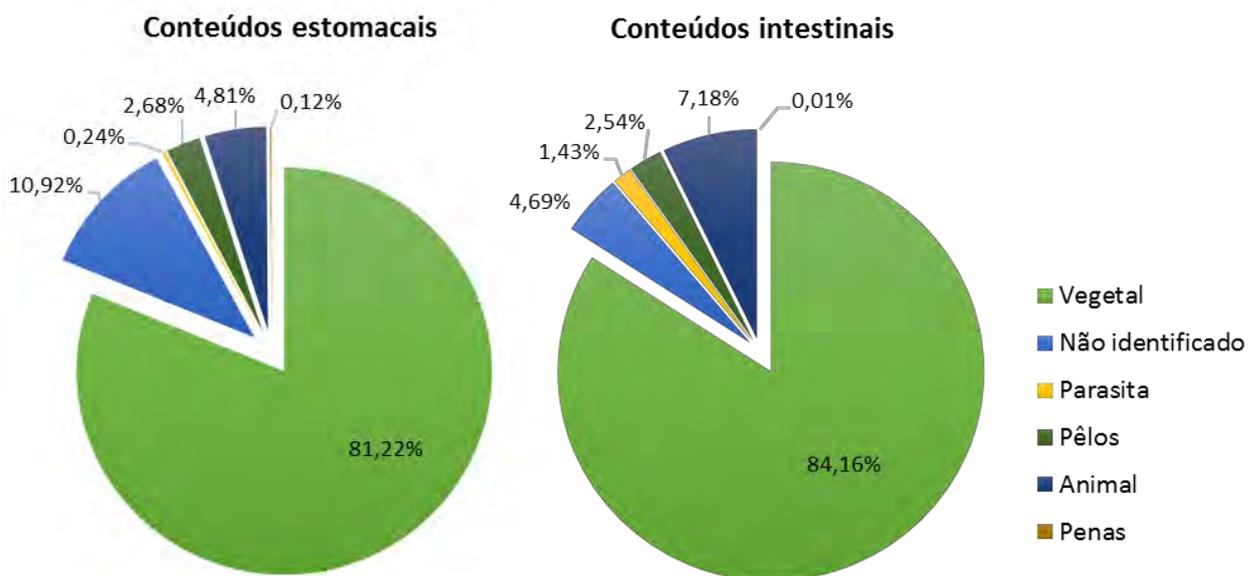
**Figura 6** – Comparação, para cada indivíduo seguido, do tamanho da área vital (yy) com o número, em percentagem, das localizações utilizadas (xx).



**Figura 7** – Áreas vitais dos 8 ratos seguidos em 95% e 100% dos mínimos polígonos convexos calculados.

## Estudo da dieta

No total foram dissecados e analisados os seus conteúdos estomacais e fecais de 23 ratos. Dois tipos principais de alimento foram identificados: Plantas, com 13 espécies identificadas; e invertebrados, incluindo 7 grupos distintos de espécies. A presença de pêlo, derivado à frequente limpeza da pelagem para a remoção de parasitas, foi registada em 100% dos estômagos e intestinos analisados, correspondendo a 2.7% do peso dos conteúdos estomacais e 2.5% do peso dos conteúdos fecais. O material não identificado compreende não só o material altamente digerido como os restos de isco, formigas, pedras e outros vestígios de solo, plásticos e outros materiais artificiais de origem humana, representando 10.9% do peso total dos conteúdos estomacais e 4.7% dos conteúdos intestinais. O grupo Parasitas engloba parasitas externos como carraças e pulgas e parasitas internos como nemátodes e ténias. Apresentam nos conteúdos estomacais 0.24% do peso total e estão presentes em 34.8% dos estômagos analisados, sendo os nematodes o grupo mais representativo. No intestino fazem 1.4% do peso total dos conteúdos, estando presentes em 56,5% dos intestinos analisados, sendo o parasita mais comum a ténia *Taenia* sp.. Não foi encontrada a presença de vertebrados na dieta, excetuando a presença de algumas penas, sempre em valores inferiores a 0,1% do peso total dos conteúdos.



**Figura 8** – Proporção de cada grupo de itens encontrados nos conteúdos estomacais e intestinais.

A dieta de *Rattus rattus* é composta principalmente por plantas, abundância relativa no estômago de 94.3% e 92,1% no intestino, estando presentes em todos os estômagos e intestinos analisados. A *Calendula suffruticosa* foi a espécie identificada mais abundante (CP=23.0%) e mais frequente (IF= 65.2%), seguida pela *Urtica membranacea* (IF=52.2; CP=10.0), *Atriplex prostrata* (IF=38.5%; CP=3.9%) nos meses de Inverno e *Stellaria media* nos meses de Primavera (IF=20.0%; CP=10.7%) (Tab.VI).

**Tabela VI** – Percentagem da frequência de ocorrência (IF) e abundância relativa (relação entre o peso total de cada item e o peso total dos diversos itens: CP), de cada espécie predada e outros tipos de alimentos nos estômagos em cada estação e nos intestinos.

Classe/ Ordem/Família	Presas	Inverno		Primavera		Total		Intestino	
		n=13		n=10		n=23		n=23	
		IF	CP	IF	CP	IF	CP	IF	CP
	<b>Material Vegetal</b>	<b>100</b>	<b>92,90</b>	<b>100</b>	<b>97,09</b>	<b>100</b>	<b>94,30</b>	<b>100</b>	<b>92,13</b>
Amaryllidaceae	<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	38,46	5,02	20,00	0,25	26,09	3,43	43,48	
Aspleniaceae	<i>Asplenium maritimum</i>							4,35	
Asteraceae	<i>Calendula suffruticosa</i>	53,85	13,69	100	41,44	65,22	22,95	82,61	
Brassicaceae	<i>Lobularia maritima</i>			10,00	1,04	4,35	0,35		
Caryophyllaceae	<i>Stellaria media</i>	30,77	3,76	20,00	10,70	21,74	6,08	26,09	
	<i>Sagina maritima</i>			10,00	0,02	4,35	0,01	4,35	
Chenopodiaceae	<i>Atriplex prostrata</i>	38,46	3,87			30,43	2,58	30,43	
Geraniaceae	<i>Geranium molle</i>	7,69	0,20			4,35	0,14	4,35	
Liliaceae	<i>Allium ampeloprasum</i>	7,69	20,26			4,35	13,50	4,35	
Poaceae	<i>Polypogon maritimus</i>							4,35	
	<i>Desmazeria marina</i>							4,35	
Portulacaceae	<i>Montia fontana</i>			10,00	0,07	4,35	0,02	4,35	
Urticaceae	<i>Urtica membranacea</i>	46,15	9,24	30,00	11,39	52,17	9,95	52,17	
	Material vegetal não identificado	61,54	36,85	80,00	32,18	69,57	35,29	52,17	
	<b>Material Animal</b>	<b>84,62</b>	<b>7,10</b>	<b>90,00</b>	<b>2,57</b>	<b>86,96</b>	<b>5,59</b>	<b>86,96</b>	<b>7,86</b>
Insecta	Coleoptera	38,46	0,10	40,00	0,52	43,48	0,24	39,13	
Insecta	Lepidoptera larvae	61,54	4,10	80,00	1,22	73,91	3,14	82,61	
Hemiptera	<i>Pyrrhocoris apterus</i>							4,35	
Oligochaeta	<i>Lumbricus terrestris</i>	23,08	0,24			8,70	0,16		
Lycosidae	<i>Arctosa sp.</i>	23,08	0,78	30,00	0,19	30,43	0,58	47,83	
Chilopoda	Scolopendra	23,08	0,15	30,00	0,23	21,74	0,18	30,43	
Gastropoda	Gastropoda	15,38	0,90			13,04	0,60	4,35	
Aves	Penas	23,08	0,01	20,00	0,34	21,74	0,12	21,74	0,01
	Material animal não identificado	23,08	0,84	30,00	0,41	26,09	0,69	8,70	

Nenhuma das espécies da flora consumidas é alóctone nem endêmica da Berlenga. A espécie mais consumida (*Calendula suffruticosa*) é endêmica da Península Ibérica e o *Narcissus bulbocodium* subsp. *obesus*, presente em 26.1% dos estômagos e 43.5% dos intestinos, é endêmico da Península Ibérica e Marrocos. A maior parte das espécies estão dispersas por toda a ilha, excetuando o *Allium ampeloprasum* que se encontra exclusivamente na zona do farol e a *Stelaria media* que apenas está presente na Ilha Velha.

As partes das plantas consumidas variam conforme a espécie. As partes consumidas preferencialmente são sementes, seguidas de flores e folhas. Das 7 espécies em que são consumidas as sementes, estas estão presentes em 100% dos estômagos e intestinos que contém a espécie (excetuando *Urtica membranacea*, IF= 90.9%) (Tab.VII). Em 8 espécies apenas foi consumida uma parte da planta e em 5 espécies duas ou mais partes da planta estavam presentes nos conteúdos estomacais e intestinais. A espécie com mais diferentes partes consumidas foi a *Urtica membranacea* sendo ingeridas sementes, flores, folhas, caules e raízes. Em todas as quatro espécies mais consumidas mais do que uma parte da planta foi ingerida, variando a parte que foi consumida preferencialmente. Na *Calendula suffruticosa* a parte mais consumida foi o fruto (IF=94.1%) sendo também consumidas as flores e as folhas; *Atriplex prostrata* é essencialmente predado nas sementes e flores (IF=100% e 76.9% respetivamente) e *Stelaria media* nas sementes e frutos (IF=100% e 18.2% respetivamente).

O material vegetal não identificado é composto principalmente por caules, raízes (IF= 81.8) e frutos (IF=27.3) (Tab.VII).

O dano causado às sementes varia em função da espécie. A maioria é destruída na passagem pelo sistema digestivo e apenas três espécies de sementes chegaram intactas ao intestino (*Atriplex prostrata*, *Asplenium maritimum* e *Polypogon maritimus*).

Tabela VII – Percentagem dos conteúdos estomacais que possuem a espécie em que cada parte da planta está presente, e o estado das sementes quando chegam ao trato intestinal.

Espécie	Distribuição geográfica	Distribuição na ilha	Partes consumidas					Danos sementes
			Sementes	Flores	Frutos	Folhas	Caulos Raízes	
<i>Allium ampeloprasum</i>	Autóctone	Zona do farol				100		
<i>Asplenium maritimum</i>	Autóctone	Disperso na periferia	100					Intactas
<i>Atriplex prostrata</i>	Autóctone	Disperso	100	76,9		7,7		Intactas
<i>Calendula suffruticosa</i>	Endémica Península Ibérica	Disperso		5,9	94,1	8,8		
<i>Desmazeria marina</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Geranium molle</i>	Autóctone	Disperso				100		
<i>Lobularia maritima</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Montia fontana</i>	Autóctone	Zona de escorrências de água	100					Destruídas
<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	Endémica P.I. e Marrocos	Disperso		6,3		100		
<i>Polypogon maritimus</i>	Autóctone	Disperso	100					Intactas
<i>Sagina maritima</i>	Autóctone	Disperso		100				
<i>Stellaria media</i>	Autóctone	Planalto e encostas Ilha Velha	100		18,2			Destruídas
<i>Urtica membranacea</i>	Autóctone	Disperso	90,9	9,1		18,2	18,2	Destruídas
Não identificado			9,1		27,3	9,1	81,8	Destruídas

A matéria animal é também importante na dieta de *Rattus rattus*, estando presente em 86.96% de todos os estômagos e intestinos analisados, apesar dos valores de abundância relativa serem baixos (CP estômago: 5.59%; CP intestino: 7.86%). Excetuando as penas encontradas toda a matéria animal identificada provém de invertebrados. As larvas de lepidoptera foram as presas mais consumidas (CP=3.14), estando presentes em 73.9% dos estômagos e 82.6% dos intestinos analisados. A seguir, adultos e larvas de coleoptera (CP=0.24%) com um índice de frequência no estômago de 43.5% e de 39.1%

no intestino. A espécie *Arctosa* sp. é a terceira categoria de matéria animal mais consumida (CP=0.58) estando presente em 30.4% dos estômagos e 47.8% dos intestinos analisados.

Em 21.74% dos estômagos e intestinos foram encontrados vestígios de penas, CP estomago: 0.12% e CP intestino: 0.01%. A identificação não foi possível devido ao reduzido tamanho reduzido e o carácter não específico das penas.

Não há diferenças significativas nas abundâncias relativas das presas consumidas por *Rattus rattus* no Inverno e na Primavera (Mann-Whitney:  $U=275.5$ ,  $p=0.465$ ), nem nas frequências de cada presa entre o estômago e intestino (Mann-Whitney:  $U=303$ ,  $p=0.852$ ).

## Discussão

---

### Aspetos biométricos e reprodução

Os machos de *Rattus rattus* na ilha da Berlenga tendem a exibir dimensões superiores relativamente às fêmeas. Os resultados obtidos corroboram aqueles conseguidos por (Silva 1988) para a mesma população. O dimorfismo sexual é mais acentuado em animais poliginicos e reflete as pressões ambientais a que estes animais estão sujeitos (Lande 1980; Weckerly 1998). Entre as mais comuns pressões seletivas está a seleção sexual, quer pela escolha de parceiro pelo sexo oposto ou pela competição intrasexual (Weckerly 1998; Blanckenhorn 2000; Lande 1980). Espera-se que dimensões corporais maiores aumentem o sucesso reprodutivo dos machos através de um aumento na aquisição de parceiras, dimensões superiores nas fêmeas associa-se a uma maior sobrevivência da descendência pela maior qualidade dos cuidados maternos e um tamanho menor é associado a uma maturação sexual precoce e a um menor gasto de energia (Wolff & Sherman 2008). Estes resultados podem indicar que a população exibe um comportamento de poliginia (um macho, várias parceiras sexuais) e que existe uma forte competição sexual macho-macho.

Quando se procede à análise comparativa das biometrias da população da Berlenga com outras populações conspecíficas de outras regiões verificam-se grandes diferenças. As comparações entre o peso e o comprimento do corpo mostram que na Berlenga a população de rato-preto exibe valores superiores que a maioria das populações continentais e insulares da mesma espécie de acordo também com as conclusões de Silva (1988), que efetuou várias comparações entre medidas morfométricas da população da Berlenga com populações de ilhas Mediterrânicas e outras populações insulares e continentais (Tab. VIII).

O gigantismo insular em roedores está bem documentado e é constatado em muitos estudos populacionais (Lawlor 1982; Angerbjorn 1986; Lomolino 1985; Adler 1996; Michaux et al. 2002). O aumento generalizado das dimensões corporais em sistemas insulares é uma resposta a várias pressões seletivas

como a área e o isolamento da ilha, diferenças climáticas, competição, níveis de predação e efeitos genéticos (Meiri et al. 2008; Lomolino 2005; Angerbjorn 1986; Millien & Damuth 2004). Como resultado, numa ilha, a dimensão corporal de uma espécie tende a convergir para um tamanho ótimo ou fundamental para uma particular estratégia ecológica (Lomolino 2005; Millien 2006). O gigantismo de *Rattus rattus* na Berlenga poderá estar relacionado com uma maior disponibilidade de alimentos, menor competição interespecífica e menores pressões de predação.

**Tabela VIII** – Valores médios do peso e comprimento do corpo, colhidos em machos e fêmeas em várias populações de *Rattus rattus*. Extraído de <sup>1</sup> - (Silva 1988); <sup>2</sup> - (Hervías et al. 2014); <sup>3</sup> - (Clark 1980); <sup>4</sup> - (Quillfeldt et al. 2008); <sup>5</sup> - (Hooker & Innes 1995); <sup>6</sup> - (Shiels 2011).

	PESO (gr)		COMPRIMENTO CORPO (cm)	
	Machos	Fêmeas	Machos	Fêmeas
<b>BERLENGAS (2015/2016)</b>	252.0 (n=66)	204.1 (n=39)	194.6 (n=14)	177.7 (n=11)
<b>BERLENGAS <sup>1</sup> (1988)</b>	240.46 (n=98)	234.29 (n=58)	203.14 (n=37)	199.54 (n=13)
<b>PORTUGAL CONTINENTAL <sup>1</sup></b>	-	-	196.2 (n=34)	195.8 (n=24)
<b>AÇORES <sup>2</sup></b>	167.7 (n=17)	204.1 (n=13)	196.2 (n=17)	195.8 (n=13)
<b>GALÁPAGOS <sup>3</sup></b>	111 (n=349)	128 (n=333)	158 (n=349)	154 (n=333)
<b>ILHAS FALKLAND <sup>4</sup></b>	122.8 (n=231)	130.6 (n=75)	154.4 (n=231)	159.0 (n=75)
<b>NEW ZEALAND <sup>5</sup></b>	155.9 (n=12)	141.4 (n=12)	-	-
<b>HAWAII <sup>6</sup></b>		111.1 (n=57)		162.2 (n=57)

O aparecimento de juvenis foi mais notório a partir do mês de junho até ao final do ano (Fig. 4), o que sugere uma reprodução contínua, mas que deve ser mais ativa no período da Primavera durante a época de maior abundância de alimentos. De facto, aquando do estudo da dieta, foi possível verificar a existência de fêmeas grávidas em diferentes estádios a partir do mês de abril

(3 fêmeas grávidas) e em junho (1 fêmea grávida). A média do número de fetos presentes foi de 7 (Limites: 5-10).

## Estimação de efetivos e áreas vitais

A média do sucesso de captura foi de 8.9% (Limites: 4.3 – 22.3%). O número de capturas, embora baixo, está perto do normalmente registrado para a espécie (Galápagos: 8.1 - 22.7% (Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015)). A percentagem de recapturas também foi baixa, no total foram recapturados 18.1% dos ratos. Dada a frequência das sessões de captura não é provável que o baixo nível de recapturas se deva exclusivamente à mortalidade. Um baixo nível de recapturas influencia a estimação de parâmetros demográficos (Clark 1980).

Nos índices de captura calculados para ambas as grelhas as populações apresentaram flutuações elevadas durante os meses de amostragem. Ao longo do ano, na grelha A, há um aumento na abundância até maio, onde se regista o maior valor, com um índice de abundância de 120 ind/100 noites de armadilhagem, que posteriormente diminui até atingir o seu mínimo de 6 ind/100 noites de armadilhagem no mês de agosto e aumenta para os meses seguintes de outubro e dezembro. Na grelha C as abundâncias vão diminuindo desde fevereiro até junho onde atinge o seu mínimo de 15 ind/100 noites de armadilhagem, e aumenta nos meses de Outono/Inverno atingindo o seu máximo em novembro com um número estimado de 250 ind/100 noites de armadilhagem.

As flutuações nas abundâncias de roedores são comuns. As causas destas flutuações podem ser variadas e difíceis de determinar. Em populações insulares estas flutuações estarão fortemente ligadas à atividade reprodutora, sendo a natalidade o principal, se não único, fator responsável pelo influxo de novos animais à população. A predação, competição, a variação na abundância de alimentos e outros recursos, e as condições climáticas também estão relacionados com a densidade de roedores (Previtali et al. 2009; Tkadlec & Zejda 1998; Moller & Craig 2012). A combinação destes fatores pode não ser uma constante ao longo do tempo e afetar a população de diferentes formas.

Espera-se um aumento do número de indivíduos na Primavera, devido à maior abundância de alimento, ao influxo dos juvenis que saem dos ninhos, e ao aumento do número de turistas que alocam recursos adicionais. No sentido contrário espera-se uma diminuição durante a época seca (meio do Verão) quando a maior parte da vegetação morre e há uma diminuição dos recursos. É provável que durante esta época os eventos de predação sejam mais acentuados devido ao elevado número de gaivotas que nidificam na ilha, e à colocação de veneno raticida pela Câmara de Peniche junto às habitações durante o período turístico. De facto, há um decréscimo no número de capturas e nas abundâncias estimadas para este período de junho-agosto (Figs. 3 e 5).

As densidades absolutas em pequenos mamíferos são difíceis de avaliar porque os métodos assumem uma igual probabilidade de captura e sobrevivência (Moller & Craig 2012), o que na realidade não se verifica. Muitos fatores podem fazer variar as probabilidades de captura, tanto fatores intrínsecos de cada animal como comportamento “trap-shy” (animais que não entram nas armadilhas por estas representarem objetos estranhos) ou mais raramente “trap-happy” (animais viciados nas armadilhas/isco), como fatores extrínsecos que afetam a atividade dos indivíduos como a sazonalidade, fatores climáticos ou até a luz da lua (Shanker 2000; Stokes et al. 2001; Tobin et al. 1994).

As estimativas das densidades foram relativamente altas, 40 ind/ha para a grelha A e 36 ind/ha para a grelha C. Na grelha Ilha Velha o erro associado à estimação do valor de densidade é superior ao da Berlenga (desvio padrão de 16.52 e 9.64 respetivamente), assim como nos limites de confiança (grelha A: 18.49 - 87.18; grelha C: 21.82 – 60.59). O valor de densidade para a grelha C é mais preciso do que o da grelha A, embora este também apresente um erro relativamente elevado.

Com estes valores de densidades a estimação para a população total de rato-preto na ilha da Berlenga situa-se entre os 2800 - 3100 ratos. Dado os baixos valores de recapturas estes resultados podem não representar a realidade e o tamanho da população pode ter sido sobrestimado.

Os valores das áreas vitais calculados são no geral reduzidos e os menores registados comparativamente a áreas vitais de outras populações insulares e continentais (Shiels 2010; Dowding & Murphy 1994; Harper & Bunbury 2015; Pryde et al. 2005; Whisson et al. 2007).

As deslocações médias dos ratos foram, em geral, reduzidas. Este facto pode ser constatado pela maioria das recapturas terem sido na mesma armadilha em que foram capturados pela primeira vez e pela reduzida área estimada para as áreas vitais (média de 0.098ha). O baixo nível de deslocações desta população já tinha sido verificado por (Silva 1988), onde concluiu que a maioria das deslocações (70%) foram inferiores ou iguais a 20 metros e só 10% superiores a 40 metros (cálculo das distâncias médias das recapturas sucessivas). A sedentarização em habitats insulares é uma resposta comum de populações que apresentam grandes densidades e requerem uma otimização do espaço.

## Dieta

O rato-preto é altamente omnívoro, consumindo uma grande variedade de tipos de alimento, como plantas, invertebrados, vertebrados e fungos (Shiels et al. 2014). No entanto é um consumidor altamente seletivo, a combinação de 2 a 4 tipos de alimentos específicos compreendem a dieta da maioria dos ratos (Clark 1982; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015; Norman 1970).

Neste estudo nenhum rato continha apenas 1 espécie no estômago. O número de espécies consumidas variou de 2 a 10 espécies, sendo o número médio de presas no estômago de 4.8 (desvio-padrão: 2.06). Este resultado é indicativo de que esta população de rato-preto faz uma combinação de vários tipos de alimentos ao invés de comer o mais possível de apenas uma espécie encontrada.

De acordo com os resultados obtidos, tanto para os conteúdos estomacais como para os conteúdos intestinais, o material vegetal forma a maior parte da dieta dos ratos, representado mais de 94% do peso dos conteúdos estomacais e mais de 92% do peso dos conteúdos intestinais. A grande dominância de uma dieta rica em plantas está de acordo com a maioria dos estudos realizados para esta espécie em outros locais: ilhas da costa sul de França de 35.8 a

99.5% dos conteúdos estomacais (Cassaing et al. 2007); Galápagos, 98.20% (Riofrío-lazo & Páez-Rosas 2015); 75 a 80%, ilhas do Pacífico (Shiels et al. 2014).

A predação em plantas verifica-se predominantemente ao nível das sementes e frutos (Shiels et al. 2013; Shiels et al. 2014; Grant-Hoffman & Barboza 2010; Riofrío-Lazo & Páez-Rosas 2015; Gales 1982), coincidindo com os resultados deste estudo. O consumo particular destas partes pode refletir a mais elevada concentração de energia e nutrientes que as sementes possuem em comparação a outras partes da planta (Grant-Hoffman & Barboza 2010).

O maior impacto destes roedores nas comunidades vegetais vem assim da supressão e da redução do recrutamento de sementes para o estado adulto. Neste estudo foi verificada a destruição de sementes principalmente nas espécies *Stelaria media* e *Urtica membranacea*. O consumo de frutos também poderá levar à destruição de sementes (ex.: *Calendula suffruticosa*). Por outro lado, a presença de sementes intactas nos conteúdos intestinais poderá indicar que o rato-preto também funciona como dispersor (ex.: *Atriplex prostrata*). É provável que os ratos afetem estas comunidades de ambas as formas, tanto pela predação como pela dispersão de sementes (Shiels & Drake 2011).

Não foi verificada a predação nem dispersão de plantas endémicas ou invasoras durante o período de estudo.

As mudanças sazonais no consumo de algumas espécies estão de acordo com o comportamento alimentar oportunista característico dos ratos durante as épocas de reprodução ou das estações de inverno. Neste estudo podemos notar um aumento do consumo de *Calendula suffruticosa* nos meses de primavera (aumento de quase 50% no índice de frequência desta espécie nos conteúdos estomacais) que estará relacionado com o aumento na abundância desta espécie que ocorre neste período. No sentido oposto a predação de *Urtica membranacea* diminui nos meses de Primavera onde a sua abundância no meio também diminui. O consumo de *Atriplex prostrata* está presente apenas nos meses de Inverno, refletindo o ciclo de vida da planta que tem o seu fim de floração e vida por volta do mês do Dezembro (Tauleigne Gomes et al. 2004).

As principais presas animais registadas, ao nível dos invertebrados, também são comumente citadas na literatura (Shiels et al. 2014; St Clair 2011). O filo mais representativo são os artrópodes, seguido do filo Mollusca, pela predação de caracóis, e o filo Annelida pela predação de minhocas. São predados 5 grupos distintos de Artrópodes, que representam mais de 74% do peso da matéria animal consumida. Entre eles estão três classes diferentes: Insecta, que é o grupo mais representativo, com as ordens Coleoptera, Lepidoptera e Hemiptera; a classe Chilopoda, com uma espécie de centopeia do género Scolopendra; e Arachnida, com uma espécie de aranha-lobo do género Arctosa.

Pelo desconhecimento do estado das populações de artrópodes na Berlenga, o conhecimento do real impacto da predação pelo rato-preto nestas populações é limitado. Pelo desconhecimento do estado das populações de artrópodes na Berlenga, o conhecimento do real impacto da predação pelo rato-preto nestas populações é limitado.

Jones et al. (2008) publicaram uma análise de toda a literatura existente sobre interações de ratos invasores e aves marinhas, tendo listado 115 interações independentes em 61 ilhas, sendo afetadas 75 espécies de 10 famílias de aves marinhas. As aves mais afetadas são da família Hydrobatidae, juntamente com outras espécies pequenas que nidificam em cavidades. Das três espécies de ratos invasores analisados (*R. rattus*, *R. norvegicus* e *R. exulans*) *Rattus rattus* foi o que apresentou mais impacto nas populações de aves marinhas.

Apesar da existência de algumas penas presentes em mais de 21% dos estômagos, a pequena quantidade, o carácter reduzido e a não presença de fragmentos de tecido agarrado às penas, não permite confirmar a predação de aves pelo rato-preto. Contudo não se pode excluir a hipótese da predação em aves, de notar que o período de captura para o estudo da dieta não coincide com a existência nem de crias nem da postura de ovos por nenhuma das espécies de aves existentes na Berlenga, sendo este o período mais provável de predação por parte de *Rattus rattus* (Yabe et al. 2009; Jones et al. 2008; Caut et al. 2008; Hervías et al. 2014).

O uso do mesmo método para a quantificação da dieta no estômago e no intestino revelou-se apropriado, pela concordância nos resultados de cada conteúdo. Partes moles de algumas espécies de plantas e animais podem ter sido altamente digeridas e conseqüentemente o seu número e peso subestimados. Na maior parte dos casos a identificação de espécies animais como os coleópteros não foi possível pelo tamanho reduzido dos fragmentos dos exosqueletos. A elevada mastigação e o pouco, ou nenhum, consumo de cascas de ovos, conchas de caracóis e de alguns exosqueletos dificulta a avaliação da importância deste tipo de presas na dieta de roedores (Meyer & Shiels 2009; Shiels et al. 2014; Caut et al. 2008; McQueen & Lawrence 2008). Um estudo anual seria necessário para entender as variações sazonais na dieta de *Rattus rattus*, que compreendesse o período de reprodução e nidificação das principais aves marinhas presentes na Berlenga e que permitisse observar as mudanças no consumo de plantas e invertebrados que possibilitasse entender o impacto anual do rato-preto nestas comunidades.

## Considerações finais

As invasões de ilhas por roedores causaram grandes efeitos na flora e fauna local, por vezes levando à extinção de espécies endêmicas ou à extirpação de espécies com elevado estatuto de conservação (Courchamp et al. 2003; Harper & Bunbury 2015; Jones et al. 2008; Martin et al. 2000) e não há dúvida que estas espécies alteram profundamente muitas comunidades e ecossistemas. A erradicação destas espécies invasoras é normalmente a medida mais utilizada para atenuar ou reverter estes efeitos. Na maioria dos casos a eliminação destas espécies apresenta benefícios e a recuperação dos ecossistemas é visível mesmo a curto prazo (Courchamp et al. 2003; Imber et al. 2000; Zavaleta et al. 2001). No entanto, resultados indesejados também podem ocorrer, mesmo quando a população é estudada anteriormente (Courchamp et al. 2011; Witmer et al. 2007). Mesmo após a erradicação a composição das comunidades pode permanecer diferente da que seria se a ilha nunca tivesse sido invadida. A restauração destas ilhas para o estado inicial pode exigir um esforço e gestão adicional como a introdução ou remoção ativa de espécies de plantas (Mulder et al. 2009). É essencial entender o papel do invasor no

ecossistema onde está inserido, várias ameaças podem atuar sinergicamente, e se as espécies invasoras não forem a principal causa do declínio de uma espécie a sua remoção pode não garantir a preservação destas espécies ameaçadas, e o tempo e esforço gasto na erradicação poderiam ter sido melhor aplicados em maneiras mais eficazes de conservação (Gurevitch & Padilla 2004).

As interações entre as espécies insulares são por vezes numerosas e complexas, sendo difícil prever o impacto que a remoção de uma delas acarreta. Um pré-controlo e uma preparação à priori são fundamentais quando se inicia um programa de erradicação de uma espécie invasora (Courchamp et al. 2003). A erradicação é uma ferramenta poderosa para prevenir futuras extinções e na restauração de ecossistemas, apresentando frequentemente uma boa relação de custo-benefício, resultando em benefícios económicos e social para além de conservacionistas (Howald et al. 2007), mas o seu sucesso requer uma monitorização pós-erradicação do ecossistema a longo termo e a prevenção de futuras reintroduções (Courchamp et al. 2003). Outras medidas de controlo que requerem a diminuição e contenção do invasor necessitam de investimentos indefinidos de tempo, ferramentas e dinheiro, que pode ser desvantajoso em comparação com programas de erradicação (Zavaleta et al. 2001).

Como nenhuma invasão tem as mesmas consequências é fundamental o estudo específico das ameaças causadas pelas espécies invasoras em cada comunidade invadida. Só assim é possível definir programas de controlo eficazes e adequados a cada plano de conservação.

## Referências

---

- Adler, G.H., 1996. The island syndrome in isolated populations of a tropical forest rodent. *Oecologia*, 108(4), pp.694–700.
- Amado, A. et al., 2007. Plano de Ordenamento da Reserva Natural Das Berlengas. *Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade*, pp.1–253.
- Angerbjorn, A., 1986. Gigantism in island populations of wood mice (*Apodemus*) in Europe. *Oikos*, 47(1), pp.47–56.
- Atkinson, I.A.E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. *Conservation of island birds: case studies for the management of threatened island species. International Council for Bird Preservation, Cambridge, United Kingdom.*
- Banks, P.B. & Hughes, N.K., 2012. A review of the evidence for potential impacts of black rats on humans and wildlife in Australia. *Wildlife Research*, 39, pp.78–88.
- Blackburn, T.M. et al., 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. *Science*, 305(1955), pp.1955–1958.
- Blanckenhorn, W., 2000. The Evolution of Body Size: What Keeps Organisms Small? *The Quarterly Review of Biology*, 75(4), pp.385–407.
- Borchers, D.L. & Efford, M.G., 2008. Spatially Explicit Maximum Likelihood Methods for Capture–Recapture Studies. *Biometrics*, 64, pp.377–385.
- Câmara Municipal de Peniche, 2008. *Candidatura das Berlengas a Reserva da Biosfera da UNESCO*,
- Cassaing, J. et al., 2007. Diet variability of Mediterranean insular populations of *Rattus rattus* studied by stable isotope analysis. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 43(3), pp.197–213.
- Caut, S., Angulo, E. & Courchamp, F., 2008. Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal of Applied Ecology*, 45, pp.428–437.
- Clark, D.A., 1982. Foraging Behavior of a Vertebrate Omnivore (*Rattus rattus*): Meal Structure, Sampling, and Diet Breadth. *Ecology*, 63(3), pp.763–772.
- Clark, D.B., 1980. Population Ecology of *Rattus rattus* Across a Desert-Montane Forest Gradient in the Galápagos Islands. *Ecology*, 61(6), pp.1422–1433.
- Courchamp, F. et al., 2011. *Eradication of alien invasive species: surprise effects and conservation successes*, IUCN, Gland, Switzerland.
- Courchamp, F., Chapuis, J. & Pascal, M., 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biology Review*, 78, pp.347–383.

- Davis, D.E., 1986. The Scarcity of Rats and the Black Death : An Ecological History. *The Journal of Interdisciplinary History*, 16(3), pp.455–470.
- Dowding, J.E. & Murphy, E.C., 1994. Ecology of ship rats (*Rattus Rattus*) in a kauri (*agathis australis*) forest in Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 18(1), pp.19–28.
- Gales, R.P., 1982. Age- and sex-related differences in diet selection by *Rattus rattus* on Stewart Island , New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 9(4), pp.463–466.
- Grant-Hoffman, M.N. & Barboza, P., 2010. Herbivory in invasive rats : criteria for food selection. *Biological Invasions*, 12, pp.805–825.
- Gurevitch, J. & Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *TRENDS in Ecology and Evolution*, 19(9), pp.470–474.
- Harper, G.A. & Bunbury, N., 2015. Invasive rats on tropical islands : Their population biology and impacts on native species. *Global Ecology and Conservation*, 3, pp.607–627.
- Hervías, S. et al., 2014. How important are seabirds in the diet of black rats on islands with a superpredator ? *Zoology*, 117, pp.171–178.
- Hooker, S. & Innes, J., 1995. Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. *New Zealand Journal of Zoology*, 22, pp.291–304.
- Howald, G. et al., 2007. Invasive Rodent Eradication on Islands. *Conservation Biology*, 21(5), pp.1258–1268.
- IBM SPSS, 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0.
- Ihaka, R. & Gentleman, R., 1996. R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5(3), pp.299–314.
- Imber, M. et al., 2000. Interactions between petrels , rats and rabbits on Whale Island , and effects of rat and rabbit eradication. *New Zealand Journal of Ecology*, 24(2), pp.153–160.
- Jones, H.P. et al., 2008. Severity of the Effects of Invasive Rats on Seabirds : A Global Review. *Conservation Biology*, 22(1), pp.16–26.
- Lande, R., 1980. Sexual Dimorphism , Sexual Selection , and Adaptation in Polygenic Characters. *Evolution*, 34(2), pp.292–305.
- Lawlor, T.E., 1982. The Evolution of Body Size in Mammals: Evidence from Insular Populations in Mexico. *The American Naturalist*, 119(1), p.54.
- Lomolino, M. V, 1985. Body Size of Mammals on Islands: The Island Rule Reexamined. *The American Naturalist*, 125(2), pp.310–316.
- Lomolino, M. V., 2005. Body size evolution in insular vertebrates: Generality of the island rule. *Journal of Biogeography*, 32(10), pp.1683–1699.
- Lowe, S. et al., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the

- Global Invasive Species Database. *The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)*, p.12pp.
- Luís, A., 1982. *A avifauna da Ilha da Berlenga. Com especial referência à biologia de Larus argentatus*. Faculdade Ciências de Lisboa.
- Martin, J., Thibault, J. & Bretagnolle, V., 2000. Black Rats , Island Characteristics , and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology*, 14(5), pp.1452–1466.
- McCormick, M., 2003. Rats, Communications, and Plague: Toward an Ecological History. *Journal of Interdisciplinary History*, 34(1), pp.1–25.
- McQueen, S. & Lawrence, B., 2008. Diet of ship rats following a mast event in beech (*Nothofagus* spp.) forest. *New Zealand Journal of Ecology*, 32(2), pp.214–218.
- Meiri, S., Cooper, N. & Purvis, A., 2008. The island rule: made to be broken? *Proceedings of The Royal Society B*, 275, pp.141–148.
- Meirinho, A. et al., 2014. *Atlas das Aves Marinhas de Portugal*, Lisboa: Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves.
- Meyer, W.I. & Shiels, A., 2009. Black Rat (*Rattus rattus*) Predation on Nonindigenous Snails in Hawai'i: Complex Management Implications 1. *Pacific Science*, 63(3), pp.339–347.
- Michaux, J.R. et al., 2002. Body size increase in insular rodent populations: A role for predators? *Global Ecology and Biogeography*, 11(5), pp.427–436.
- Millien, V., 2006. Morphological evolution is accelerated among island mammals. *PLoS Biology*, 4(10), pp.1863–1868.
- Millien, V. & Damuth, J., 2004. Climate change and size evolution in an island rodent species: new perspectives on the island rule. *Evolution; international journal of organic evolution*, 58(6), pp.1353–1360.
- Mohr, C.O., 1947. Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *American Midland Naturalist*, 37(1), pp.223–249.
- Moller, H. & Craig, J.L., 2012. The population ecology of *Rattus exulans* on Tiritiri Matangi Island , and a model of comparative population dynamics in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology*, 14(3), pp.305–328.
- Mooney, H.A. & Cleland, E.E., 2001. The evolutionary impact of invasive species. In *PNAS*. pp. 5446–5451.
- Mulder, C. et al., 2009. Direct and indirect effects of rats: does rat eradication restore ecosystem functioning of New Zealand seabird islands? *Biology Invasions*, 11, pp.1671–1688.

- Nams, V.O., 2006. Locate III User's Guide.
- Nogales, M., Rodríguez-Luengo, J.L. & Marrero, P., 2006. Ecological effects and distribution of invasive non-native mammals on the Canary Islands. *Mammal Review*, 36(1), pp.49–65.
- Norman, F.I., 1970. Food preferences of an insular population of *Rattus rattus*. *Journal of Zoology*, 162, pp.493–503.
- Nowak, R.M., 1991. *Walker's mammals of the world* 5th ed., Hopkins University Press, Baltimore. Maryland.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D., 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52, pp.273–288.
- Previtali, A. et al., 2009. Population dynamics of two sympatric rodents in a variable environment : rainfall, resource availability, and predation. *Ecology*, 90(7), pp.1996–2006.
- Pryde, M., Dilks, P. & Fraser, I., 2005. The home range of ship rats (*Rattus rattus*) in beech forest in the Eglinton Valley , Fiordland , New Zealand : A pilot study. *New Zealand Journal of Zoology*, 32, pp.139–142.
- Quillfeldt, P. et al., 2008. Introduced mammals coexist with seabirds at New Island , Falkland Islands : abundance , habitat preferences , and stable isotope analysis of diet. *Polar Biology*, 31, pp.333–349.
- Riofrío-Lazo, M. & Páez-Rosas, D., 2015. Feeding Habits of Introduced Black Rats, *Rattus rattus*, in Nesting Colonies of Galapagos Petrel on San Cristóbal Island, Galapagos. *PLoS ONE*, 10(5), pp.1–14.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D., 2008. Species invasions and extinction : The future of native biodiversity on islands. *PNAS*, 105(1), pp.11490–11497.
- Shanker, K., 2000. Small mammal trapping in tropical montane forests of the Upper Nilgiris, southern India: an evaluation of capture-recapture. *Journal of Bioscience*, 25(1), pp.99–111.
- Shiels, A.B. et al., 2014. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species . 11 . *Rattus rattus*, the Black Rat (Rodentia : Muridae). *Pacific Science*, 68(2), pp.145–184.
- Shiels, A.B. et al., 2013. Dietary niche differentiation among three species of invasive rodents (*Rattus rattus*, *R. exulans*, *Mus musculus*). *Biology Invasions*, 15, pp.1037–1048.
- Shiels, A.B., 2011. Frugivory by introduced black rats (*Rattus rattus*) promotes dispersal of invasive plant seeds. *Biol Invasions*, 13, pp.781–792.
- Shiels, A.B., 2010. *Population ecology of introduced rodents (Rattus rattus, Rattus exulans, and Mus musculus) and their habitat uses in Hawaiian mesic forest*. University of Hawaii , Manoa.

- Shiels, A.B. & Drake, D.R., 2011. Are introduced rats (*Rattus rattus*) both seed predators and dispersers in Hawaii? *Biology Invasions*, (13), pp.883–894.
- Silva, M., 1988. *Estudo preliminar da ecologia da população de rato-preto, Rattus rattus, da ilha da Berlenga*. Faculdade Ciências de Lisboa.
- Stanley, T.R. & Burnham, K., 1999. A closure test for time-specific capture-recapture data. *Environmental and Ecological Statistics*, 209(6), pp.197–209.
- Stokes, M.K., Slade, N.A. & Blair, S.M., 2001. Influences of weather and moonlight on activity patterns of small mammals : a biogeographical perspective. *Canada Journal of Zoology*, 79, pp.966–972.
- Tauleigne Gomes, C. et al., 2004. *Componente Vegetal do Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Berlengas: Flora e Vegetação do Arquipélago Das Berlengas*,
- Tkadlec, E. & Zejda, J., 1998. Small rodent population fluctuations : The effects of age structure and seasonality. *Evolutionary Ecology*, 12, pp.191–210.
- Tobin, M.E., Sugihara, R.T. & Engeman, R.M., 1994. Effects Of Initial Rat Captures On Subsequent Capture Success Of Traps. *Proceedings of the Sixteenth Vertebrate Pest Conference*, 62.
- Towns, D.R., Atkinson, I.A.E. & Daugherty, C.H., 2006. Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated ? , pp.863–891.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., et al., 1997. Human Domination of Earth ' s Ecosystems. *Science*, 277(5325), pp.494–499.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., et al., 1997. Introduced Species : A Significant Component Of Human-Caused Global Change. *New Zealand Ecological Society*, 21(1), pp.1–16.
- Weckerly, F.W., 1998. Sexual-Size Dimorphism : Influence of Mass and Mating Systems in the Most Dimorphic Mammals. *Journal of Mammalogy*, 79(1), pp.33–52.
- Whisson, D., Quinn, J. & Collins, K., 2007. Home Range And Movements Of Roof Rats (*Rattus rattus*) In An Old-Growth Riparian Forest, California. *Journal of Mammalogy*, 88(3), pp.589–594.
- Witmer, G., Boyd, F. & Hillis-starr, Z., 2007. The successful eradication of introduced roof rats (*Rattus rattus*) from Buck Island using diphacinone , followed by an irruption of house mice (*Mus musculus* ). *Wildlife Research*, 34, pp.108–115.
- Yabe, T. et al., 2009. Seabirds In The Stomach Contents Of Black Rats *Rattus Rattus* On Higashijima , The Ogasawara ( Bonin ) Islands , Japan. *Marine Ornithology*, 37, pp.293–295.
- Yoshida, T.H. et al., 1974. Cytogenetical survey of black rats, *Rattus rattus*, in Southwest and central Asia, with special regard to the evolutionary relationship between three geographical types. *Chromosoma*, 45, pp.99 – 109.

Zavaleta, E.S. et al., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context.  
*TRENDS in Ecology & Evolution*, 16(8), pp.454–459.



# First complete census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands (Portugal), including the small islets of the archipelago

Primeiro censo completo da população nidificante da Cagarra *Calonectris diomedea borealis* nas ilhas Berlengas (Portugal), incluindo os ilhéus do arquipélago

Miguel Lecoq<sup>1,2,3</sup>, Iván Ramírez<sup>2</sup>, Pedro Geraldes<sup>2</sup>, Joana Andrade<sup>2</sup>

**RESUMO** - O arquipélago das Berlengas, situado na costa ocidental portuguesa, concentra a maioria da população reprodutora da Cagarra *Calonectris diomedea borealis* da costa Atlântica continental da Península Ibérica. Em Junho de 2010 e de 2011 foi realizado o primeiro censo global do arquipélago tendo-se estimado a população reprodutora em 980-1070 casais, dos quais 170-210 casais se encontravam dispersos por oito pequenos ilhéus. Até à data não era ainda conhecida a importância dos pequenos ilhéus para a nidificação da Cagarra. Apesar de representarem uma área de ca. 10% da superfície terrestre, os oito ilhéus albergam ca. 20% da população reprodutora.

The Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding in the Atlantic coast of the Iberian Peninsula are largely concentrated at the Berlengas archipelago (figure 1), where censuses have been carried out in the last decades (Teixeira 1983; Granadeiro 1991; Lecoq *et al.* 2010). The species is also present at Coelleira and Sisargas islands (NW Iberian coast), where a few pairs were found breeding during 2007-2009 with a population tentatively estimated at 30-40 pairs (Docampo *et al.* 2010).

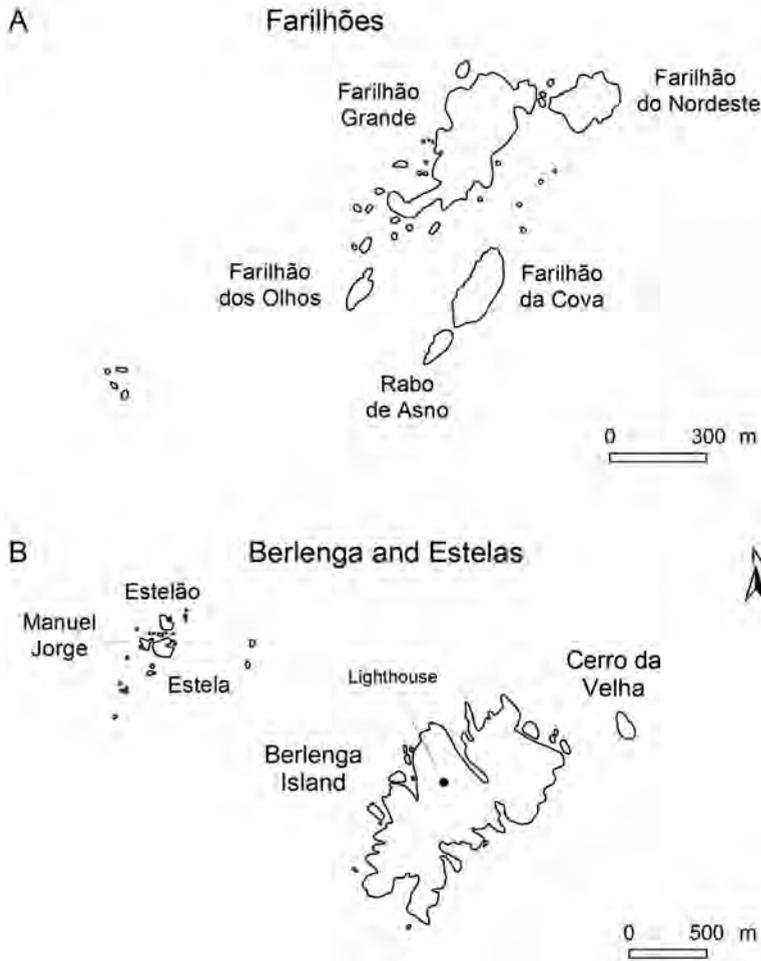
Despite a detailed survey in 2005 carried out in the larger islands of the archipelago (Lecoq *et al.* 2010), there is still a lack of information on the importance

of the smaller rocky islets of the archipelago. Here we update the estimates of the breeding population for the whole archipelago, including the first data on numbers of Cory's shearwaters breeding on most of the smaller islets.

The Berlengas archipelago (39°24'N, 9°30'W) covers ca. 104 ha and can be divided in three groups of rocky islands, Berlenga island, Estelas and Farilhões, each comprising several islets and stacks (figure 1). We considered an islet all sites smaller than 5 ha. Only those islets (n=8) large enough (i.e. larger than ca. 0.5 ha) to support breeding shearwaters were targeted. All islands and islets almost lack flat ground (except Berlenga) and are mostly surrounded by steep cliffs. The small islets are characterised by bare rock faces and the presence of little (typically *Suaeda* sp.) or no vegetation cover. Black rats *Rattus rattus* and wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* are known from Berlenga only.

Counts were carried out following the methods adopted in previous assessments (see Lecoq *et al.* 2010 for details), and involved direct counts of active nests, and abandoned or predated eggs. Berlenga island was surveyed between 6 and 10 June 2010, and the other islands and islets were counted from 8 to 10 June 2011 (with the exception of Cerro da Velha islet, which was visited on 15 June 2011). Field work involved a team of up to three experienced surveyors corresponding to ca.

<sup>1</sup> Eco-Ethology Research Unit, ISPA-Instituto Universitário, Rua Jardim do Tabaco 34, 1149-041 Lisboa, Portugal. Corresponding author: miguel\_lecoq@yahoo.com; <sup>2</sup> Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Avenida João Crisóstomo, n.º 18 - 4.º Dto, 1000-179 Lisboa Portugal; <sup>3</sup> Museu Nacional de História Natural e da Ciência, Universidade de Lisboa, Portugal



**Figure 1.** Detailed maps of Farilhões (A) and Berlenga and Estelas (B).

**Figura 1.** Mapas pormenorizados dos Farilhões (A) e da ilha da Berlenga e das Estelas (B).

80 man-hours (including 13 man-hours on the islets and 35 on Farilhão Grande). We used climbing equipment in order to assess numbers of birds nesting in steep areas at Farilhão Grande, F. da Cova and F. do Nordeste. The number of pairs breeding in inaccessible areas was estimated (and presented separately) by assessing the proportion of available breeding habitat in these areas, following Lecoq *et al.* (2010).

A total of seven islands and islets were counted (figure 1 and table 1). Estelão, Manuel Jorge and Farilhão dos Olhos islets could not be visited due to adverse sea conditions. We estimate a total of 310 pairs at Berlenga island in 2010 and 500-550 pairs at

Farilhão Grande island in 2011 (table 1). This adds to 170-210 pairs estimated to breed on the islets of the archipelago in 2011.

These results update the most recent estimates and reveal the importance of the small islets for breeding Cory's shearwaters at Berlengas islands. The islets cover an area no larger than ca. 10 ha and yet they account roughly for 20% of the breeding population at Berlengas archipelago. The importance of the islets for breeding Cory's shearwaters has been overlooked throughout the years by the previous observers (*e.g.* Teixeira 1984; Granadeiro 1991; Lecoq *et al.* 2010). On the islets we

**Table 1.** Counts and population estimates of Cory's Shearwaters breeding at Berlengas archipelago in 2010 and 2011. Names of locations referred to islets, unless otherwise stated. The approximate area for each island and islet was calculated based on the projected surface, i.e., without taking into account the topography.

**Tabela 1.** Contagens e estimativas da população reprodutora da Cagarra no arquipélago das Berlengas em 2010 e 2011. Os nomes dos locais amostrados referem-se aos ilhéus, excepto se indicado de outro modo. A área aproximada de cada ilha foi calculada considerando a projecção vertical sem correcção do relevo.

Island/islet	Year counted	Area (ha)	No. breeding pairs		Notes
			Counted	Estimate for 2011	
<i>Berlenga group</i>					
Berlenga island	2010	79	237	310	Ca. 58% of the nests in three colonies; 12 nests predated or abandoned.
Cerro da Velha	2011	1.4	19	25	Nests in two colonies in shallow caves and under <i>Suaeda</i> sp.
<i>Estelas group</i>					
Estela	2011	1.2	3	10-15	Nests in burrows and under <i>Suaeda</i> sp.; one egg abandoned.
Estelão	–	0.6	–	5	Estimates based on size and similarity with the nearby Estela.
Manuel Jorge	–	0.4	–	5	
<i>Farilhões group</i>					
Farilhão Grande island	2011	8.2	261	500-550	41 nests showed signs of predation; 20 nests found on walls with climbing equipment.
Far. da Cova	2011	2.3	58	100-120	Accessible areas on the top and cliffs in the N-NW slope were surveyed; nests in rock crevices, burrows, and under the cover of vegetation (including under wild olive trees <i>Olea europaea</i> var. <i>sylvestris</i> ); 18 nests showed signs of predation.
Far. do Nordeste	2011	2.4	9	15-20	Nests in rock crevices and relatively exposed; five nests showed signs of predation.
Far. dos Olhos	–	0.5	–	5-10	Estimates based on similarity with the nearby Rabo de Asno.
Rabo de Asno	2011	0.5	3	5-10	Nests in shallow rock crevices; two eggs abandoned.
<b>TOTAL</b>		97.7	590	980-1070	

also noticed that many nests were easily accessible by gulls. Indeed, we observed predation of eggs by Yellow-legged gulls *Larus michabellis* at Farilhões (e.g. 31% of the counted eggs at Farilhão da Cova and 56% at F. do Nordeste; see table 1) which is in accordance with previous observations (Lecoq *et al.* 2010).

Numbers on Berlenga were very similar (214 counted nests in 2005 comparing with 237 nests in 2010) suggesting a stable or favorable trend for this island (Lecoq *et al.* 2010). In contrast, our numbers for Farilhão Grande (261 pairs in 2011) are lower than those obtained in 2005 when 401 pairs were counted. It should be stressed that during the present survey we did not count two important caves due to rough sea conditions where 40 pairs were breeding in 2005 (M. Lecoq unpublished data). However, this seems insufficient to explain such a difference in numbers between the two censuses. Instead, this discrepancy probably reflects a reduction in the number of eggs laid in 2011 at Berlengas archipelago, a situation observed elsewhere in the Atlantic (e.g. Selvagem Grande, Madeira, P. Catry *pers. com.* and Corvo, Azores, S. Hervías *pers. com.*). In fact, a decrease in numbers (eggs laid) of about 25% in the three main colonies at Berlenga was also noticed during a partial survey of this island conducted in June 2011 (M. Lecoq, unpublished data). Taking that into account, we assume a more reliable population estimate for F. Grande of 500-550 pairs (Lecoq *et al.* 2010), and a global population estimate for the whole archipelago of 980-1070 pairs in 2011.

**Acknowledgements:** Thanks are due to Reserva Natural das Berlengas, namely to Sofia Castel-Branco da Silveira, and to Capitania do Porto de Peniche, for permission to work on the islands, accommodation and transport. Júlio Laranjeira made possible the visit to Cerro da Velha. Paulo Crisóstomo, Eduardo Mourato and Carlos Iván Gutiérrez provided field assistance and made our stay at Berlenga enjoyable. We are greatly indebted to António Pata for his helpful support always ensuring safe landings on the islets. Earlier versions of the manuscript benefited from comments from Paulo Catry, Maria P. Dias and José P. Granadeiro, and from two anonymous referees. We also acknowledge Paulo Catry for

continuous support of work of ML at Berlenga. This study is an output of the Future of the Atlantic Marine Environment project (n.º 2009-1/089) and is co-financed by Atlantic Area Programme.

## REFERENCES

- Docampo, F., A. Alcalde, A. Gende, L. Carquijero & A. Velando. 2010. Pardela Cenicienta, *Calonectris diomedea*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola* 57(1): 215-241.
- Granadeiro, J.P. 1991. The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13: 30-39.
- Lecoq, M., P. Catry & J.P. Granadeiro 2010. Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal. *Airo* 20:36-41.
- Teixeira, A. M. 1983. Seabirds Breeding at the Berlengas, forty-two years after Lockley's visit. *Ibis* 125: 417-420.
- Teixeira, A. M. 1984. Aves Marinhas nidificantes no litoral português. Actas do Colóquio Nacional para a Conservação das Zonas Ribeirinhas. *Boletim da Liga para a Protecção da Natureza*, No. 18, 3.ª série, 1.º vol.: 105-115.



## LIFE BERLENGA

*LIFE13/NAT/PT/000458*

### **Análises genéticas das espécies *Rattus rattus* e *Oryctolagus cuniculus* na ilha da Berlenga Grande**

#### **Objectivo principal:**

Avaliar os níveis de diversidade e diferenciação genética das populações de ratazana-preta (*Rattus rattus*) e coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus*) residentes na ilha Berlenga Grande em comparação com outras populações da mesma espécie (continentais e insulares).

#### ***Rattus rattus***

Foram analisadas geneticamente um total de 19 amostras de ratazana-preta capturadas na ilha Berlenga Grande na sequência de campanhas de monitorização destas espécies que antecederam a campanha de erradicação. Assim, uma pequena amostra de tecido da orelha foi utilizada para extracção de ADN genómico para posterior amplificação por PCR (Polymerase Chain Reaction) de marcadores moleculares adequados aos objectivos deste trabalho.

Foram seleccionados 2 marcadores moleculares mitocondriais – citocromo b e d-loop, amplamente utilizados em trabalhos que visam, nomeadamente, avaliar a origem da colonização de determinada população de uma determinada espécie em ilhas/arquipélagos assim como evidenciar a diferenciação de populações.

#### **Citocromo b**

Numa primeira fase foi avaliado o gene citocromo b (1140 pares de bases) em 14 indivíduos, para confirmação do estatuto específico da ratazana-preta residente na Berlenga Grande. Na sequência desta análise foram obtidos dois haplótipos (sequências únicas) que diferiam apenas em uma base. Por comparação com sequências publicadas em bases de dados públicas (GenBank) foi confirmado o estatuto taxonómico da espécie – *Rattus rattus*. Foram igualmente analisadas, para comparação, quatro amostras provenientes da ilha do Corvo (Açores) e duas da ilha da Madeira. Apesar de, à data desta análise, não existirem amostras de ratazana preta provenientes do continente português para comparação, foram seleccionadas sequências de diferentes áreas geográficas de forma a permitir uma vasta cobertura da



área de distribuição da espécie para comparação com as amostras obtidas na ilha Berlenga. Assim, foram seleccionadas preferencialmente sequências resultantes de amostras oriundas da Europa (Espanha, França, Itália, Grécia, ilhas Canárias) e África (Argélia, Tunísia, Senegal, Benim, Zâmbia) assim como sequências provenientes de espécimes de outros continentes.

A espécie *Rattus rattus* apresenta uma distribuição mundial, formando um complexo constituído por diferentes linhagens mitocondriais previamente identificadas (baseada em dados de citocromo b). A distribuição destas linhagens apresenta estrutura geográfica, sendo que a linhagem I é a única presente na Europa Ocidental. Após análise de todas as sequências foi possível concluir que a ratazana-preta da Berlenga se enquadra na linhagem I de citocromo b de *Rattus rattus*.

De forma a permitir uma análise o mais abrangente possível em termos geográficos, as sequências foram truncadas a 700 pares de bases. Daí resultou uma única sequência para a ilha Berlenga que apresentava total redundância/identidade com sequências publicadas provenientes de Espanha, França, Itália, Tunísia, ilhas Canárias (Tenerife, La Palma, El Hierro, La Gomera, Gran Canária, Lanzarote), Senegal e Benim. Esta ausência de diferenciação genética ao longo de áreas geográficas bastante vastas é coerente com uma colonização recente (do ponto de vista evolutivo).

### **D-loop**

De modo a permitir uma análise mais fina dos dados e procurar maior estrutura na distribuição da variação genética a nível geográfico foi analisado um marcador mitocondrial de evolução mais rápida – o d-loop (um fragmento de 561 pares de bases). Assim, foram avaliadas 19 amostras de *Rattus rattus* da ilha Berlenga bem como 5 amostras entretanto disponíveis de Portugal continental (oriundas da Samarra, Lisboa, Montijo, Viana do Alentejo e Porto Côvo), uma de Espanha continental (Burguillos del Cerro), 4 da ilha do Corvo (Açores), 8 da ilha da Madeira e 4 da ilha de Porto Santo. Destas 41 amostras analisadas, apenas foram encontrados 5 haplótipos, sendo que todos os animais da Berlenga Grande partilhavam a mesma sequência, igualmente encontrada em Portugal continental, na Madeira e em Porto Santo. Os restantes haplótipos apenas se distinguem da sequência mais comum (partilhada por 35 das amostras analisadas) em uma única mutação.

### **Conclusões:**

Assim sendo, infere-se que a população de *Rattus rattus* que habita actualmente a ilha Berlenga não apresenta qualquer divergência a nível do DNA mitocondrial (citocromo b



e d-loop) quando comparada com outras populações, mesmo que provenientes de origens geográficas muito distintas. Em termos evolutivos, este padrão genético observado neste contexto geográfico é consistente com um fenómeno de colonização recente (em termos evolutivos), mediado pelo homem.

A partir exclusivamente das análises genéticas efectuadas não existem quaisquer evidências que a referida população da Berlenga tenha sofrido um processo de diferenciação que justifique atribuir-lhe qualquer estatuto de protecção. Um nível significativo de diferenciação desta população face, por exemplo, a outras populações continentais e/ou insulares, teria uma assinatura molecular ao nível de ambos os marcadores analisados, o que não se verificou. Acrescenta-se ainda que, hoje em dia, alterações ao estatuto taxonómico de populações é um processo que conta, invariavelmente, com análises genéticas como as levadas a cabo neste trabalho.

### ***Oryctolagus cuniculus***

Na sequência de campanhas de acção de avaliação da população de coelho (*Oryctolagus cuniculus*) na ilha Berlenga Grande foram recolhidas amostras de tecido da orelha dos animais capturados. Destas, foram seleccionadas 17 amostras para avaliação genética do estatuto taxonómico da população e despistagem de indícios de hibridação com coelho doméstico. A pequena amostra de tecido da orelha foi utilizada para extracção de ADN genómico para posterior amplificação por PCR (Polymerase Chain Reaction) de marcadores moleculares adequados aos objectivos deste trabalho.

Após pesquisa bibliográfica, foram seleccionados 2 marcadores moleculares para análise – um marcador mitocondrial (d-loop) e um marcador nuclear localizado no cromossoma X (gene F9). A utilização conjunta dos dois tipos de marcador genéticos permitem a detecção de fenómenos de hibridação que poderiam não ser detectados utilizando apenas um dos marcadores.

Adicionalmente, para comparação, foram analisadas 3 amostras de coelho doméstico assim como 5 amostras de coelho-bravo originárias de Portugal continental (Maфра, Alvito, Viana do Alentejo e Mértola ) e 2 amostras originárias da ilha da Madeira (Fajã da Ovelha e Arco da Calheta).



### **D-loop (em curso)**

Este marcador mitocondrial (de transmissão exclusivamente materna) permite a discriminação entre as duas sub-espécies de coelho-bravo existentes na Península Ibérica – *Oryctolagus cuniculus cuniculus* e *Oryctolagus cuniculus algirus*. Esta última é a sub-espécie presente em território português e aquela cuja ocorrência é mais provável na ilha Berlenga Grande. Sendo transmitido à descendência exclusivamente pelas fêmeas (e não sofrendo recombinação) é particularmente informativo acerca das linhagens maternas que sejam bem sucedidas a colonizar uma ilha.

### **Gene F9 (em curso)**

Este gene localiza-se no cromossoma X, pelo que apresenta herança bi-parental (é passado às gerações seguintes quer pelos machos quer pelas fêmeas). A selecção deste marcador prendeu-se com a análise da literatura e a identificação de cada sub-espécie (bem como de animais domésticos) com base nas sequências obtidas.

### **Resultados e conclusões preliminares:**

As análises dos dados já recolhidos a nível laboratorial (para ambos os marcadores moleculares) ainda se encontram em curso. Contudo, através da inspecção visual das sequências obtidas (e comparação individual com sequências publicadas em bases de dados públicas) foi já possível identificar a presença, na maioria dos animais da Berlenga analisados, de sequências características de coelho doméstico ao nível de ambos os marcadores moleculares. Este resultado é validado pela comparação com os resultados obtidos para os animais selvagens oriundos do continente, que resultaram em sequências características de coelho-bravo da sub-espécie *Oryctolagus cuniculus algirus*, como seria expectável. Da mesma forma, as sequências obtidas para os 3 coelhos domésticos analisados confirmaram o seu estatuto doméstico. Em ambos os casos (amostras de coelhos selvagens e domésticos), os resultados obtidos foram coerentes para ambos os marcadores moleculares estudados. No caso dos animais da ilha Berlenga Grande foi possível detectar sequências características quer de coelho doméstico (a maioria) quer de coelho-bravo. Este cenário é compatível com uma situação de hibridação entre ambos, sendo que em algum momento terá sido introduzido coelho doméstico na ilha que se reproduziu com o coelho-bravo residente, deixando uma assinatura genética do evento.



Apesar de, fenotipicamente, o coelho da Berlenga se assemelhar totalmente ao coelho-bravo, geneticamente é possível concluir através da análise destes 2 marcadores que a penetração do genoma de coelho doméstico na população da Berlenga foi bastante bem sucedida. Assim sendo, com base apenas nos resultados obtidos, um cenário de potencial translocação de animais da Berlenga para o continente, resultaria na contaminação genética das populações selvagens continentais caso os animais translocados conseguissem reproduzir-se com estes últimos. As consequências seriam imprevisíveis para o património genético desta espécie que ficaria, seguramente, ameaçado.

### **Responsável Técnico**

Sofia Gabriel, PhD

Professora Auxiliar Convidada do Departamento de Biologia Animal da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa e Bolseira de Pós-Doutoramento

Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa

Edifício C2, 3º piso, sala 2.3.03

Tel. 21 750 00 00 ext. 22303

Sofia Gabriel



# FAME

**Future of the Atlantic  
Marine Environment**

Avaliação da predação de rato-preto  
*Rattus rattus* nas crias de cagarra  
*Calonectris diomedea borealis*  
na Ilha da Berlenga

Lisboa, janeiro, 2013



# Avaliação da predação de rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra *Calonectris diomedea borealis* na Ilha da Berlenga

Lisboa, janeiro, 2013



Armadilha fotográfica instalada à entrada de um ninho de cagarra @Nuno Oliveira

A parceria do projecto FAME (Future of the Atlantic Marine Environment) envolve 5 países europeus e 7 parceiros: *Royal Society for the Protection of Birds* (RSPB), *BirdWatch Ireland* (BWI), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Universidade do Minho (UMinho) e Wave Energy Centre (WavEC). Para além destes, integra também 3 parceiros associados: Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), Agence des aires marines protégées e Martifer. Este projecto é co-financiado pelo Programa Espaço Atlântico.





Trabalhar para o estudo e conservação das aves e seus habitats, promovendo um desenvolvimento que garanta a viabilidade do património natural para usufruto das gerações futuras.

A **SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves** é uma organização não governamental de ambiente que trabalha para a conservação das aves e dos seus habitats em Portugal. Como associação sem fins lucrativos, depende do apoio dos sócios e de diversas entidades para concretizar as suas ações. Faz parte de uma rede mundial de organizações de ambiente, a *BirdLife International*, que actua em mais de 100 países e tem como objetivo a preservação da diversidade biológica através da conservação das aves, dos seus habitats e da promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

[www.spea.pt](http://www.spea.pt)

[www.fameproject.eu/pt](http://www.fameproject.eu/pt)

[www.facebook.com/spea.Birdlife](https://www.facebook.com/spea.Birdlife)



[https://twitter.com/spea\\_birdlife](https://twitter.com/spea_birdlife)



---

## **Avaliação da predação de rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra *Calonectris diomedea borealis* da Ilha da Berlenga. Projeto FAME**

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2013

**Direcção Nacional:** Maria Clara Ferreira, José Manuel Monteiro, Michael Armelin, Adelino Gouveia, José Paulo Monteiro e Jaime Ramos

**Direcção Executiva:** Luís Costa

**Coordenação do projecto:** Iván Ramírez e Joana Andrade

**Coordenação técnica:** Miguel Lecoq

**Agradecimentos:** O Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e a Reserva Natural das Berlengas, na pessoa da Eng.<sup>a</sup> Sofia Castel-Branco da Silveira, autorizaram e apoiaram este trabalho e garantiram o alojamento dos técnicos. À Capitania do Porto de Peniche pelo transporte para a ilha. Aos vigilantes Paulo Crisóstomo, Eduardo Mourato e Tiago Menino pelo apoio e disponibilidade de nos receberem. Ao Cristóbal Pérez, à Ana C. Henriques e ao Zé Carlos Morais pela ajuda durante o trabalho de campo.

**Citação:** Oliveira, N., M. Lecoq, J. Andrade, P. Geraldés & I. Ramírez. 2013. Avaliação da predação de rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra *Calonectris diomedea borealis* da Ilha da Berlenga. *Projeto FAME*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

# ÍNDICE

<b>RESUMO/SUMMARY</b>	<b>05</b>
<hr/>	
<b>1. NOTA INTRODUTÓRIA</b>	<b>06</b>
<hr/>	
1.1 Introdução	06
1.2 Objetivos	06
<b>2. METODOLOGIA</b>	<b>07</b>
<hr/>	
2.1 Área de estudo	07
2.2 Seleção dos ninhos e equipamento	07
2.3 Monitorização dos ninhos	08
2.2 Análise das fotografias	09
<b>3. RESULTADOS</b>	<b>10</b>
<hr/>	
3.1 Taxa de sucesso da eclosão	10
3.2 Colocação das armadilhas fotográficas	10
3.3 Atividade do rato-preto	10
3.4 Atividade de gaivota-de-patas-amarelas	13
<b>4. DISCUSSÃO</b>	<b>14</b>
<hr/>	
2.1 Discussão	14
2.2 Principais recomendações e limitações futuras	15
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>17</b>
<hr/>	

## RESUMO

---

O Arquipélago das Berlengas constitui o local mais importante da costa continental portuguesa para a nidificação de aves marinhas. Este também é o único local onde a cagarra *Calonectris diomedea borealis*, espécie com estatuto de conservação desfavorável, nidifica. Apesar desta população já ter sido alvo de diversos estudos, pouco se sabe sobre a sua interação com rato-preto *Rattus rattus*. O rato-preto e o coelho *Oryctolagus cuniculus* são os únicos mamíferos introduzidos na Ilha da Berlenga, e o primeiro encontra-se listado como um dos principais predadores de crias de cagarra noutras colónias da espécie. Este trabalho teve como objetivos 1) avaliar a atividade de rato-preto em duas colónias de cagarra e 2) reportar eventuais eventos de predação sobre as crias. Para tal foram monitorizados diariamente 54 ninhos na colónia do Melreu e outros 20 na colónia do Furado Seco, entre o dia 24 de julho e 6 de agosto de 2012. Paralelamente, foram instaladas 16 armadilhas fotográficas (câmaras) em 29 ninhos, de forma a monitorizar a atividade do rato-preto. Embora não se tenha comprovado a predação direta do rato-preto sobre as crias das cagarras, houve 2 crias (em ninhos sem câmaras) que desapareceram durante o estudo, provavelmente devido à predação por ratos. Por outro lado, enquanto no Melreu foi notada uma forte diminuição da atividade de rato-preto ao longo do desenvolvimento das crias de cagarra, no Furado Seco tal não aconteceu. Nesta última os resultados apontam para uma maior e mais prolongada atividade de rato, indiciando que esta colónia se encontra sob maior pressão. Finalmente, foram encontradas algumas evidências do possível impacto da gaivota-de-patas-amarelas nas crias de cagarras.

## SUMMARY

---

Berlengas Archipelago is the most important area in mainland Portugal for breeding seabirds. The archipelago hosts the only known breeding population of the vulnerable Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* in mainland Portuguese coastal waters. Although this population has already been the subject of many studies, little is known about its interaction with black rat *Rattus rattus*. Black rat and rabbit *Oryctolagus cuniculus* are the only introduced mammals on the island, and the first is listed as one of the main predators of Cory's Shearwater chicks. This study aimed to 1) evaluate the activity of black rat in two Cory's Shearwater colonies and 2) report events of predation on chicks. For this, 54 and 20 nests were monitored daily in the colonies of Melreu and Furado Seco, respectively, between July 24 and August 6. Meanwhile, 16 photographic traps were installed within or at the entrance of 29 different nests in order to monitor rats' activity. Despite not having obtained any record from direct predation of black rat, 2 chicks disappeared from the nest (with no photo trap) with a strong likelihood of being predated. Although in Melreu have been noticed a strong decrease in activity of black rat during development of chicks and Furado Seco not, the data presented here suggest a greater and more prolonged activity of rat at the second, which may indicate it's under greater predatory pressure. Finally it was found some evidences on possible impact by yellow-legged-gull on Cory's shearwater chicks.

## 1. NOTA INTRODUTÓRIA

---

### 1.1 Introdução

As Berlengas constituem o local mais importante da costa continental portuguesa para a nidificação de aves marinhas. Aqui nidificam regularmente seis espécies distribuídas maioritariamente por duas ilhas principais: a Ilha da Berlenga e o Farilhão Grande. Das espécies nidificantes destacam-se a cagarra, o roque-de-castro *Oceanodroma castro* e o airo *Uria aalge*, que encontram no arquipélago das Berlengas o único local de nidificação no território continental português (Equipa Atlas 2008).

A cagarra *Calonectris diomedea* é uma ave marinha migradora que nidifica no Atlântico Nordeste e nas ilhas do Mediterrâneo (Cramp & Simmons 1977) e que passa o inverno no Atlântico Sul (Dias *et al.* 2011). As Berlengas constituem o único local conhecido na costa continental portuguesa para a nidificação desta espécie. A maior parte da população reprodutora de cagarra da subespécie *borealis* está concentrada nos arquipélagos dos Açores (188,000 casais), da Madeira (ca. 33,000 casais) e das Canárias (ca. 30,000 casais) (BirdLife International 2004; Cabral *et al.* 2005; Granadeiro *et al.* 2006).

A população nidificante da cagarra na Ilha da Berlenga tem vindo a ser monitorizada ao longo dos últimos 20 anos (e.g. Granadeiro 1991 e Lecoq 2003), estando actualmente estimada em 310 casais reprodutores (Lecoq *et al.* 2011). À semelhança do que se passa em toda a sua área de distribuição, a população das Berlengas enfrenta diversas ameaças, quer em terra, quer no mar, sendo fundamental avaliar o impacto de cada um desses fatores (BirdLife International 2013).

Existem duas espécies de mamíferos introduzidos na Ilha da Berlenga, o rato-preto *Rattus rattus* e o coelho *Oryctolagus cuniculus* (Silva 1988). O rato-preto é uma das principais espécies responsáveis pela predação de cagarra nas ilhas do Mediterrâneo (e.g. Thibault 1995) e poderá ter um efeito negativo na população da Berlenga (Lecoq *et al.* 2010). Ao longo das últimas 2 décadas, vários indícios de predação, quer de ovos quer de crias de cagarra, têm sido atribuídos ao rato-preto (Lecoq, M. *comentário pessoal*). No entanto, até ao momento não foi efetuado nenhum estudo dirigido para abordar esta problemática.

Com o objectivo de colmatar esta falha no conhecimento, em julho e agosto de 2012, no âmbito do projecto FAME - *Future of the Atlantic Marine Environment* (projecto n.º 2009-1/089 do Espaço Atlântico), foi desenvolvido um estudo para avaliar a predação do rato-preto *Rattus rattus* nas crias de cagarra. Neste relatório são apresentados os resultados desse estudo.

### 1.2 Objetivos

1. Avaliar a atividade de rato-preto em duas colónias de cagarra da Ilha da Berlenga;
2. Quantificar e reportar eventuais eventos de predação de rato-preto sobre as crias de cagarra.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1 Área de estudo

A Berlenga é a maior das ilhas do arquipélago. Tem uma área aproximada de 79 ha, caracterizando-se pela presença de um planalto central e de encostas escarpadas. A classificação da ilha como reserva natural data de 1981. A ilha está ainda classificada como Zona de Protecção Especial (ZPE) para as aves e como Área Importante para as Aves (IBA). Existe um pequeno povoado com reduzida ocupação permanente durante todo o ano. Nos meses de primavera e verão (maio – setembro) a ilha recebe um grande número de visitantes que utilizam maioritariamente embarcações oriundas de Peniche.

A área de estudo inclui duas das maiores colónias de cagarra da ilha, o Melreu e o Furado Seco (fig. 1), onde foram contados, respectivamente, 78 e 29 casais reprodutores no censo de 2010 (Lecoq 2010).



**Figura 1**\_Localização das duas colónias de cagarra em estudo na Ilha da Berlenga, Melreu e Furado Seco.

### 2.2 Seleção dos ninhos e equipamentos

No dia 14 de junho de 2012, foi etetuada uma visita prévia à ilha da Berlenga com o intuito de seleccionar os ninhos de cagarra alvo de monitorização. Todos os ninhos das colónias do Melreu e do Furado Seco foram visitados tendo sido verificado o seu estado e qual a melhor abordagem para a instalação das armadilhas fotográficas (câmaras) minimizando a perturbação. Nos casos (ninhos) em que os progenitores mostraram sinais evidentes de agitação não foram colocadas armadilhas fotográficas. A nível experimental foram montadas sete armadilhas fotográficas *Bushnell Trophy Cam* na colónia do Melreu por uma noite. Este modelo vem equipado com um sensor de movimento e uma luz de infra-vermelhos. As armadilhas foram configuradas com diferentes definições, de modo a testar

qual a mais adequada aos objectivos do estudo, tendo principalmente em conta a capacidade do cartão de memória e a durabilidade das baterias. No total foram utilizadas 16 armadilhas fotográficas. Com base nos resultados do teste já referido, optou-se pela seguinte configuração: *Mode* – “*Camera*”, *Capture Number* – “*2 Photo*”, *Interval* – “*10S*” e *Sensor Level* – “*Normal*”. Tendo em conta os hábitos noturnos do rato-preto, foram configuradas 10 armadilhas com um período de ativação, entre as 21h30 e as 6h30, permitindo a poupança da carga das baterias durante o período diurno. As restantes armadilhas estiveram sempre ativas, pois não permitem essa opção, apesar de todas as restantes características serem iguais.

### 2.3 Monitorização dos ninhos

Dos 74 ninhos selecionados previamente para colocação das armadilhas fotográficas (54 ninhos na colónia do Melreu e 20 na colónia do Furado Seco) foram colocadas armadilhas em 22 ninhos (11 no Melreu e 11 no Furado Seco). Cada ninho foi visitado diariamente com o intuito de verificar o seu conteúdo (ovo, cria e presença ou não dos progenitores) (fig. 2).

A monitorização decorreu entre o dia 24 de Julho de 2012, com a montagem das armadilhas fotográficas, e o dia 6 de agosto de 2012. Os ninhos foram selecionados com base no estado de evolução da cria. As armadilhas foram instaladas naqueles ninhos em que a cria já tinha iniciado a eclosão ou tinha um máximo de 3-4 dias. As câmaras foram removidas quando a cria atingia os nove dias de idade, uma vez que a probabilidade de predação diminui com o crescimento.

As armadilhas fotográficas foram montadas dentro do ninho ou fora, consoante o tamanho do mesmo, e sempre apontadas para a cria e para a entrada simultaneamente. A colocação das armadilhas foi realizada por duas pessoas no menor período de tempo possível, tendo demorado menos de 10 minutos. As armadilhas foram monitorizadas diariamente com o intuito de descarregar os cartões de memória e verificar as baterias.



Figura 2\_Monitorização dos ninhos de cagarra @Nuno Oliveira.

## 2.4 Análise das fotografias

Todas as fotografias (ex.: fig. 3) foram analisadas individualmente. Sempre que foi observado um potencial predador (numa fotografia ou num grupo de fotografias) foi registada a data, hora, ninho, evolução do ninho, tipo de ninho, espécie e comportamento (caso se tratasse de um rato-preto). Foi também estimada a distância mínima entre o potencial predador (geralmente o rato-preto) e a cria ou ovo de cagarra, em classes de: <5 cm, 5-20 cm, 20-40 cm e >40 cm. Um conjunto de fotografias de um potencial predador registadas sequencialmente com um intervalo inferior a 2 minutos foi definido como um evento.



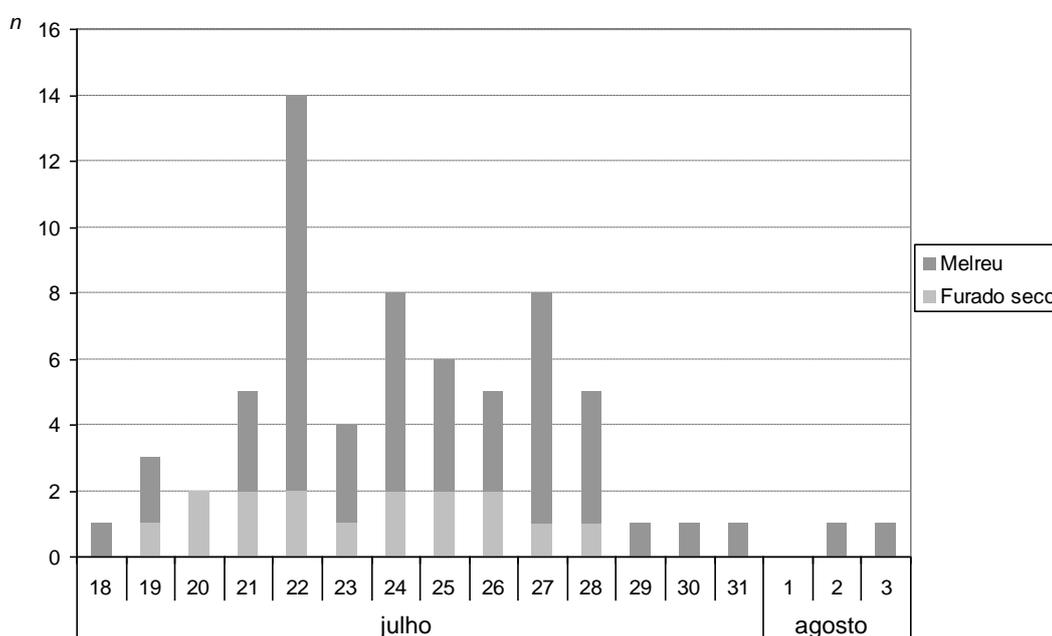
**Figura 3\_** Registo de rato-preto com recurso a armadilhas fotográficas na ilha da Berlenga em julho e agosto de 2012: à esquerda dois indivíduos de rato-preto por cima de um ninho de cagarra na colónia do Furado Seco; ao centro um rato-preto dentro de um ninho na colónia do Melreu; à direita um adulto de cagarra com uma cria (não visível). @SPEA

Finalmente, com o intuito de analisar a atividade de rato-preto em relação ao desenvolvimento da cria, foi comparado o número de fotografias de rato-preto registadas em função da idade da cria (em dias). Apesar do intuito de monitorizar as crias durante os primeiros dias após a eclosão, muitas vezes tal não foi possível, quer por a cria já ter nascido, quer pela impossibilidade logística de instalar a armadilha em certos ninhos. Todos os ninhos em que os progenitores aparentavam algum sinal de agitação, durante qualquer fase da monitorização diária, foram excluídos da monitorização electrónica para evitar que o ovo/cria fosse abandonado.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Taxa de sucesso da eclosão

Tendo em conta o desenvolvimento apresentado pelas crias já nascidas à data da chegada à ilha, dia 24 de julho, estimou-se que a sua idade estaria entre os 1 e 4 dias. O dia de eclosão das crias de cagarra foi, em média, 23 de Julho ( $n = 63$ ) para ambas as colónias, tendo variado entre o dia 18 de julho e 3 de agosto (gráfico 1). A taxa de eclosão para as duas colónias foi estimada em 0,94, com apenas 4 ovos não viáveis, 1 no Melreu e 3 no Furado Seco, com uma taxa de eclosão de 0,98 e 0,85, respetivamente. Um dos ovos não viáveis encontrado no Furado Seco apresentava indícios de ter sido partido/mordido. Durante o período de monitorização, acabaram ainda por sucumbir 3 crias. A primeira, na colónia do Melreu, desapareceu com 9 dias de vida. As outras duas, na colónia do Furado Seco, tinham 2 e 5 dias de vida, em que a primeira foi abandonada sem qualquer indício visível de predação e a segunda desapareceu sem qualquer vestígio.



**Gráfico 1\_** Número de crias eclodidas entre 18 de julho e 3 de agosto de 2012. A idade das crias eclodidas até 24 de julho (inclusive) foi estimada com base no tamanho das mesmas. A cinzento-claro a colónia do Furado Seco e a cinzento-escuro a do Melreu.

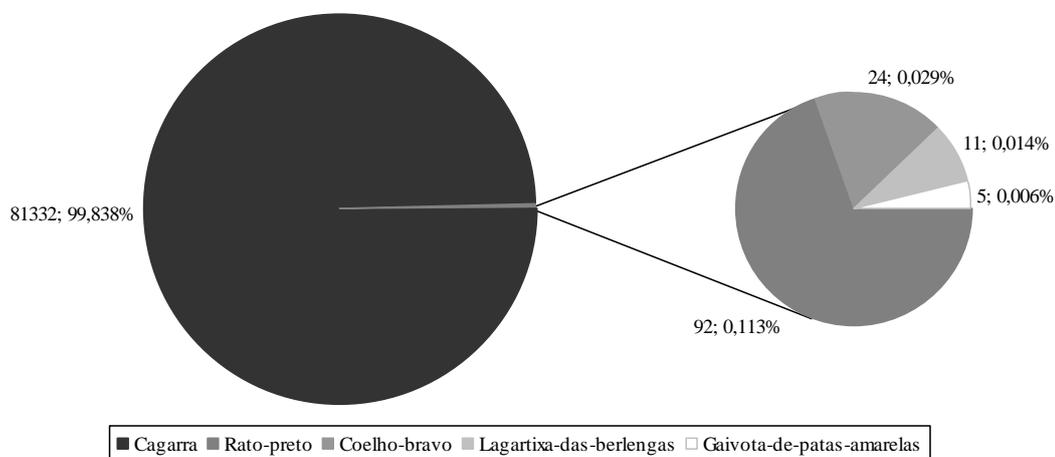
#### 3.2 Colocação das armadilhas fotográficas

Em média as armadilhas permaneceram no ninho por um período de 7,5 dias no Melreu e 6,8 dias no Furado Seco. Dos 29 ninhos monitorizados com armadilhas, apenas 2 do Furado Seco falharam no decorrer deste estudo, correspondendo a um sucesso de 93,1%. O primeiro falhou na fase do ovo, dois dias após a instalação da armadilha, e o segundo falhou cinco dias após a instalação da armadilha, quando a cria tinha seis dias de vida.

#### 3.3 Atividade de rato-preto

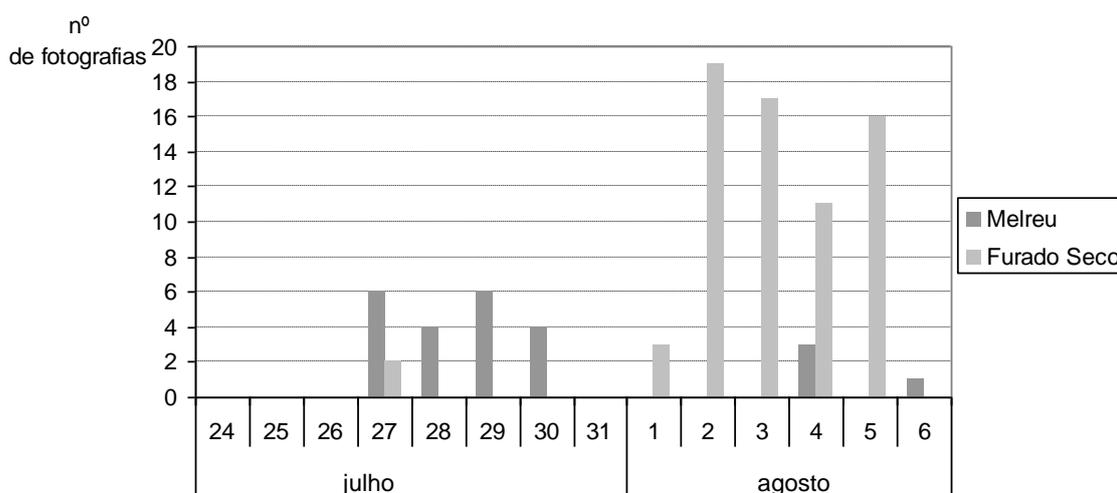
No total foram registadas e analisadas 81464 fotografias, 54311 na colónia do Melreu e 27153 no Furado Seco. Sempre que na fotografia apareciam indivíduos correspondentes a 2 espécies, o que só aconteceu com cagarra mais outra espécie, registou-se a segunda como provável responsável pela ativação da armadilha fotográfica, tendo em conta a menor probabilidade da cria ou adulto terem ativado a armadilha nos minutos precedentes. Tal como esperado, a maior percentagem de fotografias deveu-se à ativação das armadilhas pelo movimento de cagarra, com 81332 fotografias,

correspondendo a 99,838%. Das restantes 132 fotografias, 92 corresponderam a rato-preto, com a maior percentagem de ativações a seguir à cagarra, correspondendo a 0,113%. Foram ainda registadas 24 fotografias de coelho-bravo (0,029%), 11 de lagartixa-das-berlengas (0,014%) e 5 fotografias de gaivota-de-patas-amarelas (0,006%) (gráfico 2). Não foi registado qualquer evento direto de predação.



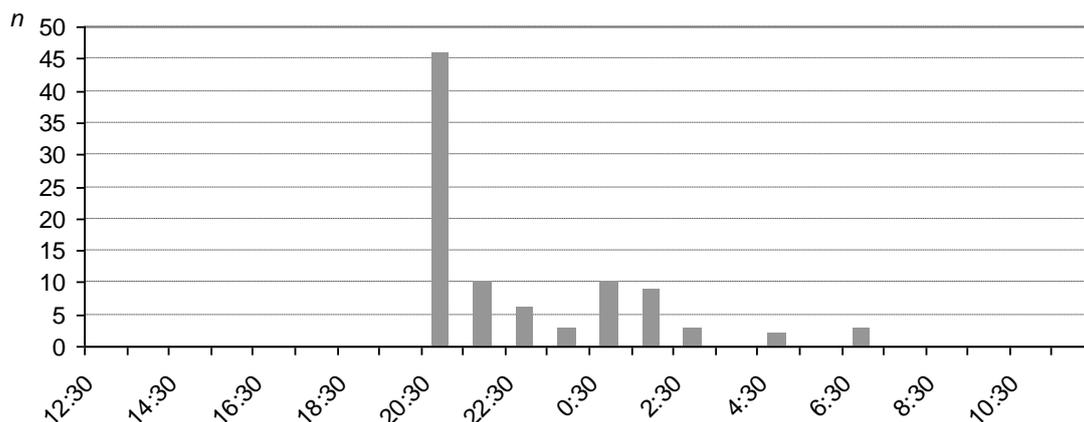
**Gráfico 2\_** Número total e proporção de fotografias registadas para cada espécie entre 24 de julho e 6 de agosto de 2012, nas duas colónias de estudo (Melreu e Furado Seco) da ilha da Berlenga.

Tendo em conta apenas a presença de rato-preto, o número de fotografias registadas ao longo do tempo variou consideravelmente nas duas colónias (gráfico 3). Foi também analisada a atividade do rato-preto tendo em conta o número de eventos ao longo do período de amostragem. Para esta variável definiu-se evento como o conjunto de fotografias que foram registadas sequencialmente com um intervalo inferior a 2 minutos. Durante os três primeiros dias de amostragem não foi registada a presença desta espécie. Nos 4 dias seguintes, a maior parte dos registos de rato-preto ocorreu na colónia do Melreu, onde foram registadas 20 fotografias correspondentes a 9 eventos. A partir de 1 de agosto até ao final do estudo, o maior número de fotografias (66) de rato-preto, correspondendo a um total de 38 eventos, foi registado na colónia do Furado Seco.



**Gráfico 3\_** Número de fotografias de rato-preto registadas entre 24 de julho e 6 de agosto de 2012, nas duas colónias de estudo (Melreu e Furado Seco) da ilha da Berlenga.

Tendo em conta que o número de fotografias é diretamente proporcional ao número de eventos ( $r^2 = 0,86$ ) e que a primeira tem uma maior amplitude amostral, optou-se por utilizar o número de fotografias como variável dependente nas restantes análises. Comparando o número de fotografias registadas com a hora do dia, é de salientar o maior número de fotografias no período entre as 20:30 e as 21:29, com 46 fotografias, correspondendo a 50% das fotografias com presença de rato-preto (gráfico 4). No período seguinte e até ao período 01:30-03:29, os registos diminuem consideravelmente, variando entre as 3 e as 10 fotografias por período. A partir das 03:30 os registos de rato-preto são residuais (<6%), com um pequeno número de fotografias registadas nos períodos 04:30-05:29 e 06:30-07:29, com 2 e 3 fotografias, respectivamente. Entre as 07:30 e as 20:29 não foi detetada atividade de rato-preto.



**Gráfico 4**\_ Número de fotografias de rato-preto registadas ao longo do dia (períodos de uma hora) registadas entre 24 de julho e 6 de agosto de 2012, nas duas colónias de estudo (Melreu e Furado Seco) da ilha da Berlenga.

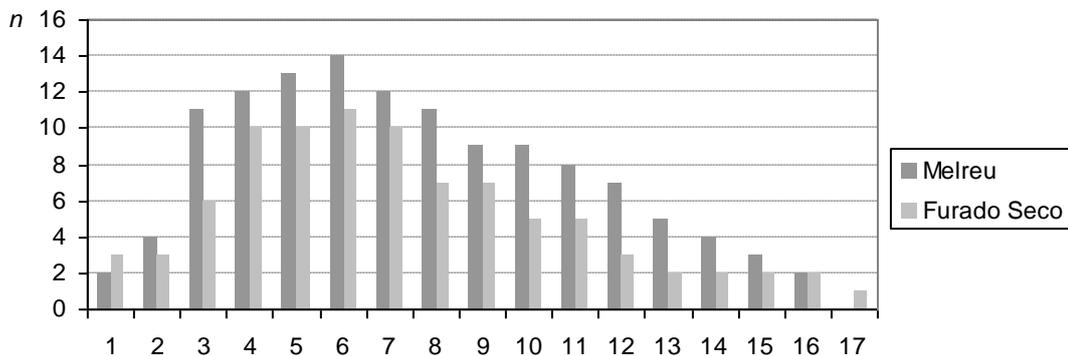
Cerca de 50% das fotografias em que se observaram indivíduos de rato-preto no Melreu e em 63,2% no Furado Seco os ratos estariam a uma distância de 5-20 cm da cria da cagarra. De salientar ainda que em cerca de 29% (n=7) das fotografias registadas na colónia do Melreu, os ratos estavam a menos de 5 cm da cria. Destas, em ca. 86% dos casos, estiveram mesmo a uma distância ínfima (<1 cm) da cria parecendo estar a cheirá-la, não mostrando posterior interesse.

**Tabela 1**\_ Número de fotografias de rato-preto registadas para as colónias do Melreu e do Furado Seco, tendo em conta a distância entre a posição do rato e a cria de cagarra.

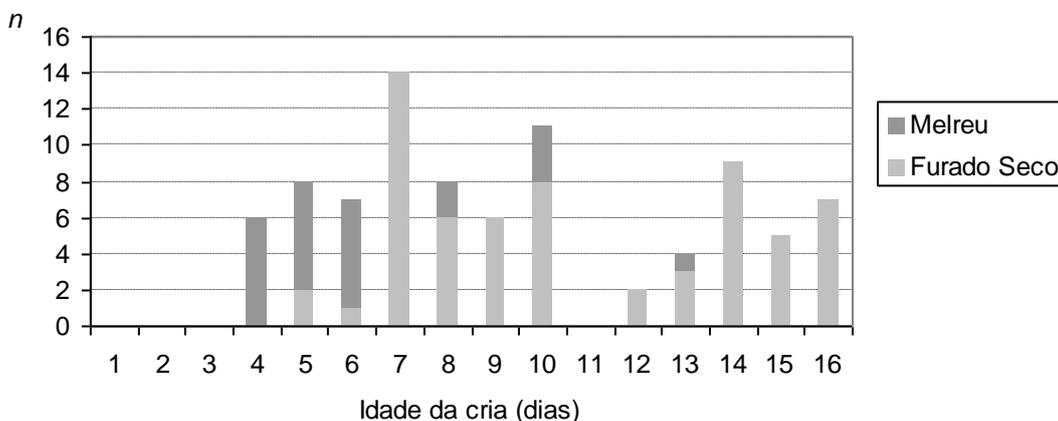
Distância (cm)	Melreu		Furado Seco		Total	
	n	%	n	%	n	%
<5	7	29,17	8	11,76	15	16,30
5-20	12	50,00	43	63,24	55	59,78
20-40	5	20,83	15	22,06	20	21,74
>40	0	0,00	2	2,94	2	2,17

Apesar de cinco ninhos terem sido monitorizados desde o dia da eclosão da cria ou do dia anterior à mesma (gráfico 5), não foi registada atividade de rato-preto nos ninhos com crias com idade inferior a quatro dias. De notar que o maior número de registos (n=14; 16%) ocorreu quando as crias tinham

sete dias de idade. Durante os primeiros 7 dias das crias, foram registadas 40% (n = 35) das fotografias, subindo este valor para 69% (n = 60) para o período que compreende os primeiros 10 dias de vida (gráfico 6).



**Gráfico 5\_** Número de armadilhas colocadas em função da idade da cria (em dias) nas colónias do Melreu e Furado Seco, na ilha da Berlenga, entre 24 de julho e 6 de agosto de 2012.



**Gráfico 6\_** Número de fotografias de rato-preto registadas em função da idade da cria (em dias) nas colónias do Melreu e Furado Seco, na ilha da Berlenga entre 24 de julho e 6 de agosto de 2012..

### 3.4 Atividade de gaivota-de-patas-amarelas

O reduzido número de registos fotográficos de gaivota-de-patas-amarelas nas armadilhas fotográficas não possibilitou uma análise mais profunda da sua atividade em torno dos ninhos de cagarra. No entanto a atividade de gaivota foi registada por três vezes nas armadilhas fotográficas, em dois ninhos diferentes. Numa delas a gaivota encontrava-se apenas junto à entrada do ninho de cagarra, enquanto nas outras duas a gaivota tinha a cabeça dentro do ninho (fig. 5). Apesar destas fotografias terem sido registadas em dias procedentes no início de agosto, não é possível confirmar se se trataria do mesmo indivíduo ou indivíduos diferentes. As três fotografias foram registadas na colónia do Melreu, e as crias já com 5 a 7 dias de idade encontravam-se sozinhas no ninho.

## 4. DISCUSSÃO

### 4.1 Discussão

Pela primeira vez foi realizado um estudo direccionado para avaliar a pressão de rato-preto sobre a cagarra na Ilha da Berlenga. Apesar de não ter sido registado qualquer evento direto de predação, foi detetada uma grande atividade de rato-preto dentro ou muito próximo dos ninhos de cagarra, principalmente durante os primeiros 10 dias de vida das crias, indo ao encontro dos resultados apresentados por Igual *et al.* (2000), onde foi demonstrado que o impacto de rato-preto nas cagarras incide, principalmente, durante a fase inicial de desenvolvimento das crias. Dos três ninhos com cria que falharam durante a monitorização, apenas num dos ninhos, localizado na colónia do Furado Seco, havia uma câmara instalada. Apesar de não ter sido possível comprovar qual o motivo do desaparecimento da cria, pois a câmara encontrava-se deslocada na manhã seguinte, a grande atividade de rato-preto detetada nesta colónia sugere que, mesmo não tendo sido diretamente predada, a cria poderá ter sido levada, já morta, por um rato. O facto desta colónia se encontrar no interior de uma gruta protege estes ninhos da possível predação por parte das gaivotas, tendo sido comprovado com a inexistência de registos fotográficos de qualquer indivíduo desta espécie. Foi ainda encontrado um ovo rachado e inviabilizado, num ninho onde estava instalada uma armadilha fotográfica, onde também não se registou qualquer anormalidade no ninho. No entanto, o ovo encontrava sinais de predação. O rato-preto parece não ser capaz de quebrar a casca de um ovo de cagarra, a não ser que este se encontre previamente partido ou rachado (ver resultados experimentais de Prieto *et al.* 2003).



Figura 4\_ Fotografia de rato-preto a menos de 5 cm do adulto de cagarra dentro de um ninho natural na colónia do Melreu, ilha da Berlenga. @SPEA

Das espécies detetadas com auxílio das armadilhas fotográficas, o rato-preto foi aquela que ocorreu com maior frequência nos ninhos de cagarra. O rato-preto é um conhecido predador de aves marinhas (Jones *et al.* 2008) com impacto negativo em diversas colónias de cagarra (Thibault 1995, Igual *et al.* 2006, Hervias *et al.* 2013). Tendo em conta que a hora do pôr-do-sol variou entre as 20:54 e 20:45 ao longo do período de amostragem, os dados evidenciam que o rato-preto tem uma maior atividade durante as primeiras horas após o ocaso, ocorrendo com menor frequência até ao início da madrugada, refletindo a sua biologia comportamental natural (Marsh 1994). Quando comparadas as duas colónias estudadas, foram detetada diferenças na atividade de rato preto. A maior atividade de

rato-preto detetada na colónia do Furado Seco poderá dever-se a vários factores: 1) por um lado as características morfológicas desta colónia – o Furado Seco é uma gruta com grande quantidade de galerias subterrâneas propícias para a nidificação de rato-preto. A maior ocorrência aqui detectada poderá ser resultado dos movimentos entre os locais de descanso e os locais de alimentação. A colónia do Melreu está localizada numa área exposta, uma encosta rochosa com declive moderado; 2) a tipologia dos ninhos – no Furado Seco os ninhos ou têm menor protecção (muitos são expostos e sem tecto, uma vez que se encontram dentro da gruta) ou, por outro lado, são ninhos artificiais feitos com uma estrutura de madeira (ver Lecoq & Duque 1999, Lecoq & Oliveira 2011) impossibilitando a instalação de uma câmara de média dimensão. Desta forma, as câmaras foram colocadas fora dos ninhos, permitindo assim um maior raio de ação. No Melreu a grande maioria das armadilhas foram instaladas no interior dos ninhos (ex.: fig. 4), por estes possuírem uma câmara suficientemente grande; 3) atração de rato-preto pelos ovos/crias de cagarra. No Melreu, foi detetada uma maior atividade de rato-preto nos ninhos com crias de menor idade, decrescendo a medida que as crias se iam desenvolvendo. Apesar desta tendência não ter sido tão evidente no Furado Seco, a presença de ratos prolongou-se durante o período de monitorização. De salientar ainda que não foi detetada qualquer atividade de rato-preto durante os três primeiros dias de vida da cria. Uma possível explicação para este fato pode ser a presença contínua dos progenitores, que devido ao seu grande tamanho dissuade de alguma forma os ratos de se aproximarem dos ninhos (Iguar *et al.* 2006). As cagarrias diminuem o tempo de presença no ninho à medida que a cria se desenvolve e enquanto alguns progenitores podem deixar as crias sozinhas no ninho logo após a eclosão, outros podem permanecer continuamente no ninho até esta atingir 8 dias de idade, sendo que na Ilha da Berlenga, em média, os adultos acompanham a cria nos primeiros 4,3 dias (Catry *et al.* 2009). São precisamente os primeiros dias sem protecção parental, os mais propícios a um ataque de rato-preto. Fica no entanto ainda pouco claro se existe predação direta das crias pelo rato-preto, existindo porém muitas evidências na bibliografia (Thibault 1995, Iguar *et al.* 2006, Hervias *et al.* 2013) que documentam o efeito negativo destes últimos nas colónias de cagarrias. As armadilhas fotográficas detetaram a presença de rato-preto muito próximo das crias de cagarra (na maioria das fotografias a menos de 20 cm), demonstrando um interesse inequívoco nas mesmas. É possível, que em anos de menor disponibilidade alimentar (e.g. anos especialmente secos), os ratos aproveitem este recurso, com o conseqüente impacto negativo no sucesso reprodutor da cagarra. Não parecendo ser o caso do ano de 2012, tendo em conta a alta taxa de eclosão calculada, apesar de corresponder apenas à sobrevivência das crias durante as duas semanas após a eclosão, quando comparada com trabalhos anteriores (Granadeiro 1991, Alonso *et al.* 2009), podendo indicar um bom ano para a reprodução da cagarra.

É conhecido o impacto de grandes gaivotas sobre diferentes espécies de procellariiformes, principalmente ao nível daquelas de menor tamanho (e.g. Vidal *et al.* 1998, Stenhouse & Montevecchi 1999, Oro *et al.* 2005). A predação de ovos de cagarra por gaivota-de-patas amarelas foi documentada para a Ilha da Selvagem Grande, onde a população de gaivotas é muito reduzida, tendo sido estimada em apenas 12 casais reprodutores (Matias, R. & P. Catry 2010). No caso do Arquipélago das Berlengas, vários autores reportam o impacto negativo que a gaivota-de-patas-amarelas deverá ter sobre a população nidificante de cagarra, principalmente ao nível da predação dos ovos (Lecoq *et al.* 2010, Lecoq *et al.* 2011). O crescimento desmesurado da população de gaivota que ocorreu ao longo das últimas década levou a que, atualmente, o efetivo reprodutor seja de cerca de 25.000 casais (Paulo Crisóstomo *pers. obs.*). No entanto esta brusca alteração parece não ter suscitado o interesse da comunidade científica de forma a quantificar o seu impacto na população reprodutora de cagarra. Pela primeira vez é apresentada uma evidência direta do interesse das gaivotas pelos ninhos de cagarra, neste caso em ninhos apenas com cria, onde num deles a gaivota foi observada com a cabeça dentro do ninho, sugerindo que a predação poderá ocorrer não só ao nível dos ovos, como é reportado em estudos anteriores, mas também ao nível das crias.

## 4.2 Principais limitações e recomendações futuras

As principais dificuldades encontradas ao longo deste estudo tiveram a ver com a operacionalização e instalação correta das armadilhas fotográficas. Tendo em conta que o grosso das fotografias foi registado em ambiente sem luz, sempre que a armadilha se encontrava a menos de 50 cm de um objeto (p.e. rocha ou cagarra adulta), a maioria das fotografias ficavam queimadas pela intensidade elevada de luz produzida pelo sistema de infra-vermelhos. Este problema foi ultrapassado tapando metade desse sistema e sempre que necessário, afastando a câmara do ninho (caso o ninho fosse

demasiado pequeno ou o adulto tivesse demasiado próximo). A limitação dos cartões de memória foi também um constrangimento, sobretudo nos casos em que as armadilhas fotográficas foram colocadas dentro dos ninhos, bastando um pequeno movimento da cagarra para ativar o disparo da armadilha, diminuindo assim o tempo útil de cada sessão. A utilização de pilhas recarregáveis foi também uma limitação, apesar destas parecerem mais ecológicas, têm uma menor capacidade de carga e durabilidade, sendo necessário o recarregamento frequente e um aumento consequente do tempo de trabalho empregue.

As armadilhas fotográficas têm vindo a ser, ao longo dos últimos anos, uma técnica cada vez mais utilizada para estudos de ecologia e biologia de diversas espécies, principalmente mamíferos (O'Connell *et al.* 2011). O seu potencial já foi provado em diversos estudos, principalmente ao nível de espécies cinegéticas. Este interesse tem levado a um grande desenvolvimento desta tecnologia, estando disponíveis cada vez mais opções no mercado. Neste trabalho ficou demonstrado o potencial das armadilhas fotográficas para avaliar a pressão e predação de mamíferos introduzidos em aves marinhas, em particular de roedores. Por razões de ordem logística não foi possível acompanhar a maioria das crias nos primeiros dias de vida. Embora a mortalidade nessa idade tenha sido residual, haverá que investir mais também nesse período de forma a averiguar qual o período crítico para a sobrevivência das crias. Do mesmo modo, é importante relacionar a abundância de rato-preto em ambas as colónias com recurso a métodos de captura-recaptura ou outros, de forma a perceber o efeito da densidade no comportamento dos ratos. Também deverá ser tida em conta uma visita aos ninhos monitorizados em finais de setembro, altura em que as crias estão bastante desenvolvidas e a partir da qual a sua mortalidade é negligenciável (Cattray *et al.* 2009), para ter uma estimativa robusta do sucesso reprodutor. Finalmente, aconselha-se a instalar as armadilhas à entrada dos ninhos, diminuindo o número de vezes que as armadilhas são ativas pelas cagarrias e podendo assim estudar o impacto de outros possíveis predadores, como por exemplo a gaivota-de-patas-amarelas.



**Figura 5** Fotografia de gaivota-de-patas-amarelas com a cabeça dentro de um ninho ocupado de cagarra na colónia do Melreu. @SPEA

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- Alonso, H, R. Matias, J. P. Granadeiro & P. Catry 2009. Molt strategies of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis*: the influence of colony location, sex and individual breeding status. *Journal of Ornithology* 150:329-337.
- BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BirdLife International 2013. Species factsheet: *Calonectris diomedea*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 07/01/2013.
- Cabral, M. J. (coord.), J. Almeida, P. R. Almeida, T. Dellinger, N. Ferrand de Almeida, M. E. Oliveira, J. M. Palmeirim, A. I. Queiroz, L. Rogado & M. Santos-Reis (eds.) 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa. 660 pp.
- Catry, P., R. Matias, L. Vicente & J. P. Granadeiro 2009. Brood-guarding behaviour in Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea*. *Journal of Ornithology* 150:103-108.
- Cheylan, G. 1985. La predation exercée par le rat noir *Rattus rattus* sur les oiseaux de mer nicheurs dans les îles méditerranéennes. *Ann. CROP* 2, 27–29.
- Cramp, S. & K.E. Simmons 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol 1. Oxford University Press.
- Dias, M.P., J.P. Granadeiro, R. A. Phillips, H. Alonso & P. Catry 2011. Breaking the routine: individual Cory's shearwaters shift winter destinations between hemispheres and across ocean basins. *Proceedings of the Royal Society B*, 278:1786–1793.
- Equipa Atlas 2008. *Atlas das Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005)*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio & Alvim, Lisboa.
- Granadeiro, J. P. 1991. The breeding biology of Cory's Shearwater on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13:30-39
- Granadeiro, J.P., M. P. Dias, R. Rebelo, C. D. Santos & P. Catry 2006. Numbers and population trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds* 29(1):56-60.
- Hervías, S., A. Henriques, N. Oliveira, T. Pipa, H. Cowen, J. A. Ramos, M. Nogales, P. Geraldés, C. Silva, R. Ruiz de Ybáñez & S. Oppel 2013. Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biol Invasions* 15(1):143–155.

Igual, J. M., M. G. Forero, T. Gomez, J. F. Orueta & D. Oro 2006. Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Anim Conserv* 9:59–65.

Jones, H.P., B. R. Tershy, E. S. Zavaleta, D. A. Croll, B. S. Keitt, M. E. Finkelstein & G. R. Howald 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conserv. Biol.* 22:16–26.

Lecoq, M. 2003. Censo das Populações de Aves Marinhas Nidificantes no Arquipélago da Berlenga em 2002: *Calonectris diomedea*, *Phalacrocorax aristotelis* e *Uria aalge*. Relatório II (Final): Censo da População em 2002. SPEA, 25pp.

Lecoq, M. & A. Duque 1999. Improvement of Nesting Conditions for Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea* in Berlenga Island (Portugal). Relatório final de projecto. SPEA/RSPB.

Lecoq, M., P. Catry & J. P. Granadeiro 2010. Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal. *Airo* 20:36-41.

Lecoq, M. & N. Oliveira 2011. Campanha de Manutenção e Construção de Ninhos Artificiais para a Cagarra na Ilha da Berlenga. Relatório da Acção A – Actividade 2. Projecto FAME. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

Lecoq, M., I. Ramírez, P. Geraldès & J. Andrade 2011. First complete census of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands (Portugal), including the small islets of the archipelago. *Airo* 21:31-34.

Matias, R. & P. Catry 2010. The diet of Atlantic Yellow-legged Gulls (*Larus michahellis atlantis*) at an oceanic seabird colony: estimating predatory impact upon breeding petrels. *Eur. J. Wildl. Res.* 56:861-869.

Marsh, R. E. 1994. *Roof Rats - The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage*. Paper 6.

O'Connell, A. F., J. D. Nichols, K. U. Karanth (eds.) 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer.

Oro D, A. de León, E. Minguez, R. W. Furness 2005. Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). *J Zool, Lond* 265:421–429.

Prieto, J., J. González-Solís, X. Ruiz & L. Jover 2003. Can rats prey on gull eggs? An experimental approach. *Biol. Conserv.* 12, 2477–2486.

Silva, M. A. 1988. Estudo Preliminar da ecologia da população de Rato-preto, *Rattus rattus* L. 1758, (Rodentia: Muridae) da Ilha da Berlenga. Relatório de Estágio da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente – Curso de Biologia. Faculdade de Ciências de Lisboa, 275pp.

Stenhouse, I. J. & W. A. Montevecchi 1999. Indirect effects of the availability of capelin and fishery discards: gull predation on breeding storm petrels. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 184:303–307

Thibault, J. 1995. Effect of predation by the black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Mar Ornithol* 23:1–10.

Vidal E., F. Medail, T. Tatoni 1998. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. *Biodivers. Conserv.* 7:1013–1026.



# FAME

**Future of the Atlantic  
Marine Environment**

## **Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010**

Miguel Lecoq  
Dezembro 2010



# Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010

Miguel Lecoq  
Dezembro 2010



Ilha Berlenga @ Nuno Oliveira

A parceria do projecto FAME (Future of the Atlantic Marine Environment) envolve 5 países europeus e 7 parceiros: *Royal Society for the Protection of Birds* (RSPB), *BirdWatch Ireland* (BWI), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves (SPEA), Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife), Universidade do Minho (UMinho) e Wave Energy Centre (WavEC). Para além destes, integra também 3 parceiros associados: Sociedade Portuguesa de Vida Selvagem (SPVS), Agence des aires marines protégées e Martifer. Este projecto é co-financiado pelo Programa Espaço Atlântico.





Trabalhar para o estudo e conservação das aves e seus habitats, promovendo um desenvolvimento que garanta a viabilidade do património natural para usufruto das gerações futuras.

A SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves é uma organização não governamental de ambiente que trabalha para a conservação das aves e dos seus habitats em Portugal. Como associação sem fins lucrativos, depende do apoio dos sócios e de diversas entidades para concretizar as suas acções. Faz parte de uma rede mundial de organizações de ambiente, a *BirdLife International*, que actua em mais de 100 países e tem como objectivo a preservação da diversidade biológica através da conservação das aves, dos seus habitats e da promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

[www.spea.pt](http://www.spea.pt)

[www.fameproject.eu/pt](http://www.fameproject.eu/pt)

[www.facebook.com/spea.Birdlife](https://www.facebook.com/spea.Birdlife)



[https://twitter.com/spea\\_birdlife](https://twitter.com/spea_birdlife)



---

## Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010. Relatório da Acção A – Actividade 2. Projecto FAME

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2010

**Direcção Nacional:** Maria Clara Ferreira, José Manuel Monteiro, Michael Armelin, Lourenço Marques, Adelino Gouveia, José Paulo Monteiro e Jaime Ramos

**Direcção Executiva:** Luís Costa

**Coordenação do projecto:** Iván Ramírez e Joana Andrade

**Coordenação técnica:** Miguel Lecoq

**Agradecimentos:** O trabalho de campo contou com a colaboração da Joana Andrade e do Iván Ramírez, particularmente durante o censo. O Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade e a Reserva Natural das Berlengas, na pessoa da Eng.<sup>a</sup> Sofia Castel-Branco Silveira, autorizaram e apoiaram logisticamente. A Capitania do Porto de Peniche deu apoio logístico no alojamento e no transporte. O Eduardo Mourato e o Paulo Crisóstomo apoiaram diversas fases do trabalho tendo tornado a nossa estadia muito mais agradável. Participaram ainda nos trabalhos de campos os voluntários Carlos Iván Gutiérrez, Jordi Barreira e Jose Castillo.

**Citação:** Lecoq, M., 2010. *Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010. Relatório da Acção A – Actividade 2. Projecto FAME*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

# ÍNDICE

<b>RESUMO/SUMMARY</b>	<b>05</b>
<hr/>	
<b>1. NOTA INTRODUTÓRIA</b>	<b>06</b>
<hr/>	
1.1 Introdução	06
1.2 Objectivos	06
<b>2. METODOLOGIA</b>	<b>07</b>
<hr/>	
2.1 Área de Estudo	07
2.2 Contagem de casais reprodutores	07
2.3 Sucesso reprodutor	08
<b>3. RESULTADOS</b>	<b>09</b>
<hr/>	
3.1 População reprodutora	09
3.2 Sucesso reprodutor	10
3.3 Nidificação do Airo	10
<b>4. DISCUSSÃO</b>	<b>11</b>
<hr/>	
4.1 População reprodutora	11
3.2 Sucesso reprodutor	11
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>12</b>
<hr/>	

## RESUMO

---

O arquipélago das Berlengas constitui o local mais importante da costa continental portuguesa para a nidificação de aves marinhas. Este é também o único local da costa continental onde a Cagarra *Calonectris diomedea*, uma espécie com estatuto de conservação desfavorável, nidifica. Nos últimos 20 anos, a população nidificante na ilha da Berlenga tem vindo a ser monitorizada relativamente a vários aspectos da sua biologia e ecologia. Em 2010 foi efectuado um censo de modo a estimar a dimensão da população reprodutora na ilha da Berlenga, bem como calculado o sucesso reprodutor. A população foi estimada em 300 casais reprodutores, apresentando uma tendência favorável. Medidas de conservação como a declaração da ilha como Reserva Natural e a construção de ninhos artificiais parecem ter contribuído para este crescimento. O sucesso reprodutor foi de 60.4%, um valor relativamente baixo, tal como em anos anteriores, que deverá estar relacionado com a presença do Rato-preto *Rattus rattus* na ilha. Esta e outras ameaças deverão continuar a ser monitorizadas.

## SUMMARY

---

Berlengas archipelago is the most important area in mainland Portugal for breeding seabirds. The archipelago hosts the only known breeding population of the vulnerable Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* in mainland Portuguese coastal waters. Over the last two decades the breeding population has been monitored. In order to identify population size a census was carried out in June 2010. Data on the breeding success was also obtained. In 2010 the population was estimated in 300 breeding pairs and the breeding success was 60.4%. The current trend observed in Berlenga island seems to be favourable, although the lower breeding success could be a result of introduced predators like the Black Rat, which should be a cause for concern. Major conservation actions like the declaration of the island as a Nature Reserve, along with the construction of artificial nests might explain the favourable current population trend.

## 1. NOTA INTRODUTÓRIA

---

### 1.1 Introdução

A Cagarra *Calonectris diomedea* é uma ave marinha migradora que nidifica no Atlântico Nordeste e nas ilhas do Mediterrâneo (Cramp & Simmons 1977) e que passa o inverno no Atlântico Sul (González-Solís *et al.* 2007). A maior parte da população reprodutora da Cagarra da subespécie *borealis* está concentrada nos arquipélagos dos Açores (188,000 casais), da Madeira (ca. 33,000 casais) e das Canárias (ca. 30,000 casais) (BirdLife International 2004; Cabral *et al.* 2005; Granadeiro *et al.* 2006), existindo ainda uma pequena população que nidifica no arquipélago das Berlengas (Granadeiro 1991).

As Berlengas constituem o local mais importante da costa continental portuguesa para a nidificação de aves marinhas. Aqui nidificam regularmente seis espécies distribuídas maioritariamente por duas ilhas principais: a Ilha da Berlenga e o Farilhão Grande. Das espécies nidificantes destacam-se a Cagarra, o Roquinho *Oceanodroma castro* e o Airo *Uria aalge* que encontram no arquipélago das Berlengas o único local de nidificação no território continental português.

A população nidificante da Cagarra na ilha da Berlenga tem vindo a ser monitorizada ao longo dos últimos 20 anos (e.g. Granadeiro 1991; Lecoq 2003). Tendo em conta a diversidade de ameaças que esta espécie enfrenta em toda a sua área de distribuição, quer em terra (e.g. predação de ovos e de juvenis por mamíferos exóticos introduzidos), quer no mar (e.g. mortalidade associada a determinadas artes de pesca), é necessário aprofundar o conhecimento sobre a sua biologia e ecologia, de modo a compreender qual o impacto das principais ameaças sobre a espécie.

Só através da monitorização da dimensão e da distribuição do efectivo reprodutor da Cagarra na ilha da Berlenga, bem como de determinados parâmetros da sua dinâmica populacional, será possível disponibilizar informação de forma a apoiar a tomada de decisão no que diz respeito à aplicação de medidas de gestão e de conservação para esta espécie neste local. Um exemplo disso é a identificação e definição de Áreas Marinhas Importantes para as Aves (IBA; Ramírez *et al.* 2008).

### 1.1 Objectivos

Os principais objectivos do presente estudo são:

1. Efectuar um censo da população reprodutora da Cagarra na ilha da Berlenga.
2. Estimar a taxa de sucesso reprodutor da Cagarra na ilha da Berlenga.
3. Recolher todos os indícios possíveis da nidificação do Airo na ilha da Berlenga em 2010.

## 2. METODOLOGIA

---

### 2.1 Área de Estudo

A ilha da Berlenga é a maior das ilhas do arquipélago. Tem uma área aproximada de 79 ha, caracterizando-se pela presença de um planalto central e de encostas escarpadas. A classificação da ilha como reserva natural data de 1981. A ilha está ainda classificada como Zona de Protecção Especial (ZPE) para as Aves e como IBA. Existe um pequeno povoado com reduzida ocupação permanente durante todo o ano. Nos meses de Primavera e Verão (Maio – Setembro) a ilha recebe um grande número de visitantes que utilizam maioritariamente embarcações oriundas de Peniche. Ocorrem duas espécies de mamíferos introduzidas (provavelmente desde há vários séculos atrás): o Rato-preto *Rattus rattus* e o Coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus*.



Ilha da Berlenga, vista dos Farilhões  
@ Joana Andrade



Prospecção de ninhos (Junho 2010)  
@Joana Andrade



Cagarra adulta no ninho  
@Pedro Geraldès



Juvenil de Cagarra no ninho  
@Joana Andrade

## 2.2 Contagem de casais reprodutores

O censo dos casais reprodutores decorreu entre 6 e 10 de Junho (2010), fase na qual a maior parte dos indivíduos se encontra no início da incubação (Granadeiro 1991). As contagens foram efectuadas durante o dia em toda a área acessível da ilha. Contaram-se todos os ninhos com um adulto a incubar bem como todos os ovos sozinhos, abandonados ou predados. Os ninhos localizados em áreas inacessíveis não foram contados. Sempre que possível, estas áreas foram cuidadosamente prospectadas utilizando binóculos, de forma a detectar 1) indivíduos a incubar, 2) evidências indirectas da presença de indivíduos (e.g. dejectos ou pegadas) e 3) locais adequados à nidificação (e.g. cavidades ou grutas) que pudessem alojar ninhos. O número de casais a nidificar nas áreas inacessíveis foi estimado com base na metodologia acima descrita e no conhecimento do habitat e da densidade de ninhos em zonas semelhantes visitadas.

## 2.2 Sucesso reprodutor

De modo a calcular o sucesso reprodutor foram marcados 149 ninhos (com um adulto a incubar) nas três principais sub-colónias (Melreu, Capitão e Furado Seco) e em outras três sub-colónias de menor dimensão, entre 6 e 10 de Junho de 2010. Posteriormente, a 19 e 20 de Setembro, foi efectuada uma visita para verificar o estado da reprodução (presença ou ausência de cria) em cada ninho.

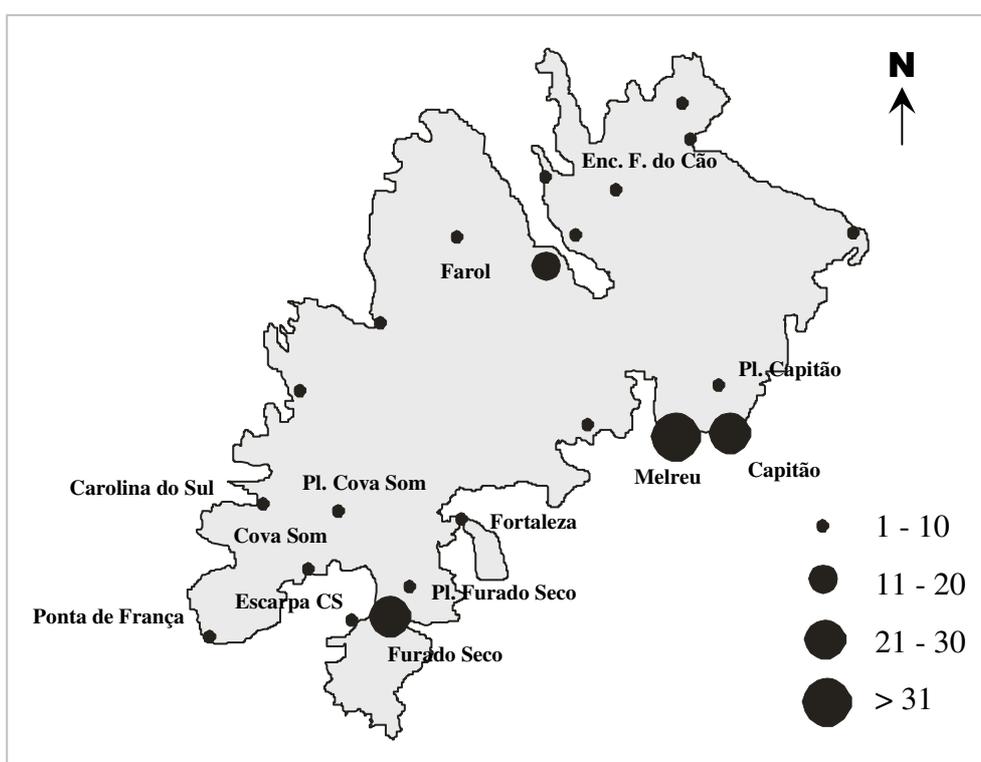


Ninhos artificiais na colónia do Melreu  
@Joana Andrade

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 População Reprodutora

A população nidificante na Berlenga foi estimada em 300 casais reprodutores. Os ninhos foram encontrados sobretudo em cavidades rochosas, por baixo de grandes pedras, em ninhos artificiais, em buracos escavados no solo (incluindo tocas de coelhos) e em grutas. Apenas um reduzido número de ninhos foi encontrado por baixo de vegetação em arbustos de *Suaeda* sp. Na ilha da Berlenga as cagarras nidificam em sub-colónias discretas e bem definidas (figura 1). Cerca de metade da população reprodutora está concentrada em três colónias apenas – Melreu, Capitão e Furado Seco – onde foram detectados 78, 30 e 29 casais reprodutores, respectivamente.



**Figura 1** \_Localização das colónias de Cagarra na ilha da Berlenga em Junho de 2010. Sub-colónias muito próximas e com menos de 10 casais reprodutores foram agregadas de modo a facilitar a visualização do mapa.

Durante o censo foram contados 225 ninhos com um adulto a incubar. Adicionalmente, foram ainda detectados 13 ninhos contendo ovos abandonados, partidos ou predados. Na visita efectuada a 19 e 20 de Setembro foram ainda detectados mais dois ninhos com juvenil para os quais não tinha sido possível comprovar a nidificação na visita de Junho. A estimativa do número de ninhos não detectados deverá rondar os 70. Na sua maioria estes ninhos estão localizados em áreas inacessíveis ou são ninhos para os quais não foi possível confirmar a reprodução por se localizarem em cavidades fundas (e.g. tocas de coelho) nas quais é difícil verificar o conteúdo. Na maior parte destes locais a reprodução já foi confirmada em anos anteriores, geralmente no final da época reprodutora (Setembro - Outubro), altura em que é possível ver os juvenis à entrada do ninho durante a noite.

### 3.2 Sucesso Reprodutor

O sucesso reprodutor foi estimado em 60.4% com base em 149 ninhos marcados. Houve uma variação considerável no sucesso reprodutor entre as três sub-colónias principais: Melreu (71.1%, n=76), Capitão (27.6%, n=29) e Furado Seco (58.6%, n=29).



Casca de ovo de Cagarra com indícios de predação por roedores  
@Joana Andrade

### 3.3 Nidificação do Airo

Durante a realização do trabalho de campo não foi observado nenhum Airo, embora não tenha havido um esforço de prospecção dirigido a esta espécie.

## 4. DISCUSSÃO

---

### 4.1 População Reprodutora

A nidificação da Cagarra na ilha da Berlenga é conhecida há mais de um século tendo sido primeiro documentada no final do século XIX por Daveau & Girard (1884). Posteriormente diversos ornitólogos visitaram a ilha (e.g. Tait 1924; Reis Junior 1931; Lockley 1952), mas só no final dos anos 70 e princípio dos anos 80 foram obtidas as primeiras estimativas da população reprodutora (Luís 1982; Araújo & Luís 1982; Teixeira 1983). Na altura a população foi estimada em ca. 40 casais reprodutores. Estes autores, que conheciam bem a ilha, parecem estar de acordo quanto à dimensão da população reprodutora nesse período. No entanto, é difícil perceber até que ponto estas estimativas são conservativas tendo em conta que Teixeira (1983) detectou jangadas com ca. 550 cagaras no final de Julho de 1981 ao largo da Berlenga. Em 1987, Granadeiro (1991) estimou a população reprodutora na Berlenga em 100-120 casais reprodutores. Em 2002, Lecoq (2003) estimou a população em ca. 120 casais reprodutores.

Em 2005, foi também efectuado um censo da população reprodutora na ilha da Berlenga. Nesse ano a população foi estimada em 300 casais reprodutores, tendo sido então contados 219 ninhos (M. Lecoq dados não publicados). Os resultados do presente censo parecem estar de acordo com esta última estimativa. Estes dados vêm reforçar aquilo que parece ser um aumento continuado da população desde o início dos anos 80. Esta tendência positiva também foi observada entre 1980 e 2005 na Selvagem Grande, onde se encontra a maior colónia do mundo desta espécie (Granadeiro *et al.* 2006).

O crescimento observado na ilha da Berlenga é provavelmente o resultado da combinação de diversos factores. No passado a espécie foi perseguida neste local sobretudo para consumo de ovos, juvenis e adultos (e.g. Lockley 1952) e até recentemente, no início dos anos 80, os ovos eram recolhidos (Araújo and Luís 1982). Estas ameaças poderão ter contribuído para baixar a população até níveis críticos. Nesse sentido, medidas como a declaração da ilha como Reserva Natural poderão ter contribuído para a recuperação da população. Por outro lado, medidas de conservação como a construção de ninhos artificiais nas três maiores sub-colónias (Lecoq 2001) parecem ter contribuído para a recuperação da população, uma vez que actualmente ca. 30% dos casais reprodutores utilizam estas estruturas para nidificar na ilha da Berlenga (M. Lecoq dados não publicados).

### 4.2 Sucesso Reprodutor

O sucesso reprodutor no ano de 2010 (60.4%) foi relativamente baixo quando comparado com outras colónias de cagaras. Em anos anteriores o sucesso reprodutor nesta colónia tem sido sucessivamente baixo (M. Lecoq dados não publicados). Existem diversas causas que poderão contribuir para este facto. No entanto, tendo em consideração que existe uma grande variação no sucesso reprodutor observado entre as três principais sub-colónias estudadas (Melreu 71.1%, Capitão 27.6% e Furado Seco 58.6%), é provável que sejam factores associados às sub-colónias (em terra) que contribuem para esta variação. A presença do Rato-preto na ilha deverá contribuir significativamente para o baixo sucesso reprodutor encontrado, já que esta espécie é um predador de crias bem conhecido noutras colónias de cagaras (Thibault 1995).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- Araújo, A. & A.M.S. Luís 1982. *Populações de Aves Marinhas nidificantes na Ilha da Berlenga*. Serviço de Estudos do Ambiente, Lisboa.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Cabral, M.J. (coord.), Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, J.M., Queiroz, A.L., Rogado, L., Santos-Reis, M. (eds.) 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- Cramp, S. & K.E. Simmons. 1977. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa: The Birds of the Western Palearctic*. Vol 1. Oxford University Press.
- Daveau, J. & A.A. Girard. 1884. Excursion aux îles Berlengas et Farilhões, avec notice zoologique sur ces îles. *Bol. Soc. Geogr.* 4.<sup>a</sup> série Lisboa, ser. 9: 409-452.
- Granadeiro, J.P. 1991. The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13: 30-39.
- Granadeiro, J.P., Dias, M.P., Rebelo, R., Santos, C.D. & P. Catry. 2006. Numbers and population trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic. *Waterbirds* 29(1): 56-60.
- González-Solís, J. Croxall, J. Oro, D. & Ruiz, X. 2007. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 297–301
- Lecoq, M. 2001. *Improvement of Nesting Conditions for Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea* in Berlenga Island (Portugal)*. II Student Conference on Conservation Science. University of Cambridge, Cambridge.
- Lecoq, M. 2003. *Censo das Populações de Aves Marinhas Nidificantes no Arquipélago da Berlenga em 2002: Calonectris diomedea, Phalacrocorax aristotelis e Uria aalge*. Relatório II (Final): Censo da População em 2002. SPEA, 25pp.
- Lockley, R.M. 1952. Notes on the birds of the islands of the Berlengas (Portugal), the Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages. *Ibis*, 94: 144-157.
- Luís, A.M.S. 1982. *A Avifauna da Ilha Berlenga, com especial referência à biologia de Larus argentatus*. Estágio científico. Faculdade de Ciências, Lisboa. Unpublished.
- Ramírez, I., P. Geraldés, A. Meirinho, P. Amorim, V. Paiva, M. Magalhães, J. Bried and V. Neves 2008. "Zona Continental Portuguesa" in Ramírez, I., P. Geraldés, A. Meirinho, P. Amorim and V. Paiva. *Áreas Marinhas Importantes para as Aves em Portugal*. Projecto LIFE04 NAT/PT/000213 - Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Reis Junior, J.A. 1931. *Catálogo sistemático e analítico das aves de Portugal*. Porto: Araújo e Sobrinho.

Tait, W.C. 1924. *The Birds of Portugal*. London. Witherby.

Teixeira, A.M. 1983. Seabirds Breeding at the Berlengas, forty-two years after Lockley's visit. *Ibis*, 125: 417-420.

Thibault, J. C. 1995. Effect of predation by the Black Rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine Ornithology* 23: 1-10.



Monitorização da população de coelho-bravo  
*Oryctolagus cuniculus* da ilha da Berlenga  
(2015-2016)

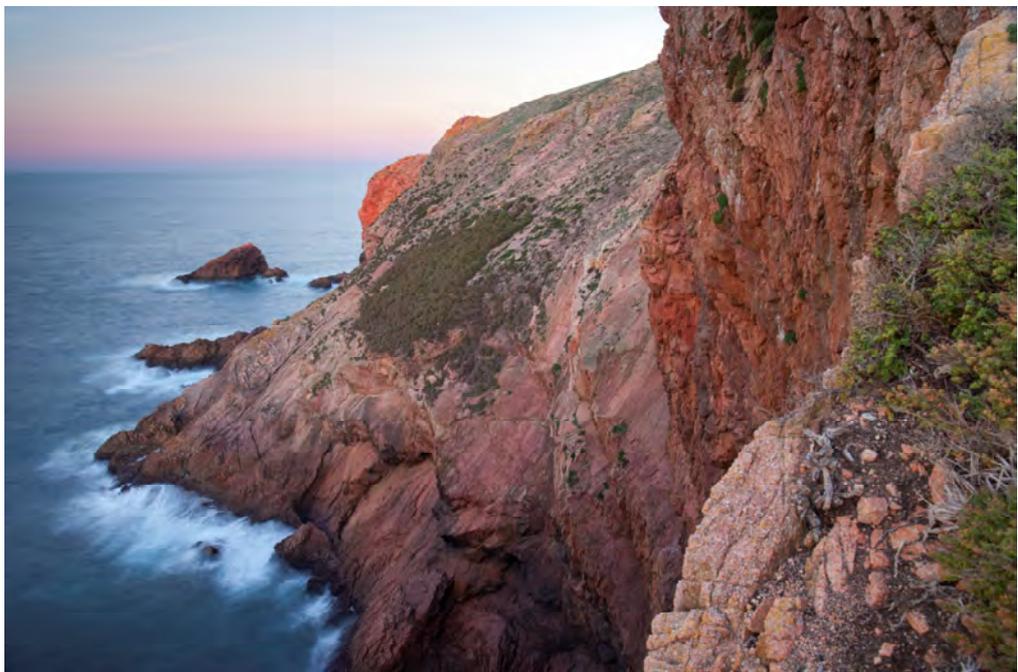
Lisboa, outubro, 2016

fundo  biodiversidade

Fundo para a Conservação  
da Natureza e da Biodiversidade



# Monitorização da população de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* da ilha da Berlenga (2015-2016) Lisboa, outubro, 2016



@luis-ferreira.com

O Projeto LIFE Berlengas é uma parceria da SPEA com o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF), a Câmara Municipal de Peniche, a Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa e tem como observador externo a Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar, do Instituto Politécnico de Leiria. O projeto conta com o co-financiamento do programa LIFE+ da Comissão Europeia e do Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade.





Trabalhar para o estudo e conservação das aves e seus habitats, promovendo um desenvolvimento que garanta a viabilidade do património natural para usufruto das gerações futuras.

A SPEA – Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves é uma organização não governamental de ambiente que trabalha para a conservação das aves e dos seus habitats em Portugal. Como associação sem fins lucrativos, depende do apoio dos sócios e de diversas entidades para concretizar as suas ações. Faz parte de uma rede mundial de organizações de ambiente, a *BirdLife International*, que atua em mais de 100 países e tem como objetivo a preservação da diversidade biológica através da conservação das aves, dos seus habitats e da promoção do uso sustentável dos recursos naturais.

[www.spea.pt](http://www.spea.pt)

[www.facebook.com/spea.Birdlife](https://www.facebook.com/spea.Birdlife)  
[https://twitter.com/spea\\_birdlife](https://twitter.com/spea_birdlife)



---

## Monitorização da população de coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* da ilha da Berlenga (2015-2016). Relatório da Ação A3, Projeto LIFE Berlengas

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2016

**Direção Nacional:** Maria Clara Ferreira, José Manuel Monteiro, Michael Armelin, Vitor Paiva, Vanda Santos Coutinho, José Paulo Oliveira Monteiro e Manuel Trindade

**Direção Executiva:** Domingos Leitão

**Coordenação do projeto:** Joana Andrade

**Agradecimentos:** Às várias dezenas de voluntários que tornaram o trabalho de campo possível. Ao Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, nas pessoas da Dra. Maria de Jesus Fernandes, Dra. Ana Zuquete, Dra. Maria de Lurdes Morais e Dra. Marina Sequeira, que autorizaram e apoiaram os trabalhos na ilha da Berlenga. Aos vigilantes da Reserva Natural das Berlengas (Filipe Correia, Paulo Crisóstomo, Eduardo Mourato, Tiago Menino e António Figueiredo) pelo apoio no trabalho de campo, apoio logístico e companheirismo nas várias estadias na ilha. À Capitania do Porto de Peniche pelas boleias a bordo do *Berlenga* e aos Faroleiros por toda a ajuda no transporte do material para a ilha e pelo tempo bem passado. Ao Luís Ferreira ([luis-ferreira.com](http://luis-ferreira.com)) pela cedência da foto da contracapa.

**Citação:** Oliveira, N., J. Guilherme, I. Fagundes, P. Geraldés & J. Andrade, 2016. *Monitorização da população de coelho-bravo Oryctolagus cuniculus da ilha da Berlenga (2015-2016). Relatório da Ação A3 do projeto LIFE Berlengas*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

# ÍNDICE

<b>RESUMO/SUMMARY</b>	<b>05</b>
<hr/>	
<b>1. NOTA INTRODUTÓRIA</b>	<b>06</b>
1.1 Introdução	06
1.2 Objetivos	06
<b>2. METODOLOGIA</b>	<b>07</b>
2.1 Área de Estudo	07
2.2 Transectos para contagem de coelho-bravo	07
2.3 Processamento e análise de dados	08
<b>3. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>09</b>
3.1 Flutuações intra-anuais na densidade de coelho-bravo	09
3.2 Estimativa do tamanho da população de coelho-bravo	10
3.3 Distribuição e identificação dos locais com maior abundância	11
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>13</b>

## RESUMO

---

O coelho-bravo encontra-se entre as "100 piores espécies invasoras do mundo", sendo responsável por causar estragos devastadores no meio natural e em áreas agrícolas localizadas principalmente em ambientes insulares. A espécie foi introduzida na ilha da Berlenga para fins cinegéticos durante o reinado de D. Afonso V, período em que a ilha foi designada como coutada real. No entanto, a data exata da sua chegada é desconhecida. Em junho de 2014 teve início o projeto LIFE Berlengas (LIFE13/NAT/PT 000458), no âmbito do qual está prevista a erradicação da população de coelho-bravo da ilha da Berlenga. Para o bom sucesso desta campanha é fundamental a recolha de informação acerca do tamanho da população bem como a avaliação das flutuações intra-anuais. Tal informação irá permitir selecionar a(s) melhor(es) técnica(s) a por em prática e identificar o período ideal de atuação, de forma a aumentar a eficiência da erradicação. Entre agosto de 2015 e junho de 2016 foram realizados 2 transectos mensais em torno de toda a ilha da Berlenga para contagem de coelho-bravo. Posteriormente, com base em metodologia de amostragem por distâncias e modelação da probabilidade de deteção, foram estimadas as densidades mensais e respetivos valores totais do tamanho da população. A população de coelho-bravo foi estimada em 71 indivíduos (38 – 133), correspondendo a uma densidade média estimada de 0,9 indivíduos/ha (0,48 – 1,68). A densidade estimada variou consideravelmente ao longo do ano, atingindo o seu valor mínimo em janeiro de 2016 e o valor máximo a ser atingido em junho de 2015. Finalmente, foram identificadas 5 zonas de maior concentração de coelho-bravo na ilha, uma delas localizada na "Ilha Velha" e as outras quatro na "Berlenga". De salientar que todas estas zonas correspondem a vales caracterizados por uma espessa camada de solo que permite aos coelhos cavarem as suas tocas, e conseqüentemente por um elevado coberto vegetal composto principalmente por espécies nitrófilas, nomeadamente a urtiga *Urtica membranacea* e a *Calendula suffruticosa*.

## SUMMARY

---

The European Rabbit is among the "100 worst invasive species in the world", being responsible for causing devastating damage to the natural environment and agricultural areas located mainly in island. The species was introduced on Berlenga island for hunting during the reign of King Afonso V, during which the island was designated as a royal hunting ground. However, the exact date of their arrival is unknown. In June 2014 began the project LIFE Berlengas (LIFE13 / NAT / PT 000,458), which among several objectives, intends to eradicate the European Rabbit from Berlenga island. For the good success of this campaign, it is essential to collect information about population size and the assess the intra-annual fluctuations. Such information will be used to select the suitable eradication methods and the optimal period for the operation. Between August 2015 and June 2016 were held 2 monthly transects covering the entire island in order to count rabbits. Subsequently, based on distance sampling analysis, population size number and the monthly variation of population densities were estimated. The European Rabbit population was estimated around 71 individuals (38 - 133) corresponding to an estimated density of 0.9 individuals/ha (0.48 - 1.68). The estimated density varied considerably over the year, reaching its minimum in January 2016 and the maximum value to be reached in June 2015. Finally, we identified five areas of highest concentration of rabbits on the island, one of them located in "Ilha Velha" and the other four in the "Berlenga". Note that all of these areas correspond to valleys characterized by a thick layer of soil that allows rabbits dig their burrows, and thus a high vegetation mainly composed of nitrophilous species, including the nettle *Urtica membranacea* and *Calendula suffruticosa*.

---

# 1. NOTA INTRODUTÓRIA

---

## 1.1 Introdução

O coelho-bravo encontra-se entre as "100 piores espécies invasoras do mundo" (Global Invasive Species Database, 2016), sendo responsável por causar estragos devastadores no meio natural e em áreas agrícolas localizadas principalmente em ambientes insulares. Estes competem com a fauna nativa por alimento e abrigo, contribuindo ainda para o decréscimo de diversas populações de plantas e animais nativos (Courchamp *et al.* 2003). O coelho-bravo é ainda responsável por exercer impactos negativos indiretos às espécies nativas ao garantir populações sobre-elevadas de gatos e raposas. Causam igualmente uma extensa erosão nos solos ao escavarem as suas tocas e a perda de coberto vegetal, destruindo o habitat de outras espécies aniamais, nomeadamente aves marinhas.

No arquipélago da Berlenga existem duas espécies de mamíferos terrestres: o coelho-bravo *Oryctolagus cuniculus* e o rato-preto *Rattus rattus*. Ambas as espécies encontram-se restritas à ilha da Berlenga onde foram introduzidas por motivos e em períodos distintos (Silva, 1988). Provavelmente, o coelho-bravo foi introduzido para fins cinegéticos durante o reinado de D. Afonso V, período em que a ilha foi designada como coutada real. No entanto, a data da sua chegada é desconhecida.

O conhecimento acerca dos aspetos biológicos, ecológicos e comportamentais de ambas as populações é muito limitado, existindo apenas um trabalho publicado sobre a população de coelho-bravo da Berlenga, nomeadamente acerca dos seus ectoparasitas (Pinto, 1995). No entanto, análises genéticas muito recentes indicam que esta população foi contaminada com genoma de coelho doméstico (Gabriel, *in prep.*), facto já reportado por alguns antigos utilizadores da ilha.

Em junho de 2014 teve início o projeto LIFE Berlengas (LIFE13/NAT/PT 000458), no âmbito do qual está prevista a erradicação da população de coelho-bravo da ilha da Berlenga. Para o bom sucesso desta campanha é fundamental a recolha de informação acerca do tamanho da população bem como a avaliação das flutuações intra-anuais. Tal informação irá permitir selecionar a(s) melhor(es) técnica(s) a por em prática e identificar o período ideal de atuação, de forma a aumentar a eficiência da erradicação.

Este trabalho reporta os últimos 2 anos de monitorização da população de coelho-bravo da Berlenga (2015-2016) realizada no âmbito do projeto LIFE Berlengas.

## 1.2 Objetivos

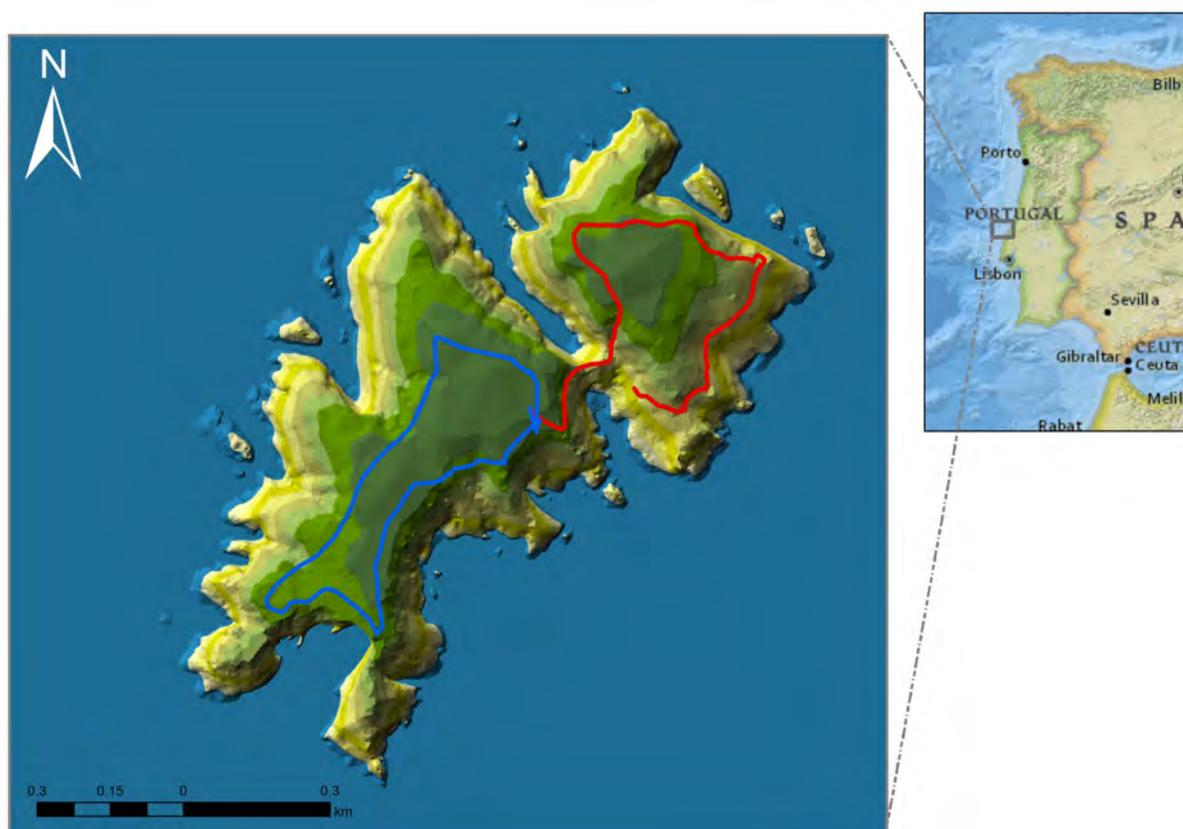
Este trabalho teve os seguintes objetivos:

- Estimar o tamanho da população de coelho-bravo;
- Avaliar as flutuações intra-anuais desta população;
- Mapear a distribuição e identificar os locais com maior abundância;
- Contribuir para a preparação do plano de erradicação de coelho-bravo da ilha da Berlenga.

## 2. METODOLOGIA

### 2.1 Área de Estudo

O trabalho de campo decorreu na ilha da Berlenga entre agosto de 2015 e junho de 2016, englobando toda a ilha. O arquipélago das Berlengas está inserido na Reserva Natural das Berlengas (Decreto-Lei nº 264/81, de 3 de Setembro). Em 1999 foi criada a Zona de Proteção Especial (ZPE) para Aves Selvagens "Ilhas Berlengas" integrada diretamente na Rede Natura 2000, que foi recentemente ampliada (Decreto-Lei nº 105/2012, de 17 de Maio). Mais tarde, no quadro de aplicação da Diretiva Comunitária 82/93/CE, o arquipélago das Berlengas passou também a integrar a Lista Nacional de Sítios da Rede Natura 2000, dado possuir importância relevante para a flora terrestre e para a restante fauna, designadamente na área marinha.



**Figura 1**\_Localização geográfica da ilha da Berlenga, salientando-se a localização dos dois transectos definidos, a vermelho o da "Ilha Velha" e a azul o da "Berlenga".

### 2.2 Transectos para contagem de coelho-bravo

Inicialmente foram definidos 2 transectos, com recurso ao ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010) de forma a incluírem a maioria dos habitats presentes na ilha da Berlenga (fig.1). Entre agosto de 2015 e junho de 2016 os transectos foram percorridos por dois observadores lado-a-lado. Ambos os transectos foram amostrados duas vezes por mês, uma no período da manhã entre 30 minutos antes e 30 minutos após o nascer do sol, e a outra no período noturno entre 30 minutos antes e 30 minutos após o pôr-do-sol. Desta forma fez-se amostragem durante os períodos de maior atividade diária da espécie.

Para cada indivíduo (ou grupo de indivíduos) observado registou-se: número de indivíduos observados; posição do ponto da observação (com recurso a um dispositivo GPS); a distância ao ponto de deteção do(s) coelho(s), usando um medidor de distâncias electrónico; o ângulo relativamente à linha do transecto (usando uma bússola graduada).

### 2.3 Processamento e análise de dados

Foi criada uma base de dados em ambiente MSExcel para guardar toda a informação recolhida no campo e posteriormente preparar as matrizes para análise, bem como para produzir os gráficos apresentados. As análises foram produzidas com recurso ao programa Distance 6.2 Versão 1 (Thomas *et al.* 2010). Optou-se pela amostragem de distâncias convencional (CDS - traduzido do inglês "Conventional distance sampling) descrita por Buckland *et al.* (1993, 2001). Nesta análise a probabilidade de deteção é modelada como uma função das distâncias observadas a partir do transecto ou ponto de amostragem, usando métodos semi-paramétricos robustos. As distâncias podem ser registadas de forma exata ou agrupadas em intervalos que não se sobreponham. Existem vários métodos descritos para lidar com dados em que o objeto detetado inclui grupos de animais e não apenas indivíduos isolados.

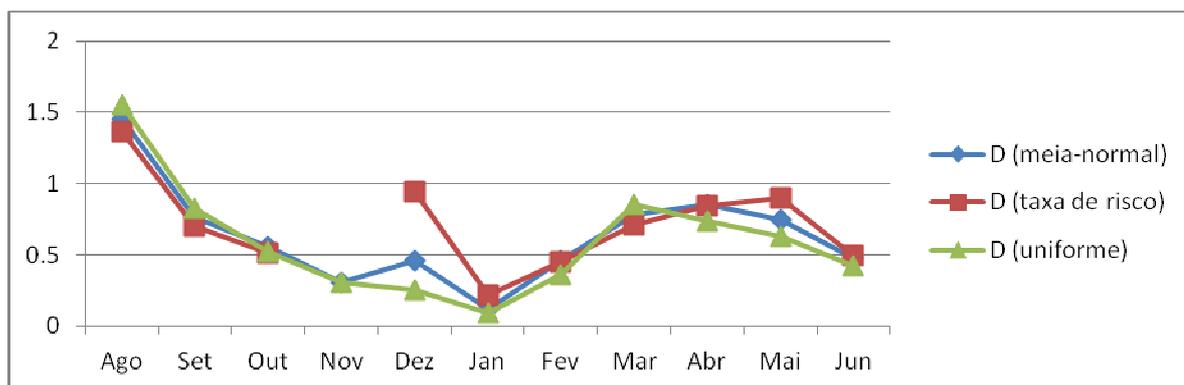
A unidade amostral utilizada foi o transecto feito num determinado período do dia (manhã ou tarde) num determinado mês. Para a nossa análise usámos um nível de estratificação, correspondendo ao período do dia em que os transectos foram amostrados (manhã ou tarde). Na definição do estrato foi usada a opção de pós-estratificação. A densidade, a função de deteção e o tamanho do grupo foram estimados para a população global; e a densidade e a taxa de encontro foram calculadas para cada estrato. A modelação da função de deteção foi produzida independentemente para cada mês de amostragem, usando 3 funções de deteção diferentes (uniforme, meia-normal e taxa de risco) com o cosseno como expansão de série. Os melhores modelos foram selecionados com base no Critério de Informação de Aikaike (AIC), tendo sido selecionado um modelo para cada mês de amostragem. Para cada modelo é gerado um valor de densidade e tamanho global da população, com os respetivos intervalos de confiança a 95%.

De forma a obter de uma forma expedita a distribuição de coelho-bravo na ilha da Berlenga e de identificar os locais com maiores abundâncias, as localizações observadas foram mapeadas em ArcGIS 10.0 (ESRI, 2010). Foi usada uma grelha de base de 50x50m de forma a facilitar a leitura do mapa e a identificação das zonas com maiores abundâncias absolutas.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Flutuações intra-anuais na densidade de coelho-bravo

O maior número de coelhos foi observado em agosto de 2015, tendo sido observado um número máximo de 56 indivíduos ao longo dos dois transectos. Já o valor mínimo foi observado em janeiro de 2016, tendo sido observados apenas 4 coelhos. Em termos de densidade, nota-se a mesma tendência, sendo o inverno a estação com um menor número de coelhos, havendo uma maior densidade nos meses da primavera e do verão (fig. 2).



**Figura 2** Variação da densidade média de coelhos estimada na ilha da Berlenga entre agosto de 2015 e junho de 2016. A azul a densidade média estimada após modelação com função de deteção meia-normal, a vermelho com uma função de taxa de risco e a verde com uma função uniforme.

Excepto para o mês de agosto, as estimativas calculadas com as 3 funções de deteção utilizadas resultam em valores de densidade média semelhantes, havendo no entanto algumas diferenças em termos da qualidade do ajuste da função, resultando na diferença de qualidade no ajuste da função de deteção (tab. 1). Após a análise dos valores de AIC gerados, foram selecionados os modelos com melhor ajuste da função de deteção (tab. 2).

**Tabela 1** Valores estimados de densidade de coelhos na ilha da Berlenga entre agosto de 2015 e junho de 2016, após a modelação com as 3 funções de deteção utilizadas (meia-normal, taxa de risco e uniforme). São ainda apresentados os respetivos intervalos de confiança para cada estimativa.

Mês	Meia-normal			Taxa de risco			Uniforme		
	D	D LCL	D UCL	D	D LCL	D UCL	D	D LCL	D UCL
Ago	1.46	1.18	1.80	1.37	1.07	1.75	1.56	1.23	1.98
Set	0.77	0.59	0.99	0.70	0.53	0.93	0.83	0.63	1.10
Out	0.56	0.43	0.72	0.51	0.37	0.71	0.52	0.44	0.61
Nov	0.31	0.22	0.44	--	--	--	0.31	0.23	0.42
Dez	0.46	0.22	0.97	0.94	0.23	3.81	0.26	0.18	0.36
Jan	0.12	0.07	0.22	0.21	0.06	0.82	0.09	0.09	0.09
Fev	0.46	0.32	0.68	0.45	0.25	0.82	0.36	0.21	0.62
Mar	0.78	0.63	0.97	0.71	0.53	0.95	0.86	0.60	1.22
Abr	0.85	0.54	1.34	0.84	0.43	1.64	0.74	0.48	1.12
Mai	0.75	0.55	1.01	0.90	0.48	1.68	0.63	0.46	0.87
Jun	0.48	0.33	0.70	0.49	0.27	0.89	0.43	0.34	0.53

**Tabela 2** Valores de AIC dos modelos obtidos para as diferentes funções de detecção utilizadas. A negrito encontram-se salientados os modelos com menor AIC, tendo sido selecionados para obter os valores de densidade média finais. Exceção para o modelo selecionado para os dados referentes ao mês de dezembro, que apensar do modelo obtido para a função de detecção de taxa-de-risco ser o com menor valor de AIC, os valores dos intervalos de confiança das estimativas de densidade média resultantes foram incongruentes, optando-se assim pelo segundo melhor valor, correspondente ao \*, que apresenta um valor de AIC muito semelhante ao anterior.

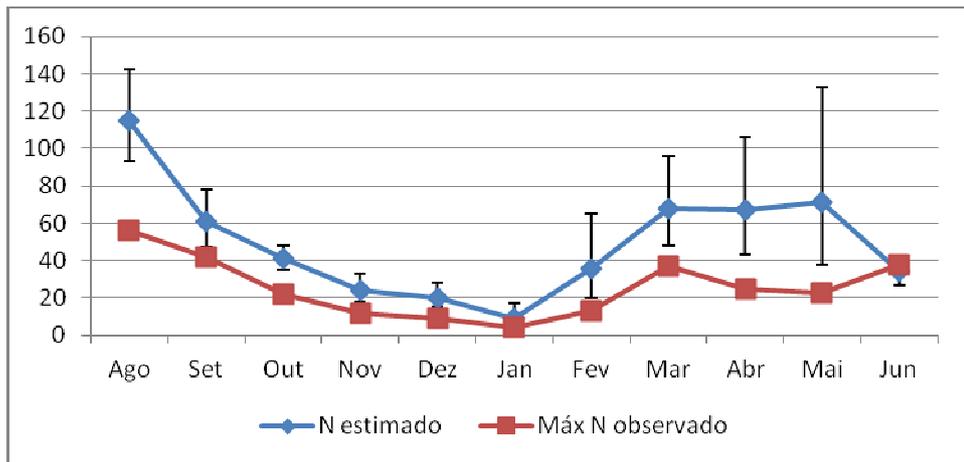
<b>Mês</b>	<b>AIC (meia-normal)</b>	<b>AIC (taxa-de-risco)</b>	<b>AIC (uniforme)</b>
Ago	<b>558.26</b>	558.56	558.59
Set	<b>341.12</b>	341.84	341.27
Out	311.63	312.84	<b>311.27</b>
Nov	153.18		<b>152.61</b>
Dez	90.32	<b>89.30</b>	89.42*
Jan	65.74	67.04	<b>64.13</b>
Fev	145.17	<b>143.81</b>	144.47
Mar	373.71	371.91	<b>371.67</b>
Abr	<b>341.66</b>	343.25	342.92
Mai	295.84	<b>292.84</b>	295.63
Jun	300.58	302.54	<b>298.87</b>

As flutuações intra-anuais no tamanho das populações de coelho-bravo já estão bem descritas para outros locais, sendo características de espécies com estratégia reprodutiva do tipo “r” (Villafuerte, 1994). Este tipo de reprodução é muito utilizado por pequenos mamíferos consistindo em ter um elevado número de ninhadas ao longo do ano. É uma espécie muito prolífica, porém as características reprodutivas são influenciadas pelas condições climáticas (Alves, 1994). A reprodução coincide com o período de maior quantidade e qualidade de alimento disponível. Na Península Ibérica decorre entre o final de outubro e estende-se até junho, atingindo o período máximo entre fevereiro e maio, situação que parece ser semelhante na ilha da Berlenga.

No entanto, deixa-se a ressalva que os valores de densidade média estimados para dezembro e restantes meses do inverno e início da primavera poderão estar subestimados devido à dificuldade de detecção de coelhos. Durante este período, a vegetação da ilha da Berlenga atinge um elevado tamanho, permitindo a camuflagem dos coelhos, o que afeta negativamente a capacidade de detecção por parte dos observadores. Adicionalmente, as áreas que apresentam um coberto vegetal mais denso coincidem com as áreas de maior abundância de coelho, como aliás seria de esperar, pois para além de encontrarem alimento mais facilmente, é aqui que constroem os seus abrigos no subsolo. Estas zonas caracterizam-se por terem uma camada relativamente espessa de solo, estando contudo limitadas aos planaltos e a alguns vales encavados nas falésias rochosas.

### 3.2 Estimativa do tamanho da população de coelho-bravo

Após a seleção dos modelos com melhor ajuste na função de seleção, foram estimados os valores mensais para o tamanho da população total (fig. 3).

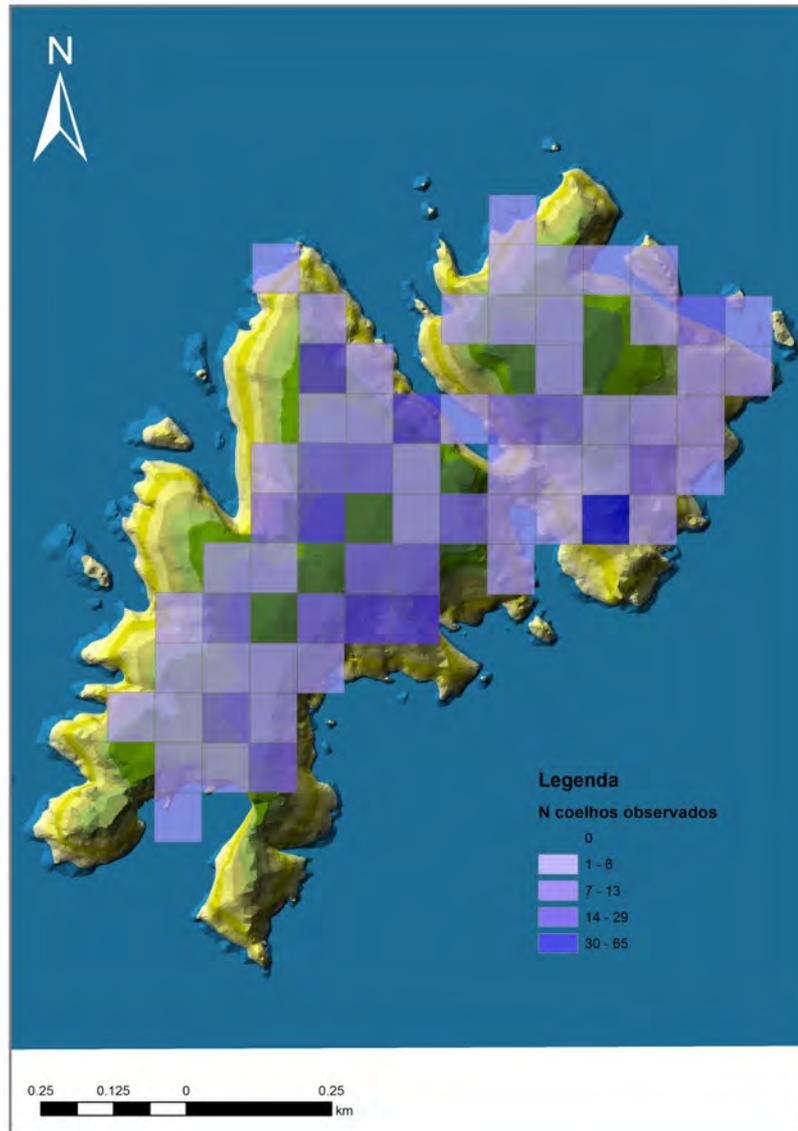


**Figura 3**\_Variação do tamanho da população média estimada (a azul) de coelho-bravo na ilha da Berlenga, entre agosto de 2015 e junho de 2016, incluindo os respetivos intervalos de confiança. A vermelho encontram-se os valores máximos de coelhos observados.

Tendo em conta os vários motivos identificados anteriormente e a biologia da espécie, utilizou-se o valor do tamanho da população estimado em maio como valor do tamanho da população da ilha da Berlenga, resultando num valor médio de 71 indivíduos (38 – 133) e correspondendo a uma densidade média estimada de 0,9 indivíduos/ha (0,48 – 1,68).

### 3.3 Distribuição e identificação dos locais com maior abundância

O mapeamento das observações de coelho-bravo ao longo do período do estudo permitiu identificar 5 zonas com maior concentração e abundância de coelho (fig.4). Na Ilha Velha foi identificada apenas uma zona com maior concentração, localizando-se no vale adjacente ao “Capitão” na vertente este da ilha. Na secção da Berlenga foram identificadas 4 zonas, correspondendo ao vale localizado entre o farol e os terrenos murados na vertente virada a sul, ao vale frequentemente denominado como “Vale das Armérias”, ao vale da ponta do “Penedo” e ao vale localizado na vertente virada para o “Carreiro dos Cações”. Como referido anteriormente, todos estes vales caracterizam-se por ter uma espessa camada de solo que permite aos coelhos cavarem as suas tocas, e conseqüentemente por um elevado coberto vegetal composto principalmente por espécies nitrófilas, nomeadamente a urtiga *Urtica membranacea* e a *Calendula suffruticosa*.



**Figura 4** Distribuição das observações de coelho-bravo realizadas entre agosto de 2015 e junho de 2016 na ilha da Berlenga. Salienta-se a existência de 5 zonas com maior concentração de coelhos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

Alves, P. 1994. *Estudo da reprodução e do estado de condição física de duas populações portuguesas de Coelho-bravo*. Tese de Mestrado. Faculdade de Ciências. Universidade do Porto.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland.

Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, reprinted 1999 by RUWPA, University of St. Andrews, Scotland.

Courchamp, F., Chapuis, J.-L., & Pascal, M. 2003. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Reviews* 78: 347-383.

Global Invasive Species Database. 2016. Species profile: *Oryctolagus cuniculus*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Oryctolagus+cuniculus> on 07-10-2016.

Pinto, A. 1995. *Contribuição para o Estudo Bioecológico dos Ectoparasitas do Coelho (Oryctolagus cuniculus L. 1758) e do Rato-preto (Rattus rattus L. 1758) na Reserva Natural das Berlengas*. Relatório entregue ao Instituto da Conservação da Natureza, 15pp.

Silva, M. A. 1988. *Estudo Preliminar da ecologia da população de Rato-preto, Rattus rattus L. 1758, (Rodentia:Muridae) da Ilha da Berlenga*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente – Curso de Biologia. Faculdade de Ciências de Lisboa, 275pp.

Thomas, L., S.T. Buckland, E.A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R.B. Bishop, T. A. Marques, & K. P. Burnham. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x

Villafuerte, R. 1994. *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo, Oryctolagus cuniculus, en el Parque Nacional de Doñana*. Tese de Doutoramento. Universidade de Córdoba.



Relatório técnico – dimensão, distribuição e evolução  
da população de gaivotas, e avaliação de novos  
métodos de controlo a serem testados (Acção A.2)  
Berlengas 2014 – 2018

Peniche Dezembro, 2015

Cofinanciamento



# Relatório técnico – dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Acção A.2) LIFE+ Berlengas 2014 – 2018

Peniche, Dezembro, 2015



Foto: Eduardo Mourato

O LIFE+ Berlengas é coordenado pela SPEA e conta com a parceria da Câmara Municipal de Peniche, do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, tendo ainda a Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar do Instituto Politécnico de Leiria como observador externo. Este projeto, que teve início a 1 de junho de 2014, será implementado até 30 de setembro de 2018 e é cofinanciado pela Comissão Europeia ao abrigo do programa LIFE+.

Parceiros



Cofinanciamento



## LIFE+ Berlengas

### Conservação das espécies e habitats ameaçados da ZPE das Berlengas através da sua gestão sustentável

O projeto LIFE Berlengas tem a duração de quatro anos e meio, e decorre na ZPE das Berlengas. A ZPE inclui todas as ilhas e ilhéus do Arquipélago das Berlengas e uma grande área de mar em torno das mesmas. O Arquipélago das Berlengas é composto pela Ilha da Berlenga, e por dois grupos de Ilhéus, as Estelas e os Farilhões.

A Reserva Natural das Berlengas (RNB) também inclui todas as ilhas e ilhéus do Arquipélago das Berlengas sendo a área marinha menor que a da ZPE. Apenas a Ilha da Berlenga está aberta à visita pública, tendo as restantes ilhas e ilhéus um regime de protecção total onde a intervenção humana é condicionada apenas às necessidades de manutenção ou recuperação do estado de conservação favorável dos valores naturais em presença.

O Arquipélago alberga a maior colónia de gaivotas-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*) de Portugal continental, que nidificam por quase todas as ilhas e ilhéus.

[www.berlengas.eu](http://www.berlengas.eu)

---

## LIFE+ Berlengas | 2014 – 2018

**Coordenação:** Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

**Parceiros:** Câmara Municipal de Peniche, do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas e da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, tendo ainda a Escola Superior de Turismo e Tecnologia do Mar do Instituto Politécnico de Leiria como observador externo

### Relatório técnico – dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados (Acção A.2)

**Responsável:** Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, I.P.

**Autoria:** Lurdes Morais

**Agradecimentos:**

# ÍNDICE

<b>RESUMO / SUMMARY .....</b>	<b>5</b>
<b>1. METODOLOGIA .....</b>	<b>7</b>
1.1. Dimensão, distribuição e evolução histórica da população.....	7
1.1.1. Contagens na ilha da Berlenga .....	7
1.1.2. Contagens nos Farilhões .....	7
1.2. Controlo da população de gaivotas .....	7
<b>2. RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>8</b>
2.1. Dimensão, distribuição e evolução histórica da população.....	8
2.1.1. Ilha da Berlenga.....	8
2.1.2. Farilhões .....	8
2.2. Avaliação dos métodos de controlo da população de gaivotas implementados.....	9
2.2.1. Abate de adultos reprodutores.....	9
2.2.2. Controlo de natalidade .....	10
2.2.3. Avaliação dos métodos de controlo implementados.....	10
2.3. Avaliação de novos métodos de controlo da população a ser testados .....	11
2.3.1. Condicionantes à escolha do método do controlo .....	11
2.3.2. Ovos falsos .....	12
2.3.3. Agitar os ovos .....	12
2.3.4. <i>Egg oiling</i> .....	12
2.3.5. Punção dos ovos.....	13
2.3.6. Injecção de formol nos ovos .....	13
2.3.7. Síntese dos métodos de controlo de gaivotas a ser testados .....	13
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>14</b>

## RESUMO

Neste relatório apresentam-se dados da evolução histórica da população de reprodutores de gaivota-de-patas-amarelas do Arquipélago das Berlengas entre 1939 e 2015. Para 2015, a população nidificante foi estimada em cerca de 7.000 a 8.000 casais.

O crescimento exponencial daquela população nos anos 80 do séc. XX levou à implementação de medidas de controlo. O abate de adultos entre 1994 e 1996 resultou num decréscimo da dimensão da colónia da ilha da Berlenga de 44.698 para 22.681 gaivotas que correspondeu a ca. de 49%. O controlo de produtividade da colónia implementado entre 1999 e 2015 através da destruição de ovos provocou uma diminuição de cerca de 38% (de 23.010 para 14.168 gaivotas, respectivamente). Em média foram destruídos 51.992 ovos.ano<sup>-1</sup> (d.p.= 10.891, n=17), com um mínimo de 33.469 ovos em 1999 e um máximo de 70.552 em 2008. Os grupos de aves não reprodutoras têm vindo a diminuir – de 1.750 em 1999 para ca. de 220 em 2015 – correspondendo a um decréscimo de 87%, demonstrando o efeito pretendido de controlar o crescimento da população através do controlo de natalidade.

Globalmente, as medidas de controlo aplicadas na ilha da Berlenga entre 1994 e 2015, resultaram num decréscimo da população reprodutora de aproximadamente 68%.

Da revisão bibliográfica efectuada, prevê-se testar no desenvolvimento da acção C.2. deste projecto LIFE, os seguintes métodos de controlo da produtividade: i) em 2016, o *egg-oiling* em todo o planalto da ilha Velha alargando a área testada relativamente a 2015, afinando o método no sentido de torná-lo mais rápido de aplicar; ii) em 2017, a punção dos ovos numa área de estudo com pelo menos 1000 m<sup>2</sup>.

## SUMMARY

In this report, we present data from the historical evolution of the population of breeding yellow-legged gulls at Berlengas Archipelago between 1939 and 2015. For 2015, the nesting population was estimated around 7,000 to 8,000 pairs.

The exponential growth of that population in the 80's of the XX century, led to the implementation of control measures. Culling of nesting gulls between 1994 and 1996 resulted in a decrease in the size of the Berlenga island colony from 44,698 to 22,681 gulls corresponding to ca. 49%. The colony productivity control implemented between 1999 and 2015 through the destruction of eggs, caused a decrease of about 38% (from 23,010 to 14,168 gulls, respectively). On average 51,992 eggs/year (SD = 10,891, n = 17) were destroyed, with a minimum of 33,469 eggs in 1999 and up to 70,552 in 2008. Non-breeding groups of young birds have been declining - from 1,750 in 1999 to ca. 220 in 2015 - corresponding to a decrease of 87%, demonstrating the desired effect of controlling the growth of the population by birth control.

Overall, the control measures on Berlenga Island between 1994 and 2015, resulted in a decrease of the breeding population of approximately 68%.

From the literature review performed, we expect to test the following productivity control methods during the development of this LIFE project under action C.2: i) in 2016, test the egg-oiling throughout the "ilha Velha" plateau extending the area tested in 2015 and refining the method in order to make it faster to apply; ii) in 2017, test the puncture of eggs in a study area with at least 1,000 m<sup>2</sup>.

## NOTA INTRODUTÓRIA

O presente relatório constitui um produto do projeto LIFE Berlengas (LIFE13 NAT/PT/000458), que visa a gestão sustentável da Zona de Proteção Especial (ZPE) Ilhas Berlengas. Considerando a importância da manutenção do ecossistema insular da ilha Berlenga, ameaçado pelo crescimento da população da colónia de gaivotas ali existente, o projeto inclui um conjunto de Ações dedicadas ao estudo, monitorização e teste de novos métodos de controlo das gaivotas. A informação apresentada neste relatório enquadra-se na Acção A.2 – Sucesso reprodutor e controlo da população de gaivota-de-patas-amarelas e identificação de áreas de exclusão (*Breeding success and population control of Yellow-legged gull and identification of gull exclusion areas*), que foi desenvolvida entre Maio/Junho de 2014 e Dezembro de 2015 e teve como principais objetivos:

- i. apresentar dados actualizados relativos à dimensão, evolução histórica e distribuição da população reprodutora de gaivotas;
- ii. descrever os métodos de controlo da população de gaivotas implementados anteriormente pelo ICNF fazendo uma avaliação preliminar da sua eficácia;
- iii. avaliar novos métodos de controlo da população de gaivotas a ser testados durante o projecto.

## 1. METODOLOGIA

### 1.1. Dimensão, distribuição e evolução histórica da população

Para determinar a dimensão da população nidificante de gaivota são feitas contagens na altura da reprodução quando as aves estão mais arreigadas a terra na defesa dos territórios de nidificação.

#### 1.1.1. Contagens na ilha da Berlenga

São feitas em 2 dias consecutivos devido à dimensão da colónia, iniciam-se cerca de hora e meia antes do pôr-do-sol, altura em que a maioria das aves já regressou à colónia. Num dos dias contam-se as aves presentes nas encostas da Berlenga e no outro, as do planalto. Os bandos densos presentes são contabilizados separadamente pois na sua maioria são constituídos por adultos não reprodutores e imaturos, que são escorraçados dos territórios de nidificação pelos adultos nidificantes, aglomerando-se sobretudo nos planaltos.

##### Contagens nos planaltos

Feitas a partir do último andar do farol da Berlenga, iniciam-se pela contagem a olho nu das aves próximas em redor do farol. Seguidamente reparte-se o planalto em faixas transversais ao observador com igual profundidade de campo. Para cada uma dessas faixas, em zonas de distribuição de aves mais ou menos uniforme, são contabilizadas as aves presentes num campo binocular seguindo-se a contagem do número de campos binoculares daquela zona. Multiplicando o número de campos binoculares pelo número de aves presentes no campo binocular, obtém-se o total de aves presentes. Este procedimento é repetido para todas as faixas dos planaltos da Berlenga.

##### Contagens nas Encostas

A forma da Berlenga, basicamente dois planaltos rodeados por encostas separadas por vales profundos, permite ao observador utilizar a técnica descrita acima para a contagem de aves nas encostas – contagem de aves num campo binocular x n.º de campos binoculares numa dada área com distribuição de aves aproximadamente uniforme. Colocando-se o observador na linha de festo duma dada encosta, conta as aves presentes na encosta em frente, sendo esta operação repetida para todas as encostas.

Para evitar dupla contabilização de aves nos limites dos planaltos, o limite superior das encostas é estabelecido pela recta imaginária que liga os olhos do observador ao topo do farol e é tangente ao bordo do planalto, caminhando o observador a meia encosta em redor da ilha.

#### 1.1.2. Contagens nos Farilhões

Devido ao relevo, são feitas a partir dos pontos de observação possíveis, sendo contadas todas as aves presentes.

### 1.2. Controlo da população de gaivotas

Entre 1994 e 1996 as aves reprodutoras foram eliminadas com um avicida (DRC 1339) na época de reprodução. A partir de 1999 controla-se anualmente a natalidade de gaivotas através da destruição sistemática de todos os ovos encontrados (Maio/Junho).

As campanhas de destruição de ovos são programadas em função do “timing” da reprodução (postura de ovos – fins de Abril a meados Junho; incubação – ca. 28 dias), da dimensão da colónia, da maximização da eficácia, e do mínimo de custos.

A ilha é toda percorrida a pé por 8 pessoas durante uma semana (excepto falésias inacessíveis) ao longo de transectos, sendo partidos todos os ovos encontrados. A experiência demonstra que para cobrir toda a época de postura (Abril – Julho) é indispensável repetir o método pelo menos mais 2 vezes. As 3 semanas de campanha são espaçadas cerca de 15 dias, tempo suficiente para que entretanto não nasçam gaivotas de ovos novos e também para que as gaivotas que tiveram ovos destruídos, os reponham (ca. de 30% dos casais de gaivotas podem repor os ovos 1 ou 2 vezes).

## 2. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.1. Dimensão, distribuição e evolução histórica da população

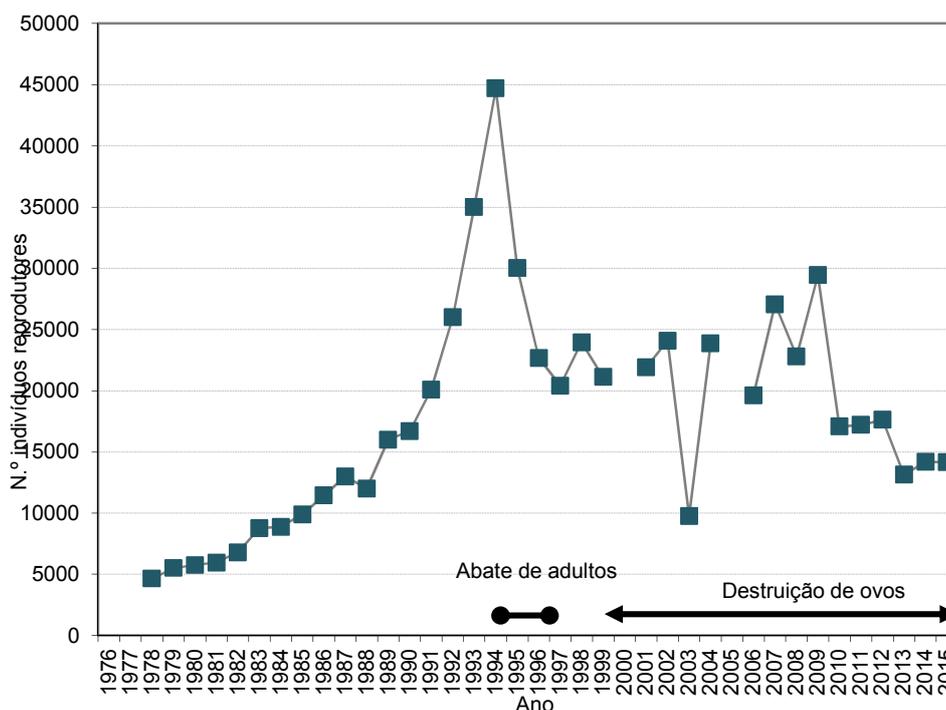
#### 2.1.1. Ilha da Berlenga

A primeira estimativa conhecida da dimensão da população de gaivotas da ilha da Berlenga, é de cerca de 1.000 casais reprodutores, feita por Lockley (1952) em Junho de 1939. Segundo Vicente (1987), desde então até 1974, quando foram contabilizados cerca de 1300 casais, a dimensão da população não terá variado muito. A partir daí, a população cresceu exponencialmente (Morais *et al.*, 1998) para aproximadamente 22.300 casais em 1994 (gráf. 1).

Os impactos sobre o ecossistema levaram a que o ICNF controlasse o crescimento da população de reprodutores (Morais *et al.*, 1995a); numa primeira fase de 1994 a 1996 através do abate de adultos reprodutores e, a partir de 1999, através da destruição das posturas.

Como consequência desta acções, a população diminuiu para cerca de metade dos valores de 1994 estabilizando-se à volta dos 15.000 indivíduos nos últimos 6 anos, tendo sido estimados cerca de 7.000 casais em 2015.

Os dados indicam ainda uma ligeira tendência de decréscimo da população nidificante a partir de 2010 (gráf. 1).



**Gráfico 1**\_Evolução da população de reprodutores de gaivota-de-patas-amarelas da ilha da Berlenga [1974,1976, 1977 Vicente (1987); 1981 Luís (1982);restantes anos até 1987 Vicente (dados n. publ.); 1988-1993 Carlos Santos (dados n. publ.); 1994-2015 ICNF)].

#### 2.1.2. Farilhões

Nota: No âmbito desta acção estava previsto um censo nos Farilhões em 2015 na época de reprodução das gaivotas que, devido a imprevistos de saúde de dois Vigilantes da Natureza não foi possível realizar, prevendo-se fazê-lo em 2016 para completar a informação relativa à dimensão da população reprodutora do Arquipélago das Berlengas.

A primeira estimativa conhecida da dimensão da colónia de gaivotas dos Farilhões é de cerca de 200 casais feita durante a época reprodutora de 1981 por Teixeira (1983). Desde então são conhecidas algumas contagens e estimativas feitas fora da época de reprodução e uma durante aquela época. Embora só havendo duas estimativas, a população reprodutora dos Farilhões aparenta manter-se estável (tab. 1). As poucas contagens fora da época da reprodução apontam para uma presença muito varável das gaivotas (tab. 2).

**Tabela\_ 1** – Estimativas da população reprodutora de gaivota-de-patas-amarelas dos Farilhões.

<b>Data</b>	<b>N.º casais</b>	<b>Fonte</b>
Abril-Julho 1981	200	Teixeira 1983
Maio 2012	170-180	Oliveira <i>et al.</i> 2013

**Tabela\_ 2** – Estimativas/contagens de indivíduos de gaivota-de-patas-amarelas fora da época de reprodução, nos Farilhões.

<b>Data</b>	<b>N.º indivíduos</b>	<b>Fonte</b>
1994	200-600*	Granadeiro <i>et al.</i> 1998
Agosto 2012	865**	Oliveira <i>et al.</i> 2013
Outubro 2012	12**	Oliveira <i>et al.</i> 2013
Dezembro 2012	8**	Oliveira <i>et al.</i> 2013

\*estimativa, \*\*contagem

Com base nos valores da Berlenga e Farilhões poder-se-á estimar que a população de gaivota-de-patas-amarelas do Arquipélago das Berlengas terá cerca de 7.000 a 8.000 casais.

## 2.2. Avaliação dos métodos de controlo da população de gaivotas implementados

### 2.2.1. Abate de adultos reprodutores

De 1994 a 1996 recorreu-se ao abate de adultos reprodutores (Morais *et al.*, 1995a) para suster o crescimento exponencial da população de gaivotas na ilha da Berlenga.

Este método, pouco “humano”, aplicado em várias colónias de gaivotas no mundo (Thomas 1972, Coulson *et al.* 1982, Wanless & Langslow 1983), foi sempre usado como último recurso para diminuir rapidamente populações que estavam a causar impactos severos nos ecossistemas ou noutras espécies.

Na Berlenga, usou-se o avicida DRC1339, um tóxico de actuação lenta, utilizado com frequência neste tipo de intervenção. A operação envolveu uma logística extremamente pesada com 30 a 40 Vigilantes da Natureza numa ilha sem água, luz e más condições de alojamento durante 13 dias.

O método consistiu no seguinte:

1º dia – preparativos em terra para embarque no dia seguinte

2º dia – embarque para a ilha, desembarque de materiais, reuniões preparatórias, volta à ilha para reconhecimento

3º dia – preparação de iscos<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Em 1994 e 1º iscagem de 1995 foram usadas sanduíches de pão de forma com margarina onde se diluiu DRC1339 que após fechadas e calcadas foram cortadas em nove pedaços (iscos) contendo cada um 28,6 mg de tóxico num total de 90.000 iscos. Foram colocados 3 iscos/ninho. Como se observou rejeição de iscos no 2º ano,

- 4º dia – colocação de isco nos ninhos
- 5º dia – descanso / intervalo para actuação do veneno
- 6º e 7º dias – recolha de aves mortas
- 8º dia - preparação de iscos
- 9º dia - iscagem de ninhos para apanhar o segundo membro do casal
- 10º dia – descanso / intervalo para actuação do veneno
- 11º e 12º dia – recolha de aves mortas.
- 13º dia – arrumações e regresso a terra.

No total dos 3 anos foram usados 119.000 iscos e tratados 53.254 ninhos, tendo sido recuperadas 14.939 aves mortas (Raul *et. al* 1994, Morais *et. al* 1995b, Morais 1996). Devido à forma de actuação lenta do tóxico usado, muitas aves acabaram por morrer longe da ilha não sendo contabilizadas.

O abate de adultos entre 1994 e 1996 resultou num decréscimo da dimensão da colónia da ilha da Berlenga de cerca de 49%, de 44.698 para 22.681 gaivotas, respectivamente.

### **2.2.2. Controlo de natalidade**

Este método envolve também alguma logística pela necessidade da presença de 8 Vigilantes da Natureza durante 3 semanas intervaladas de 15 dias entre si. A data de início da campanha é escolhida em função do pico de posturas da colónia, para garantir que os ninhos têm ovos. O “timing” é muito importante pois o terreno tem que ser todo percorrido destruindo as posturas antes que comecem a ocorrer eclosões.

O controlo de produtividade da colónia através da destruição de ovos provocou uma diminuição da dimensão da colónia de cerca de 38% entre 1999 e 2015, de 23.010 para 14.168 gaivotas, respectivamente.

Em média foram destruídos  $51.992 \text{ ovos.ano}^{-1}$  (d.p.= 10.891, n=17), com um mínimo de 33.469 ovos em 1999 e um máximo de 70.552 em 2008. O mínimo de 1999 – primeiro ano da campanha – deveu-se ao facto de ter sido decidido não se fazer a campanha na Ilha Velha (parte N da Berlenga).

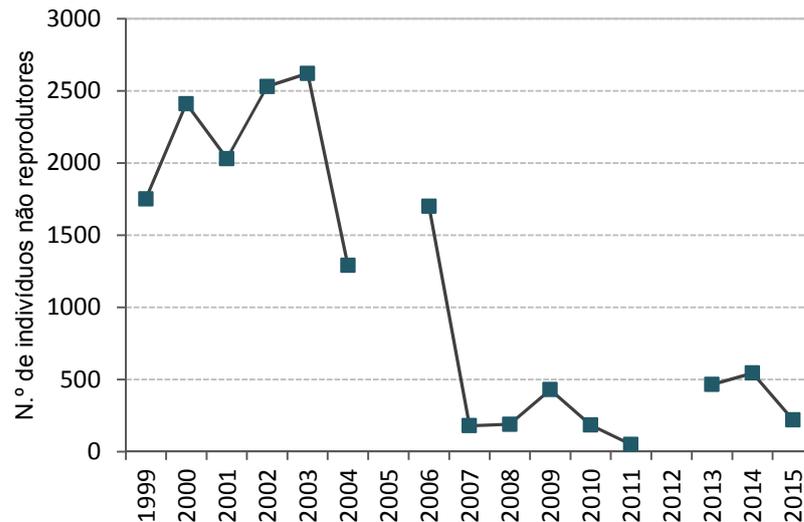
### **2.2.3. Avaliação dos métodos de controlo implementados**

Globalmente, as medidas de controlo aplicadas na ilha da Berlenga desde 1994 até 2015, resultaram num decréscimo da população reprodutora de aproximadamente 68%.

Igualmente relevante é o facto dos grupos de aves não reprodutoras terem vindo a diminuir progressivamente de 1.750 em 1999 até ao valor residual de cerca de 220 em 2015, correspondendo a um decréscimo de 87%, demonstrando o efeito pretendido de controlar o crescimento da população através do controlo de natalidade (gráf.2).

---

usou-se a mistura de margarina injectada em sardinha e cavala na 2ª iscagem de 1995 (cerca de 9.000 iscos). Em 1996, usaram-se cápsulas com DRC1339 inseridas em cavala (20.000 iscos).



**Gráfico 2\_** Evolução da população de não reprodutores de gaivota-de-patas-amarelas da ilha da Berlenga entre 1999 e 2015.

Dado o crescimento da colónia estar estabilizado, não se prevê voltar a utilizar o abate de adultos como forma de controlo da população.

As campanhas de controlo de natalidade serão mantidas mas como têm custos associados ao número de funcionários envolvidos e ao seu tempo de permanência deslocados na ilha, pretende-se testar outros métodos com a finalidade de reduzir custos operacionais, melhorar a eficiência e, eventualmente, diminuir a duração da campanha em cada ano.

### 2.3. Avaliação de novos métodos de controlo da população a ser testados

Existem vários métodos de controlo de populações de gaivotas que vão desde os mais impactantes como o abate de reprodutores através metodologias que podem variar desde o envenenamento (e.g. Duncan 1978, Paracuellos & Nevado 2010, Calladine *et al.* 2006) ao tiro com armas de precisão (e.g. Richard *et al.* 1993, Guillemette & Brousseau 2001, Calladine *et al.* 2006), até às metodologias de controlo da produtividade incidindo sobre os ovos (e.g. Corkhill 1970, Blokpoel & Hamilton 1989, Christens & Blokpoel 1991, Pochop *et al.* 1998, Calladine *et al.* 2006).

Na ilha da Berlenga, não se prevê voltar a aplicar métodos abate de adultos, ficando portanto a metodologia de controlo da população restringida à contenção da produção de juvenis.

#### 2.3.1. Condicionantes à escolha do método do controlo

A escolha da melhor metodologia depende directamente da dimensão da colónia, da acessibilidade dos ninhos e tira partido do relativo sincronismo da reprodução destas aves.

A dimensão e a área geográfica da colónia condicionam por sua vez a janela temporal da aplicação do método, uma vez que os métodos só são aplicáveis quando as aves incubam os ovos. Na gaivota-de-patas-amarelas, a duração da incubação é de cerca de 28 dias.

No entanto, embora as aves se reproduzam todas na Primavera, a iniciação da postura não é síncrona, o que pode implicar que nalguns ninhos haja ovos quase a eclodir enquanto noutros se inicia a postura. Este facto leva a que na maioria dos métodos haja necessidade de repetir o tratamento na colónia durante a mesma época de reprodução para tratar todos os ovos (e.g. Calladine *et al.* 2006).

### 2.3.2. Ovos falsos

Algumas vezes usado em gaivotas urbanas (Calladine *et al.* 2006), este método consiste na substituição dos ovos por ovos falsos. Tem a vantagem de manter os progenitores a incubar indefinidamente, não havendo reposição dos mesmos.

No caso da Berlenga, este método implicaria custos elevados para fabricar cerca de 20.000 ovos e muita mão-de-obra, dada a necessidade de primeiro retirar os ovos verdadeiros, seguidamente substituí-los pelos falsos e, no fim da época, recolher os ovos falsos, pelo que se considera não ser aplicável.

### 2.3.3. Agitar os ovos

Este método consiste em chocalhar o ovo com a finalidade de homogeneizar o conteúdo impedindo a eclosão. Funciona melhor se aplicado no início da incubação nas primeiras fases de desenvolvimento do embrião, implicando várias passagens pelos ninhos para tratar todos os ovos, logo, muita mão-de-obra. Embora já tenha sido usado noutros locais (Calladine *et al.* 2006), é pouco eficaz, trabalhoso e muito moroso. Por estas razões, não se considera prática a sua utilização na Berlenga.

### 2.3.4. Egg oiling

Da revisão bibliográfica efectuada optou-se por testar primeiramente o *egg-oiling*. Esta técnica, considerada mais “humana”, largamente testada e utilizada em gaivotas tanto em meio natural (*e.g.* Pochop *et al.* 1998, Blackwell 2000) como urbano (*e.g.* Cheltenham Borough Council 2015, Le Havre 2015), consiste no revestimento dos ovos com uma película fina de óleo mineral ou óleo vegetal não-tóxico que bloqueia as trocas gasosas da casca do ovo e impede-o de eclodir.

Em termos da gestão de uma colónia grande como a da ilha da Berlenga, este método é vantajoso pois os ovos mantêm-se ainda algum tempo nos ninhos, levando a que os progenitores os vão incubando e não reponham ninhadas (*e.g.* Blackwell 2000, Calladine *et al.* 2006), apresentando algum potencial para evitar a repetição de tratamento dos ninhos.

Numa primeira fase, este método foi testado durante a época de reprodução de 2015 numa área com cerca de 800m<sup>2</sup> localizada na Ilha Velha (fig. 1).



Figura\_1 – Localização da área teste de *egg-oiling* na ilha Velha, parte N da ilha da Berlenga em 2015.

Utilizou-se um vulgar óleo de milho alimentar, que provou ser eficaz para este efeito quando testado na congénere *Larus delawarensis*, numa colónia na ilha de Cabin, Washington (Pochop *et al.* 1998). O óleo foi colocado num pequeno balde e foi usada uma escumadeira de fritura para mergulhar e escorrer os ovos previamente marcados com marcador de acetato.

Em 2016 prevê-se estender a área a ser testada a todo o planalto da ilha Velha, afinando a metodologia relativamente a 2015 (marcar os ninhos com tinta de spray, mergulhar todos os ovos da ninhada em simultâneo no óleo), por forma a diminuir o tempo de manipulação de cada ninho e verificar se é viável vir a ser usado em toda a ilha.

#### **2.3.5. Punção dos ovos**

Este método, menos usado, consiste em perfurar a casca do ovo com um objecto pontudo sem o destruir (Corkhill, 1970), provocando a entrada de ar e impedindo o desenvolvimento embrionário. As aves permanecem incubando evitando a reposição dos ovos. Tem algum potencial de aplicabilidade na ilha da Berlenga, prevendo-se que venha a ser testado numa área da ilha Velha em 2017.

#### **2.3.6. Injecção de formol nos ovos**

Nalguns casos usou-se injectar formol nos ovos (*e.g.* Spurr & Coleman 2005 em ovos de ganso-do-Canadá), mas dada a toxicidade deste composto, os custos associados e a morosidade do procedimento, considera-se fora de questão a sua utilização.

#### **2.3.7. Síntese dos métodos de controlo de gaivotas a ser testados**

Face ao exposto, prevê-se testar no desenvolvimento da acção C.2. os seguintes métodos:

- 1) Em 2016, o *egg-oiling* em todo o planalto da ilha Velha alargando a área testada relativamente a 2015, afinando o método no sentido de torná-lo mais rápido de aplicar;
- 2) Em 2017, a punção dos ovos numa área de estudo com pelo menos 1000 m<sup>2</sup>.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Blackwell, Bradley F., Thomas W. Seamans, David A. Helon and Richard A. Dolbeer 2000. Early Loss of Herring Gull Clutches after Egg-Oiling. Wildlife Society Bulletin Vol. 28, No. 1 (Spring, 2000): 70-75

Blokpoel, H. & Hamilton, R.M.G. 1989. Effects of applying white mineral oil to chicken and gull eggs. Wildlife Society Bulletin 17: 435-441

Calladine, J.R., Park, K.J, Thompson, K. & Wernham, C.V 2006. Review of Urban Gulls and their Management in Scotland (Research contract ENV/BTO/001/04) A report to the Scottish Executive

Cheltenham Borough Council 2015. Annual egg oiling helps control the urban gull population. [http://www.cheltenham.gov.uk/news/article/1365/annual\\_egg\\_oiling\\_helps\\_control\\_the\\_urban\\_gull\\_population](http://www.cheltenham.gov.uk/news/article/1365/annual_egg_oiling_helps_control_the_urban_gull_population)

Christens, E. & Blokpoel, H. 1991. Operational spraying of white mineral oil to prevent hatching of gull eggs. Wildlife Society Bulletin 19: 423-430.

Corkhill, P. 1970. Effect of egg puncturing on limiting chick production in Herring Gulls. Bird Study 17: 340-342.

Coulson, J.C., Duncan, N. & Thomas, C.S. 1982. Changes in the breeding biology of the herring gull *Larus argentatus* induced by size and density of the colony. Journal of Animal Ecology, 51: 739-756

Duncan, N 1978. The effects of culling Herring Gulls ( *Larus argentatus*) on recruitment and population dynamics. Journal of Applied Ecology 15: 697-713.

Guillemette M. & Brousseau P. 2001. Does culling of predatory gulls enhance the productivity of breeding common terns? Journal of Applied Ecology, 38: 1-8

Le Havre 2015. Campagne de stérilisation des oeufs de goélands. <http://www.lehavre.fr/demarches/goelands-signalement-dune-gene>

Lockley R.M 1952. Notes on the birds of the islands of the Berlengas (Portugal), the Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages. Ibis 94: 144-157.

Luís A. M. S. 1982. A avifauna da ilha da Berlenga com especial referência à biologia de *Larus argentatus*. Estágio científico do curso de Biologia. Faculdade de Ciências de Lisboa. Relatório não publicado.

Morais L., C. Santos & Luís Vicente 1998. Population increase of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans* breeding on Berlenga Island (Portugal), 1974-1994. SULA 12(1): 27-37

Morais, L., R. Santos, T. Goettel & L. Vicente 1995a. Preliminary evaluation of the first yellow-legged herring gull population control at Berlenga Island, Portugal p.32 In: Tasker, M.L. (ed.) Threats to seabirds: Proceedings of the 5th International Seabird Group conference. Seabird Group, Sandy.

Morais, L., R. Santos, T. Goettel & L. Vicente 1995b. LARUS95 (15 a 26 de Maio de 1995), Relatório Técnico. Instituto da Conservação da Natureza, Reserva Natural da Berlenga, Julho de 1995. Relatório não publicado.

Morais, L. 1996. LARUS96 (8 a 19 de Maio de 1996), Relatório Técnico. Instituto da Conservação da Natureza, Reserva Natural da Berlenga, Agosto de 1996. Relatório não publicado.

Oliveira N., Mendes A.R., Geraldés P.L., Barros N., Andrade J. & Ramírez I. 2013. Monitorização da População de Roque-de-castro *Oceanodroma castro* do Farilhão Grande, Berlengas, 2011-2012. Relatório da Atividade 2, Projeto FAME. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa

Paracuellos, M. & J.C. Nevado 2010. Culling Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* benefits Audouin's Gulls *Larus audouinii* at a small and remote colony. *Bird Study* (2010) 57, 26–30.

Pochop, Patricia A.; Cummings, John L.; Yoder, Christi A.; and Steuber, John E. 1998. Comparison of white mineral oil and corn oil to reduce hatchability in ring-billed gull eggs. *Proceedings of the Eighteenth Vertebrate Pest Conference* (1998). Paper 17.

Raul, S., L. Morais & L. Vicente 1994. Operação Larus94, 1ª Fase – Maio de 1994, relatório final. ICN. Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais. Relatório não publicado.

Richard A. Dolbeer, Jerrold L. Belant and Janet L. Sillings 1993. Shooting Gulls Reduces Strikes with Aircraft at John F. Kennedy International Airport. *Wildlife Society Bulletin* Vol. 21, No. 4 (Winter, 1993), pp. 442-450.

Spurr, E.B. & Jim D. Coleman 2005. Review of Canada goose population trends, damage, and control in New Zealand. Lincoln, N.Z. : Manaaki Whenua Press. 31p.

Thomas, G.J. 1972. A review of gull damage and management methods at nature reserves. *Biological Conservation*, 4, 117 – 127

Vicente L.A. 1987. Observações ornitológicas na ilha da Berlenga, 1974-1985. *Cienc. Biol. Ecol. Syst.* 7(1/2): 17-36.

Wanless, S. & Langslow, D.R. 1983. The effects of culling on the Abbeystead and Mallowdale gullery. *Bird Study*, 30, 17 – 23



# Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal

Tendência da população nidificante da Cagarra *Calonectris diomedea borealis* nas ilhas Berlengas, Portugal

Miguel Lecoq<sup>1,2</sup>, Paulo Catry<sup>1,3</sup>, José P. Granadeiro<sup>3,4</sup>

Key baseline data on population numbers, trends and distribution are often lacking for Procelariiform species, despite their obvious relevance to identify conservation priorities. The Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* is classified as Vulnerable in Europe due to a suspected continued decline (BirdLife International 2004), as the result of a combination of several threats (e.g. introduced predators, mortality associated to fisheries, habitat loss, and historical human persecution), affecting birds in the Atlantic and Mediterranean (e.g. Madroño *et al.* 2004). The species nests in Northeast Atlantic and Mediterranean islands (Granadeiro *et al.* 1997), and winters mostly in the South Atlantic (González-Solís *et al.* 2007). Most colonies of this species are extremely difficult to census accurately (e.g. Martín *et al.* 1991; Madroño *et al.* 2004) and there are very few published reports detailing population trends based on nest counts (but see Martínez-Abraín *et al.* 2002; Granadeiro *et al.* 2006). In fact, existing assessments of population trends are mostly based on rough estimates rather than on direct census data. As a result, global numbers and trends are poorly understood.

The Berlengas archipelago (39°24'N, 9°30'W – located off the western coast of mainland Portugal; figure 1) holds the largest Atlantic Cory's Shearwater *C.d. borealis* colony located on shelf waters. This site is also interesting because it is one of the very few Atlantic colonies (Selvagem Grande is another; Granadeiro *et al.* 2006) where nest sites are mostly accessible and easy to inspect, potentially allowing

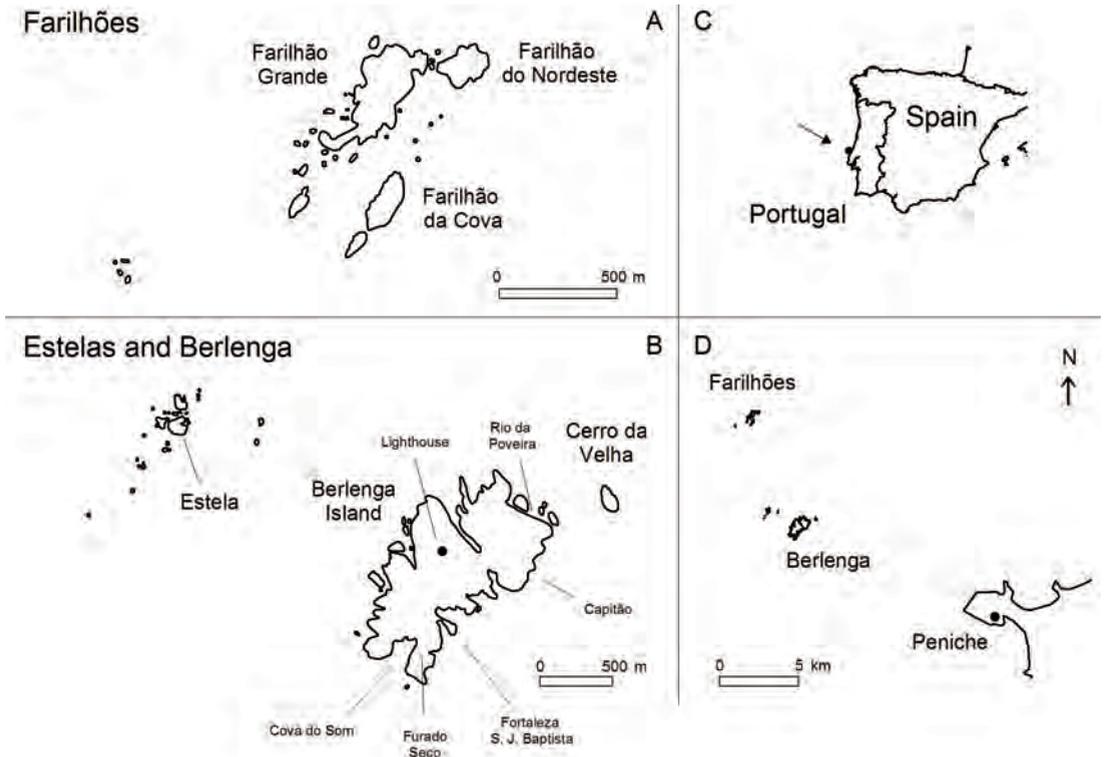
the monitoring of population trends. Over the twentieth century the Berlengas islands have been target of several ornithological expeditions and studies (e.g. Lockley 1952; Teixeira 1983; Granadeiro 1991). In this paper we assess population trends in light of threats and past conservation initiatives, based on an exhaustive census of the Cory's Shearwater breeding population.

The Berlengas archipelago covers ca. 104 ha and includes Berlenga itself (ca. 79 ha) with a central plateau surrounded by cliffs and a few islets, the Estelas (<3 ha), and the Farilhões, of which the Farilhão Grande (ca. 8 ha) is the largest, surrounded by steep cliffs and almost lacking flat ground. Only Berlenga island is inhabited. During the summer thousands of tourists visit the island, but they are mostly confined to the trail network around the island. Fishermen do cross some restricted access areas, and occasionally they visit the Farilhões for fishing.

The islands hold the largest seabird colony of mainland Portugal. The yellow-legged gull *Larus michahellis* is the most abundant breeding species, with ca. 25,000 birds on Berlenga (Paulo Crisóstomo *pers. obs.*). Black rats *Rattus rattus* and wild rabbits *Oryctolagus cuniculus* are present on Berlenga only. The introduced ice plant *Carpobrotus edulis* covers virtually all the eastern slope of Farilhão Grande and is present on a confined area (ca. 5%) of Berlenga.

Partial Cory's Shearwater censuses were carried out at Berlenga and Farilhão Grande between 1999 and 2004, allowing the identification of the main

<sup>1</sup> Eco-Ethology Research Unit, ISPA, Rua Jardim do Tabaco 34, 1149-041 Lisboa, Portugal. Corresponding author: miguel\_lecoq@yahoo.com; <sup>2</sup> Unidade de Biologia da Conservação, Universidade de Évora, Portugal; <sup>3</sup> Museu Nacional de História Natural, Universidade de Lisboa, Portugal; <sup>4</sup> CESAM / Museu Nacional de História Natural, Universidade de Lisboa, Portugal.



**Figure 1.** Berlengas archipelago showing its location in relation to the Iberian Peninsula and to the Portuguese mainland coast (C and D). Detailed maps of Farilhões, Estelas and Berlenga are also shown (A and B).

**Figura 1.** Localização do arquipélago das Berlengas relativamente à Península Ibérica e à costa continental Portuguesa (C e D). São ainda apresentados mapas pormenorizados dos Farilhões, Estelas e Berlenga (A e B).

breeding areas. In 2005, most fieldwork took place between 6 and 14 June, in early incubation and it involved ca. 80 man-hours. The census of the breeding population focused on previously known areas, as only these could hold significant numbers of breeding Cory's Shearwaters, but other areas were also thoroughly searched. The Estelas sea-stacks are too steep and occasional visits suggested that they did not have suitable breeding habitat for the species. A short (20 min.) visit to an accessible area of the Farilhão da Cova did not reveal any evidence of breeding. Nest counts were made during daylight. Accessible areas were systematically searched for nests with incubating adults and unattended, abandoned or predated eggs. To avoid double counts, nests were marked. All inaccessible areas were thoroughly scanned from land using binoculars (except the cliffs of Rio da Poveira in

Berlenga, where observation is difficult), looking for incubating birds, indirect evidence of presence (e.g. droppings and footprints), or sites (e.g. holes and caves) that could likely hold nests. In addition, we searched two walls with climbing equipment at Farilhão Grande, in the northern and southern tips of the island. On Berlenga, the plateaus to the north and northwest of the lighthouse, and the areas near Fortaleza de S. João Baptista, Furado Seco, Cova do Som and Capitão), where breeding was suspected, were visited at night to check for the presence of birds. The number of pairs nesting in inaccessible areas was estimated (and presented separately) based on the above-mentioned assessments and on our knowledge of the habitat and nest density in similar sectors that had been visited systematically for several years.

*Berlenga* – Nests were found predominantly in isolated and well defined sub-colonies, mostly in rock crevices, in burrows in loose soil (including rabbit holes), under large boulders and in caves. Few nests were found above ground, under the vegetation. A total of 214 nests with an incubating bird or clear evidence of laying (e.g. recent broken shells) was counted. On later visits to the colony we detected 5 more occupied nests. We estimate that ca. 70 nests were not detected, mostly located on inaccessible cliffs, or in deep burrows, where breeding was difficult to confirm. In previous years, breeding was also confirmed in several rabbit burrows later in the season (e.g. September/October of 1999-2004), when juveniles were seen outside the nest chamber at night. The breeding population at Berlenga was therefore estimated at 300 pairs. Nearly one third

of the active nests were in artificial cavities built for research and conservation, from 1987 onwards.

*Farilhão Grande* – We counted 381 nests with eggs. Nests were located in rock crevices, in caves and frequently (more than a half) associated to vegetation, either beneath or near stones partially covered by the ice plant. Using climbing equipment in otherwise inaccessible areas, 20 more nests were found on two walls. Based on the amount of suitable but inaccessible habitat (mostly cliffs, and also a few caves), we estimate that ca. 150 nests were not detected (a few eggs could also had been predated by gulls by the time the census took place). We estimated the breeding population at 500-550 pairs on Farilhão Grande.

Based on these estimates, and assuming that a few more pairs breed elsewhere (e.g. Farilhão da

**Table 1.** Censuses and population estimates of Cory's Shearwaters breeding at Berlengas islands.

**Tabla 1.** Censos e estimativas da população reprodutora da *Cagarra nas ilhas Berlengas*.

Year	No. breeding pairs		Method	Source
	Berlengas	Farilhões		
1939	“few”	–	Estimate	Lockley 1952
1981	26	–	Nest counts (breeding birds)	Luís 1982
1978-1981	50	–	Nest counts (breeding birds); estimate	Araújo & Luís 1982
1981	20-40	40	Nest counts (breeding birds) and adult counts in the colony; estimate	Teixeira 1983; Bárcena <i>et al.</i> 1984
1981-1983	100-200*		Nest counts (breeding birds); estimate	Teixeira 1984
1983	60-120	–	Estimate (based on a few nests counted)	Nuñez & Concepción 1986
1985	80-100	80-90	Estimate (based on a few nests counted)	Nuñez & Concepción 1986
1987	100-120	80-100	Nest counts (breeding birds) and counts at sea; estimate	Granadeiro 1991
2005	300	500-550	Nest counts (breeding birds); estimate	This study

\*Estimate for the whole archipelago.

Cova, Farilhão do Nordeste and Cerro da Velha), we estimate a total population of 850 breeding pairs on the archipelago. Taking the estimate of ca. 30 breeding pairs in 1981 (Luís 1982; Teixeira 1983) and the present survey we obtain an average growth rate of 10.1% per year for Berlenga island.

The results of the present survey increase the most recent published estimates by a factor of four (table 1; Granadeiro 1991). They also show that most pairs nest at Farilhão Grande (more than 60% of the nesting population) in contrast with previous published evidence (table 1).

The breeding of the Cory's Shearwater at Berlenga was first documented by Daveau & Girard (1884), but quantitative data was only obtained in the late 1970s (Araújo & Luís 1982; Luís 1982; Teixeira 1983). These authors seem to agree that the population was rather small at that time. It must be recognised that it is not impossible that those were somewhat conservative estimates. For instance, Teixeira (1983) counted 550 and 600 birds in rafts at sea (far more than the estimated nesting population) in late July and early September, close to Berlenga and Farilhões, respectively. Still, it is possible that those rafts included non-breeders and birds from other colonies. In this context, we should point that we saw a raft of more than 6,000 shearwaters close to Farilhão Grande during the present fieldwork.

On Farilhões, the first estimate was given by Teixeira (1983) who visited the islands in September 1981, when only a fraction of the breeding population could be assessed. Nuñez and Concepción (1986) following a one-day visit to the Farilhão Grande in June 1985, increased the previous estimate to ca. 85 pairs, and Granadeiro (1991) estimated the population at 80-100 pairs in 1987, most of them likely concentrated on Farilhão Grande.

When discussing population trends, it can also be argued that our results overestimate numbers breeding at both Berlenga and Farilhão Grande. However, even if we consider only the nests actually seen and counted (620 nests), our data indicate an increase when compared to previous surveys. This increase is so large, particularly at Farilhão, that it would not be reasonable to assume it could be fully explained by the severe underestimation of the nesting population by (all) previous researchers. Furthermore, at three intensively monitored sub-

colonies at Berlenga, we noticed a considerable increase over the last seven years, from 92 pairs in 2002 to 145 in 2009 (ca. 6.7% per year). New sub-colonies have also been formed.

The observed increase of the Cory's Shearwater population at Berlenga, at a growth rate of 10.1% per year, seems to be in line with data from Selvagem Grande (Granadeiro *et al.* 2006), but contrasts with reports of population declines in the Mediterranean (Martí & Del Moral 2003; Madroño *et al.* 2004). It should be noted however, that there are only few published data sets documenting population changes in this region (but see Belda & Sánchez 2001; Martínez-Abraín *et al.* 2002). Besides Berlenga and the Selvagens, to the best of our knowledge, there are no published data on changes in numbers in the Atlantic colonies. Clearly, this is an area where more research and monitoring is badly needed

It should be stressed that at both Berlenga and Selvagem Grande islands there was important historical persecution of shearwaters (Lockley 1952; Zino 1985; Granadeiro *et al.* 2006). At Berlenga, consumption of eggs, chicks and adults was reported in 1939 (Lockley 1952) and was still recorded in the early 1980s (Araújo & Luís 1982; Teixeira 1984). This may have depressed the population and breeding birds might have survived in inaccessible sites (Teixeira 1984), mainly in cliffs. The declaration of the islands as a Nature Reserve in 1981 may have played an important role on subsequent trends. The shortage of suitable nesting sites may also have acted as a limiting factor in the past. In fact, a conservation initiative consisting on the construction of artificial nests at Berlenga island resulted in a remarkable increase of breeding birds between the end of 1990s and 2009. Currently roughly one third of the breeding Cory's Shearwaters make use of these structures, and the total number is still growing (unpublished data). However, the population increase reported here should not be attributed solely to the new supply of nest sites, because the growth in numbers was also recorded in the Farilhões colony, where no artificial nests were built.

Although still not quantified, the impact of gulls on Cory's Shearwaters at the archipelago can be substantial as we recorded extensive predation of eggs by yellow-legged gulls on Farilhão Grande. Here, ca. 34% of the counted nests had signs of

recent predation, which is at variance with previous observations at Berlenga (Granadeiro 1991). Gulls probably had a negative effect on the population increase and their present numbers and trends are a cause for concern. It should be noted that the yellow-legged gull had a dramatic population increase (around 350% from ca. 13,000 individuals in 1987 to ca. 45,000 in 1994; Morais *et al.* 1998) with ca. 25,000 birds currently on Berlenga (Paulo Crisóstomo *pers. obs.*). The black rat is another well-known predator of Cory's Shearwaters chicks, in several colonies in the Mediterranean (e.g. Thibault 1995), and may have some negative effect on the Berlenga population. Within the archipelago, cases of nest destruction by people visiting the islands (including sport fisherman) still occur. Significant shearwater mortality in long-lines or other fishing gear has not been documented in Portuguese shelf waters. Although we cannot exclude this as a potential threat in the region, mortality due to long-lines does not seem to be having a measurable effect on the Berlengas population, unlike what has been suggested for the western Mediterranean, where the subspecies *Calonectris d. diomedea* is found (Cooper *et al.* 2000; Belda & Sánchez 2001).

**Acknowledgements:** Thank are due to Reserva Natural das Berlengas, namely António Teixeira, Sofia Castel-Branco Silveira and Lurdes Morais, for permission to work on the islands, accommodation, transport and references. Paulo Crisóstomo and Eduardo Mourato provided field assistance, particularly organizing the trips to Farilhões, and made our stay at the island so enjoyable. João Tiago Tavares and Bruno Pinto helped with fieldwork. Earlier versions of the manuscript benefited from comments from Maria P. Dias and Vitor Paiva. This study is an output of a project on the ecology of Cory's Shearwaters (PTDC/MAR/71927/2006) funded by Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT – Portugal) and further support was received through Programa Plurianual (UI&D 331/94).

## RESUMO

*As colónias das Cagarras Calonectris diomedea são muito difíceis de recensear com precisão e, consequentemente, são escassos os dados fiáveis acerca das tendências populacionais. No arquipélago das Berlengas, costa ocidental portuguesa, a maior parte dos ninhos é acessível e fácil de*

*inspeccionar, possibilitando a monitorização de tendências populacionais. Em Junho de 2005, foi realizado um censo que permitiu estimar a população reprodutora em 850 casais, representando um aumento notável relativamente à estimativa anterior mais recente, de ca. 200 casais, no ano de 1987. Os resultados sugerem que, nos últimos 25 anos, a população nidificante na Berlenga tem crescido a uma taxa anual média de 10,1%. A tendência populacional é discutida em função das ameaças e de ações de conservação anteriores.*

## REFERENCES

- Araújo, A. & A. M. S. Luís 1982. *Populações de Aves Marinhas nidificantes na Ilha da Berlenga*. Serviço de Estudos do Ambiente, Lisboa.
- Belda, E. J. & A. Sánchez 2001. Seabird mortality on longline fisheries in the western Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigation measures. *Biological Conservation* 98: 357-363.
- BirdLife International. 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No. 12).
- Cooper, J., N. Baccetti, E. J. Belda, J. J. Borg, D. Oro, C. Papaconstantinou & A. Sánchez. 2000. Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. *Sciencia Marina* 67 (Suppl. 2): 57-64.
- Daveau, J. & A. A. Girard 1884. Excursion aux îles Berlengas et Farilhões, avec notice zoologique sur ces îles. *Bol. Soc. Geogr. Lisboa*, 4.<sup>a</sup> série, No. 9: 409-452.
- González-Solis, J. Croxall, J. Oro, D. & Ruiz, X. 2007. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 297-301.
- Granadeiro, J.P. 1991. The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13: 30-39.
- Granadeiro, J.P. and A. M. Teixeira 1997. The Madeiran Storm-Petrel. In Hagemeyer, W and M. Blair (Eds.) 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and Abundance*. T & AD Poyser, London.
- Granadeiro, J. P., M. P. Dias, R. Rebelo, C. D. Santos & P. Catry 2006. Numbers and population trends of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* at Selvagem Grande, Northeast Atlantic.

*Waterbirds* 29: 56-60.

- Lockley, R. M. 1952. Notes on the birds of the islands of the Berlengas (Portugal), the Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages. *Ibis* 94: 144-157.
- Luís, A. M. S. (1982). *A Avifauna da Ilha Berlenga, com especial referência à biologia de Larus argentatus*. Estágio científico. Faculdade de Ciências, Lisboa. Unpublished.
- Madroño, A., C. González & J. C. Atienza 2004. *Libro rojo de las aves de España*. Ministerio de Medio Ambiente y Sociedad Española de Ornitología (SEOBirdLife), Madrid.
- Martí, R. & J. C. Del Moral 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza – Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martín, A., M. Nogales, V. Quilis, G. Delgado, E. Hernández & O. Trujillo 1991. La colonie de Puffin Cendré (*Calonectris diomedea*) de l'Île d'Alegranza (Lanzarote/Iles Canaries). *Bol. Mus. Mun. Funchal* 43(228): 107-120.
- Martínez-Abraín, A., A. Sánchez & D. Oro 2002. Atlantic Cory's Shearwaters breeding in a colony of Mediterranean Cory's Shearwaters. *Waterbirds* 25: 221-224.
- Morais, L., C. Santos & L. Vicente 1998. Population increase of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans* breeding on Berlenga Island (Portugal), 1974-1994. *Sula* 12(1): 27-37.
- Nuñez, E. F. & M. V. Concepción 1986. Aves de las islas Berlengas, Estelas y Farilhões. *Cyanopica*, Fasc. 4.º, Vol. 3.º: 675-692.
- Teixeira, A. M. 1983. Seabirds Breeding at the Berlengas, forty-two years after Lockley's visit. *Ibis* 125: 417-420.
- Teixeira, A. M. 1984. Aves Marinhas nidificantes no litoral português. Actas do Colóquio Nacional para a Conservação das Zonas Ribeirinhas. *Boletim da Liga para a Protecção da Natureza*, No. 18, 3.ª série, 1.º vol.: 105-115.
- Thibault, J.-C. 1995. Effect of predation by the Black Rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Marine Ornithology* 23: 1-10.
- Zino, P. A. 1985. Pequeno apontamento histórico sobre a caça das cagarras na Selvagem Grande e desenvolvimentos recentes nesta ilha. Museu Municipal do Funchal, *Bocagiana* 84: 1-14.