



Relatório da Ação A7 do Projeto Life Berlengas. Caracterização do impacto da predação de aves marinhas por gaivota-de-patas-amarelas

Lisboa, fevereiro, 2017



| Cofinanciamento



fun**do** biodiversidade
Fundo para a Conservação
da Natureza e da Biodiversidade

Relatório da Ação A7 do Projeto Life Berlengas

Lisboa, fevereiro, 2017



© luis-ferreira.com

O Life Berlengas é coordenado pela Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves em parceria com o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas, a Câmara Municipal de Peniche e a 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 setembro de 2018 e é cofinanciado pela Comissão Europeia ao abrigo do programa LIFE+ e pelo Fundo para a Conservação da Natureza e da Biodiversidade.

| Coordenação



| 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 A7 do Projeto LIFE Berlengas. Caracterização do impacto da predação de aves marinhas por gaivota-de-patas-amarelas

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, 2017

Direção Nacional: Maria Clara Ferreira, José Manuel Monteiro, Michael Armelin, Vanda Santos Coutinho, José Paulo Oliveira Monteiro e Vítor Paiva.

Direção Executiva: Domingos Leitão

Coordenação do projeto: Joana Andrade

Coordenação técnica: Ana Isabel Fagundes e Nuno Oliveira

Agradecimentos: A todos os voluntários que colaboraram na visualização das fotos e vídeos recolhidos pelas câmaras fotográficas automáticas nomeadamente Cláudia Pereira, Claudia Pich, Emília Santos, Elisabete Silva, Irene Tolu, Isabelle Bellier, Jesus Martínez, Penélope Fialas e Ricardo Barrela.

Citações: Fagundes, A.I., N. Oliveira & J. Andrade. 2017. Caracterização do impacto da predação de aves marinhas por gaivota-de-patas-amarelas. Relatório Final da ação A7, Projeto LIFE+ Berlengas. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).



ÍNDICE

RESUMO/SUMMARY	5
1. NOTA INTRODUTÓRIA	6
1.1 Predação por Gaivotas	6
1.2 Predação por Ratos	6
1.3 Predação por outras espécies	7
1.4 O caso das Berlengas	7
2. METODOLOGIA	9
2.1 Área de estudo	9
2.2 Montagem do equipamento e monitorização dos ninhos	9
2.3 Análise de fotos e vídeos	10
3. RESULTADOS	11
3.1 Galheta	11
3.2 Cagarra	12
3.3 Roque-de-castro	14
3.4 Eventos de predação	15
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	16
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	18

RESUMO

A predação limita o sucesso reprodutivo de muitas aves marinhas coloniais e é um fator importante no declínio de várias espécies, sendo que as aves marinhas que nidificam em buracos no solo são bastante vulneráveis aos predadores. Existem numerosos predadores de aves marinhas, muitos dos quais invasores nas ilhas onde estão localizadas a maior parte das colónias de nidificação, tais como ratos, gatos, raposas, mustelídeos, entre outros. No entanto alguns predadores também são espécies nativas cujas populações cresceram descontroladamente como resultado de mudanças drásticas no habitat, como o caso gaivotas, aves terrestres, focas e reptéis.

Com recurso a armadilhas fotográficas *Bushnell Trophy Cam*, colocadas nas proximidades dos ninhos de galheta, cagarra e roque-de-castro, foi analisada a predação destas aves marinhas durante duas épocas de nidificação.

Verificou-se uma grande atividade de gaivotas junto dos ninhos das 3 aves marinhas, seguida do rato-preto na Berlenga e da lagartixa no Farilhão Grande. Foram registados 4 eventos de predação, 3 situações em que gaivotas se alimentaram de ovos de galheta e 1 predação de cria de roque-de-castro por gaivota-de-patas-amarelas. Apesar de já existirem suspeitas da predação de gaivota-de-patas-amarelas sobre a população de roque-de-castro nos Farilhões, esta foi a primeira vez em que se conseguiu comprovar diretamente essa situação.

Verifica-se que é importante continuar a monitorização da interação entre gaivotas e as restantes aves marinhas. Considerando os trabalhos de controlo de gaivota-de-patas-amarelas que decorrem na Berlenga, será importante continuar a monitorizar o possível crescimento da população de gaivotas no Farilhão Grande, e avaliar a longo prazo a pressão exercida pela mesma no sucesso reprodutor de roque-de-castro.

SUMMARY

Predation limits the breeding success of many colonial seabirds and is an important factor contributing for the decline of several species and burrowing breeding seabirds are quite vulnerable to predators. There are numerous predators of seabirds, many of which are invasive species on the islands where seabird colonies exists, such as rats, cats, foxes, mustelids, among others. However some predators are also native species whose populations have grown exponentially as a result of drastic changes in habitat, such as gulls, terrestrial birds, seals and reptiles.

During two breeding seasons, Bushnell Trophy Cam traps were placed near the nests of Shag, Cory's Shearwater and Band-rumped Storm-petrel to analyze the predation of these seabirds.

A great activity of gulls was recorded near the nests of all 3 seabird species, followed by the Black Rat in Berlenga and the Berlengas Wall Lizard in Farilhão Grande. Four predation events were recorded. In 3 situations gulls predated Shag eggs and in 1 situation a Band-rumped Storm-petrel chick was predated by a Yellow-legged Gull. Although there were already some suspicious of Yellow-legged Gull predation on the Band-rumped Storm-petrel population in Farilhões, this was the first time that it was actually proved.

It is important to continue monitoring the interaction between gulls and other seabirds. Considering the Yellow-legged Gull population control that occurs in Berlenga, it will be important to keep monitoring the possible growth of this gull population in Farilhão Grande and evaluate the pressure exerted on the Band-rumped Storm-petrel breeding success.

1. NOTA INTRODUTÓRIA

A predação limita o sucesso reprodutivo de muitas aves marinhas coloniais e é um fator importante no declínio de várias espécies. As características que tornam as aves marinhas vulneráveis aos predadores incluem crescimento lento até atingirem maturidade sexual, reduzidas taxas de produção de ovos, e crias com crescimento lento que as leva a permanecerem por longos períodos no ninho (Moors *et al.* 1992). As aves marinhas que nidificam em buracos no solo, são suscetíveis de sofrer drásticas diminuições do tamanho da população, uma vez que são bastante vulneráveis aos predadores (Moors *et al.* 1992, Monteiro *et al.* 1996, Zino *et al.* 2001).

O facto da maior parte das aves marinhas estarem concentradas em colónias de nidificação leva a que qualquer predador que atinja estes locais possa causar efeitos catastróficos.

Existem numerosos predadores de aves marinhas, muitos dos quais invasores nas ilhas onde estão localizadas a maior parte das colónias de nidificação, tais como ratos, gatos, raposas, mustelídeos, entre outros. No entanto alguns predadores também são espécies nativas cujas populações cresceram descontroladamente como resultado de mudanças drásticas no habitat. Exemplos destes predadores são as gaivotas, aves terrestres, focas e reptéis (Townes *et al.* 2011).

1.1 Predação por Gaivotas

As grandes gaivotas (*Larus sp.*) são predadores de aves marinhas e podem desempenhar um papel importante na regulação populacional de várias espécies mais pequenas, nomeadamente de alcídeos e de procelariiformes. Em ilhas, de forma geral, a dieta de gaivotas inclui aves marinhas de pequeno tamanho corporal, tais como os painhos (Vidal *et al.* 1998, Stenhouse & Montevecchi, 1999, Oro *et al.* 1995, Matias & Catry 2010).

Acentuados aumentos populacionais de várias espécies de gaivotas, resultantes da elevada disponibilidade alimentar, quer em lixeiras como das descargas de sobras da frota pesqueira, têm sido verificados em todo o mundo (Furness *et al.* 1992; Oro *et al.* 1995; Duhem *et al.* 2008). Tais mudanças levaram, em muitas áreas, à superpopulação, o que, por sua vez, resultou em taxas de predação desproporcionais em locais onde as gaivotas coexistiam com pequenos procelariiformes e outras aves marinhas (Stenhouse & Montevecchi 1999, Oro *et al.* 1995).

O impacto dos níveis de predação nas populações de aves marinhas pode ser muito severo, particularmente quando recursos alternativos, quer sejam antropogénicos ou naturais, se tornam escassos (Oro *et al.* 2005, Oro & Martínez-Abraín 2007). No entanto, Oro *et al.* (2005) confirmaram que a predação de painhos é realizada por gaivotas especialistas e que nem o tamanho da colónia de gaivotas nem a disponibilidade alimentar influenciam a predação de pequenos procelariiformes.

Devido à sua elevada adaptabilidade ecológica, ao seu comportamento agressivo e à sua abundância, a gaivota-de-patas-amarelas *Larus michahellis* é frequentemente considerada uma praga. A explosão populacional desta espécie, que se verificou ao longo do Mediterrâneo e do Atlântico, incluindo as ilhas Berlengas, teve um efeito muito diverso e severo no ecossistema como um todo, prejudicando a flora, outros vertebrados, a competição interespecífica e processos de extinção-colonização. Os danos mais graves ocorreram em torno das maiores colónias de reprodução, em detrimento de espécies vegetais frágeis, raras ou muito restritas (Vidal *et al.* 1998).

1.2 Predação por Ratos

A invasão de roedores exóticos em ilhas tem efeitos devastadores sobre os ecossistemas insulares e está largamente documentado (e.g. Thibault 1995, Jones *et al.* 2008, Townes *et al.* 2011, Hervías *et al.* 2013). Os ratos invasores são alguns dos principais responsáveis pela extinção e ameaça de aves marinhas em todo o mundo e o rato-preto *Rattus rattus* é a espécie que tem maior impacto sobre as mesmas (Jones *et al.* 2008).

Segundo Jones *et al.* (2008) as aves marinhas da família *Hydrobatidae* e outras pequenas aves marinhas que nidificam em buracos no solo são das mais afetadas pelos ratos invasores, enquanto as gaivotas (*Larus spp.*) e outras grandes aves marinhas que também nidificam no solo são das menos vulneráveis. No entanto, Martin *et al.* (2000) indicam que o impacto dos ratos e as espécies afetadas depende das dimensões das ilhas. Nas ilhas menores, onde as densidades de ratos são mais altas, as aves coloniais de maior tamanho corporal são afetadas negativamente. Em ilhas maiores, onde as densidades de ratos são menores e variam de ano para ano, as aves maiores podem manter populações saudáveis apesar da presença de ratos.

1.3 Predação por outras espécies

Os répteis não são predadores comuns de aves marinhas que nidificam em ilhas, no entanto existem alguns relatos de predação sobre ovos, crias e aves marinhas adultas (Walls 1978, Brooke e Houston 1983, Cree *et al.* 1999).

Nas ilhas Selvagens, arquipélago da Madeira, Matias *et al.* (2009) observou que a Lagartixa-da-madeira *Teira dugesii* foi responsável pela morte de diversas crias de cagarra *Calonectris borealis*, durante a fase de eclosão. Esta predação foi responsável pela falha de 5.1% dos ninhos em 2006 e 5.2% dos ninhos em 2007. Na mesma ilha foram registados eventos de predação noutras espécies de aves marinhas de menores dimensões como sejam a alma-negra *Bulweria bulwerii*, o roque-de-castro *Hydrobates castro* e o Calcamar *Pelagodroma marina* (Matias *et al.* 2009).

A predação por lagartixas é aparentemente um fenómeno de preocupação menor para as cagaras mas o impacto potencialmente maior sobre os procelariiformes de menores dimensões não é conhecido (Matias *et al.* 2009).

1.4 O caso das Berlengas

O arquipélago das Berlengas constitui o local mais importante da costa Portuguesa para a nidificação de aves marinhas. Nestas ilhas nidificam 5 espécies de aves marinhas que incluem a cagarra, o roque-de-castro, a galheta *Phalacrocorax aristotelis* e duas espécies de gaivota, a gaivota-de-patas-amarelas e a gaivota-d'asa-escura *Larus fuscus*. O airo *Uria aalge* também nidificava na Berlenga mas já há alguns anos que a população reprodutora da Berlenga desapareceu. As observações recentes efetuadas durante o período reprodutor dizem respeito a apenas um indivíduo observado na ilha da Berlenga em junho de 2012.

A colónia de gaivota-de-patas-amarelas das Berlengas é uma das maiores da Europa e entre 1983 e 1994 a população aumentou de cerca de 10.000 para 45.000 indivíduos (Vicente 1987, Morais *et al.* 1998). Este impressionante aumento deveu-se à natureza adaptável, oportunista e gregária destas gaivotas que, relacionado com as excelentes condições de nidificação que as Berlengas proporcionam, nomeadamente, a elevada disponibilidade de alimento, obtido facilmente em aterros, fábricas de rações ou conservas situados ao longo da costa de Leiria e Lisboa, e junto das embarcações e dos portos de pesca, permitiu que a espécie se tornasse superabundante nas Berlengas. Este número tão elevado de gaivotas-de-patas-amarelas levou à necessidade de intervenção humana para baixar o efetivo populacional, com o objetivo de combater a degradação do ecossistema das Berlengas (Morais *et al.* 1995). Desde 1994 que diversas ações de controlo populacional na Berlenga, dirigidas aos adultos e às posturas, têm contribuído para a redução significativa da população, estimada em cerca de 14000 indivíduos em 2015 (Morais 2016).

A lagartixa-das-berlengas *Podarcis carbonelli berlengensis* é uma subespécie da lagartixa-de-Carbonell e está presente em todo o arquipélago das Berlengas. Esta subespécie distingue-se pelo seu maior tamanho (particularmente dos machos) e por ser mais escura no ventre. O maior tamanho da lagartixa-das-Berlengas é um fenómeno comum em répteis que evoluem em ilhas pequenas e isoladas, e que se deve ao facto de haver grandes densidades populacionais e, como tal, existir uma maior competição sexual entre os machos (Proença 2002, Kaliontzopoulou *et al.* 2010).

Na Berlenga a sua distribuição cobre quase toda a ilha e é muito comum e abundante, podendo chegar aos 2000 a 4000 indivíduos por hectare dependendo da época do ano. No entanto, devido à predação e destruição da vegetação natural pelo grande aumento de gaivotas-de-patas-amarelas, a população de lagartixa-das-berlengas decresceu significativamente (Proença 2002).

Na ilha da Berlenga há duas espécies de mamíferos introduzidos, o rato-preto e o coelho *Oryctolagus cuniculus* (Silva 1988) e muito provavelmente a introdução destes mamíferos tem origem antropogénica. O rato-preto é uma das principais espécies responsáveis pela predação da cagarra no Mediterrâneo (Thibault 1995) e pode ter um efeito negativo sobre a população da Berlenga (Lecoq *et al.* 2010). Nas duas últimas décadas, foram atribuídas ao rato-preto várias evidências de predação de ovos e crias de cagarra (Lecoq, M. *com. pess.*).

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O arquipélago das Berlengas está situado a cerca de 5,5 milhas náuticas a Oeste de Peniche e cobre uma área de cerca de 104 ha. O arquipélago é formado por três grupos de pequenas ilhas e rochedos, a Berlenga, as Estelas e os Farilhões.

A Berlenga é a maior das ilhas e tem cerca de 79 ha, caracterizando-se pela presença de um planalto central e de encostas escarpadas. Ao nível da avifauna marinha esta ilha alberga populações de cagarra, galheta, gaivota-de-patas-amarelas e gaivota-de-asa-escura. Os répteis estão representados pela lagartixa-das-berlengas e os mamíferos pelo rato-preto e pelo coelho, ambas as espécies exóticas de carácter invasor.

Os Farilhões, situados a cerca de 6,5 km da Berlenga e formados por 5 pequenos ilhéus, albergam populações de roque-de-castro, cagarra, galheta e gaivota-de-patas-amarelas. A lagartixa também está presente nestes ilhéus mas não há registos da presença de rato-preto nem de coelho.

2.2 Montagem do equipamento e monitorização dos ninhos

A análise da predação de aves marinhas foi efetuada por método indireto, através da instalação de câmaras fotográficas na proximidade dos ninhos das diferentes espécies de aves marinhas. Tendo em conta as recomendações de Oliveira *et al.* (2013a), as armadilhas fotográficas foram montadas fora do ninho, próximo da entrada do mesmo.

A colocação das câmaras foi realizada por duas pessoas no menor período de tempo possível, não ultrapassando os 10 minutos. As câmaras foram colocadas apenas durante o período de incubação e/ou crescimento de crias e apenas nos ninhos que estavam ativos.

O equipamento utilizado foram armadilhas fotográficas *Bushnell Trophy Cam*. Este modelo vem equipado com um sensor de movimento e uma luz de infravermelhos. As armadilhas foram configuradas com diferentes definições, de acordo com a capacidade do cartão de memória, a durabilidade das baterias e a luminosidade.

As câmaras foram monitorizadas a cada 5 dias com o objetivo de descarregar os cartões de memória e verificar as baterias. Com esta periodicidade procurou-se minimizar a perturbação nas colónias.

A monitorização das galhetas decorreu durante as épocas de reprodução de 2015 e 2016. Em 2015 foram colocadas 10 câmaras que seguiram os ninhos entre 8 de fevereiro e 9 de maio. Nove das câmaras monitorizaram os ninhos em modo vídeo. Nestes casos a configuração das câmaras foi a seguinte: Mode – “Video”, Length – “30S”, Interval – “1 min” e Sensor Level – “Low”. Apenas uma câmara foi colocada a retirar fotos apenas durante o dia. Neste caso a configuração foi: Mode – “Camera”, Capture Number – “1”, Field Scan – 7h – 20h (1 min), Interval – “1 min” e Sensor Level – “High”. Em 2016 foram colocadas apenas 3 câmaras a retirar fotos, entre os dias 11 de abril e 23 de maio. A configuração das câmaras foi a seguinte: Mode – “Camera”, Capture Number – “1”, Field Scan – 7h – 20h (5 min), Interval – “1 min” e Sensor Level – “Low”.

A monitorização de cagarras foi efetuada durante o período de crescimento das crias e em 2 colónias distintas, no Furado Seco durante o ano 2014 e no Melréu durante o ano 2015. Em 2014 a monitorização da colónia foi efetuada entre 22 julho e 9 agosto através de 23 câmaras. Doze câmaras foram definidas para retirar fotos (configuração Mode - "Camera", Capture Number - "2", Interval - "10S", e Level Sensor - "Low") enquanto 11 câmaras foram definidas para filmar (configuração Mode - "Video", Length – “30S”, Interval - "10S" e Sensor Level- "Low"). Em 2015, a monitorização das cagarras no Melréu decorreu durante o período de crescimento das crias, entre 23 julho e 2 novembro de 2015. Foram colocadas 27 câmaras cuja configuração foi a seguinte: Mode – “Camera”, Capture Number – “1 Photo”, Interval – “10S” e Sensor Level – “Low”.

A monitorização dos roques-de-castro decorreu durante as épocas de reprodução de 2014/2015 e 2015/2016. A 10 de dezembro de 2014 foram colocadas 5 câmaras que permaneceram na colónia até 12 de março de 2015). Todas as câmaras foram definidas para filmar (configuração Mode – “Video”, Length – “30S”, Interval – “10S” e Sensor Level – “Medium”). Na época de nidificação seguinte, 9 câmaras monitorizaram a colónia entre 20 de novembro de 2015 e 12 de março de 2016. Todas as Câmaras foram definidas com a seguinte configuração: Mode – “Video”, Length – “20S”, Interval – “10S” e Sensor Level – “Medium”.

2.3 Análise de fotos e vídeos

Todas as fotografias foram analisadas individualmente. Sempre que foi observado um potencial predador (num vídeo, fotografia ou grupo de fotografias) foi registada a data, hora, número do ninho, estado do ninho e espécie intrusa. Foi também estimada a distância entre o intruso e a cria ou ovo, de acordo com os seguintes intervalos: <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.

3. RESULTADOS

3.1 Galheta

Durante a monitorização das galhetas foram recolhidas um total de 1671 imagens, das quais 1214 eram referentes à movimentação das galhetas. Relativamente à presença de intrusos foram registadas 457 imagens.

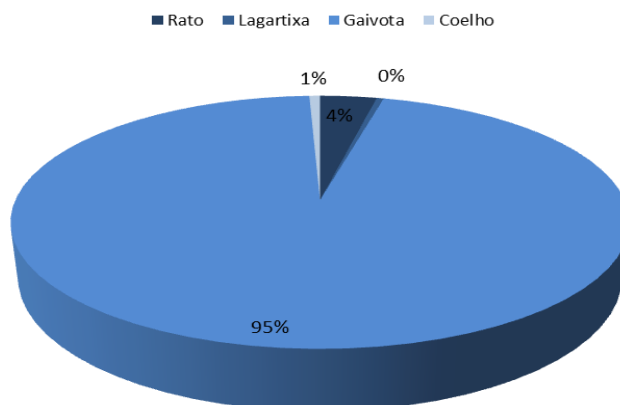


Figura 1_Percentagem de imagens recolhidas para cada espécie, considerando que a espécie foi responsável pela ativação da câmara.

A maior parte das imagens de intrusos são resultado da aproximação de gaivotas ao ninho (95%). A presença de ratos nas proximidades dos ninhos representou 4% das imagens e a presença de lagartixas apenas 1%. A presença de coelhos é praticamente desprezável.

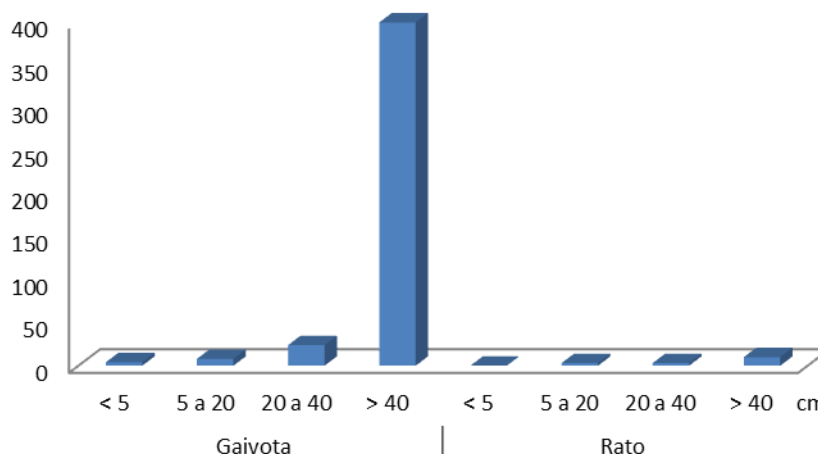


Figura 2_Número de imagens registadas tendo em conta a distância de gaivotas e ratos ao ninho.

Durante as duas épocas de monitorização, verificou-se a presença de gaivotas em 4 situações a menos de 5 cm dos ninhos e 8 vezes entre os 5 e os 20 cm de distância. A maior parte dos registos foram a distâncias superiores a 20 cm, em especial acima dos 40 cm de distância. Os ratos foram observados apenas em 16 situações, maioritariamente a uma distância superior a 40 cm. Não foram registados ratos a menos de 5 cm do ninho.

3.2 Cagarra

Colónia do Furado Seco

A monitorização das cagaras nesta colónia resultou num total de 63159 imagens das quais 62470 são referentes à entrada e saída das cagaras dos ninhos. Relativamente à presença de intrusos foram registadas 689 imagens.

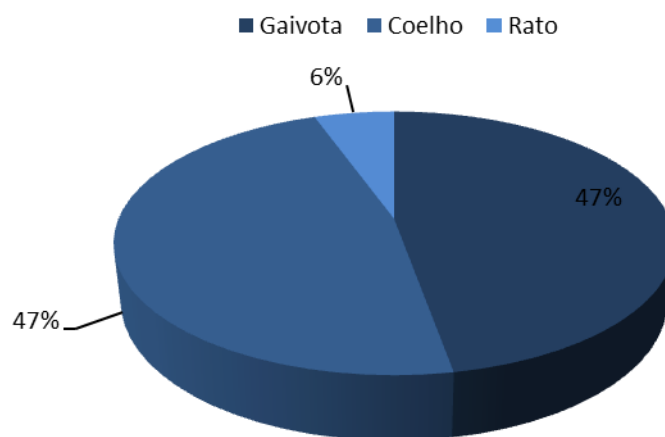


Figura 3 Percentagem de imagens recolhidas para cada espécie, considerando que a espécie foi responsável pela ativação da câmara.

A maior parte das imagens recolhidas são referentes à presença de gaivotas e coelhos, ambos com 47%. Apenas 6% das imagens foram resultado da presença de ratos.

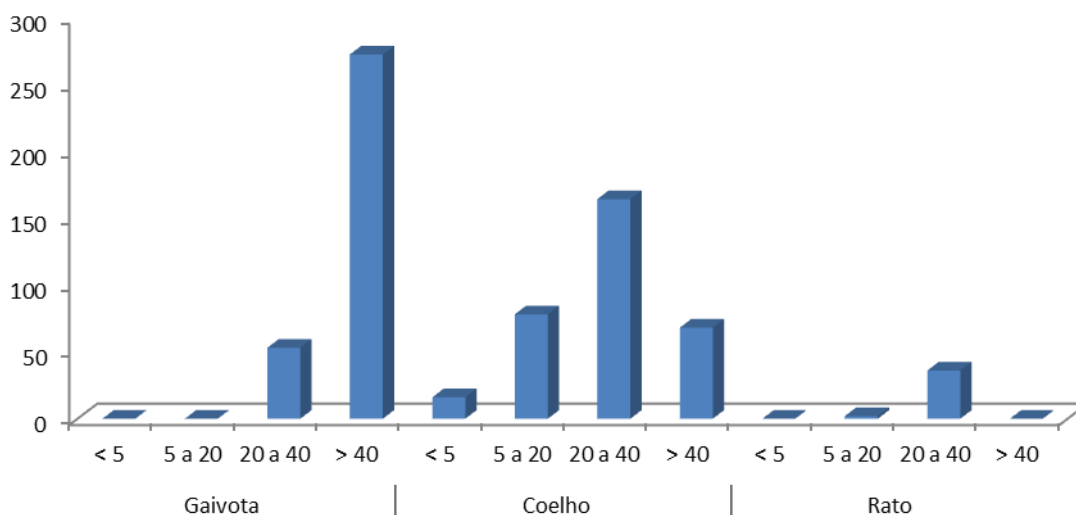


Figura 4 Número de imagens registadas tendo em conta a distância de gaivotas, coelhos e ratos ao ninho.

Durante o período monitorizado a presença de gaivotas foi registada apenas a distâncias superiores a 20 cm, num total de 325 registos. Relativamente ao coelho, a sua presença foi registada em 16 situações a distâncias inferiores a 5 cm mas a maior parte dos registos foram a distâncias superiores, particularmente entre os 20 e os 40 cm. Os ratos foram detetados em 38 situações mas apenas em

dois casos estavam a uma distância entre os 5 e os 20 cm. Os restantes registos foram entre os 20 e 40 cm de distância.

Colónia do Melreu

Durante o período de monitorização foram recolhidas um total de 5325 imagens das quais 4915 resultaram da movimentação de cagaras. Das espécies intrusas foram registadas um total de 410 imagens.

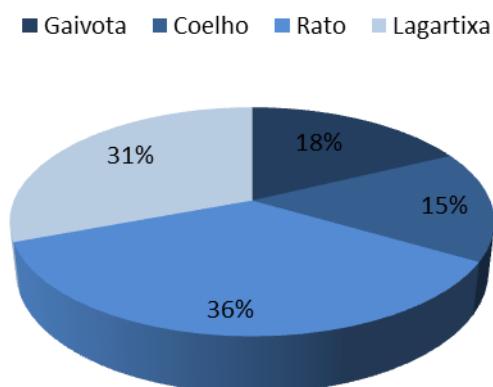


Figura 5 Percentagem de imagens recolhidas para cada espécie, considerando que a espécie foi responsável pela ativação da câmara.

Das espécies intrusas, a maior parte das imagens são referentes à presença de rato (36%), seguido da lagartixa (31%). Em menor percentagem aparecem as gaivotas (18%) e os coelhos (15%).

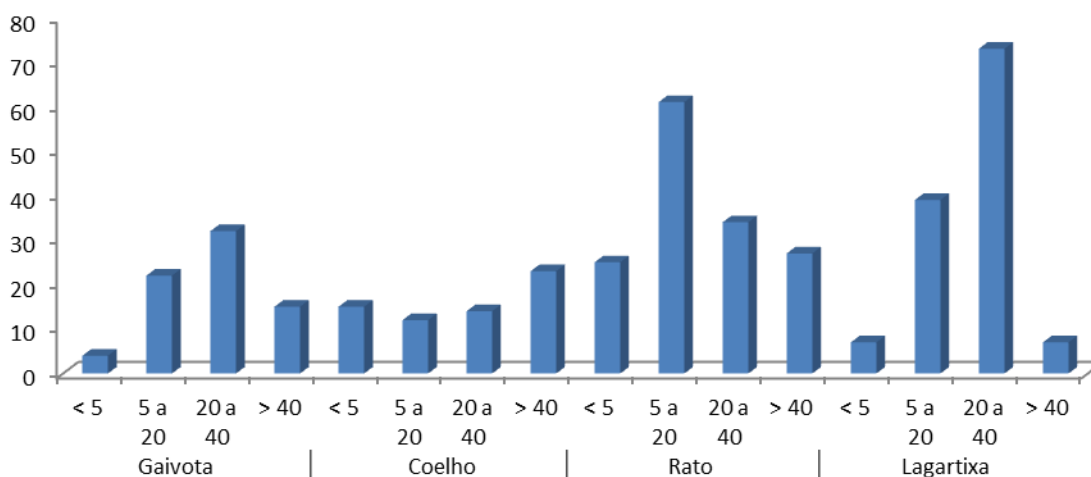


Figura 6 Número de imagens registadas tendo em conta a distância de gaivotas, coelhos, ratos e lagartixas ao ninho.

Qualquer uma das espécies intrusas foi registada desde distâncias inferiores a 5 cm até distâncias superiores a 40 cm. O rato foi a espécie com maior número de registos (147), e em particular a distâncias entre os 5 e os 20 cm. A presença do rato a distâncias inferiores a 5 cm foi registada 25 vezes. Foram registadas 126 imagens de lagartixa, maioritariamente entre 20 e 40 cm de distância do ninho e, em apenas 7 situações foram observadas a distâncias inferiores a 5 cm. A terceira espécie com maior número de registos foi a gaivota com 73 fotos, embora apenas 4 imagens tenham sido tiradas a distância inferior a 5 cm. Relativamente ao coelho foram registadas um total de 64 imagens,

com 15 registos a distâncias inferiores a 5 cm. No entanto, na maior parte das situações o coelho estava a distâncias superiores a 40 cm.

3.3 Roque-de-castro

Durante as duas épocas de monitorização foram recolhidas um total de 2089 imagens, das quais 1579 eram referentes a roque-de-castro.

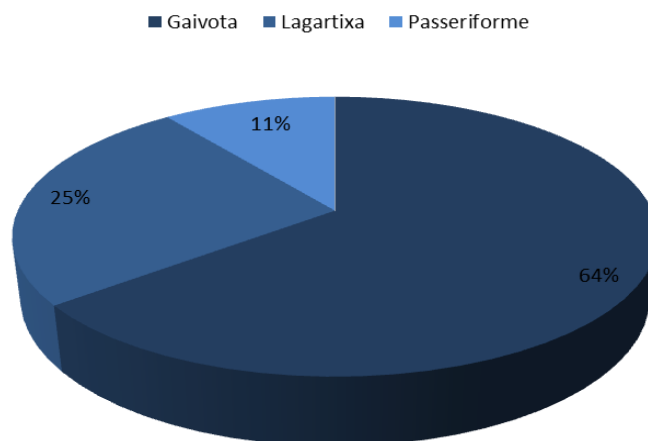


Figura 7_Percentagem de imagens recolhidas para cada espécie, considerando que a espécie foi responsável pela ativação da câmara.

Os principais intrusos nas proximidades dos ninhos são as gaivotas (64%), seguidas das lagartixas (25%). Os passeriformes surgem numa percentagem mais reduzida (11%).

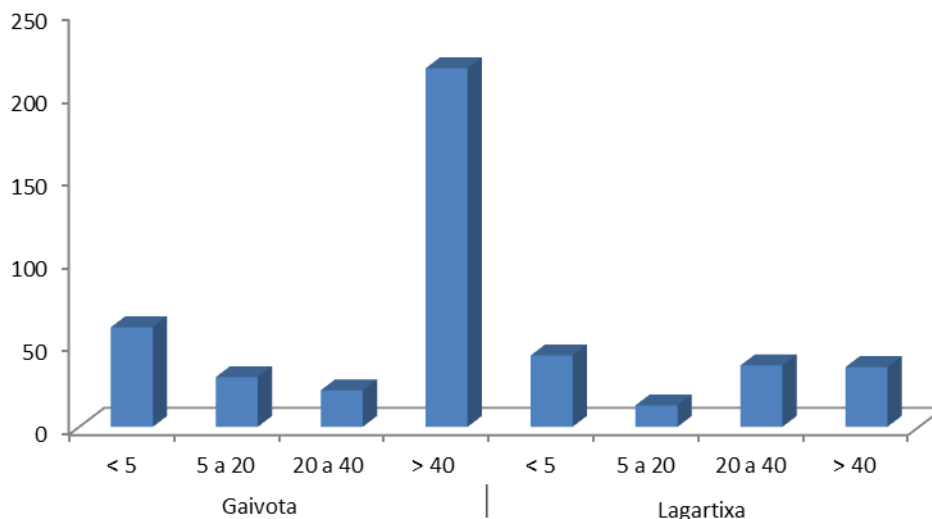


Figura 8_Número de imagens registadas tendo em conta a distância de gaivotas e lagartixas ao ninho.

Embora a presença de gaivota a menos de 5 cm do ninho tenha sido registada 60 vezes, a maior parte dos registos referem-se a aves que estavam a uma distância superior a 40 cm. As lagartixas foram registadas por diversas vezes a todas as distâncias, mas o maior número de observações foi a uma distância inferior a 5 cm.

3.4 Eventos de Predação

Ao longo deste trabalho foram registados eventos de predação de ovos de galheta e cria de roque-de-castro.

Tabela 1_Eventos de predação registados nas colónias de galheta, cagarra e roque-de-castro.

Predador	Galheta		Cagarra	Roque-de-castro	
	Ovo	Cria	Cria	Ovo	Cria
Gaivota	3	-	-	-	1
Rato	-	1 (?)	-	-	-

Das 3 situações em que gaivotas se alimentaram de ovos de galheta, em 2 dos casos o ovo já estava abandonado ou partido. Os eventos de predação foram registados a 18 de abril e 29 de maio de 2015 e 13 de abril de 2016. A presença de um rato num dos ninhos de galheta coincidiu com a morte de uma cria no entanto, pelo facto do ninho ser inacessível, não foi possível confirmar se a morte da mesma foi provocada por predação.

Não foram detetados casos de predação de crias de cagarra nos ninhos amostrados.

A 30 de dezembro de 2015 foi confirmada a predação de uma cria de roque-de-castro por gaivota.

Para as 3 espécies em estudo, nos ninhos que não estavam a ser monitorizados pelas câmaras, foram registadas diversas situações de desaparecimento de ovos e crias sem que se conseguisse encontrar uma explicação para tal. Qualquer uma destas situações poderá se dever a eventos de predação.

Tabela 2_Percentagem de ovos e crias desaparecidas sem explicação, em cada época de nidificação, para a galheta, cagarra e roque-de-castro.

Predador	Época nidificação	Ovos	Crias
Galheta	2015	38.2	4.7
	2016	38.7	16.3
Cagarra	2014	-	-
	2015	13.8	2.6
Roque-de-castro	2014/2015	7.1	-
	2015/2016	28.6	-

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos últimos anos as armadilhas fotográficas têm sido muito utilizadas para estudos de ecologia e biologia de diversas espécies, em especial de mamíferos (O'Connell *et al.* 2011). No caso das aves, a utilização deste tipo de câmaras parece ser o método mais adequado para a identificação de predadores e da pressão exercida pelos mesmos (Richardson *et al.* 2010, O'Hanlon & Lambert 2017). No presente trabalho ficou demonstrado o potencial das armadilhas fotográficas para avaliar a pressão e predação de diferentes espécies sobre as aves marinhas, em particular de ratos e gaivotas.

Contudo, de acordo com Richardson *et al.* (2010) é necessário ter em atenção que a presença e os métodos de utilização das câmaras fotográficas podem influenciar as taxas de predação. Os autores encontraram evidências de que, em média, o uso de câmaras fotográficas pode reduzir as taxas de predação do ninho. Embora as câmaras fotográficas nos ninhos provavelmente atraiam a atenção de predadores, é possível que muitos predadores não respondam positivamente a esses objetos novos. Alguns pequenos roedores, em particular, podem reagir a novos estímulos com extrema cautela e frequentemente evitando-os. Desta forma, a reação dos predadores dependerá de se e como os mesmos percebem a presença das câmaras, o que também depende da colocação e proximidade do ninho, do nível de camuflagem, ocultação dos cheiros dos investigadores e do próprio equipamento, da percepção do predador relativamente aos infravermelhos ou de outra iluminação, e possivelmente outros fatores. No entanto, a longo prazo os predadores também podem habituar-se a itens novos (Richardson *et al.* 2010).

Apesar de terem sido registados poucos eventos de predação, foi detetada uma grande atividade de gaivotas junto dos ninhos de galheta, cagarra e roque-de-castro, seguida do rato-preto na Berlenga e da lagartixa no Farilhão. Embora Lecoq *et al.* (2010) reportem o impacto negativo que a gaivota-de-patas-amarelas deverá ter sobre a população nidificante de cagarra, este foi o primeiro estudo onde se comprovou a pressão efetuada sobre a gaivota nas diferentes espécies de aves marinhas, em particular nas galhetas e roque-de-castro e onde foi comprovada, respetivamente, a predação de ovos e crias.

É possível que a presença de intrusos junto dos ninhos de galheta seja superior ao que foi registado. A inacessibilidade dos ninhos não permite que as câmaras fotográficas sejam colocadas muito próximo dos mesmos pelo que é possível que por vezes o movimento de alguns intrusos, em especial de espécies mais pequenas, não seja suficiente para fazer disparar a câmara. Por esta razão é que a maior parte dos registos, quer de gaivota como de rato, junto dos ninhos de galheta, foram a distâncias superiores a 40 cm. O facto de terem sido registados 3 eventos de predação de ovos de galheta levanta algumas preocupações e será importante continuar a monitorizar esta interação entre gaivotas e galhetas. Seria importante também avaliar a possibilidade de colocar as câmaras mais próximo dos ninhos, sem causar qualquer perturbação junto do casal reprodutor, evitando possíveis abandonos dos ninhos.

Os resultados entre as duas colónias de cagarra são distintos, com diferenças na atividade de gaivotas, ratos e lagartixas. Para qualquer um destes intrusos, a atividade foi superior na colónia do Melreu. Estas diferenças poderão dever-se às características morfológicas de cada colónia pois o Furado Seco é uma gruta e o Melreu está localizado numa área rochosa exposta, com declive moderado. Desta forma é natural que a presença de gaivotas e lagartixas no Melreu seja superior uma vez que as gaivotas não têm tendência para inspecionar grutas e as lagartixas preferem locais expostos ao sol. Relativamente aos ratos, estes resultados são distintos dos encontrados por Oliveira *et al.* (2013a) mas como no presente estudo a monitorização das colónias foi efetuada em anos

distintos, a diferença encontrada poderá estar relacionada com variações anuais na densidade de ratos.

No presente trabalho não foi comprovado qualquer evento de predação de ratos. De acordo com Towns *et al.* (2006) as pardelas adultas de tamanho médio, tal como as cagaras, podem ser agressivas e dissuadir os ratos de entrar nas cavidades, através da defesa dos seus ninhos. Este comportamento pode reduzir os movimentos de ratos dentro da colónia quando as pardelas estão nidificando (Ruffino *et al.* 2008). Embora não tenham sido registados casos de predação nas colónias de cagarra, durante as épocas de estudo, a predação pode ser mais provável quando as densidades de ratos são maiores e a pressão sobre os recursos alimentares maior (O’Hanlon & Lambert 2017).

Oliveira *et al.* (2013b) já reportava indícios de predação de gaivota-de-patas-amarelas sobre a população de roque-de-castro nos Farilhões no entanto nunca chegou a comprovar este facto. No presente estudo foi possível comprovar estas suspeitas e quantificar a pressão exercida pela gaivota junto dos roques-de-castro.

De acordo com Oliveira *et al.* (2013b) a população de gaivota-de-patas-amarelas no Farilhão Grande está estimada entre 170 e 180 casais e a população de roque-de-castro entre 102 e 210 casais. Considerando os trabalhos de controlo de gaivota-de-patas-amarelas que decorrem na Berlenga desde 1994 (Morais 2016), será importante continuar a monitorizar o possível crescimento da população de gaivotas no Farilhão Grande, e avaliar a longo prazo a pressão exercida pela mesma no sucesso reprodutor de roque-de-castro e no eventual crescimento desta população de painho.

De salientar que o elevado número de ovos e crias desaparecidas poderá ser um indicador que os eventos de predação são muito superiores aos registados durante o presente trabalho. Desta forma, seria importante manter a monitorização dos ninhos com as câmaras fotográficas e efetuar uma avaliação a médio prazo da real pressão exercida pelas gaivotas nas diferentes espécies de aves marinhas nidificantes no arquipélago das Berlengas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Brooke, M de L. & Houston, D.C. 1983. The biology and biomass of the skinks *Mabuya sechellensis* and *Mabuya wrightii* on Cousin Island, Seychelles (Reptilia: Scincidae). *Journal of Zoology* 200: 179-195.
- Cree, A., Lyon, G.L., Cartland-Shaw, L. & Tyrrell, C. 1999. Stable carbon isotope ratios as indicators of marine versus terrestrial inputs to the diets of wild and captive tuatara (*Sphenodon punctatus*). *New Zealand Journal of Zoology* 26: 243-253.
- Duhem, C., Roche, P., Vidal, E. & Tatoni, T. 2008. Effects of anthropogenic food resources on yellow-legged gull colony size on Mediterranean islands. *Pop Ecol* 50:91–100.
- Furness, R.W., Ensor, K. & Hudson, A.V. 1992. The use of fishery discards by gull populations around the British Isles. *Ardea* 80:105–113.
- Hervías, S., Henriques, A., Oliveira, N., Pipa, T., Cowen, H., Ramos, J.A., Nogales, M., Geraldes, P., Silva, C., Ruiz de Ybáñez, R. & Oppel, S. 2013. Studying the effects of multiple invasive mammals on Cory's shearwater nest survival. *Biol Invasions* 15(1):143–155.
- Jones, H.P., Tershey, B.R., Zavaleta, E.K., Croll, D.A., Keitt, B.S., Finkelstein, M.E. & Howald, G.R. 2008. Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. *Conservation Biology* 22: 16– 26.
- Kaliontzopoulou, A., Carretero, M.A. & Neftalí, S. 2010. Geographic patterns of morphological variation in the lizard *Podarcis carbonelli*, a species with fragmented distribution. *The Herpetological Journal* 20 (1): 41-50.
- Lecoq, M., Catry, P. & Granadeiro, J.P. 2010. Population trends of Cory's Shearwaters *Calonectris diomedea borealis* breeding at Berlengas Islands, Portugal. *Airo* 20:36-41.
- Martin, J.-L., Thibault, J.-C. & Bretagnolle, V. 2000. Black Rats, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology* 14: 1452–1466. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.99190.x.
- Matias, R., Rebelo, R., Granadeiro, J.P., & Catry, P. 2009. Predation by Madeiran Wall Lizards *Teira dugesii* on Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* Hatchlings at Selvagem Grande, North Atlantic. *Waterbirds* 32 (4): 600-603.
- Matias, R. & Catry, P.. 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.* DOI 10.1007/s10344-010-0384-y.
- Monteiro, L.R., Ramos, J.A. & Furness, R.W. 1996. Past and present status and conservation of the seabirds breeding in the Azores Archipelago. *Biological Conservation*, 78:319-328.
- Moors, P.J., Atkinson, I.A.E. & Sherley, G.H. 1992. Reducing the threat to island birds. *Bird Conservation International*, 2: 93-114.
- Morais, L., Santos, R., Goettel, T. & Vicente, L. 1995. 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., Santos, C. & Vicente, L. 1998. Population increase of Yellow-legged Gulls *Larus cachinnans* breeding on Berlenga Island (Portugal), 1974-1994. *SULA* 12 (1): 27-37.
- Morais, L. 2016. Relatório técnico – dimensão, distribuição e evolução da população de gaivotas, e avaliação de novos métodos de controlo a serem testados. Ação A2 do Life Berlengas (relatório não publicado).

- O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (eds.) 2011. Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses. Springer.
- O'Hanlon, N.J. & Lambert, M.S. 2017. Investigating brown rat *Rattus norvegicus* egg predation using experimental nests and camera traps. *Eur J Wildl Res* 63: 18. doi:10.1007/s10344-016-1063-4.
- Oliveira, N., Lecoq, M., Andrade, J., Geraldés, P. & Ramírez, I. 2013a. 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).
- Oliveira N., Mendes A.R., Geraldés P.L., Barros N., Andrade J. & Ramírez I. 2013b. 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.
- Oro, D., Bosch, M., & Ruiz, X. 1995. Effects of a trawling moratorium on the breeding success of the yellow-legged gull *Larus cachinnans*. *Ibis* 137:547–549.
- Oro, D., de León, A., Minguéz, E. & Furness, R.W. 2005. Estimating predation on breeding European storm-petrels (*Hydrobates pelagicus*) by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*). *Journal of Zoology*, 265: 421–429. doi:10.1017/S0952836905006515.
- Oro D, Martínez-Abraín A (2007) Deconstructing myths on large gulls and their impact on threatened sympatric waterbirds. *Anim Conserv* 10:117–126.
- Proença, V.A.N. 2002. Estudo de alguns parâmetros demográficos da população de lagartixas da ilha da Berlenga *Podarcis carbonelli berlengensis* Vicente 1985 (Sauria, Lacertidae); Análise das áreas vitais e estudo da relação de tamanho corporal, sexo, classe etária, densidade e época do ano sobre a sua dimensão. Relatório de Estágio profissionalizante, Faculdade de ciências da Universidade de Lisboa, 70pp.
- Richardson, T.W., Gardali, T., Jenkins, S.H. 2010. Review and meta-analysis of camera effects on avian nest success. *J Wildlife Manage* 73 (2): 287–293.
- Ruffino, L., Bourgeois, K., Vidal, E., Icard, J., Torre, F. & Legrand, J. 2008. Introduced predators and cavity-nesting seabirds: unexpected low level of interaction at breeding sites. *Can. J. Zool.* 86: 1068–1073. doi:10.1139/Z08-070.
- 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. & Montevecchi, W.A. 1999. Indirect effects of the availability of capelin and fishery discards: gull predation on breeding storm-petrels. *MEPS* 184:303-307. doi:10.3354/meps184303.
- 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.
- Towns, D.R., Atkinson, I.A.E. & Daugherty, C.H. 2006. Have the harmful effects of introduced rats on island been exaggerated? *Biol. Invasions*, 8: 863–891. doi:10.1007/s10530-0050421-z.
- Towns, D.R., Byrd, G.V., Jones, H.P., Rauzon, M.J., Russell, J.C., & Wilcox, C. Impacts of introduced predators on seabirds (chapter 3). (Eds.) Mulder, C.P.H., Anderson, W.P., Towns,

D.R., Bellingham, P.J. 2011. Seabird Islands: Ecology, Invasion, and Restoration. Oxford University Press, New York.

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

Vidal, E., Medail, F. & Tatoni, T. 1998. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. Biodiversity and Conservation 7: 1013. doi:10.1023/A:1008805030578.

Walls, G.Y. 1978. The influence of the tuatara on fairy prion breeding on Stephens Island, Cook Strait. New Zealand Journal of Ecology 1: 91-98.

Zino, F., Oliveira, P., King, S., Buckle, A., Biscoito, M., Neves, H. & Vasconcelos, A. 2001. Conservation of Zino's petrel *Pterodroma madeira* in the Archipelago of Madeira. Oryx 35 (2): 128 – 136.