



Relatório da Ação D6 do Projeto LIFE Berlengas. Monitorização da campanha de remoção de espécies exóticas invasoras

Lisboa, junho, 2019



| Cofinanciamento



FUNDO AMBIENTAL
Ministério do Ambiente

Monitorização da campanha de remoção de espécies exóticas invasoras

Lisboa, junho, 2019



© Joana Bores

O LIFE Berlengas é coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves e conta com a parceria do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, da Câmara Municipal de Peniche 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. Este projeto, que teve início a 1 de junho de 2014, será implementado até 30 de junho de 2019 e é cofinanciado pela Comissão Europeia ao abrigo do programa LIFE+ e pelo Fundo Ambiental.



| Parceiros





Missão

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 atua em 120 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.

A SPEA foi reconhecida como entidade de utilidade pública em 2012.

www.spea.pt

www.facebook.com/spea.Birdlife 
https://twitter.com/spea_birdlife 

Relatório da Ação D6 do Projeto LIFE Berlengas. Monitorização da campanha de remoção de espécies exóticas invasoras

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2019

Direção Nacional: Graça Lima, Paulo Travassos, Peter Penning, Alexandre Leitão, Martim Melo, Nuno Barros e Maria José Boléo

Direção Executiva: Domingos Leitão

Coordenação do projeto: Joana Andrade

Coordenação técnica: Ana Isabel Fagundes, Joana Bores e Nuno Oliveira; Mário Mota-Ferreira e Ricardo Rocha (monitorização da lagartixa-das-berlengas)

Agradecimentos: aos vigilantes da reserva natural das Berlengas: Alexandre Bouça, Ana Santos, António Figueiredo, Eduardo Mourato, Filipe Correia, Márcio Duarte, Nuno Dias e Paulo Crisóstomo; à Tânia Nascimento pela preparação do guia de identificação de plantas e colaboração nos mapeamentos de vegetação e às dezenas de estagiários e voluntários que participaram nas semanas de campo; à Marta Sampaio e à Sara Nunes pelo apoio na monitorização da lagartixa-das-berlengas. Agradecemos ainda ao Instituto de Conservação da Natureza e Florestas, à Capitania do Porto de Peniche e aos Faroleiros da Berlenga por toda a ajuda nos trabalhos, transporte do material para a ilha e pelo tempo bem passado.

Citações: Fagundes, A.I., M. Dias, J. Bores, N. Oliveira, M. Mota-Ferreira, R. Rocha & J. Andrade. 2019. Monitorização da campanha de remoção de espécies exóticas invasoras. Relatório da Ação D6 do Projeto LIFE Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).



ÍNDICE

RESUMO/SUMMARY	5
1. NOTA INTRODUTÓRIA	6
2. METODOLOGIA	7
2.1 Área de intervenção: ilha da Berlenga	7
2.2 Mapeamento da vegetação nativa e exótica	7
2.3 Cálculo da abundância de lagartixa-das-berlengas	8
2.4 Monitorização da atividade de roque-de-castro	9
2.5 Monitorização dos parâmetros reprodutores de cagarra	9
3. RESULTADOS	10
3.1 Variação na cobertura de vegetação nativa	10
3.2 Variação na cobertura de vegetação exótica	15
3.3 Cálculo da abundância de lagartixa-das-berlengas	17
3.4 Monitorização da atividade de roque-de-castro	18
3.5 Monitorização dos parâmetros reprodutores de cagarra	19
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	20
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
ANEXOS	25
Anexo A1. Listagem de espécies de plantas detetadas nos anos 2016 e 2018.	25
Anexo A2. Frequência de ocorrência (FO) e e área de cobertura de cada espécie de planta nos quadrados amostrados, nos anos 2016 e 2018.	27

RESUMO

Na ilha da Berlenga, desde 2014 que tem sido efetuado um intenso esforço na remoção das espécies invasoras. O rato-preto foi eliminado em novembro de 2016, a população de coelhos é muito próxima do zero e do chorão só permanece cerca de 9% da área de distribuição inicial. Na sequência dos trabalhos de restauro de habitat desenvolvidos, registaram-se alterações na cobertura da vegetação, assim como na população de lagartixa-das-berlengas, de cagarra e de roque-de-castro.

Em 2018 foi efetuado um mapeamento da vegetação em toda a ilha, seguindo a mesma metodologia do ano de 2016. As lagartixas-das-berlengas foram contabilizadas, em setembro, em nove transectos espalhados uniformemente por toda a ilha, em três anos distintos: 2016, 2017 e 2018. Em agosto de 2017, foram construídos 20 ninhos artificiais, na ilha da Berlenga, para o roque-de-castro.

Globalmente, a percentagem máxima de cobertura para a arméria-das-berlengas e para a pulicária-das-berlengas foi superior em 2018. Também as 5 espécies endémicas de Portugal Continental e da Península Ibérica foram detetadas em mais pontos de amostragem em 2018. De entre as espécies autóctones, é de destacar o significativo aumento verificado no grupo das gramíneas. Pelo contrário, verificou-se uma diminuição na cobertura ocupada por todas as espécies exóticas, tendo sido detetadas em menos pontos de amostragem em 2018. Mesmo sem considerar o chorão, a diminuição de espécies exóticas foi acentuada.

Relativamente às lagartixas-das-berlengas, entre 2016 e 2017 verificou-se um aumento no número de registos visuais, mas em 2018 os números foram mais baixos. Em relação à cagarra, registou-se um aumento considerável ao nível do sucesso da eclosão, entre o período pré e o pós-remoção. Em 2018 e pela primeira vez, foi confirmada a nidificação do roque-de-castro na ilha da Berlenga. Ficou assim claro que as intervenções implementadas na ilha da Berlenga no âmbito do Life Berlengas foram um sucesso para a fauna e flora autóctone. Sendo necessário garantir de futuro a sua monitorização e a sua segurança contra espécies invasoras.

SUMMARY

Since 2014, an intense effort has been made to remove invasive alien species from Berlenga Island. The Black rat was removed in November 2016 and the rabbit population is very close to zero. The Hottentot Fig is restricted to a small area near the beach, of about 9% of the initial distribution area. After the habitat restoration work, changes in vegetation cover, as well as in the population of Berlengas Wall Lizard, Cory's Shearwater and Band-rumped Storm-petrel were recorded.

In 2018, a vegetation inventorie was carried out throughout the island, following the same methodology as in 2016. Berlengas Wall Lizard was recorded in September in nine transects spread evenly throughout the island in three separate years: 2016, 2017 and 2018. In August 2017, 20 artificial nests were built on the Berlenga Island for the Band-rumped Storm-petrel breeding.

Overall, the maximum coverage percentage for the Berlengas Thrift and the Berlengas Fleabane was higher in 2018. Also the 5 endemic species from mainland Portugal and the Iberian Peninsula were detected at more sampling points in 2018. Among the autochthonous species, we highlight the significant increase in the grasses group. On the contrary, there was a decrease in the cover occupied by all exotic species. Even without considering the Hottentot Fig, the decrease in exotic species was significant.

Regarding the Berlengas Wall Lizard between 2016 and 2017, there was an increase in the number of visual records, but in 2018 the numbers were lower. Concerning the Cory's Shearwater, there has been a considerable increase in hatching success between the pre and post-removal periods. In 2018, for the first time, it was confirmed the breeding of the Band-rumped Storm-petrel on the Berlenga Island. It was thus clear that the interventions implemented on the Berlenga Island under Life Berlengas were a success for the native fauna and flora. Nevertheless is vital to assure future monitoring and safety against invasive species.

1. NOTA INTRODUTÓRIA

O arquipélago das Berlengas alberga um rico património natural que inclui diversas espécies de aves marinhas tais como a cagarra *Calonectris borealis*, a galheta *Gulosus aristotelis*, o roque-de-castro *Hydrobates castro*, a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* e a gaivota-d'asa-escura *Larus fuscus* e uma sub-espécie endémica de réptil, a lagartixa-das-berlengas *Podarcis carbonelli berlengensis*. Além da fauna, nestas ilhas também são encontradas numerosas espécies de plantas de elevado interesse científico, que inclui três espécies endémicas do arquipélago (arméria-das-berlengas *Armeria berlengensis*, pulicária-das-berlengas *Pulicaria microcephala* e Herniária-das-berlengas *Herniaria berlengiana*), todas classificadas Em Perigo pela Lista Vermelha da Flora Vasculare de Portugal Continental (listavermelha-flora.pt, 2019), duas espécies endémicas de Portugal Continental (viboreira *Echium rosulatum* e escrofulária *Scrophularia sublyrata*), três espécies endémicas da Península Ibérica (angélica *Angelica pachycarpa*, erva-vaqueira-ibérica *Calendula suffruticosa algarbiensis* e assobios *Silene latifolia mariziana*) e três espécies que além de ocorrerem na Península Ibérica ocorrem também em Marrocos (linária *Linaria amethystea multipunctata*, campainhas-amarelas *Narcissus bulbocodium* e silene-rosa *Silene scabriflora*). De salientar que a angélica também está classificada como Em Perigo (listavermelha-flora.pt, 2019).

Até 2016, no arquipélago das Berlengas também existiam duas espécies de mamíferos terrestres: o coelho *Oryctolagus cuniculus* e o rato-preto *Rattus rattus*. Ambas as espécies se encontravam restritas à ilha da Berlenga, onde foram introduzidas por motivos e em períodos distintos (Silva, 1988).

O rato-preto é um omnívoro generalista e a sua dieta varia entre plantas, invertebrados e vertebrados (e.g. Nascimento *et al.*, 2019). Frequentemente é 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 conseqüente alteração da dinâmica da vegetação, e de aves marinhas, maioritariamente pela predação de ovos e crias (Townes *et al.*, 2006; Atkinson, 1985; Shiels & Drake, 2011).

O coelho é outro mamífero invasor, que também se encontra entre as "100 piores espécies invasoras do mundo" (Global Invasive Species Database, 2019), 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 é ainda responsável por causar uma extensa erosão nos solos ao escavar as suas tocas e perda de coberto vegetal, destruindo o habitat de outras espécies animais, nomeadamente aves marinhas.

Além da presença destas duas espécies de mamíferos invasores, na ilha da Berlenga também estão presentes diversas plantas exóticas de carácter invasor. Além do chorão *Carpobrotus edulis* que é a espécie mais abundante e com maior distribuição na ilha, de acordo com o inventário efetuado em 2016 no âmbito da ação A5 do LIFE Berlengas, também foram detetadas outras 5 espécies: agave *Agave americana*, erva-gorda *Arctotheca calendula*, avoadinha *Conyza canadensis*, cotula *Cotula coronopifolia* e o trevo-azedo *Oxalis pes-caprae* (Fagundes *et al.*, 2016).

Na ilha da Berlenga, desde 2014 que tem sido efetuado um intenso esforço na remoção do chorão e até julho de 2018 foi possível remover cerca de 91% da área de chorão presente na ilha (Fagundes *et al.*, 2018). A campanha de remoção de mamíferos iniciou-se em setembro de 2016. O último rato-preto foi observado em setembro de 2016 e os últimos vestígios foram detetados em novembro do mesmo ano. A remoção dos coelhos foi mais demorada. Embora a maior parte da população tenha morrido entre os anos 2016 e 2017, o último indivíduo foi observado em junho de 2019 (Fagundes *et al.*, 2019).

Na sequência dos trabalhos de recuperação do habitat desenvolvidos no âmbito do LIFE Berlengas, registaram-se alterações na cobertura da vegetação das várias espécies existentes na ilha da Berlenga, assim como da população de lagartixa-das-berlengas, de cagarra e de roque-de-castro.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de intervenção: ilha da Berlenga

A Berlenga é a maior das ilhas do arquipélago. Tem uma área aproximada de 89 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 incluída em duas áreas mais abrangentes, a Zona de Protecção Especial (ZPE) para as aves e a Área Importante para as Aves (IBA). Apesar de não ter habitantes permanentes, existe um pequeno povoado com ocupação ao longo de 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. Em termos de pluviosidade, a ilha é relativamente seca, com maior frequência de chuvas entre janeiro e maio. É também neste período que a vegetação atinge o seu auge, caracterizando-se por pequenas herbáceas e apenas algumas espécies de porte arbustivo ou arbóreo. Em relação à fauna autóctone, esta é composta por apenas uma espécie de réptil, a lagartixa-das-berlengas *Podarcis carbonelli berlengensis* (subespécie endémica do arquipélago), e várias espécies de aves. O elenco avifaunístico inclui várias espécies reprodutoras nomeadamente, a cagarra, a galheta, a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis*, a gaivota-d'asa-escura *Larus fuscus*, o falcão-peregrino *Falco peregrinus*, o peneireiro *Falco tinnunculus* e o rabirruivo *Phoenicurus ochrurus*. Também é visitada por várias espécies de aves durante a migração pós-reprodutora.

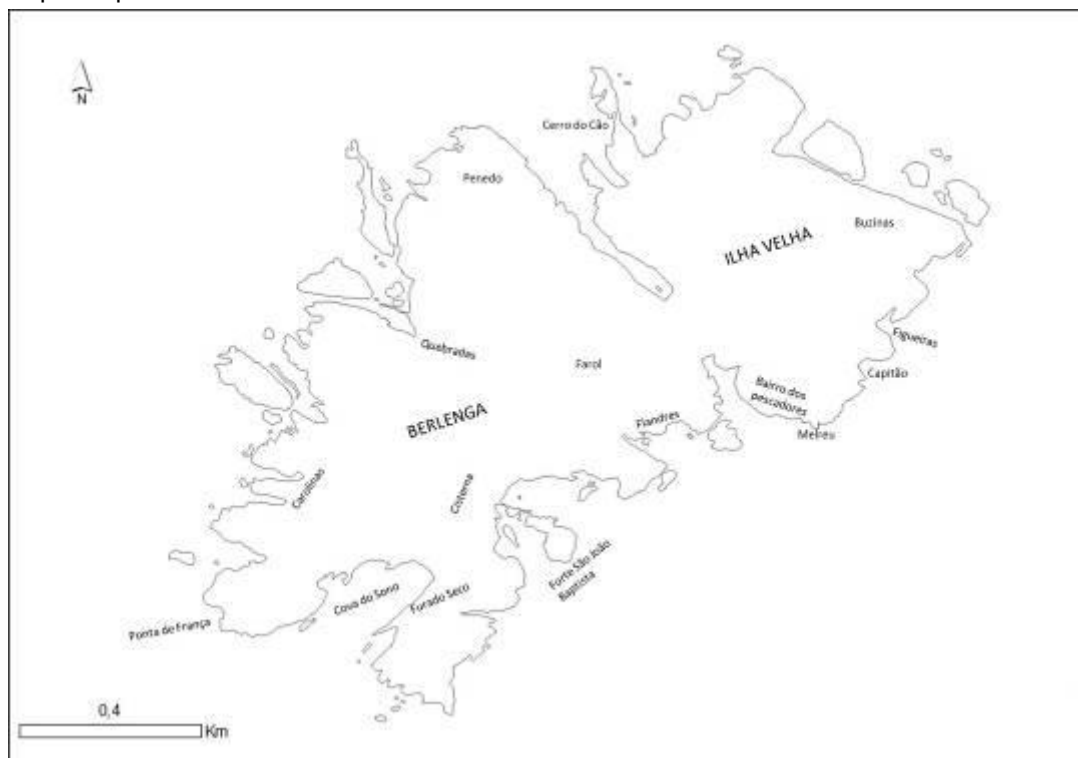


Figura 1 _Mapa da ilha da Berlenga com localização das principais áreas de intervenção

2.2 Mapeamento da vegetação nativa e exótica

O mapeamento efetuado em 2018 seguiu a mesma metodologia do ano de 2016 (ver relatório final da ação A5; Fagundes *et al.* 2016) mas foram inventariados menos 11 pontos (Figura 2). De forma a tentar apanhar o período de floração mais tardio da pulicária-das-berlengas, a monitorização foi efetuada apenas entre abril e junho. Em 2016, a monitorização foi efetuada entre fevereiro e junho.

Para auxiliar a identificação das espécies, foi criado um guia com imagens e esquemas das várias componentes da planta, para todas as espécies detetadas em 2004 no âmbito do estudo da Componente Vegetal do Plano de Ordenamento da Reserva Natural das Berlengas (Taulaigne Gomes *et al.*, 2004).

Ao longo da monitorização efetuada em 2018, novamente se percebeu que a pulicária-das-berlengas não estava a ser bem representada na inventariação pelo que, entre os dias 19 e 26 de junho foi efetuado um mapeamento específico para esta espécie, através de transectos lineares efetuados ao longo de toda a ilha, exceptuando as escarpas. Não foi registada a localização de cada planta, mas sim a presença de núcleos da espécie e, com distância mínima de 5 metros entre cada núcleo.



Figura 2_Localização dos pontos de inventariação de vegetação efetuados em 2016 e 2018.

2.3 Cálculo de abundância de lagartixa-das-berlengas

As lagartixas-das-berlengas foram contabilizadas em nove transectos espalhados uniformemente por toda a ilha (Figura 3), em 3 períodos distintos: entre 9 e 12 de setembro de 2016 (pré-erradicação dos mamíferos invasores), entre 5 e 7 de setembro de 2017 e de 10 a 13 de setembro de 2018 (pós erradicação). Em todos os anos as contagens foram realizadas por três observadores. Os transectos foram replicados três vezes por dia, no início da manhã (9-11h), meio-dia (11-13h) e pela tarde (15-17h) e durante três dias consecutivos. O comprimento de cada transecto foi de 200 m e cada observador realizou cada transecto em todos os períodos de observação. As contagens de lagartixas foram divididas em 4 segmentos de 50 m cada. As lagartixas foram contadas até 3 m em ambos os lados do transecto.



Figura 3_Localização dos transectos realizados para contagem de lagartixa-das-Berlengas (círculos azuis).

2.4 Monitorização da atividade do roque-de-castro

Após a campanha de remoção dos mamíferos invasores, em agosto de 2017, foram construídos 20 ninhos artificiais, na ilha da Berlenga, para o roque-de-castro. Todos os ninhos foram construídos na zona do Capitão e a sua localização foi selecionada após a identificação dos locais da ilha onde se registava um maior número de vocalizações da espécie.

Os ninhos foram construídos com vasos de barro, onde foi aberto um buraco com 5 cm de diâmetro para a entrada do ninho (ver relatório da ação A4 para as características dos ninhos). Junto destes ninhos foi instalado um sistema de atração sonora para aumentar a probabilidade de ocupação. Em outubro do mesmo ano, após os trabalhos de monitorização e anilhagem da população de roque-de-castro no Farilhão Grande, em cada ninho artificial da ilha da Berlenga foi colocado um saco de anilhagem usado, com o objetivo de funcionar como método de atração olfativo.

Durante o período reprodutor da espécie, estes ninhos foram regularmente monitorizados.

2.5 Monitorização dos parâmetros reprodutores da cagarra

De forma a monitorizar o efeito da remoção do rato-preto nos sucessos de eclosão e reprodutor das cagarras da ilha da Berlenga, entre 2015 e 2018 foram monitorizados todos os ninhos naturais e artificiais das sub-colónias do Melreu e do Furado. Cada ninho foi visitado 3 vezes ao ano. A primeira visita ocorreu entre 5 e 20 de junho, de forma a registar a postura do ovo, e conseqüentemente a sua ocupação. A segunda visita foi realizada entre 24 e 31 de julho, coincidente com o período de eclosão. Finalmente, a última visita decorreu entre 12 e 22 de outubro, perto da data de abandono do ninho pela cria. O sucesso da eclosão e o sucesso reprodutor foram assim calculados para cada ano, considerando os sucessos pré (2015 e 2016) e pós-remoção (2017 e 2018), usando a proporção entre o número de crias registadas na segunda ou última visita, respetivamente, e o número de ninhos ocupados na primeira visita.

3. RESULTADOS

3.1 Variação na cobertura de vegetação nativa

A inventariação da vegetação da Berlenga durante o ano de 2016 e 2018 compreendeu um total de 561 (2244 m²) e 550 quadrados (2200 m²), respetivamente. A área prospetada correspondeu, em ambos os anos, a cerca de 25% do total de área da ilha. No primeiro ano foram identificados 66 *taxa*, e durante o ano de 2018 foram 84 *taxa* (Ver Anexo A1 com listagem das espécies encontradas em cada ano). Em ambos os anos foram detetadas as três espécies endémicas das Berlengas, as duas espécies endémicas de Portugal Continental e as três espécies endémicas da Península Ibérica, mas apenas duas das espécies com distribuição restrita à Península Ibérica e Marrocos. Em ambos os anos não foi detetada a presença da linária *Linaria amethystea*.

Comparativamente ao mapeamento efetuado em 2016, em 2018 foram identificadas 19 novas espécies (cerástio-enovelado *Cerastium glomeratum*, crássula-do-tile *Crassula tillaea*, almeiroa *Crepis capillaris*, figueira-do-inferno *Datura stramonium*, dedaleira *Digitalis purpurea*, eufórbia *Euphorbia portlandica*, Evace-anã *Evax pygmae*, Trevo-amarelo *Lotus subbiflorus*, Anafe-menor *Melilotus indicus*, serradela *Ornithopus pinnatus*, rícino *Ricinus communis*, uva-de-gato *Sedum andegavense*, bermim *Silene uniflora*, erva-moira *Solanum nigrum*, salsinha *Torilis nodosa*, trevo-amarelo *Trifolium campestre*, trevo *Trifolium glomeratum*, trevo-estrangulado *Trifolium suffocatum* e ervilhaca-miúda *Vicia angustifolia*). Apenas uma espécie que foi identificada em 2016, enleios *Cuscuta epithymum*, não foi detetada em 2018.

Além da variação no número de espécies, em 2018 também se verificaram alterações na percentagem de cobertura. No anexo A2 podem ser consultados os valores de frequência de ocorrência (FO) e a área de cobertura de cada espécie nos quadrados amostrados, nos anos 2016 e 2018.

De seguida são apresentados os mapas individuais de distribuição das espécies endémicas das Berlengas, espécies endémicas de Portugal Continental, espécies endémicas da Península Ibérica e espécies com distribuição restrita à Península Ibérica e Marrocos para os anos de 2016 e 2018.

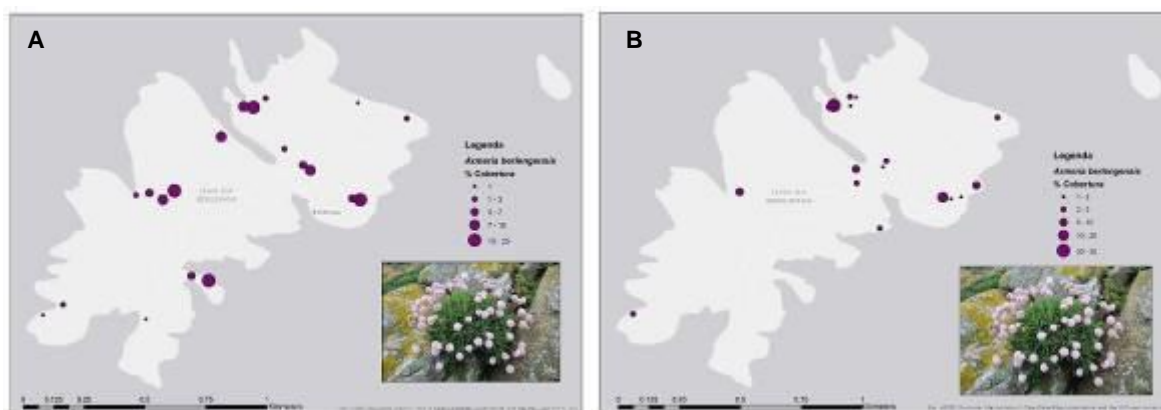


Figura 4_Mapa de distribuição da arméria-das-berlengas e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se uma diminuição de 2,08 m² na área de cobertura da arméria-das-berlengas (passando de 7,08 m² a 5 m²), tendo sido detetada em 20 pontos de amostragem em 2016 e em 17 pontos em 2018. Apesar desta diminuição, a percentagem máxima de cobertura registada foi superior em 2018 (25% em 2016 e 30% em 2018).

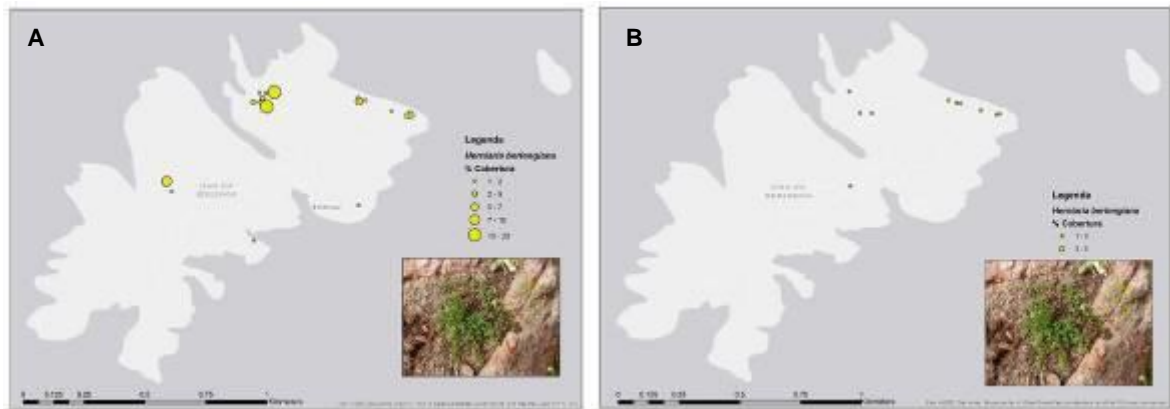


Figura 5_Mapa de distribuição da herniária-das-berlingas e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se uma diminuição de 3,4 m² na área de cobertura da herniária-das-berlingas (passando de 4,12 m² a 0,72 m²), tendo sido detetada em 17 pontos em 2016 e em 10 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 26% e 3% respetivamente.

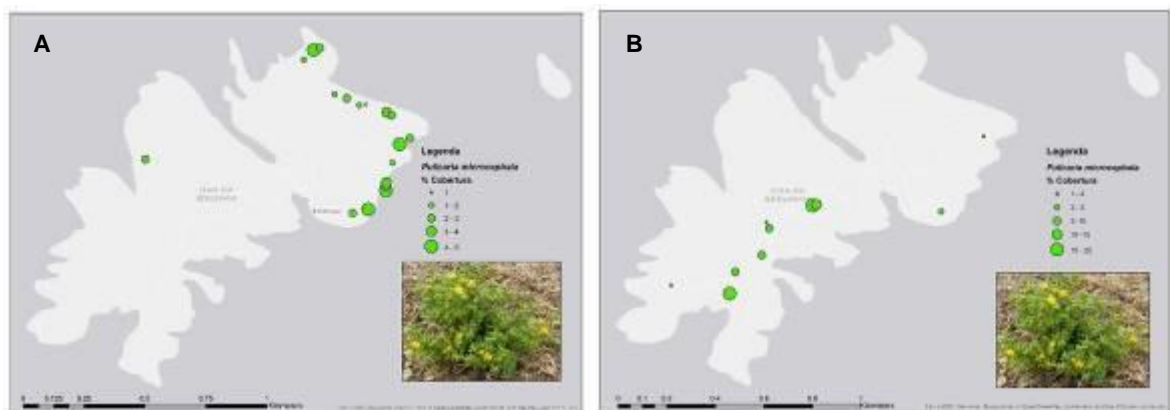


Figura 6_Mapa de distribuição da pulicária-das-berlingas e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Apesar de em 2018 ter sido detetada em menos pontos (18 pontos em 2016 e 10 pontos em 2018) verifica-se um aumento de 1,32 m² na área de cobertura da pulicária-das-berlingas (passando de 2,36 m² a 3,68 m²). A percentagem máxima de cobertura foi de 5% em 2016 e 25% em 2018.

O censo específico efetuado para a pulicária-das-berlingas mostra que a espécie tem uma distribuição muito mais ampla (Figura 7).

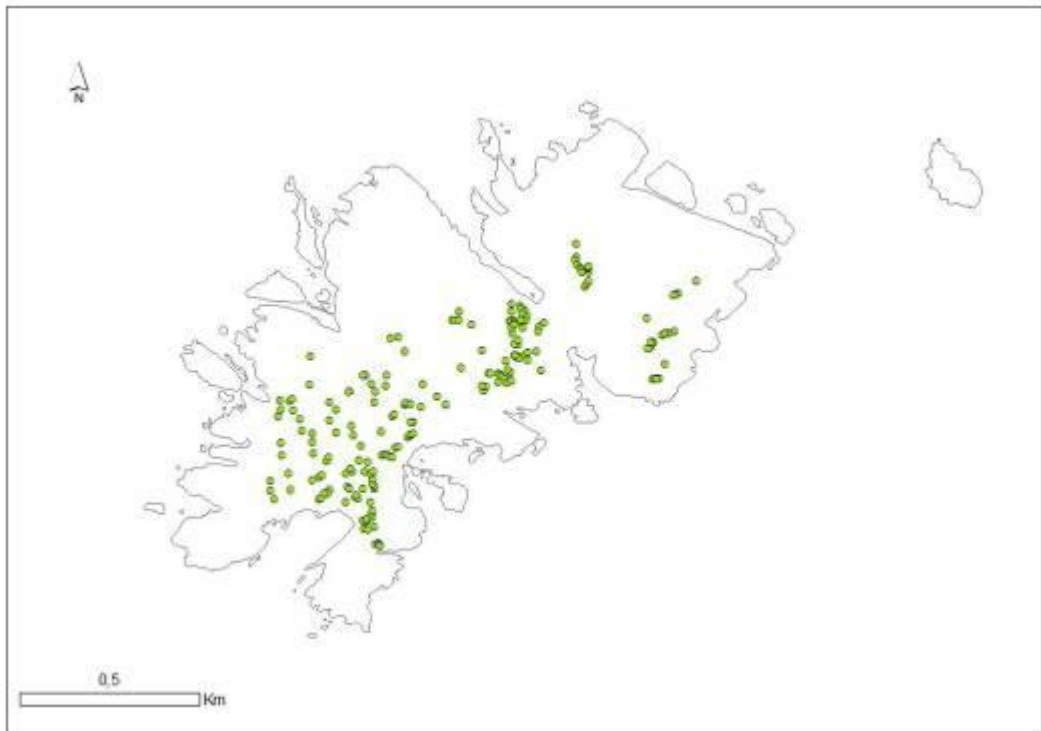


Figura 7_Mapa de distribuição dos núcleos de pulcária-das-berlengas registados ao longo dos transectos lineares.

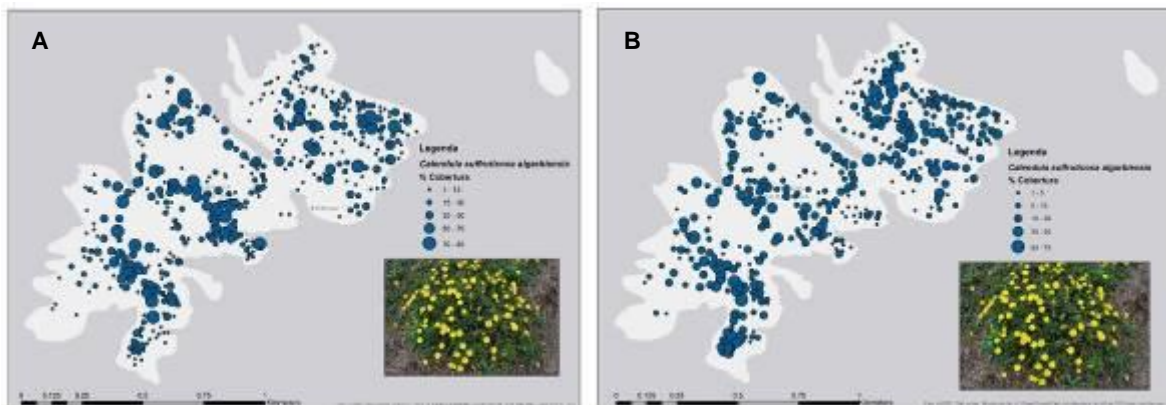


Figura 8_Mapa de distribuição da erva-vaqueira-ibérica e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se uma diminuição de 143,28 m² na área de cobertura da erva-vaqueira-ibérica (passando de 448,6 m² a 305,32 m²), tendo sido detetada em 435 pontos de amostragem em ambos os anos. A percentagem máxima de cobertura foi de 93% em 2016 e 75% em 2018.

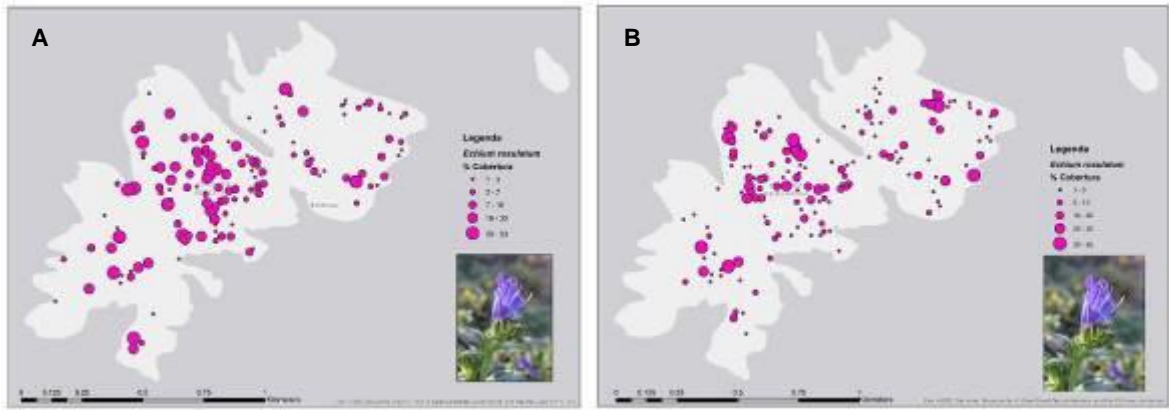


Figura 9_Mapa de distribuição da viboreira e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Embora a viboreira tenha sido detetada em maior número de pontos em 2018 (140 pontos em 2016 e 152 pontos em 2018), verifica-se uma diminuição ligeira de $0,72 \text{ m}^2$ na área de cobertura (passando de $67,04 \text{ m}^2$ a $66,32 \text{ m}^2$). A percentagem máxima de cobertura foi de 50% em 2016 e 55% em 2018.

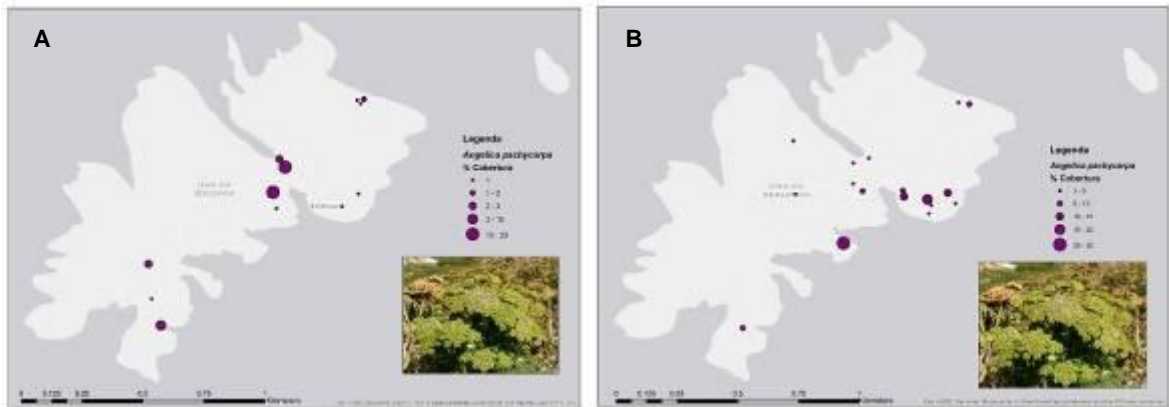


Figura 10_Mapa de distribuição da angélica e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se um aumento de $2,68 \text{ m}^2$ na área de cobertura da angélica (passando de $2,76 \text{ m}^2$ a $5,44 \text{ m}^2$), tendo sido detetada em 12 pontos em 2016 e em 17 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 20% em 2016 e 30% em 2018.

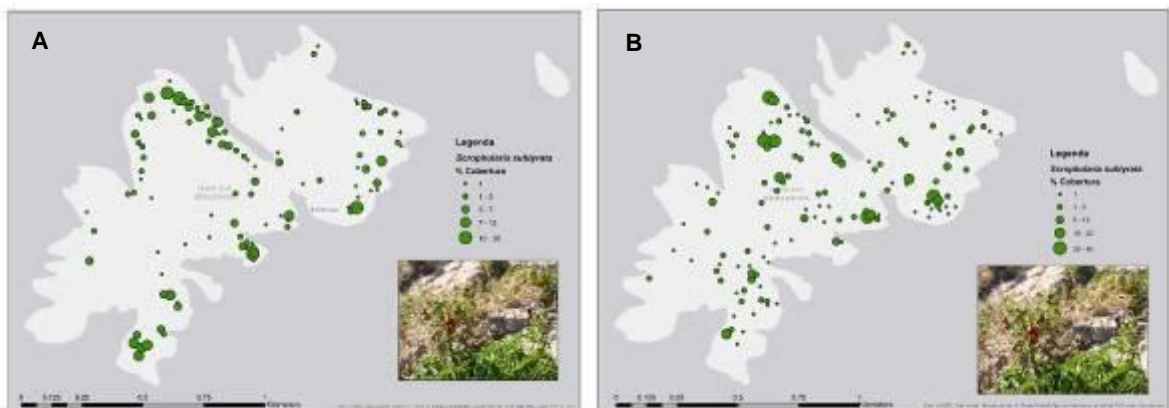


Figura 11_Mapa de distribuição da escrofulária e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se um aumento de 5 m² na área de cobertura da escrofulária (passando de 17,8 m² a 22,8 m²), tendo sido detetada em 109 pontos em 2016 e em 137 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 28% em 2016 e 40% em 2018.

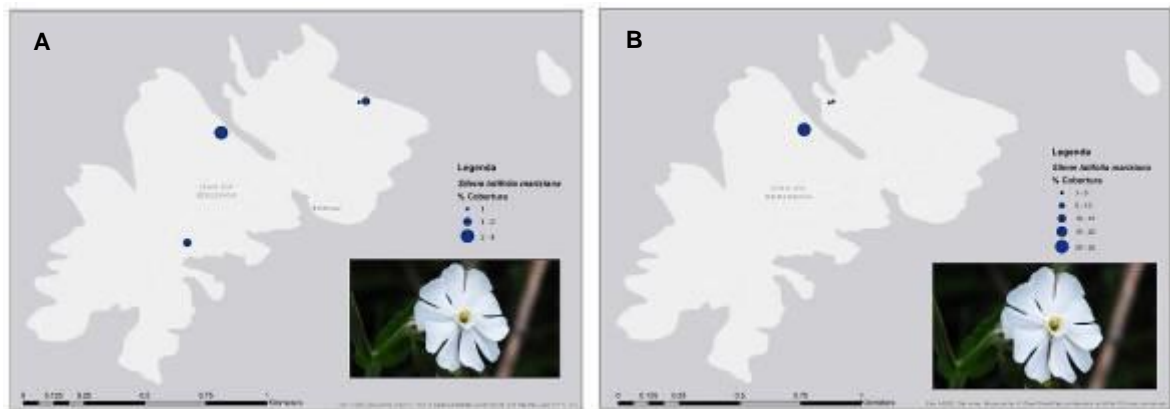


Figura 12_Mapa de distribuição dos assobios e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Embora em 2018 tenha sido detetada em menos 1 ponto (4 para 3), verifica-se um ligeiro aumento de 0,92 m² na área de cobertura dos assobios (passando de 0,36 m² a 1,28 m²). A percentagem máxima de cobertura também aumentou de 4% em 2016 para 25% em 2018.

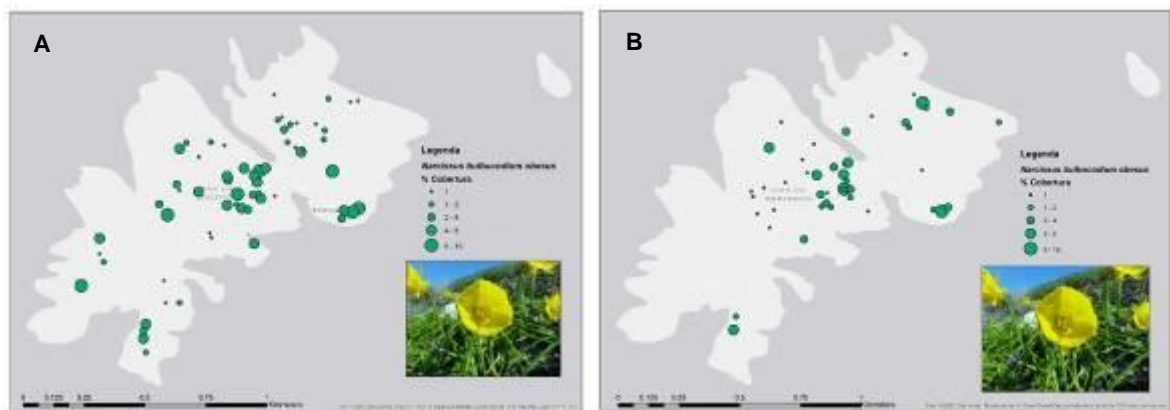


Figura 13_Mapa de distribuição das campainhas-amarelas e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se uma diminuição de 4,52 m² na área de cobertura das campainhas-amarelas (passando de 9,28 m² a 4,76 m²), tendo sido detetada em 61 pontos de amostragem em 2016 e em 46 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 15% em 2016 e 10% em 2018.

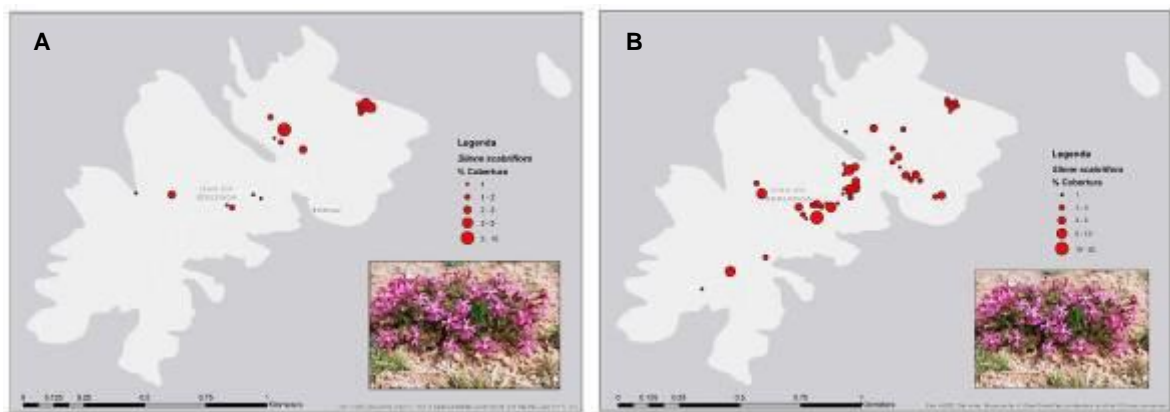


Figura 14_Mapa de distribuição da silene-rosa e respetiva percentagem de cobertura. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se um aumento de $5,24 \text{ m}^2$ na área de cobertura da silene-rosa (passando de $1,8 \text{ m}^2$ a $7,04 \text{ m}^2$), tendo sido detetada em 16 pontos em 2016 e em 45 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 10% em 2016 e 20% em 2018.

Globalmente verifica-se uma diminuição de $4,16 \text{ m}^2$ na cobertura ocupada pelas 3 espécies endémicas das Berlengas (passando de $13,56 \text{ m}^2$ a $9,4 \text{ m}^2$), tendo sido detetadas em 55 pontos de amostragem em 2016 e em 37 pontos em 2018. Apesar desta diminuição, a percentagem máxima de cobertura foi superior em 2018 para a arméria-das-berlengas e para a pulicária-das-berlengas. Também se verifica uma diminuição de $135,4 \text{ m}^2$, na cobertura ocupada pelas 5 espécies endémicas de Portugal Continental e da Península Ibérica (passando de $536,56 \text{ m}^2$ a $401,16 \text{ m}^2$). Apesar desta diminuição, estas espécies foram detetadas em mais pontos de amostragem em 2018 (700 pontos em 2016 e 744 pontos em 2018). A percentagem máxima de cobertura foi de 93% no ano de 2016, e de 75% em 2018 (correspondendo, em ambos os anos à erva-vaqueira-ibérica).

De entre as espécies autóctones, é de destacar o significativo aumento verificado no grupo das gramíneas. A expansão verificada foi de $243,8 \text{ m}^2$ (passando de $77,96 \text{ m}^2$ a $321,76 \text{ m}^2$), tendo sido detetadas em mais 154 pontos de amostragem (305 pontos em 2016 e 459 pontos em 2018). A percentagem máxima de cobertura verificada nos quadrados foi semelhante em ambos os anos (84% em 2016 e 86% em 2018; Figura 15).

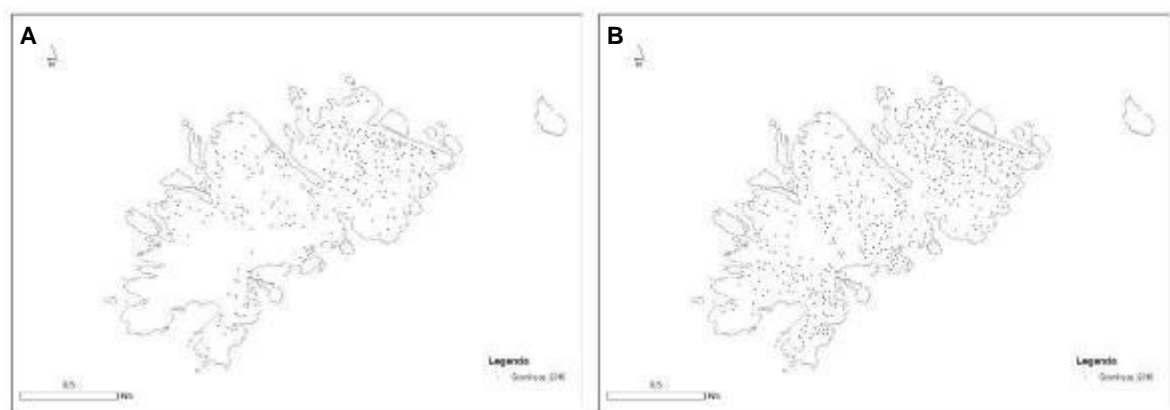


Figura 15_Mapa de distribuição das gramíneas. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

3.2 Variação na cobertura de vegetação exótica

De entre as novas espécies identificadas em 2018, destacam-se a presença de duas novas espécies exóticas de carácter invasor, a figueira-do-inferno e o rícino.

Do total de espécies detetadas nos dois anos, foram identificadas 14 espécies exóticas (Tabela 1) nomeadamente agave, erva-gorda, chorão, avoadinha, mastruço *Coronopus didymus*, botão-de-água

Cotula australis, cotula, figueira-do-inferno, figueira *Ficus carica*, barrilha *Mesembryanthemum crystallinum*, trevo-azevedo, papoila *Papaver somniferum*, rícino e espinafre-da-nova-zelândia *Tetragonia tetragonoides*. Destas, 8 apresentam carácter invasor, nomeadamente agave, erva-gorda, chorão, avoadinha, cotula, figueira-do-inferno, trevo-azedo, rícino (Marchante *et al.* 2008). De salientar que em 2016 a figueira e a papoila não foram detetadas nas áreas de amostragem, mas sim noutras zonas da ilha, e em 2018 a figueira continuou sem ser detetada nas áreas de amostragem, embora continue presente na ilha. Outras espécies detetadas no inventário de Tauleigne Gomes *et al.* (2004) também poderão continuar presentes na ilha, não tendo sido registadas nos pontos de contagem.

Tabela 1_Lista de espécies exóticas registadas na Berlenga em 2016 e em 2018. Assinaladas as espécies com carácter invasor.

Nome comum	Nome científico	2016	2018	Carácter invasor
Agave	<i>Agave americana</i>	X	X	X
Erva-gorda	<i>Arctotheca calêndula</i>	X	X	X
Chorão	<i>Carpobrotus edulis</i>	X	X	X
Avoadinha	<i>Conyza canadensis</i>	X	X	X
Mastruço	<i>Coronopus didymus</i>	X	X	
Botão-de-água	<i>Cotula australis</i>	X	X	
Cotula	<i>Cotula coronopifolia</i>	X	X	X
Figueira-do-inferno	<i>Datura stramonium</i>		X	X
Figueira	<i>Ficus carica</i>	X	X	
Barrilha	<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	X	X	
Trevo-azedo	<i>Oxalis pes-caprae</i>	X	X	X
Papoila	<i>Papaver somniferum</i>	X	X	
Rícino	<i>Ricinus communis</i>		X	X
Espinafre-de-nova-zelândia	<i>Tetragonia tetragonoides</i>	X	X	

A figura 16 apresenta a distribuição global das espécies exóticas em 2016 e em 2018.



Figura 16_Mapa de distribuição global das espécies exóticas. A – ano de 2016, B – ano de 2018.

Verifica-se uma diminuição de 75,96 m² na cobertura ocupada por todas as espécies exóticas (passando de 98,4 m² a 22,44 m²), tendo sido detetadas em 111 pontos de amostragem em 2016 e em 99 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura registada em 2016 foi de 100% (que corresponde ao chorão), e em 2019 foi de 67% (que corresponde à erva-gorda).

É certo que os trabalhos de remoção de chorão condicionam estes resultados pelo que se avaliou a variação na cobertura das espécies exóticas, sem considerar o chorão. Desta forma, também se verifica uma diminuição de 6,36 m² na cobertura ocupada por todas as espécies exóticas (passando

de 24,56 m² a 18,2 m²), embora tenham sido detetadas em número semelhante de pontos (73 em 2016 e 74 em 2018). Em 2016, a percentagem máxima de cobertura foi de 52% (que corresponde à barrilha), e em 2018, tal como referido anteriormente, foi de 67% (que corresponde à erva-gorda).

Após o chorão, a barrilha é a espécie exótica com maior distribuição na ilha. Embora tenha sido detetada em mais dois pontos do que em 2016 (50 pontos para 52), de 2016 para 2018 verificou-se uma diminuição de 9,8 m² na sua área de cobertura (passando de 20,96 m² a 11,16 m²). A sua percentagem máxima de cobertura foi de 52% em 2016 e de 28% em 2018.

Pelo contrário, e excluindo o chorão, verifica-se um aumento de 5,44 m² na cobertura das espécies exóticas com carácter invasor (passando de 0,84 m² a 6,28 m²), tendo sido detetadas em 6 pontos em 2016 e em 11 pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura em 2016 foi de 5% (que corresponde à agave) e de 67% em 2018 (erva-gorda).

A erva-gorda foi a espécie que mais aumentou a sua distribuição, com um aumento de 5,2 m² na área de cobertura (passando de 0,12 m² a 5,32 m²), tendo sido detetada em apenas um ponto em 2016 e em quatro pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de apenas 3% em 2016 mas de 67% em 2018. Também se verifica um ligeiro aumento de 0,84 m² na área de cobertura da avoadinha (passando de 0,04 m² a 0,88 m²), tendo sido detetada num ponto em 2016 e em cinco pontos em 2018. A percentagem máxima de cobertura foi de 1% em 2016 e 12% em 2018.

3.3 Cálculo de abundância de lagartixa-das-berlengas

No total das três visitas realizadas em setembro de 2016, por cada um dos três observadores aos nove transectos de contagem, foram contabilizados 2112 registos visuais de lagartixa-das-berlengas, dos quais 1245 corresponderam a animais não adultos e 867 a animais adultos. A média de registos visuais foi de 6.52 indivíduos por cada segmento de transecto de 50 m. A média de adultos foi 2.73 e de não adultos 3.79. As condições climatéricas durante o trabalho de campo foram favoráveis.

Em setembro de 2017, no total das três visitas realizadas, por cada um dos três observadores aos nove transectos de contagem foram contabilizados 2775 registos visuais de lagartixa-das-berlengas, dos quais 1312 corresponderam a animais não adultos e 1463 a animais adultos. A média de registos visuais foi de 8.56 indivíduos por cada segmento de transecto de 50 m. A média de adultos foi 4.52 e de não adultos 4.05. As condições climatéricas durante o trabalho de campo foram favoráveis.

No total das três visitas realizadas em setembro de 2018, por cada um dos três observadores aos nove transectos de contagem, foram contados 877 registos visuais de lagartixa-das-berlengas, dos quais 304 corresponderam a animais não adultos e 587 a animais adultos. A média de registos visuais foi de 2.71 indivíduos por cada segmento de transecto de 50 m. A média de adultos foi 1.81 e de não adultos 0.94. As condições climatéricas durante o trabalho de campo não foram favoráveis com temperaturas baixas e céu encoberto a maior parte do tempo.

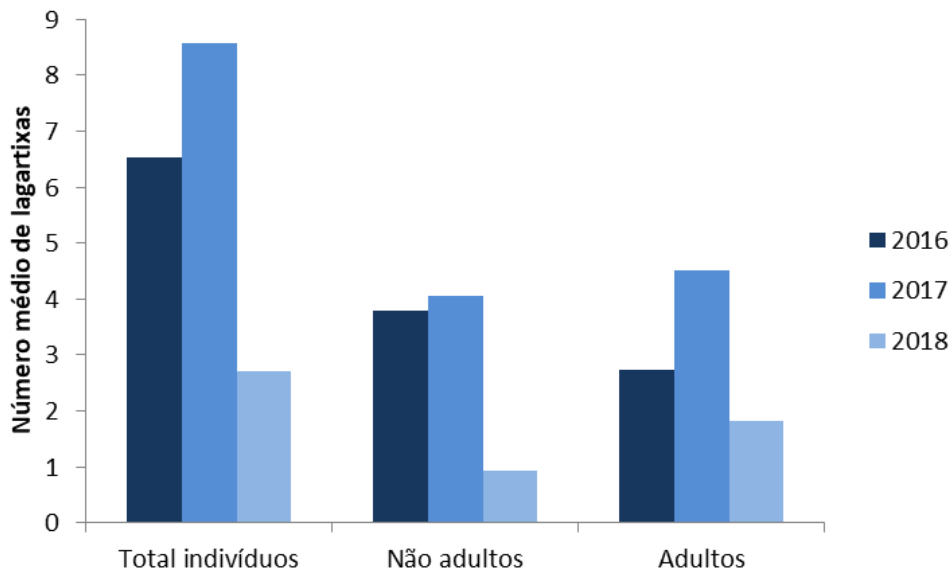


Figura 17_Número médio de lagartixas-das-berlengas contadas por cada 50 m de transecto, na fase pré-erradicação (2016) e fase pós-erradicação (2017 e 2018).

3.4 Monitorização da atividade do roque-de-castro

Entre a construção dos ninhos artificiais e até setembro de 2018 não foram registados quaisquer indícios da presença de roque-de-castro no interior dos ninhos. Em outubro de 2018 foram encontrados dois indivíduos no interior de um dos ninhos e em novembro do mesmo ano foi confirmada a nidificação de roque-de-castro na ilha da Berlenga. Nesta data foi encontrado um adulto com ovo num ninho e um adulto sozinho num segundo ninho artificial.

Em janeiro de 2019 foi encontrada uma cria no ninho, que abandonou a colónia com sucesso no final de fevereiro.



Figura 18_Cria de roque-de-castro nascida na ilha da Berlenga em janeiro de 2018.

3.5 Monitorização dos parâmetros reprodutores de cagarra

Apenas 2 anos após a remoção do rato-preto da ilha da Berlenga, o sucesso de eclosão registado nas duas sub-colónias monitorizadas aumentou substancialmente (Tabela 2). Já este aumento não foi tão explícito no que concerne o sucesso reprodutor.

Tabela 2_ Sucesso de eclosão e reprodutor de cagarra registados na ilha da Berlenga durante os períodos pré (2015 e 2016) e pós remoção de rato-preto (2017 e 2018). A amostra foi recolhida em todos os ninhos ocupados, naturais e artificiais, das sub-colónias do Melreu e do Furado.

	Ano	N ninhos monitorizados	Sucesso eclosão	Sucesso reprodutor
<i>Pré-remoção</i>	2015	107	0,78	0,75
	2016	141	0,87	0,85
<i>Pós-remoção</i>	2017	127	0,87	0,81
	2018	123	0,90	0,86

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As ilhas livres de espécies invasoras fornecem oportunidade para determinar os efeitos diretos e indiretos das espécies introduzidas e para restaurar os sistemas insulares. Por exemplo, alguns estudos em ilhas das quais os ratos-do-pacífico *Rattus exulans* foram removidos, indicam efeitos diretos generalizados enquanto os ratos estavam presentes. Estes efeitos incluíam ausência de recrutamento de algumas plantas (Campbell & Atkinson, 1999), diversidade reduzida e abundância de invertebrados (Atkinson & Towns, 2001), reduzida frequência de captura, abundância e diversidade de lagartixas (Towns, 1996) e reduzida produtividade de pequenas aves marinhas (e.g. Pierce, 1998).

Em alguns casos em que foi possível remover os predadores invasores de ilhas, a recuperação de espécies nativas foi mais lenta do que o previsto ou, no caso da recolonização de aves marinhas, por vezes nem chegou a ocorrer. Por exemplo, nem a alma-de-mestre *Hydrobates pelagicus* nem o furabucho-do-atlântico *Puffinus puffinus* regressaram a Ailsa Craig, que está livre de ratos há mais de 15 anos (Thomas *et al.*, 2017). As possíveis razões para esta situação ainda não são totalmente compreendidas, mas dados recentes sugerem que a distância a que se encontram populações adequadas é o fator mais importante que influencia a recolonização natural de ilhas por aves marinhas (Buxton *et al.*, 2014), embora os fatores geográficos ou climáticos também possam desempenhar um papel importante na adequação de uma ilha para algumas espécies particulares (Thomas *et al.*, 2017).

No caso da vegetação da ilha da Berlenga, foi registado um claro aumento na cobertura das espécies de gramíneas. As gramíneas são espécies de rápida expansão, sendo denominadas pioneiras e como tal as primeiras a recuperarem após a remoção de um elemento perturbador, como era o caso do rato-preto e do coelho. Por outro lado, estas espécies florísticas também seriam especialmente afetadas pela herbivoria dos mamíferos invasores, nomeadamente pelo rato-preto (Nascimento *et al.* 2019). Gradualmente espera-se que estas espécies sejam substituídas por outras espécies até que as condições ambientais cheguem ao climax ecológico. As restantes espécies autóctones da Berlenga, especialmente as espécies endémicas deverão levar mais tempo para recuperar o estado natural e assim atingir uma cobertura equilibrada,

Tal como em 2016, no inventário efetuado em 2018 foram detetadas menos espécies que Tauleigne Gomes *et al.* (2004). O facto de ambos os inventários efetuados no âmbito do LIFE Berlengas não terem sido efetuados por botânicos, e de algumas espécies florirem mais tardiamente e outras mais cedo, dificultou a deteção e identificação de alguns *taxa*.

De acordo com Tauleigne Gomes *et al.* (2004), a maioria das espécies são anuais pelo que se verifica um maior número de espécies nos meses de primavera (abril a junho). Por esta razão, e considerando que os dados obtidos em 2016 não apresentavam a verdadeira distribuição da pulicária-das-berlengas, por esta ter o pico de floração em junho e julho, em 2018 os trabalhos foram efetuados num período mais curto, entre abril e junho. No entanto, apesar desta alteração voltou-se a verificar que esta metodologia e o período de inventariação não é o mais correto para mapear a pulicária-das-berlengas. Apesar de em 2018 se ter verificado um ligeiro aumento na área de cobertura da pulicária-das-berlengas e a percentagem máxima de cobertura registada também ter sido superior, o mapeamento dirigido à pulicária-das-berlengas revelou que a espécie tem uma distribuição muito superior e confirmou que esta espécie não pode ser mapeada utilizando a mesma metodologia que para as restantes espécies.

Esta alteração no período de mapeamento, mais tardio que em 2016, teve consequência no número de registos de campainhas-amarelas. Esta espécie floresce no início do ano, janeiro a março (Flora-on, 2014) e por isso no período em que foi feita a inventariação, a maior parte dos indivíduos já estavam secos, sendo a sua deteção mais difícil. É provável que a diminuição de 4,52 m² e a redução da percentagem máxima de cobertura de 15 para 10 tenha sido provocada pelos fatores atrás referidos.

Tal como verificado em 2016, as espécies com maior distribuição na ilha foram a erva-vaqueira, a viboreira e a escrofulária que se deve ao facto destas espécies beneficiarem da nitrificação do solo pelos dejetos das abundantes gaivotas-de-patas-amarelas que se reproduzem nas Berlengas. A acentuada diminuição da área de cobertura da erva-vaqueira-ibérica pode estar relacionada com a expansão de outras espécies nomeadamente as gramíneas, silene-rosa e até mesmo da escrofulária, ou com as variações anuais naturais que estão dependentes das condições climáticas, nomeadamente da pluviosidade e da humidade. Após a retirada do chorão, a escrofulária é das primeiras plantas a colonizar a área (*observ. pess.*) e esta parece estar a beneficiar do controlo efetuado a esta espécie invasora. Ao comparar a distribuição da escrofulária entre ambos os anos, verifica-se maior presença da espécie nas áreas junto ao Bairro dos Pescadores, Flandres e Cavalete.

Da mesma forma, também se verifica que a angélica está a beneficiar com a retirada do chorão pois a sua área de distribuição aumentou em especial na área junto ao Bairro dos Pescadores e Cavalete, locais anteriormente totalmente ocupados por chorão.

De salientar que, tal como em 2016, a linária não foi detetada e os assobios foram registados em poucos locais e com uma percentagem de cobertura reduzida. Apesar de ambas as espécies florirem entre abril e maio (Flora-on, 2014), a ausência de registos poderá dever-se a alguma dificuldade na identificação de ambas os taxa ou ser uma indicação da regressão das espécies na ilha.

O facto de os espécimes de herniária-das-berlengas apresentarem um reduzido tamanho e uma flor pouco exuberante torna muito difícil a sua deteção. Os dados de 2018 indicam uma acentuada regressão na ilha, mas acreditamos que esta resulta da dificuldade na identificação da espécie. Tal como efetuado para a pulicária-das-berlengas, esta espécie deve ser alvo de um mapeamento dirigido.

Das 8 espécies de carácter invasor identificadas, além da contínua atenção que deve ser dada ao controlo de chorão, deveria ser dada especial atenção à erva-gorda que aumentou a sua área de cobertura em cerca de 5 m² e a percentagem máxima de cobertura em 64%. Perante os dados obtidos, seria importante definir um plano de remoção das espécies invasoras para toda a ilha. A proporção de espécies exóticas é elevada e pode prejudicar a futura conservação das espécies endémicas, e apesar da área de cobertura do chorão ter diminuído consideravelmente, houve espécies invasoras cuja distribuição aumentou. Por esta razão é importante definir espécies-alvo que deverão ser controladas ou removidas da ilha, assim como locais de intervenção prioritária, pelo que este trabalho de monitorização da vegetação deve ser mantido no futuro e tomadas as medidas necessárias para conservação das espécies nativas.

Relativamente às lagartixas, registou-se um aumento de observações entre 2016 e 2017 e uma diminuição entre 2017 e 2018, que poderá ser explicada pelas condições climáticas desfavoráveis para a observação de répteis em 2018. Apesar do aumento observado entre os dois primeiros anos poder estar relacionado com a remoção dos mamíferos invasores, não se pode descartar a possibilidade da variação observada ser fruto de processos estocásticos inerentes à dinâmica de populações. O que foi consistentemente observado foi uma diminuição do rácio entre não adultos e adultos (1,39 em 2016, 0,90 em 2017 e 0,52 em 2018). Para perceber qual foi o impacto da campanha de restauro da ilha nas populações de lagartixa-das-berlengas será necessário continuar, nos próximos anos, com a monitorização em curso.

Esta foi a primeira vez, desde que há registos, que um roque-de-castro nidificou na ilha da Berlenga. A confirmação da reprodução desta ave marinha ameaçada é prova do sucesso dos trabalhos de conservação desenvolvidos na ilha durante os 5 anos do projeto. Por outro lado, também a cagarra, uma espécie bastante mais abundante e com uma distribuição mais alargada ao longo de todo o arquipélago, beneficiou das intervenções efetuadas, nomeadamente a remoção dos mamíferos introduzidos. Embora em apenas dois anos já se verifiquem diferenças nos valores de sucesso reprodutor da cagarra, os valores atuais são bastante superiores aos valores registados nas últimas décadas: 0,53 em 1987 (Granadeiro, 1991); 0,24 em 2002 (Lecoq, 2003) e 0,60 em 2010 (Lecoq

2010). Com certeza o aumento do sucesso reprodutor irá se refletir no crescimento da população pelo que a monitorização da colónia deve ser mantida ao longo dos próximos anos e os censos globais deverão ser efetuados regularmente.

Tal como nas ilhas subantárticas Enderby e Rose (Torr, 2002) em que as alterações no ecossistema foram óbvias quase imediatamente após a remoção dos coelhos, também na Berlenga a recuperação foi notada logo no ano seguinte à remoção dos mamíferos invasores. Muitas das plantas apetecíveis que sofreram com a pressão dos ratos (Nascimento *et al.*, 2019) e coelhos, mostram sinais espetaculares de recuperação. Por exemplo, as campainhas-amarelas que apresentavam núcleos localizados, já apresentam grandes manchas em distintas partes da ilha, e as dedaleiras que não eram registadas na Berlenga há alguns anos, podem agora ser facilmente encontradas.

Diversas espécies de insetos, as lagartixas-das-berlengas e espécies de aves já beneficiaram ou provavelmente beneficiarão da ausência dos ratos e dos coelhos na ilha da Berlenga. Embora seja aceite que os habitats modificados podem não retornar à sua condição original, após as espécies introduzidas terem sido removidas, espera-se que a Berlenga atinja uma condição que se assemelhe. Para tal, podem ser necessários mais de 50 a 100 anos e exigir uma gestão cuidada de algumas espécies de plantas invasoras (Torr, 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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.

Atkinson, I. A. E. & Towns, D. R. (2001). Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: Pacific rat. Journal of the Royal Society of New Zealand 31: 99-109.

Buxton, R. T., Jones, C., Moller, H. & Towns, D. R. (2014). Drivers of Seabird Population Recovery on New Zealand Islands after Predator Eradication. Conservation Biology 28:333–344.

Campbell, J. D. & Atkinson, I. A. E. (1999). Effects of kiore (*Rattus exulans*) on recruitment of indigenous coastal trees on northern offshore islands of New Zealand. Journal of the Royal Society of New Zealand 29: 265-290.

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

Fagundes, A. I., Oliveira, N., Tejada-Baena, C. & Andrade, J. (2016). Mapeamento e caracterização base das plantas exóticas invasoras da ilha da Berlenga, e preparação do plano de erradicação. Relatório Final da ação A5, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

Fagundes, A. I., Filipe, A., Oliveira, N. & Andrade, J. (2018). Controlo e erradicação de plantas exóticas invasoras. Relatório da Ação C5, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

Fagundes, A. I., Geraldés, P., Oliveira, N. & Andrade, J. (2019). Controlo de mamíferos invasores: Metodologias e boas práticas. Relatório da Ação C3 do Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).

Flora-On: Flora de Portugal Interactiva. (2014). Sociedade Portuguesa de Botânica. www.flora-on.pt. Consulta efetuada em 06/12/2018.

Global Invasive Species Database. (2019). Species profile: *Oryctolagus cuniculus*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Oryctolagus+cuniculus> on 07-06-2019.

Granadeiro, J. P. (1991). The breeding biology of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal 13:30–39.

Lecoq, M. (2003). Censo das populações de aves marinhas nidificantes no Arquipélago da Berlenga em 2002: *Calonectris diomedea*, *Phalacrocorax aristotelis* e *Uria aalge*. Lisboa.

Lecoq, M. (2010). Censo da População Reprodutora da Cagarra na Ilha da Berlenga em 2010. Relatório da Acção A – Actividade 2. Projecto FAME. Lisboa.

Listavermelha-flora.pt. (2019). Lista Vermelha da Flora de Portugal Continental. Acedido em 07/06/2019.

Marchante, E., Freitas, H. & Marchante, H. (2008). Guia Prático para a Identificação de Plantas Invasoras em Portugal Continental. Imprensa da Universidade de Coimbra. Coimbra. 183pp.

Nascimento, T., Oliveira, N., Fagundes, A. I., Tejada-Baena, C., Luís, A. (2019). Diet selection of introduced black rats *Rattus rattus* L. in relation to plant availability on Berlenga Island, Portugal. *Ecologia mediterranea*, Vol. 45.

Pierce, R. J. (1998). The impact of kiore *Rattus exulans* on two small seabird species on New Zealand islands. *In* Adams, N. J. & Slotow, R. H. (eds.). Proceedings of the 22nd International Ornithological Congress, Durban. *Ostrich* 69: 446 (Abstract).

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. 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.

Tauleigne Gomes, C., Draper, D., Marques, I. & Rosselló-Graell. (2004). Flora e Vegetação do Arquipélago das Berlengas. Componente Vegetal do Plano de Ordenamento das Reserva Natural das Berlengas. Não publicado.

Thomas, S., Varham, K. & Harvey, S. (2017). Current Recommended Procedures for UK (bait station) rodent eradication projects. (version 4.0). Royal Society for the Protection of Birds. Sandy, Bedfordshire.

Towns, D. R. (1996). Changes in habitat use by lizards on a New Zealand island following removal of the introduced Pacific rat *Rattus exulans*. *Pacific Conservation Biology* 2: 286-292.

Towns, D. R., Atkinson, I. A. E. & Daugherty, C. H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biological invasions* 8(4): 863-891.

Torr, N. (2002). Eradication of rabbits and mice from subantarctic Enderby and Rose Islands. *In* Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the Tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. Pp 319-328. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

ANEXOS

Anexo A1. Listagem de espécies detectadas nos anos 2016 e 2018. A negrito as espécies classificadas como Em Perigo.

Espécie	Estatuto	2016	2018
<i>Agave americana</i>	exótica	X	X
<i>Allium ampeloprasum</i>	autóctone	X	X
<i>Anagallis arvensis</i>	autóctone	X	X
<i>Anagallis monelli</i>	autóctone	X	X
<i>Anchusa undulata</i>	autóctone	X	X
<i>Andryala integrifolia</i>	autóctone	X	X
<i>Angelica pachycarpa</i>	Endémica Península Iberica	X	X
<i>Arctotheca calendula</i>	exótica	X	X
<i>Arisarum simorrhinum</i>	autóctone	X	X
<i>Armeria berlangensis</i>	Endémica Berlenga	X	X
<i>Astragalus pelecinus</i>	autóctone	X	X
<i>Atriplex prostrata</i>	autóctone	X	X
<i>Beta maritima</i>	autóctone	X	X
<i>Calendula suffruticosa subsp. algarbiensis</i>	Endémica Península Iberica	X	X
<i>Carduus tenuiflorus</i>	autóctone	X	X
<i>Carlina corymbosa</i>	autóctone	X	X
<i>Carpobrotus edulis</i>	exótica	X	X
<i>Cerastium glomeratum</i>	autóctone		X
<i>Chenopodium murale</i>	autóctone	X	X
<i>Cochlearia danica</i>	autóctone	X	X
<i>Conyza canadensis</i>	exótica	X	X
<i>Coronopus didymus</i>	exótica	X	X
<i>Cotula australis</i>	exótica	X	X
<i>Cotula coronopifolia</i>	exótica	X	X
<i>Crassula tillaea</i>	autóctone		X
<i>Crepis capillaris</i>	autóctone		X
<i>Crithmum maritimum</i>	autóctone	X	X
<i>Cuscuta epithymum</i>	autóctone	X	
<i>Datura stramonium</i>	exótica		X
<i>Digitalis purpurea</i>	autóctone		X
<i>Echium rosulatum</i>	Endémica Portugal Continental	X	X
<i>Erodium cicutarium</i>	autóctone	X	X
<i>Euphorbia portlandica</i>	autóctone		X
<i>Evax pygmaea</i>	autóctone		X
<i>Ficus carica</i>	exótica	X	X
<i>Frankenia laevis</i>	autóctone	X	X
<i>Geranium molle</i>	autóctone	X	X
<i>Herniaria berlangiana</i>	Endémica Berlenga	X	X
<i>Lavatera arborea</i>	autóctone	X	X
<i>Lavatera cretica</i>	autóctone	X	X
<i>Leontodon taraxacoides</i>	autóctone	X	X
<i>Linaria spartea</i>	autóctone	X	X
<i>Lobularia maritima</i>	autóctone	X	X
<i>Lotus subbiflorus</i>	autóctone		X
<i>Medicago polymorpha</i>	autóctone	X	X
<i>Melilotus indicus</i>	autóctone		X

Espécie	Estatuto	2016	2018
<i>Mercurialis ambigua</i>	autóctone	X	X
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	exótica	X	X
<i>Montia fontana subsp. amporitana</i>	autóctone	X	X
<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	Endémica Península Iberica e Marrocos	X	X
<i>Ornithopus pinnatus</i>	autóctone		X
<i>Orobanche amethystea</i>	autóctone	X	X
<i>Oxalis pes-caprae</i>	exótica	X	X
<i>Papaver somniferum</i>	exótica	X	X
<i>Parietaria judaica</i>	autóctone	X	X
<i>Plantago coronopus</i>	autóctone	X	X
<i>Polycarpon alsinifolium</i>	autóctone	X	X
<i>Pteridium aquilinum</i>	autóctone	X	X
<i>Pulicaria microcephala</i>	Endémica Berlenga	X	X
<i>Ricinus communis</i>	exótica		X
<i>Romulea bulbocodium subsp. bulbocodium</i>	autóctone	X	X
<i>Rumex bucephalophorus subsp. gallicus</i>	autóctone	X	X
<i>Sagina maritima</i>	autóctone	X	X
<i>Scrophularia sublyrata</i>	Endémica Portugal Continental	X	X
<i>Sedum andegavense</i>	autóctone		X
<i>Senecio gallicus</i>	autóctone	X	X
<i>Silene latifolia</i>	Endémica Península Iberica	X	X
<i>Silene scabriflora</i>	Endémica Península Iberica e Marrocos	X	X
<i>Silene uniflora</i>	autóctone		X
<i>Solanum nigrum</i>	autóctone		X
<i>Sonchus oleraceus</i>	autóctone	X	X
<i>Sonchus tenerrimus</i>	autóctone	X	X
<i>Spergula arvensis</i>	autóctone	X	X
<i>Spergularia rupicola</i>	autóctone	X	X
<i>Stellaria media</i>	autóctone	X	X
<i>Suaeda vera</i>	autóctone	X	X
<i>Tetragonia tetragonoides</i>	exótica	X	X
<i>Thapsia villosa</i>	autóctone	X	X
<i>Torilis nodosa</i>	autóctone		X
<i>Trifolium campestre</i>	autóctone		X
<i>Trifolium glomeratum</i>	autóctone		X
<i>Trifolium suffocatum</i>	autóctone		X
<i>Umbilicus rupestris</i>	autóctone	X	X
<i>Urtica membranacea</i>	autóctone	X	X
<i>Vicia angustifolia</i>	autóctone		X

Anexo A2. Frequência de ocorrência (FO) e área de cobertura de cada espécie nos quadrados amostrados, nos anos 2016 e 2018.

Família	Espécie	2016		2018	
		FO (n=561)	Área Cobertura (m ²)	FO (n=550)	Área Cobertura (m ²)
Aizoaceae	<i>Carpobrotus edulis</i>	6,77	73,84	4,54	4,24
	<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>	8,91	20,96	9,45	11,16
	<i>Tetragonia tetragonoides</i>	1,42	1,80	0,18	0,16
Amaranthaceae	<i>Atriplex prostrata</i>	23,17	23,48	33,82	21,84
	<i>Beta maritima</i>	0,71	0,16	2,72	4,44
	<i>Chenopodium murale</i>	6,59	7,40	20,18	24,48
	<i>Suaeda vera</i>	7,83	25,92	7,09	27,96
Amaryllidaceae	<i>Allium ampeloprasum</i>	0,53	1,32	0,18	0,40
	<i>Narcissus bulbocodium subsp. obesus</i>	10,86	9,28	8,35	4,76
Apiaceae	<i>Crithmum maritimum</i>	2,31	3,68	2,54	3,56
	<i>Thapsia villosa</i>	10,33	19,92	6,36	16,36
	<i>Torilis nodosa</i>	0,53	0,20	0,18	0,12
Araceae	<i>Arisarum simorrhinum</i>	9,80	11,56	6,18	6,20
Asparagaceae	<i>Agave americana</i>	0,36	0,40		
Asteraceae	<i>Arctotheca calendula</i>	0,18	0,12	0,72	5,32
	<i>Calendula suffruticosa subsp. algarbiensis</i>	77,54	448,60	79,09	305,32
	<i>Carduus tenuiflorus</i>	1,42	2,96	1,27	0,80
	<i>Carlina corymbosa</i>	0,53	1,92	0,72	1,92
	<i>Conyza canadensis</i>	0,18	0,04	0,91	0,88
	<i>Cotula australis</i>	0,53	0,56	0,18	0,04
	<i>Cotula coronopifolia</i>	0,18	0,12	0,18	0,04
	<i>Crepis capillaris</i>			0,18	0,08
	<i>Evax pygmae</i>			0,91	1,24
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	0,89	0,40	1,81	0,92
	<i>Pulicaria microcephala</i>	3,21	2,36	1,81	3,68
	<i>Senecio gallicus</i>	8,91	12,56	12,90	16,08
	<i>Sonchus oleraceus</i>	1,24	0,96	6,00	2,56
	<i>Sonchus tenerrimus</i>	0,18	0,04	2,91	3,28
Boraginaceae	<i>Anchusa undulata</i>	2,13	1,92	0,72	0,44
	<i>Echium rosulatum</i>	24,95	67,04	27,63	66,32
Brassicaceae	<i>Cochlearia danica</i>	1,78	2,04	1,09	0,48
	<i>Coronopus didymus</i>	1,07	0,40	0,54	0,12
	<i>Lobularia maritima subsp. maritima</i>	47,41	137,72	64,73	208,76
Caryophyllaceae	<i>Herniaria berlingiana</i>	3,03	4,12	1,81	0,72

Família	Espécie	2016		2018	
		FO (n=561)	Área Cobertura (m ²)	FO (n=550)	Área Cobertura (m ²)
Caryophyllaceae	<i>Polycarpon alsinifolium</i>	7,83	3,68	10,18	4,76
	<i>Sagina maritima</i>	0,36	0,08	0,54	0,20
	<i>Silene latifolia</i>	0,71	0,36	0,54	1,28
	<i>Silene scabriflora</i>	2,85	1,80	8,17	7,04
	<i>Silene uniflora</i>			0,36	0,48
	<i>Spergula arvensis</i>	1,07	0,40	0,54	0,24
	<i>Spergularia rupicola</i>	16,39	14,04	31,45	33,88
	<i>Stellaria media</i>	0,18	0,12	0,18	0,04
	<i>Cerastium glomeratum</i>			0,36	0,08
Compositae	<i>Andryala integrifolia</i>	0,53	0,28	1,63	3,16
Convolvulaceae	<i>Cuscuta epithymum</i>	0,18	0,04		
Crassulaceae	<i>Crassula tillaea</i>			0,18	0,04
	<i>Sedum andegavense</i>			0,18	0,04
	<i>Umbilicus rupestris</i>	6,24	3,08	8,17	3,68
Dennstaedtiaceae	<i>Pteridium aquilinum</i>	1,95	11,16	4,54	38,64
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia portlandica</i>			1,27	0,40
	<i>Mercurialis ambigua</i>	22,81	22,96	29,81	41,84
Fabaceae	<i>Astragalus pelecinus</i>	0,36	0,08	1,63	0,60
	<i>Lotus subiflorus</i>			0,18	0,04
	<i>Medicago polymorpha</i>	1,24	0,68	0,54	1,99
	<i>Melilotus indicus</i>			0,18	0,04
	<i>Ornithopus pinnatus</i>			0,54	0,16
	<i>Trifolium campestre</i>			0,91	0,48
	<i>Trifolium glomeratum</i>			0,18	0,60
	<i>Trifolium suffocatum</i>			0,36	0,12
	<i>Vicia angustifolia</i>			0,36	0,24
Frankeniaceae	<i>Frankenia laevis</i>	14,08	38,20	12,90	35,96
Geraniaceae	<i>Erodium cicutarium</i> <i>subsp. bipinnatum</i>	11,76	8,20	11,27	4,56
	<i>Geranium molle</i>	4,80	3,40	5,64	2,12
Poaceae	Gramineas	54,36	77,96	83,45	321,76
Iridaceae	<i>Romulea bulbocodium</i> <i>subsp. bulbocodium</i>	0,89	0,48	0,91	0,32
Malvaceae	<i>Lavatera arborea</i>	31,01	41,68	0,36	0,48
	<i>Lavatera cretica</i>	0,53	1,20	37,63	46,64
Orobanchaceae	<i>Orobanche</i> <i>amethystea</i>	2,31	0,80	18,18	8,52
Oxalidaceae	<i>Oxalis pes-caprae</i>	0,18	0,16	0,18	0,04
Papaveraceae	<i>Papaver somniferum</i>			0,91	0,40
Plantaginaceae	<i>Digitalis purpurea</i>			0,72	1,12
	<i>Linaria spartea</i>	1,78	1,28	12,72	15,4

Família	Espécie	2016		2018	
		FO (n=561)	Área Cobertura (m ²)	FO (n=550)	Área Cobertura (m ²)
Plantaginaceae	<i>Plantago coronopus</i>	16,75	21,60	16,72	29,24
Plumbaginaceae	<i>Armeria berlengensis</i>	3,56	7,08	3,09	4,99
Polygonaceae	<i>Rumex bucephalophorus subsp. gallicus</i>	2,85	1,96	4,36	3,68
Portulacaceae	<i>Montia fontana subsp. amporitana</i>	3,56	1,80	0,36	0,08
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i>	1,24	0,52	1,63	0,64
	<i>Anagallis monelli</i>	3,03	2,24	4,36	7,96
Scrophulariaceae	<i>Scrophularia sublyrata</i>	19,43	17,80	24,90	22,8
Solanaceae	<i>Datura stramonium</i>			0,18	0,04
	<i>Solanum nigrum</i>			1,63	1,6
Umbelliferae	<i>Angelica pachycarpa</i>	2,13	2,76	3,09	5,44
Urticaceae	<i>Parietaria judaica</i>	1,07	0,40	0,54	2,44
	<i>Urtica membranacea</i>	73,08	324,40	51,27	158,92
	Outra vegetação	26,56	71,76	6,91	4,84