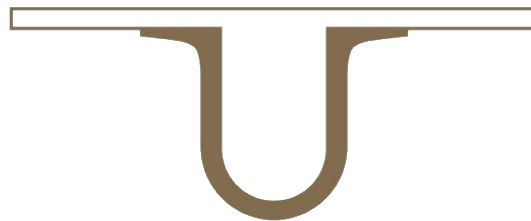




UNIVERSIDADE D
COIMBRA



Nelson Emanuel Gouveia do Coito

INTERACÇÃO ENTRE GAIVOTAS

(*LARUS MICHAHELLIS* E *LARUS AUDOUINII*) E ARTES DE PESCA

Dissertação no âmbito do Mestrado em Ecologia orientada pelo Professor Doutor Jaime Albino Ramos e pelo Doutor Vítor Hugo Paiva e apresentada ao Departamento de Ciências da Vida da Universidade de Coimbra

Agosto de 2018

Interacção entre gaivotas
(*Larus michahellis* e *Larus audouinii*) e artes de pesca

Dissertação apresentada à Universidade de Coimbra para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de mestre em Ecologia, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Jaime Albino Ramos (Universidade de Coimbra) e do Doutor Vítor Hugo Paiva (Universidade de Coimbra).

Nelson Emanuel Gouveia do Coito

Departamento Ciências da Vida

Universidade de Coimbra

Coimbra|2018

Tabela de Conteúdos

Abstract	5
Resumo	7
Lista de Figuras	9
Lista de tabelas	11
Introdução	13
1.1 – Pesca comercial e captura acidental	15
1.2 – Interações entre aves marinhas e pescas	17
1.3 – Atualização da política comum das pescas e possíveis consequências nas aves marinhas	19
1.4 – Objetivos	21
Métodos	23
2.1 – Área de estudo	25
2.2 – Espécies de estudo	26
2.3 – Coleção de data	27
2.3.1 – A bordo dos barcos	28
2.3.2 – Nos portos de pesca.....	30
2.3.3 – A partir da costa	31
2.4 – Análise de dados.....	32
Resultados	33
3.1 – Seguimento de barcos de pesca e sucesso alimentar nos arrastos e cerco	35
3.2 – Seguimento e sucesso alimentar ao longo das etapas do cerco	39
3.3 – Cleptoparasitismo nas artes de pesca	41
3.4 – Presença e sucesso alimentar nos portos de pesca	42
3.5 – Cleptoparasitismo nos portos de pesca	45
Discussão	47
4.1 – Interação das gaivotas com as diferentes artes de pesca	50
4.2 – Diferente sucesso alimentar baseado na arte de pesca	53
4.3 – O papel do cleptoparasitismo na presença e no sucesso alimentar nas artes de pesca	55
4.4 – Interação entre gaivotas nos portos de pesca	56
4.5 – Aplicações conservacionistas e conclusões	57
Referencias	60

Abstract

Fisheries have always been known for their great environmental impact, rarely managing to achieve a sustainable yield. One of the main ecological impacts caused by fishery is the so called “bycatch”, the non-targeted capture of marine organisms without use for the Man, these being discarded. This fact, despite being of great ecological concern, has its positive sides, as there is a large number of seabirds that use the availability of demersal and benthic fish provided by fisheries, as main source of food. The main objective of this study was to try to obtain more information about the interaction between two species of seagulls, yellow-legged gulls (*Larus michahellis*, LM) and Audouin's Gulls (*Larus audouinii*, LA) present on the Portuguese Algarve coast where these species breed in sympatry.

The presence and feeding success of both species of seagulls, including immature individuals, in purse seine and trawling fisheries, were evaluated with on board observations. In purse-seiners, this evaluation was divided among the different stages of this fishing method: (1) nets assembled and stabilized in water, (2) retraction of the nets filled with fish, and (3) discard of non-targeted species. The presence and feeding success was recorded for periods of ten minutes, with the posterior computation of the amount of fish ingested per individual of each species and stage of development. The amount of fish stolen was also recorded and among which individuals this act of kleptoparasitism was carried out. Thus, obtaining a measure of the competitive pressure among these species while in the presence of fishery activity. The same methods were repeated when performing observations at fishing ports.

The LM were equally distributed between the two fishery methods, with higher feeding success during the fish rejections of both fisheries, with a slight tendency to obtain more fish when attending trawls. There were higher numbers of LA and with higher feeding success when attending purse-seiners. Immature individuals were present in higher numbers and with higher feeding success close to trawlers. When the division of the fisheries in the various periods was carried

out, two instances of important information was revealed: (1) a marked increase on the feeding success of LA during the enclosure of the purse-seine net, completely avoiding kleptoparasitism by LM and (2) LM targeting much more prey coming from fishery discards. LA were absent from the monitored fishing ports. In the port of Olhão, LM were present in higher numbers and with higher fishing success when compared to immatures, while in the port of Culatra the opposite was noticed.

In general, this study presents valid information on the interactions of the studied gulls with the fisheries in Algarve, with the availability of superabundant discards likely being responsible for the current population increase of both species breeding at Deserta Island. It is anticipated that upon the fully implementation of the discard ban both species will exhibit immediate decrease in both breeding success and population growth.

Keywords: Yellow-legged gull; Audouin's gull; fisheries; feeding success; kleptoparasitism

Resumo

As pescas sempre foram conhecidas pelo seu grande impacto ambiental, raramente conseguindo alcançar um rendimento sustentável. Assim sendo, um dos maiores impactos ecológicos causados por estas pescas é a chamada “captura accidental”, a captura não intencionada de organismos marinhos sem qualquer utilização para o Homem, sendo estes descartados. Este facto, apesar de ser de grande preocupação ecológica, tem o seu lado positivo, uma vez que há um grande número de aves marinhas que utilizam a disponibilidade de peixes demersais e de fundo providenciado pela pesca, como principal fonte de alimento. O objetivo principal deste estudo foi tentar obter mais informações sobre a interação entre duas espécies de gaivotas, gaivota-de-patas-amarelas (*Larus michahellis*, LM) e gaivota-de-audouinii (*Larus audouinii*, LA) presentes na costa algarvia portuguesa, onde estas espécies se reproduzem em simpatria.

A presença e o sucesso alimentar de ambas as espécies de gaivotas, incluindo indivíduos imaturos, na pesca de cerco e de arrasto, foram avaliados com observações a bordo. No cerco, esta avaliação foi dividida entre as diferentes fases deste método de pesca: (1) redes montadas e estabilizadas em água, (2) retração das redes cheias de peixes, e (3) descarte de espécies não-alvo. A presença e o sucesso de alimentação foram registrados por períodos de dez minutos, com o posterior cálculo da quantidade de peixes ingeridos por indivíduo de cada espécie e estadio de desenvolvimento. A quantidade de peixes roubados também foi registrada e entre que indivíduos este acto de cleptoparasitismo foi realizado. Obtendo assim uma medida da pressão competitiva entre estas espécies enquanto na presença de actividade piscatória. Os mesmos métodos foram repetidos ao realizar observações em portos de pesca.

As LM apresentaram-se igualmente distribuídas entre os dois métodos de pesca, com maior sucesso alimentar durante as rejeições de peixe das mesmas, com uma ligeira tendência a obter mais peixe quando na presença de arrastos. Verificaram-se números mais elevados de LA e um sucesso de alimentação mais

alto quando na presença de embarcações de cerco. Indivíduos imaturos estiveram presentes em números mais elevados e sucesso alimentar mais alto quando junto a arrastos. Quando foi efetuada a divisão das artes nas várias fases, foi revelado duas informações importantes: (1) aumento no sucesso de alimentação de LA durante o fecho da rede de cerco, evitando completamente o cleptoparasitismo pelas LM e (2) as LM tendo mais como alvo as presas provenientes das rejeições. As LA estiveram ausentes dos portos de pesca monitorizados. No porto de Olhão, as LM estiveram presentes em números mais elevados e com maior sucesso de alimentação quando comparadas com os imaturos, enquanto no porto da Culatra o oposto foi registado

No geral, este estudo apresenta informações válidas de interações das aves estudadas com as pescas no Algarve, com a disponibilidade de rejeições super-abundantes a ser a provável responsável para o actual aumento populacional de ambas as espécies a reproduzir na ilha Deserta. Prevê-se que, após a plena implementação da proibição de descarte ambas as espécies apresentem uma imediata diminuição no sucesso da reprodução e no crescimento populacional.

Palavras chave: gaivota-de-patas-amarelas; gaivota-de-audouin; pescas; sucesso alimentar; cleptoparasitismo

Lista de Figuras

Figura 1. Média (\pm DP) do número de adultos de *Larus michahellis* (LM), indivíduos imaturos de LM e LA, adultos de *Larus audouinii* (LA), *Puffinus sp.*, *Morus bassanus* e total de indivíduos nas pescas de Arrasto (cor azul) e Cerco (cor verde).....**36**

Figura 2. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por cada indivíduo adulto de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA), indivíduos imaturos de LM e LA, e total de indivíduos, por cada 10 minutos de atividade pesqueira em barcos de arrasto (azul) e de cerco (verde).....**39**

Figura 3. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por indivíduo de adultos de *Larus michahellis* (LM; azul), adultos de *Larus audouinii* (LA; verde) e indivíduos imaturos de LM e LA (laranja) nas diferentes etapas da arte de cerco: redes montadas e estabilizadas na água, o recolher das redes cheias de peixe e durante as rejeições, por cada 10 minutos.....**40**

Figura 4. Média (\pm DP) do número de adultos de *Larus michahellis* (LM; azul), adultos de *Larus audouinii* (LA; verde) e indivíduos imaturos de LM e LA (Laranja) presentes nas diferentes etapas da arte de cerco: redes montadas e estabilizadas na água, o recolher das redes cheias de peixe e durante as rejeições.....**40**

Figura 5. Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vítima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA) e indivíduos imaturos de LA e LM (I), em ambas as pescas de arrasto (azul, esquerda) e cerco (verde, direita), comparando estas entre si.....**41**

Figura 6. Média (\pm DP) do número de adultos de *Larus michahellis* (LM), indivíduos imaturos de LM e o total de indivíduos presente nos portos de pesca de Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira da Foz (laranja).....**44**

Figura 7. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por indivíduo adulto de *Larus michahellis* (LM), indivíduo imaturo de LM e total de indivíduos, por cada 10 minutos de atividade pesqueira nos portos de pesca de Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira da Foz (laranja).....**44**

Figura 8. Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos desse grupo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM) e indivíduos imaturos de LM (I), nos portos de pesca da Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira (laranja), comparando estas.....**45**

Lista de Tabelas

Tabela 1. (A) Média (\pm DP) do número de aves presentes, mínimo e máximo de indivíduos observados e a sua presença relativa às outras espécies presentes, de *Larus michahellis* (LM) adultos, *Larus audouinii* (LM) adultos, indivíduos imaturos de LM e LA, *Puffinus* sp. e *Morus bassanus* nas pescas de Arrasto e Cerco. (B) Todo o peixe capturado durante o período de observação das atividades pesqueiras. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por espécie e número de peixe capturado por indivíduo, de *Larus michahellis*, *Larus audouinii* e Imaturas de LM e LA nas pescas de Arrasto e Cerco, por cada 10 minutos de atividade pesqueira. (C) Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vitima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA) e indivíduos imaturos de LA e LM, em ambas as pescas de arrasto e cerco, comparando estas entre si.....**37**

Tabela 2. (A) Média (\pm DP) do número de aves presentes ativamente á procura de alimento, mínimo e máximo de indivíduos observados e a sua presença relativa entre *Larus michahellis* (LM) adultos, indivíduos imaturos de LM e total de indivíduos nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz (B) Total de peixe capturado durante o período de observação das atividades pesqueiras. Média (\pm DP) do número de peixe capturado e de peixe capturado por indivíduo, de *Larus michahellis* (LM) adultos, indivíduos Imaturos de LM e total de indivíduos nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz. (C) Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vitima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), e indivíduos imaturos de LM, nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz, comparando estas entre si.....**43**

Introdução



1.1 – Pesca comercial e captura accidental

A pesca é a captura da fauna aquática, o equivalente a caçar bisontes, veados ou coelhos em terra. Assim sendo, não é surpreendente que a pesca à escala industrial não seja sustentável, tal como a caça à escala industrial em terra também não o seria (Pauly *et al.*, 2002). O processo da pesca tornou-se industrializado no início do século XIX, e desde então os métodos de procura e captura de peixes tornaram-se mais avançados e de maiores dimensões (Cushing D. H. *et al.*, 1987), tornando possível a captura de enormes quantidades de peixe em períodos de tempo reduzidos. De igual forma, a ciência por detrás dos métodos e processos de pesca desenvolveu-se bastante, permitindo a construção de modelos para populações de espécies-alvo, cujo tamanho é afetado pela pressão causada pelas capturas, expressas pela taxa de mortalidade ou pelo esforço de pesca (Schaefer *et al.*, 1954; Beverton & Holt., 1957). O esforço de pesca refere-se à quantidade de pesca por unidade de esforço, por exemplo a quantidade de pescado capturado por dia, dependendo do tipo de pesca (número de hora de arrasto; número de anzóis usados; quantidade de redes lançadas, entre outros). Caso este esforço de pesca fosse limitado de modo a gerar uma produção sustentável, nenhum impacto de grandes dimensões seria causado na fauna marinha (Mace *et al.*, 2001). Na prática, estas limitações da pesca raramente são impostas e seguidas, pelo contrário, os barcos de pesca começaram a expandir-se para zonas cada vez mais profundas e afastadas da costa (Koslow *et al.* 1999), e portanto, historicamente a pesca tende a ser insustentável, com as únicas exceções ocorrendo em áreas onde o peixe presente é extremamente abundante; onde a população humana é bastante pequena; ou onde as populações de peixes são naturalmente protegidas por ter grande parte da sua distribuição fora do leque de operações de pesca (Boyd *et al.*, 1990).

A industrialização da pesca começou então a expandir-se globalmente, expandindo assim igualmente o seu impacto nos mares e oceanos traduzindo-se na diminuição dos recursos marinhos e alterações no funcionamento dos ecossistemas marinhos (Pauly *et al.*, 2002). A diminuição do número de

indivíduos das espécies mais atraentes para o homem através de pesca excessiva pode ter impacto direto nos outros níveis tróficos, uma vez que estes estão conectados através de uma complexa rede trófica. A remoção de uma espécie predadora pode alterar completamente a estrutura da rede alimentar em que está envolvida, podendo até levar ao aumento da população de espécies anteriormente limitadas em número. Igualmente, a remoção de espécies dos níveis tróficos mais baixos causa um efeito em cascata, que se pode notar em toda a rede superior e em outros seres que dependam dessa espécie, tanto por predação, mutualismo ou outras interações.

A principal causa deste enorme impacto que a pesca industrial tem no ambiente marinho deve-se então principalmente à sobrepesca, na qual está diretamente associada a maior probabilidade de captura acidental (Hall, Alverson & Metuzals, 2000; Worm *et al.*, 2006). As capturas acidentais foram definidas como as capturas que não são utilizadas para consumo, vendidas para qualquer finalidade, ou reutilizadas pelo pescador como isco, incluindo as rejeições (Davies RWD *et al.*, 2009). Pode também ser descrito como a captura indiscriminada de organismos “não-alvo”, o que degrada os ecossistemas marinhos e provoca uma das questões mais importantes em termos de conservação da natureza no mundo de hoje (Harrington, Myers & Rosenberg, 2005; Lewison *et al.*, 2004; Hall, Alverson & Metuzals, 2000). Estudos anteriores estimam que cerca de 8% de todo o peixe capturado no mundo é descartado (Kelleher, 2005). Este problema é especialmente severo nas pescas de arrasto, sendo estas capazes de recolher enormes quantidades de peixe, assim sendo, capazes de recolher quantidades igualmente grandes de organismos considerados capturas acidentais, nomeadamente durante os arrastos de longa duração. O tamanho das malhas das redes de pesca é normalmente escolhido para apenas capturar o peixe alvo com tamanho superior ao desejado, no entanto com os arrastos de longa duração a rede rapidamente fica entupida, o que leva a uma diminuição da seletividade à medida que o peixe se acumula na extremidade (Murawski, 1993). A pesca de cerco também sofre deste efeito pois apesar de não ser mais selectiva que o arrasto, é utilizada a “estratégia de evitação” para evitar acumular grandes quantidades de peixe contra a rede

(Davis, 2002). De acordo com os estudos de Davies *et al.* (2009), cerca de 40% de todo o peixe capturado anualmente pelas pescas de cerco é considerado captura accidental, sendo este um problema das pescarias em todo o mundo. Por exemplo, no caso da pesca de arrasto de crustáceos no Algarve, Borges *et al.* (1998) descreveu que as rejeições variavam entre 26% e um máximo de 91% dos organismos capturados em termos de peso (média = 70%).

Os organismos considerados captura accidental quando são rejeitados e descartados já estão, na sua maioria, mortos. Ou seja, mesmo que sejam devolvidos ao mar a sua probabilidade de sobrevivência é muito baixa (Davis, 2002). A mortalidade dos peixes pode ser causada por vários fatores: danos físicos internos e externos, esmagamento, descamação, efeitos hidrostáticos, exposição ao ar, exposição ao calor, entre outros. A gravidade dos danos causados depende do tipo de pesca e equipamento, assim como o método de trabalho dos próprios pescadores. Para todos os peixes que sofrem inflamação de órgãos com a exposição ao ar, a mortalidade, mesmo que haja devolução ao mar, é certa.

1.2 – Interações entre aves marinhas e pescas

A sobrepesca e as suas rejeições por parte das artes de pesca, apesar de serem uma ameaça para o ecossistema, quando visto de outra perspetiva possuem também um grande impacto na reprodução, distribuição e dinâmica das populações de algumas aves marinhas, através da disponibilização de espécies demersais e bentónicas (Wagner & Boersma, 2011; Bicknell *et al.*, 2013; Genovart *et al.*, 2013), servindo de fonte alternativa de alimento que estaria de outra forma indisponível. Não só aves marinhas, mas também alguns mamíferos e mesmo outros peixes, se alimentam de rejeições de pesca, o que leva à alteração das redes tróficas marinhas em todo o mundo (Camphuysen *et al.*, 1995; Oro, 1999; Reeves & Furness, 2002). Em certas populações, alguns indivíduos alimentam-se quase exclusivamente de rejeições (Votier *et al.*, 2004

a, b), no entanto existe muita variação inter- e intra-populacional (Votier *et al.*, 2008), sendo que muitas espécies adotam novas estratégias de procura de alimento com base no trajeto dos barcos de pesca que operam nas suas áreas de alimentação .

Diferentes estudos têm utilizado dispositivos GPS; isótopos estáveis das regurgitações; e câmaras para avaliar os padrões de comportamento das aves marinhas e confirmar a presença e interação destas com as pescas, os locais de procura de alimento e as rejeições (Votier *et al.*, 2010; Tremblay *et al.*, 2014; Votier *et al.*, 2013). Outros estudos também reforçam este fato com a observação de cadáveres de aves marinhas, que faleceram ao tentar alimentar-se do isco utilizado em anzóis ou das rejeições (Cortés, Arcos and González-Solís, 2017), noutros casos ainda notando uma preferência por certos tipos de pesca (Soriano *et al.*, 2016) e por certos tipos de presas descartadas (Sotillo *et al.*, 2014). A maioria das aves marinhas recorre às pescas e às rejeições como fonte alimentar secundária, como é o caso da pardela-do-mediterrâneo, *Puffinus mauretanicus*, mantendo a captura natural como principal método de obtenção de alimento, no entanto, em alturas de necessidade podem alterar o seu comportamento, neste caso as pardelas optam por se focar nas rejeições nos períodos de pré-incubação, quando a abundância das suas presa de eleição diminuem (por migração), retomando os seus hábitos mais tarde quando a abundância das suas presas naturais retorna aos níveis normais, mais uma vez deixando as rejeições para plano secundário (Lloret *et al.*, 2004).

Apesar de não haver muitos estudos relevantes a focar-se maioritariamente na interação das aves marinhas com os portos de pesca, há alguns que referenciam esta interação, normalmente registando a presença de aves em alimentação aquando da prática de rejeições ou limpeza das redes. Algumas aves mais generalistas como algumas gaivotas possuem o mesmo, ou mais, interesse pelos portos de pesca como por lixeiras de origem antropogénica (Yorio and Caille, 1999).

1.3 – Atualização da política comum das pescas e possíveis consequências nas aves marinhas

Para promover um ambiente marinho sustentável, a União Europeia (EU) adotou em 1970 uma política comum da pesca com o objetivo principal de assegurar que a pesca e a aquacultura são ambiental, económica e socialmente sustentáveis e constituem uma fonte de alimentação saudável para os cidadãos da EU. Tendo sido a sua atualização mais recente em 2014 (<https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/>). Esta atualização inclui o objetivo de remover gradualmente as rejeições, começando em 2015 com uma obrigação da apresentação no porto de todas as espécies comerciais capturadas, regulamentadas até 2019, com a existência de algumas exceções (https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules/discards_en). Nesta atualização, foram implementadas sugestões sobre maneiras de agir sobre a quantidade de peixes indesejados capturados e descartados, como equipamentos mais seletivos, restringir o acesso a áreas de agregação de juvenis de peixes, e a definição de cotas, dependendo da embarcação e da área de pesca. Assim, será possível limitar a quantidade de cada tipo de peixe capturado, dando uso à maioria, senão a todos os peixes capturados, mesmo que não tenham valor comercial, diminuindo assim as rejeições. A eliminação das rejeições é necessária para garantir que as pescarias sejam económica e ambientalmente sustentáveis. No entanto, a proibição da devolução da captura acidental ao mar pode ter consequências imprevistas para a grande comunidade de seres vivos que eles suportam (Bicknell, 2013). Um dos impactos ambientais desta remoção total das rejeições, embora a maioria destes já esteja morta, é o impedimento da devolução de todos os juvenis que possam ter sobrevivido, e assim piorando a situação também nesse ponto de vista, é especialmente relevante para espécies ecologicamente importantes, como algumas espécies de invertebrados, contribuindo para o colapso dos ecossistemas marinhos (Sardà *et al.*, 2013). Como referido anteriormente, esta proibição também afeta toda uma comunidade que se adaptou às rejeições, no topo dos níveis tróficos desta comunidade estão as aves marinhas, muitas delas predadores oportunistas cujo

sucesso reprodutor, sobrevivência, recrutamento e as taxas de crescimento populacional, são fortemente influenciadas pela disponibilidade de recursos alimentares (Navarro *et al.*, 2010; Votier *et al.*, 2008).

Já foi comprovado em estudos anteriores que existe uma correlação entre a alteração dos níveis de rejeições e o sucesso reprodutor e tamanho populacional de gaivotas na região do mediterrâneo, onde as pescas de arrasto demersal diminuíram, além disso o encerramento de algumas práticas pesqueiras nesta área mostra claramente este efeito (Oro *et al.*, 2004). No estudo sobre gaivotas em Canna (Escócia), Foster *et al.* (2017), estabeleceu uma correlação entre a abundância de várias espécies de gaivotas e os desembarques realizados. Este estudo mostrou também como ao longo do final dos anos 20 houve um crescimento nos números populacionais de gaivotas, no entanto, no início do século 21, os números diminuíram drasticamente, devido à crise pesqueira e diminuição da atividade desta, permanecendo assim, ambas as pescas e as populações de gaivotas da área, com números bastante reduzidos durante vários anos. De acordo com Bicknell (2013), algumas das desvantagens do desaparecimento das rejeições em meio marinho, para as aves marinhas incluem: (1) aumento dos custos de procura de alimento; (2) mudança da procura de alimento junto a barcos de arrasto para palangreiros, aumentando assim a probabilidade de morte por captura acidental. No caso das espécies generalistas, pode ocorrer uma mudança forçada para terra, o que deverá aumentar o conflito com a vida selvagem terrestre e atividades humanas. Este facto é preocupante, uma vez que muitas espécies de aves marinhas já enfrentam elevadas taxas de declínio (CROXALL *et al.*, 2012; Vorier *et al.*, 2013)

1.4 – Objetivos

Este estudo é focado na interação entre duas espécies de gaivotas, gaivota-de-patas-amarelas, *Larus michahellis* (LM) & gaivota-de-audouin, *Larus audouinii* (LA) tanto na sua forma adulta como juvenil e algumas artes de pesca presentes na costa portuguesa algarvia. Esta interação é medida em várias amplitudes diferentes, incluindo: a sua presença, sucesso de alimentar e cleptoparasitismo em pescarias como arrasto, cerco e mesmo em portos de pesca, na esperança de melhor compreender os riscos da nova política de proibição das rejeições e os seus possíveis impactos em ambas as espécies na região estudada, onde estas duas espécies se reproduzem em simpatria. Estas espécies foram escolhidas devido á enorme quantidade de LM presentes em toda a costa portuguesa, sendo em alguns pontos mesmo considerada uma praga. As LA por outro lado já estiveram numa situação populacional critica, enfrentando a potencial extinção nos anos 70, classificadas nessa altura uma das espécies de aves marinhas mais ameaçadas do mundo (Gochfeld and Burger, 1996), no entanto a presença das rejeições forneceram uma oportunidade para estabilizar o seu declínio e possibilitar um crescimento populacional exponencial, este efeito foi acentuado através do estabelecimento de áreas protegidas, e desde então os seus números aumentaram desde 1,000 pares em 1975 para mais de 19,000 pares nos anos mais recentes (BirdLife International 2017). Ambas as espécies possuem métodos de alimentação diferente, enquanto que as LM são consideradas maioritariamente generalistas que se aproveitam de todas as fontes possíveis de alimento, adaptando-se a tomar partido das superabundantes rejeições, principalmente da pesca de arrasto (Bosh *et al.*, 2000).As LA, por outro lado, são uma espécie especialista com comparativamente maior capacidade de procurar alimento de forma natural (i.e. sem ter que recorrer às rejeições), alimentando-se preferencialmente de pequenos pelágicos (Calado *et al.* 2018, Matos *et al.* 2018). No entanto, apesar da dificuldade em se alimentarem em locais com forte competição com LM, não impediu esta espécie de se alimentar junto dos barcos de pesca, aproveitando a facilidade de acesso ás suas presas naturais nestas situações (Arcos, Oro and

Sol, 2001). Ambas as espécies foram fortemente influenciadas pela presença e atividade das grandes pescas e as suas rejeições (Oro et al., 1995; Oro et al., 1996).

Este estudo teve como foco 2 artes de pesca bastante abundantes no sul de Portugal (cerco e arrasto), assim como portos de pesca, esta escolha foi feita pois no estudo de Arcos *et al.*, (2001) em Ebro Delta, Espanha, ter reportado a existência de competição entre o LM e o LA durante a sua época de reprodução. As LM interagem principalmente com arrastões, onde existe uma abundância de rejeições, enquanto que as LA foram observadas como sendo mais eficientes na captura direta das rejeições, especialmente as provenientes da pesca de cerco.

Assim sendo, de modo a poder obter mais informações sobre as interações de ambas as espécies com duas das artes de pesca mais abundantes na costa portuguesa Atlântica, este estudo visou responder a três grandes questões:

- 1- Ambas as espécies de gaivotas (de diferentes idades) interagem e alimentam-se em igual preferência em arrastões e cerco?
- 2- Quando as duas espécies se alimentam juntas nos arrastões, ambas obtêm o mesmo sucesso alimentar? Quando a questão se aplica a pesca de cerco, mantém-se o mesmo padrão? Será que existem diferenças no sucesso alimentar entre as duas espécies nos portos de pesca?
- 3- As LM são conhecidas como cleptoparasitas ferozes e agressivas, isso afeta o sucesso da alimentação das LA? Esse mesmo facto aplica-se também em relação os imaturos de ambas as espécies?

Capítulo 2 – Métodos



2.1 – Área de estudo

Este estudo foi realizado no Algarve, Portugal, principalmente em torno da cidade de Olhão (37° 1' 55" N 7° 50' 55" W) e as águas do Oceano Atlântico em toda a fronteira sul de Portugal. Este estudo também apresenta algumas informações recolhidas na Figueira da Foz, Portugal. O estudo no Algarve foi realizado em dois momentos distintos: de maio a julho de 2017 e em junho de 2018. As observações nos portos de pesca foram realizadas na Fuseta, Santa Luzia, Olhão e Culatra, sendo a estas duas últimas dada a maior atenção devido à sua dimensão e maior frequência por gaivotas. Esta zona insere-se dentro do Parque Natural da Ria Formosa, uma importante área protegida desde 1978 e parte da rede Natura 2000 (Ceia *et al.*, 2010), constituído por um conjunto de 5 ilhas que atuam como uma barreira entre a área continental e o mar, porém, permitindo a passagem de água. Muitas dessas ilhas são importantes para uma variedade de espécies de aves marinhas, incluindo as duas espécies de estudo abrangidas (LM e LA), onde nidificam e (mais precisamente na ilha da Deserta) entre os meses de Abril e Julho, e é precisamente durante a época de nidificação que este estudo se localiza temporalmente.

Os principais portos de pesca observados neste estudo estão localizados dentro desse mesmo parque; o porto de Olhão no lado continental do parque; e o porto da Culatra numa das ilhas que constituem a barreira do parque natural, para além das observações efetuadas na Figueira-da-Foz. As observações feitas a partir da costa foram realizadas em vários pontos ao longo das ilhas e, finalmente, as observações a bordo dos barcos de pesca no mar foram efetuadas de forma diferente consoante o tipo de pesca; as pescas de arrasto efetuam-se desde as águas portuguesas perto de Espanha até ao lado oposto, perto de Portimão, ao longo de águas mais profundas; por outro lado, as pescas de cerco tendem a ficar mais perto da costa nunca se afastando muito do porto de pesca onde efetuam a entrega do peixe.

2.2 – Espécies de estudo

Este estudo abrange duas gaivotas bastante distintas, a gaivota-de-patas-amarelas, *Larus michahellis* (LM) e a gaivota-de-audouin, *Larus audouinii* (LA), espécies que mostraram um aumento significativo da população desde a industrialização da pesca humana e exploração das rejeições (Matias & Catry, 2010).

Os adultos LM são gaivotas de grandes dimensões (52 ~ 69 cm), a coloração das costas cinza escuro, ponta da asa preta, com bico e pernas amarelas e um ponto vermelho característico no bico, esta espécie reproduz-se geralmente entre março e maio (Sanz-Aguilar *et al.*, 2009). É uma espécie generalista, com um baixo nível de especialização que é capaz de se adaptar e, por isso, explorar recursos alimentares em locais variados, para esse efeito elas podem recorrer a: procura de alimento natural, roubo ou às rejeições das pescas (Arcos, Oro and Sol, 2001), no entanto, caso essa opção não esteja disponível, eles podem até mesmo procurar alimento em terra. Assim, as suas capacidades generalistas permitem que elas obtenham uma grande quantidade de alimentos, aproveitando-se de atividades humanas (Pedro *et al.*, 2013; Alonso *et al.*, 2015). É uma espécie dominante que compete ferozmente pelo alimento, recorrendo ao cleptoparasitismo e outras reações antagonistas, especialmente se a presa de origem antropogénica ou natural se torna escassa, tendo forte impacto sobre espécies com menores dimensões e menos competitivas (Matias & Catry, 2010). Por ser tão versátil e dominante, a população dessas espécies pode facilmente atingir números elevados e até mesmo tornar-se uma praga (Bosh *et al.*, 2000).

As LA, por outro lado, são gaivotas de tamanho médio, bastante menores do que as LM, mas semelhante em cor, tendo igualmente dorso de cor cinza com tonalidade mais escura na extremidade das asas, no entanto com pernas verde-acinzentadas e bico vermelho com um ponto preto na extremidade do bico. Foi em 1970 considerada uma das espécies mais ameaçadas de aves marinhas do mundo (Gochfeld e Burger, 1996), mas a sua população, entretanto expandiu devido à exploração da pesca humana e agora é considerada estável (BirdLife

International 2017). As LA são especialistas, pescam espécies pelágicas no oceano aberto tanto de dia como de noite, no entanto com preferência à noite, alimentando-se sozinhos em águas abertas longe da costa (Arcos, Oro and Sol, 2001; Oro *et al.*, 1999), mas também evoluíram para tirar proveito das rejeições das pescas quando estas estão disponíveis sem muita competição (Navarro *et al.*, 2010).

2.3.1 – Recolha de data a bordo dos barcos

A recolha de dados a bordo das pescarias no mar foi o foco principal deste estudo e ocorreu ao longo de dois períodos diferentes e em dois tipos diferentes de pescarias, os barcos de arrasto e de cerco. Os arrastões trabalham desde o amanhecer até ao cair da noite, ocorrendo períodos de atividade pesqueira de poucas horas em poucas horas, originando vários momentos de coleta de peixe em cada dia de trabalho. Os barcos de pesca de arrasto foram embarcados duas vezes em meses diferentes, um em maio de 2017 e o outro julho de 2017, nas duas ocasiões foram passados 3 dias em alto mar, sendo possível observar um total de 4 dias de atividade pesqueira. Nos barcos da pesca de cerco, embora dependa do tamanho do navio, cada noite de atividade normalmente significa que apenas é lançada uma vez a rede, sendo que navios de menores dimensões podem soltar as redes várias vezes por noite, porém nenhuma das viagens efetuadas neste estudo possui mais do que um período de atividade por viagem. Ambas as pescarias procedem a separar o peixe desejado e a coloca-lo em gelo, eliminando toda a captura acidental após o procedimento de captura, isto é feito enquanto a embarcação se desloca para a próxima zona de pesca (arrastões) ou para o porto (cerco), é nessa altura em que grande parte dos dados referentes à utilização das rejeições das pescas foram obtidos. Todo este processo apresenta múltiplas oportunidades diferentes para as aves marinhas se alimentarem, tanto na recuperação das redes quanto nas devoluções do Bycatch. Nos barcos de arrasto estas oportunidades são principalmente direcionadas às rejeições, pois a recolha de redes, devido á sua forma de cone, nunca apresenta uma janela de oportunidade para as aves, com a exceção de alguns peixes presos na parte exterior das redes, então o sucesso alimentar nesse período de tempo deverá ser na sua maioria não significativa, e assim o foco da contagem dá-se durante o período das rejeições. Nos cercos, por outro lado, o ato de recuperar as redes apresenta uma das maiores oportunidades para as aves marinhas, os peixes encontram-se reunidos na água, enquanto ainda afastado da embarcação, contra a superfície, basicamente um prato de peixe servido á disposição das aves. Assim sendo, no caso do cerco o momento

da recolha de redes, ao contrário do arrasto, possui informação valiosa para a contagem do sucesso alimentar, e, portanto, também considerada em adição às rejeições. As rejeições são semelhantes nos dois casos, ambos compartilham o mesmo método de escolha e projeção um a um ao mar do peixe rejeitado, partilhando também o que chamamos de “rejeição colossal”, que normalmente se dá quando o peixe que vai sendo rejeitado é apenas acumulado no convés, podendo atingir desde dezenas a centenas de peixe. Este aglomerado de peixe é depois empurrado em toda a sua massa para a água num único ato. Todos estes peixes obviamente, devido ao tempo de exposição ao ar, sol e temperatura, já estão mortos. Então a sua maioria flutua na superfície do mar, fornecendo assim uma oportunidade vasta para as aves oportunistas que estejam por perto.

A obtenção dos dados foi feita de dois meios diferentes, observação a olho nu e utilização de uma câmara de vídeo, para os momentos mais intensivos (“Rejeição colossal”) para ajudar a contabilizar cada evento. Os dados recolhidos foram: o número de indivíduos de cada espécie a seguir o barco, sucesso de alimentação e cleptoparasitismo, divididos por tipo de atividade (redes montadas, recolher das redes, rejeições e barco em deslocação.). O número de indivíduos presentes foi relatado nos momentos em que havia grande alteração do número, ou nos momentos em que havia atividade pesqueira. Para o sucesso alimentar os dados obtidos foram registados em fragmentos de 10 minutos de atividade, com um de espaçamento de 5 minutos entre cada registro para atender à independência das observações. No entanto, devido à natureza das atividades de pesca, como por exemplo a recolha das redes no cerco, algumas atividades levam cerca de 15 minutos desde o início dos ataques por parte das gaivotas até ao fim destes, nesses casos existe a necessidade de dois eventos de 10 minutos separados.

Toda a informação registada foi então comparada entre as duas pescarias para verificar se existe alguma diferença significativa nos aspetos apresentados.

2.3.2 – Recolha de data nos portos de pesca

As informações retiradas dos portos de pesca foram obtidas em 6 dias diferentes, no entanto é importante referir que houve vários outros dias de observações no local, no entanto como não foi observada nenhuma atividade pesqueira, nenhum sucesso alimentar poderia ser observado. Os dias de dados viáveis foram registrados em vários locais diferentes, como foi referido na área de estudo. Os portos de pesca são um bom local para aves marinhas encontrarem alimento rejeitado pelos humanos, embora a quantidade de rejeições não seja tão grande quanto as devoluções no mar.

As rejeições nestes portos de pesca geralmente dão-se de três maneiras diferentes: durante a limpeza do barco, utilizando jatos de água para retirar carcaças e restos de peixe do convés; a limpeza das redes, quer na remoção de restos de peixe presos nelas pelos pescadores, quer por gaivotas, alimentando-se diretamente das redes; e finalmente, nas rejeições de pequenas pescas tradicionais, sendo este último o mais frequente. O registro foi similar do efetuado a bordo dos barcos, em intervalos de 10 minutos e com um pequeno espaço entre eles, mais uma vez para manter a independência das observações. O atendimento, no entanto, foi processado de maneira diferente. Nos barcos, o número de aves marinhas presentes era normalmente semelhante ao número de aves ativamente a apanhar o peixe, pois com o barco em andamento, as aves que não possuíam interesse em obter alimento mantinham-se na superfície da água e eventualmente iam ficando para trás. Nos portos de pesca este não é o caso, pois mesmo que haja a presença de um indivíduo a poucos metros do barco, não quer dizer que vá ser observada alguma tentativa por parte deste para se alimentar. A presença era então listada em duas formas diferentes, o “número de gaivotas no porto de pesca” e o “número de gaivotas ativas no local”, pois era bastante óbvio que apenas uma pequena percentagem das gaivotas presentes no porto de pesca estava ativamente a alimentar-se, o resto do bando encontrava-se passivo.

2.3.3 – Coleção de dados a partir da costa

O registro das atividades nas pescarias próximas à costa foi um dos objetivos deste estudo, utilizando uma câmara e com auxílio de um telescópio montado para gravar vídeo ou observar diretamente qualquer interação entre gaivotas e barcos de pesca, este foi realizado em vários lugares ao longo das diferentes ilhas, no entanto a distância provou ser um elemento bastante importante, sendo que ocorreram poucos eventos onde as imagens apresentaram qualidade suficiente para se poder extrair informação valiosa, esses casos sendo de gaivotas que seguiam os navios ao entrar no parque natural. Nesse ponto praticamente já não existia nenhum tipo de rejeição, então na sua maioria os indivíduos que seguiam estas embarcações apenas o faziam até chegar ao porto ou desistiam imediatamente assim que ocorria a entrada na ria. Este método foi então na maior parte pouco útil para obter dados.

2.4 – Análise de dados

Nos dados de observações a bordo de barcos de pesca, testou-se o efeito da (1) espécie e estadio de desenvolvimento do indivíduo (LM, LA e imaturos de ambas as espécies) e (2) arte de pesca (cerco e arrasto) e (3) interação entre ambas as categorias anteriores no número de peixe capturado aquando do evento das rejeições utilizando modelos lineares generalizados mistos (GLMMs).

Nas observações a bordo de barcos de cerco, testou-se ainda o efeito da (1) espécie e estadio de desenvolvimento do indivíduo (LM, LA e imaturos de ambas as espécies) e (2) momento do evento de pesca (redes colocadas, recolha de redes e rejeições) e (3) interação entre ambas as categorias anteriores no número de peixe capturado utilizando modelos lineares generalizados mistos (GLMMs).

Em ambos os GLMMs anteriores, o evento de pesca aninhado no embarque foi utilizado como fator aleatório para controlar para a pseudoreplicação de várias observações de 10 minutos em cada evento de pesca.

Todos os valores são apresentados como média \pm desvio padrão. Todas as análises estatísticas foram efetuadas na plataforma R (versão 3.5.1; R Core Team 2018). Todas as variáveis de resposta foram testadas para normalidade (*Q-Q plots*) e homocedasticidade (*Cleveland dotplots*) antes de cada teste estatístico e transformadas quando necessário. Todas as análises assumiram um nível de significância $P < 0,05$.

Capítulo 3 – Resultados



3.1 – Seguimento de barcos de pesca e sucesso alimentar nos arrastos e cerco

A espécie com maior taxa de presença observada em ambas as pescas foi a gaivota-de-patas-Amarela, LM (*Larus michahellis*) (arrasto= 47%; cerco=70%), com a gaivota-de-audouin, LA (*Larus audouinii*) obtendo os números mais baixos (arrasto = 6%; cerco = 14%), quando considerando as espécies consideradas neste estudo (LM, LA e indivíduos imaturos de ambas as espécies, Fig. 1) Os indivíduos imaturos destas duas espécies tendem a ter um número intermédio, considerando as LA e LM, no arrasto, mas igualando-se ao número de LA no cerco. A presença média de LM observada (Fig. 1) apresenta uma semelhança muito forte nos números entre a arte de arrasto e a arte de cerco (arrasto n=41,1; cerco n= 42,3), as outras espécies não seguem a mesma regra. A maior diferença registou-se nos indivíduos imaturos onde apesar de se apresentarem em grandes quantidades no arrasto, mantêm um número reduzido no cerco (arrasto n=29,0; cerco n= 9,4). No caso das espécies secundárias para o estudo, a sua presença apenas foi numerosa no arrasto, apesar de ter ocorrido alguma presença de ganso-patola (*M. bassanus*), era na sua totalidade apenas casos de passagem. O desvio padrão (Tabela 1) apresenta também um padrão entre as duas diferentes artes de pesca (arrasto e cerco), no arrasto a variação é cerca de metade do valor da média de LM (41,1 ± 29,3) e é muito superior á média no caso das LA e imaturas (LA= 5,7 ± 9,0; imaturas= 29,0 ± 34,1). O oposto acontece no cerco, onde enquanto que as LM apresentam um desvio padrão de valor elevado (43,2 ± 41,2) o resto possui uma estabilidade elevada na média (LA= 8,6 ± 3,7; imaturas= 9,4 ± 5,2).

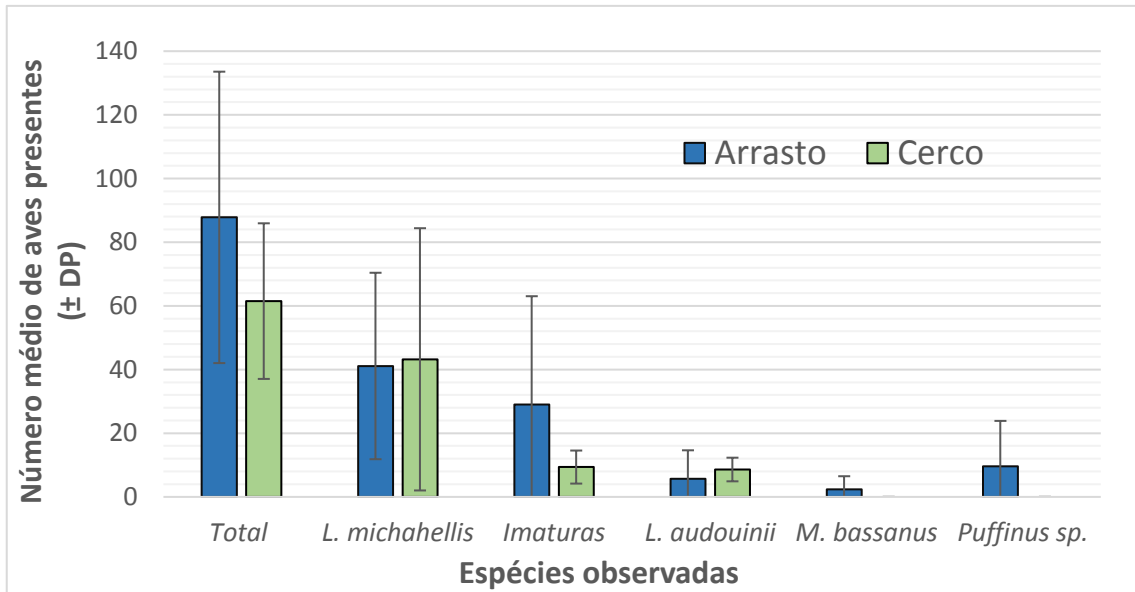


Figura 1. Média (\pm DP) do número de adultos de *Larus michahellis* (LM), indivíduos imaturos de LM e LA, adultos de *Larus audouinii* (LA), *Puffinus sp.*, *Morus bassanus* e total de indivíduos nas pescas de Arrasto (cor azul) e Cerco (cor verde)

Tabela 1. (A) Média (\pm DP) do número de aves presentes, mínimo e máximo de indivíduos observados e a sua presença relativa às outras espécies presentes, de *Larus michahellis* (LM) adultos, *Larus audouinii* (LM) adultos, indivíduos imaturos de LM e LA, *Puffinus sp.* e *Morus bassanus* nas pescas de Arrasto e Cerco. (B) Todo o peixe capturado durante o período de observação das atividades pesqueiras. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por espécie e número de peixe capturado por indivíduo, de *Larus michahellis*, *Larus audouinii* e Imaturas de LM e LA nas pescas de Arrasto e Cerco, por cada 10 minutos de atividade pesqueira. (C) Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vítima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA) e indivíduos imaturos de LA e LM, em ambas as pescas de arrasto e cerco, comparando estas entre si.

	Arrasto					Cerco				
	<i>Larus michahellis</i>	<i>Larus audouinii</i>	Imaturas	<i>Puffinus sp.</i>	<i>Morus bassanus</i>	<i>Larus michahellis</i>	<i>Larus audouinii</i>	Imaturas	<i>Puffinus sp.</i>	<i>Morus bassanus</i>
(A) Presença										
Média de aves presentes	41,1 \pm 29,3	5,7 \pm 9,0	29,0 \pm 34,1	9,6 \pm 14,2	2,4 \pm 4,1	43,2 \pm 41,2	8,6 \pm 3,7	9,4 \pm 5,2	-	-
Amplitude	2 - 150	0 - 30	0 - 128	0 - 50	0 - 15	10 - 175	2 - 15	0 - 18	-	-
Média de aves presentes (%)	47	6	33	3	11	70	14	15	-	-
(B) Sucesso										
Total de peixe capturado	424	40	159	-	-	417	108	40	-	-
Peixe capturado / 10 min.	19,3 \pm 15,7	1,8 \pm 2,7	7,2 \pm 8,2	-	-	11 \pm 10,3	2,8 \pm 5,1	1,1 \pm 1,3	-	-
Peixe capturado por indivíduo / 10 min	0,62 \pm 0,78	0,18 \pm 0,33	0,28 \pm 0,36	-	-	0,30 \pm 0,27	0,31 \pm 0,49	0,13 \pm 0,18	-	-
(C) Roubo										
Peixe perdido para roubo (%)	3,9	24,4	29,7	-	-	3,2	24,7	0	-	-

O sucesso, também descrito como o número de peixes ingeridos ao longo de um intervalo de 10 minutos (Fig.2) apresenta uma diminuição em escada mais ou menos constante ao longo das categorias utilizadas neste estudo, sendo que só o número de presas capturadas por LM nas rejeições do arrasto foi significativamente superior ao capturado por LA ou aves imaturas de LA e LM durante os eventos de arrasto ou cerco (GLMM: $F_{2,68} = 4.22$, $P = 0.02$; Fig. 2).

É de notar que enquanto que o sucesso dos cercos inclui todo o processo de operação, o sucesso nos arrastos apenas é retratado durante as rejeições destes, pois o número de peixe capturado por qualquer ave durante as outras etapas é insignificante quando comparado com o número durante as rejeições (rejeições= 623; outros= 6). No arrasto as LM foram mais bem-sucedidas em termos de alimentação, pelo oposto, as LA ingeriram a menor quantidade de peixe nesta pesca, no entanto o facto de se apresentarem em baixas quantidades faz com que o sucesso não seja muito inferior ao observado nos indivíduos imaturos. No cerco, registou-se um sucesso por indivíduo similar entre as LA e as LM, tendo as aves imaturas demonstrando uma menor capacidade de alimentação. Apesar de a diferença do sucesso por espécie ser bastante significativa entre as LM e LA (LM = 11; LA = 2,8 capturas/10min), o facto de as LA se apresentarem em números bastante mais reduzidos faz com que o sucesso por indivíduo seja semelhante (LM = 0,3; LA = 0,31 capturas/indivíduo/10min).

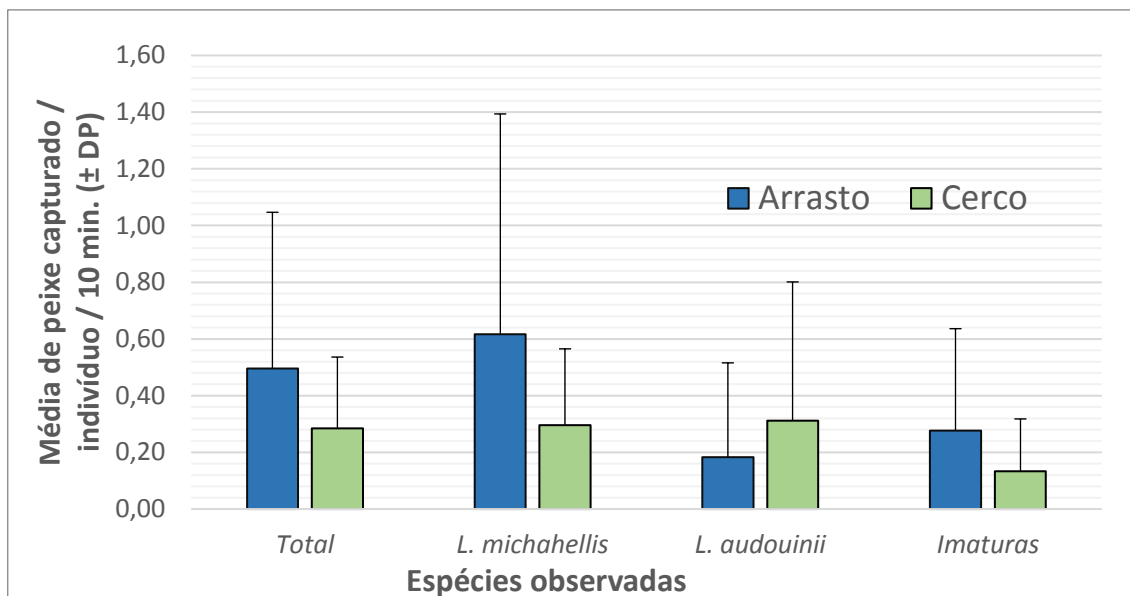


Figura 2. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por cada indivíduo adulto de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA), indivíduos imaturos de LM e LA, e total de indivíduos, por cada 10 minutos de atividade pesqueira em barcos de arrasto (azul) e de cerco (verde).

3.2 – Seguimento e sucesso alimentar ao longo das etapas do cerco

Como referido anteriormente, quando se dividiu a pesca do cerco nas suas várias etapas (Fig.3), é possível verificar que há uma diferença notória no sucesso de alimentação entre as duas espécies, e entre aves imaturas ao longo da atividade pesqueira.

O número de presas capturado por LA durante a recolha da rede foi significativamente superior ao capturado por LM e imaturos nas diferentes fases do cerco (GLMM: $F_{2,36} = 3.88$, $P = 0.03$; Fig. 3). O sucesso das LM vai aumentando ao longo do tempo, atingindo o seu pico durante as rejeições finais, este facto é reforçado pelo aumento do número de LM presentes durante essa mesma altura (Fig.4). As LA também possuem uma distinção significativa entre as várias etapas, no entanto estas possuem o seu pico de sucesso durante a recolha das redes (Fig.3) sendo o seu sucesso nas outras etapas bastante reduzido. Por último as aves imaturas apenas apresentam geralmente uma baixa capacidade de alimentação ao longo das etapas do cerco, e uma incapacidade de alimentação durante o recolher das redes.

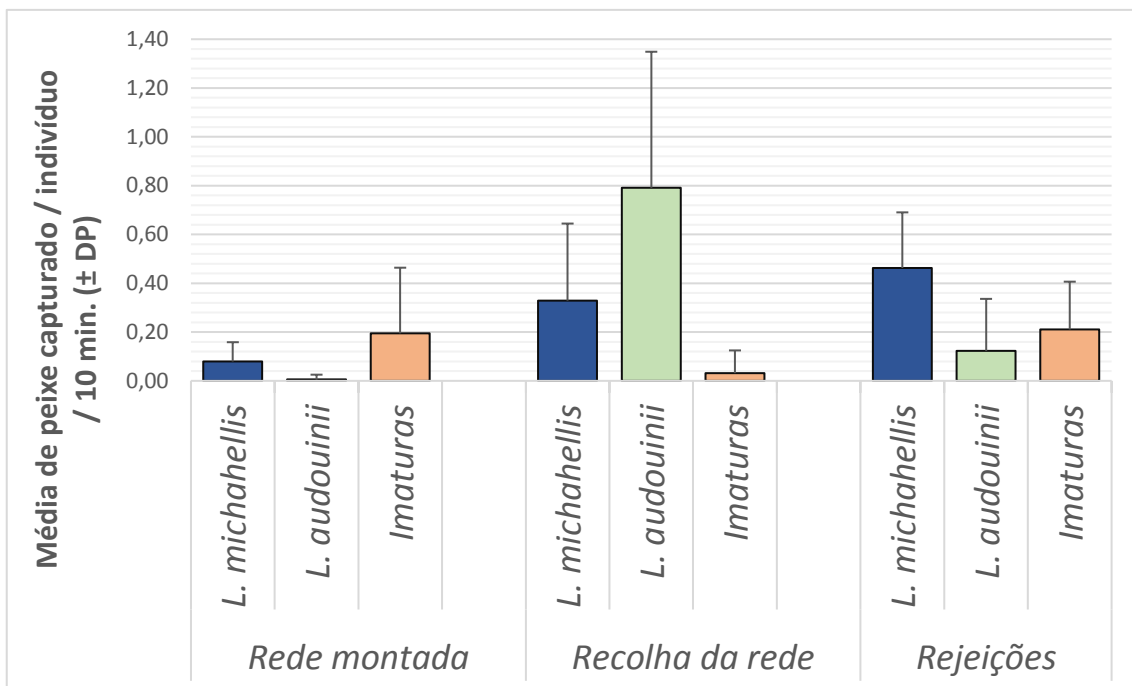


Figura 3. Média (\pm DP) do número de peixe capturado por indivíduo de adultos de *Larus michahellis* (LM; azul), adultos de *Larus audouinii* (LA; verde) e indivíduos imaturos de LM e LA (laranja) nas diferentes etapas da arte de cerco: redes montadas e estabilizadas na água, o recolher das redes cheias de peixe e durante as rejeições, por cada 10 minutos.

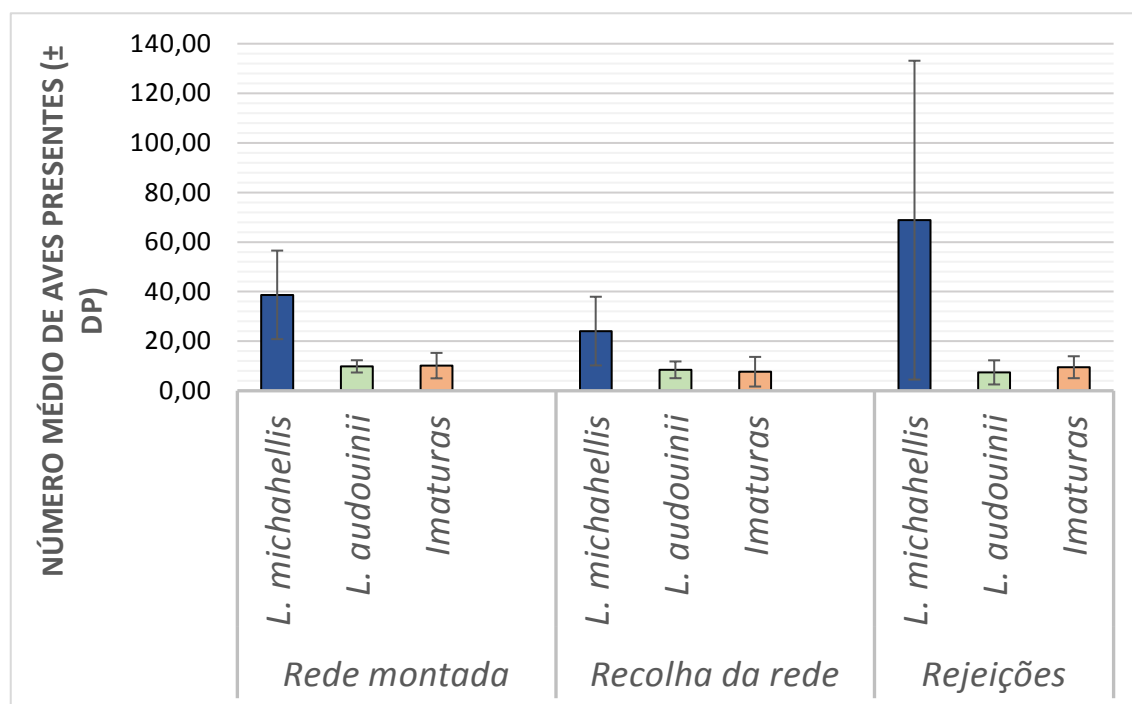


Figura 4. Média (\pm DP) do número de adultos de *Larus michahellis* (LM; azul), adultos de *Larus audouinii* (LA; verde) e indivíduos imaturos de LM e LA (Laranja) presentes nas diferentes etapas da arte de cerco: redes montadas e estabilizadas na água, o recolher das redes cheias de peixe e durante as rejeições.

3.3 – Cleptoparasitismo nas artes de pesca

Durante as observações ocorreram vários atos de roubo, este roubo era tanto intraespecífico como interespecífico (Fig.5), no entanto não se observou nenhum caso onde o delituoso fosse um indivíduo LA adulto. Este roubo foi calculado em percentagem (%) de peixe roubado baseado no total capturado pela vítima, de modo a calcular com maior afinidade o impacto do roubo. A grande parte do roubo deu-se por parte da iniciativa de uma LM adulta, sendo as suas vítimas mais comuns os indivíduos imaturos e LA. Os indivíduos imaturos por outro lado apresentam uma taxa de roubo bastante baixa, com a maior ocorrência de roubos acontecendo contra outros indivíduos imaturos, não existindo muita competição e impacto interespecífico. Roubos onde a vítima é uma LA adulta apenas foram observados durante as rejeições do arrasto, não foram observados nenhuns atos contra as LA por parte de indivíduos imaturos ou LM adultos durante todo o processo de cerco. Assim sendo, as LA são a maior vítima de cleptoparasitismo durante a pesca de arrasto (arrasto= 29,7%) perdendo um terço do peixe consumido para este ato, enquanto que nos cercos o maior número de vítimas observados foram indivíduos imaturos (cerco= 24,8%) sofrendo um roubo de um quarto do peixe consumido.

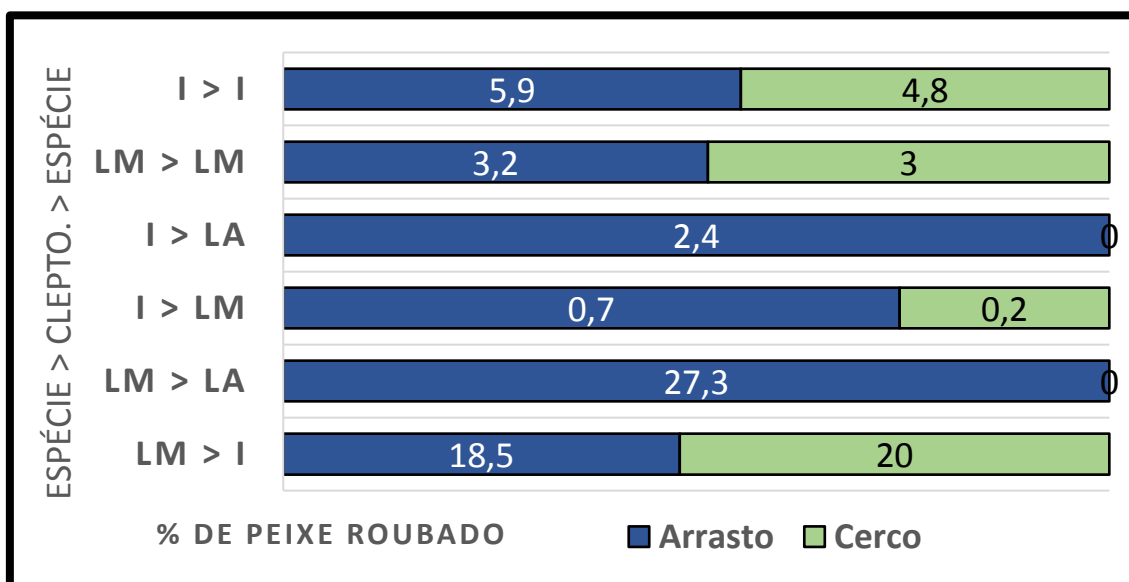


Figura 5. Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vítima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), adultos de *Larus audouinii* (LA) e indivíduos imaturos de LA e LM (I), em ambas as pescas de arrasto (azul, esquerda) e cerco (verde, direita), comparando estas entre si.

3.4 – Presença e sucesso alimentar nos portos de pesca

Durante a observação da presença e atendimento nos portos de pesca não foi observado nenhum indivíduo adulto de LA. Assim sendo, apenas foram efetuadas contagens baseadas em adultos de LM e indivíduos imaturos presentes (Tabela 2). O número de indivíduos adultos de LM em Olhão e Culatra foi semelhante ao número de imaturos (Fig.6), no entanto em Olhão as LM possuem um número ligeiramente maior, enquanto que na culatra são as aves imaturas que se encontram ligeiramente em maior número. A Figueira-da-Foz foi, no entanto, muito diferente, possuindo uma quantidade enorme de aves imaturas.

O número médio de peixe consumido por LM e imaturos segue o mesmo sentido do número de indivíduos presentes, ou seja, nos portos onde há mais LM adultos presentes há um maior consumo de peixe por parte destes e vice-versa. (Tabela 2 e Fig.7), um maior sucesso alimentar médio por parte das aves adultas em Olhão (LM = 15,5; I = 11,4 capturas/ 10min), das aves imaturas na Culatra (LM = 7,6; I = 13,6), e também das aves imaturas na Figueira-da-Foz (LM = 12,7; I = 19,3). O sucesso por indivíduo também é semelhante ao anterior, havendo um maior sucesso alimentar por indivíduo nas LM adultas em Olhão (LM = 0,56; I = 0,22 capturas/indivíduo/10min), e imaturas na Culatra (LM = 0,21; I = 0,37), no entanto na Figueira-da-Foz, as aves imaturas presentes, apesar da grande quantidade de peixe capturado devido ao seu grande número, não conseguem capturar o suficiente para manter um número elevado de peixe por indivíduo, as LM adultas por outro lado, apesar de se apresentarem em pequenos grupos conseguem uma quantidade de peixe que, apesar de muito menor que a quantidade total conseguida pelas aves imaturas, representa um número de peixe por indivíduo muito maior (LM = 0,48; I = 0,26).

Tabela 2. (A) Média (\pm DP) do número de aves presentes ativamente á procura de alimento, mínimo e máximo de indivíduos observados e a sua presença relativa entre *Larus michahellis* (LM) adultos, indivíduos imaturos de LM e total de indivíduos nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz (B) Total de peixe capturado durante o período de observação das atividades pesqueiras. Média (\pm DP) do número de peixe capturado e de peixe capturado por indivíduo, de *Larus michahellis* (LM) adultos, indivíduos Imaturos de LM e total de indivíduos nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz. (C) Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos vitima do cleptoparasitismo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM), e indivíduos imaturos de LM, nos portos de Olhão, Culatra e Figueira da Foz, comparando estas entre si.

	Olhão			Culatra			Figueira da Foz		
	<i>Larus michahellis</i>	Imaturas	Total	<i>Larus michahellis</i>	Imaturas	Total	<i>Larus michahellis</i>	Imaturas	Total
(A) Presença									
Média de aves presentes	15,5 \pm 7,5	11,4 \pm 7,7	26,8 \pm 22,9	7,6 \pm 2,6	13,6 \pm 7,5	21,2 \pm 9,7	16,7 \pm 17,1	83,3 \pm 56,1	100 \pm 73,2
Amplitude	7 - 27	2 - 23	10- 50	3 - 12	2 - 25	7 - 37	5 - 40	45 - 160	50 - 200
Média de aves presentes (%)	58	42	100	36	64	100	17	83	100
(B) Sucesso									
Total de peixe capturado	133	32	165	21	50	71	190	289	479
Peixe capturado / 10 min.	6,3 \pm 6,8	1,5 \pm 1,7	7,9 \pm 8,3	1,2 \pm 1,6	2,8 \pm 3,2	1,5 \pm 1,7	12,7 \pm 19,3	19,3 \pm 22,3	31,9 \pm 41,0
Peixe capturado por indivíduo / 10 min	0,56 \pm 0,65	0,22 \pm 0,27	0,41 \pm 0,47	0,21 \pm 0,28	0,37 \pm 0,46	0,27 \pm 0,31	0,48 \pm 0,52	0,26 \pm 0,22	0,21 \pm 0,18
(C) Roubo									
Peixe perdido para roubo (%)	0	18	-	5	7	-	3	9	-

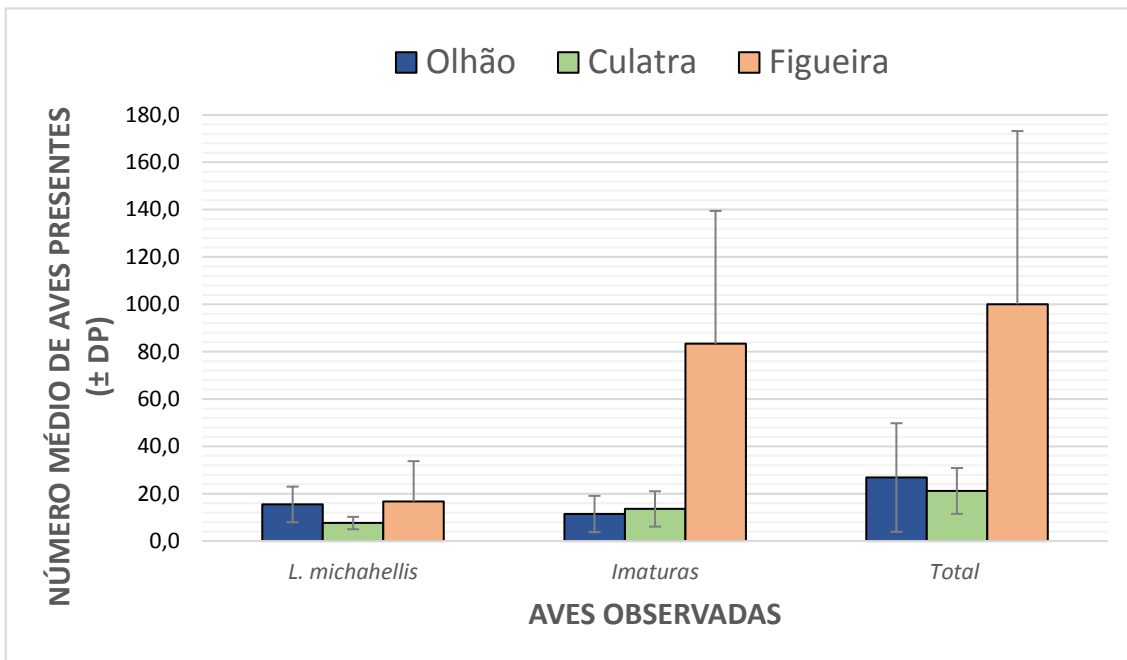


Figura 6. Média (\pm Desvio padrão) do número de adultos de adultos de *Larus michahellis* (LM), indivíduos imaturos de LM e o total de indivíduos presente nos portos de pesca de Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira da Foz (laranja).

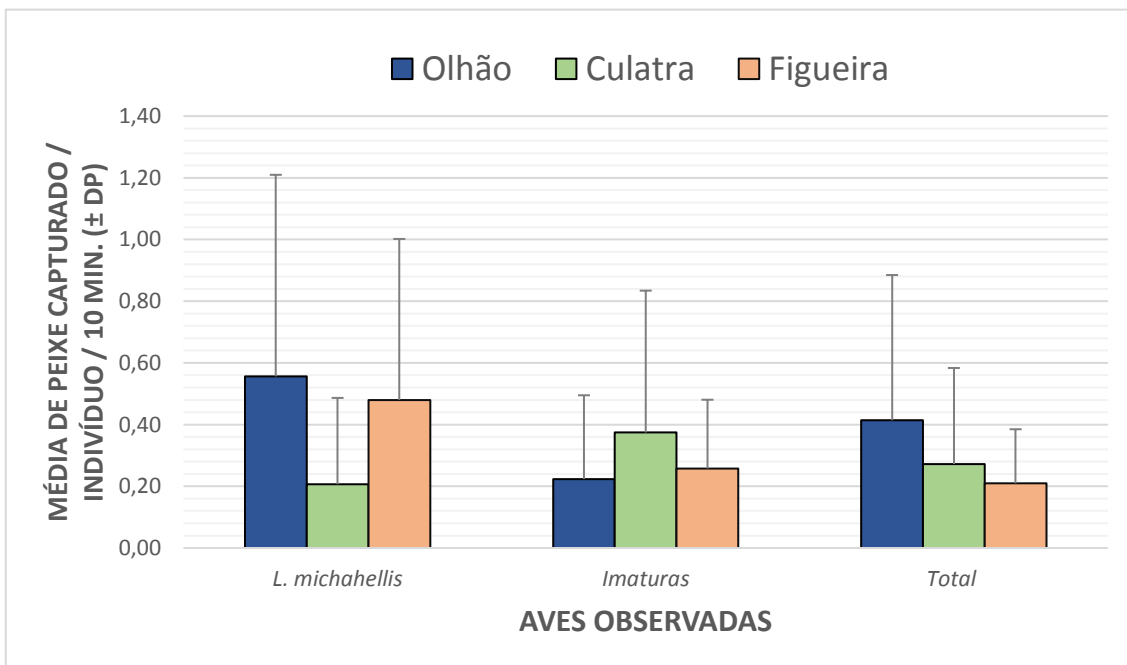


Figura 7. Média (\pm Desvio padrão) do número de peixe capturado por indivíduo adulto de *Larus michahellis* (LM), indivíduo imaturo de LM e total de indivíduos, por cada 10 minutos de atividade pesqueira nos portos de pesca de Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira da Foz (laranja).

3.5 – Cleptoparasitismo nos portos de pesca

Foram registados todos os momentos de cleptoparasitismo nos portos de pesca. Observaram-se vários atos de roubo entre indivíduos, este roubo foi calculado em percentagem (%) de peixe roubado baseado no peixe total capturado pela vítima, deste modo calculando com maior fiabilidade o impacto do roubo (Fig.8). Como era de esperar a maior quantidade de roubos foram efetuados de LM contra indivíduos imaturos (Olhão = 18%; Culatra = 7%; Figueira = 2%), no entanto os roubos variaram consoante o porto. Em olhão apenas foram observados roubos de LM a imaturas, enquanto que na Culatra os roubos entre LM a roubar uma imatura, e de uma imatura a roubar uma LM foram semelhantes (LM>I = 7%; I>LM = 5%). Na Figueira da foz o roubo interespecífico foi muito mais reduzido do que nos outros dois portos, com apenas 2% do peixe roubado. No entanto ocorreram roubos entre indivíduos do mesmo grupo, algo que apenas foi observado neste porto.

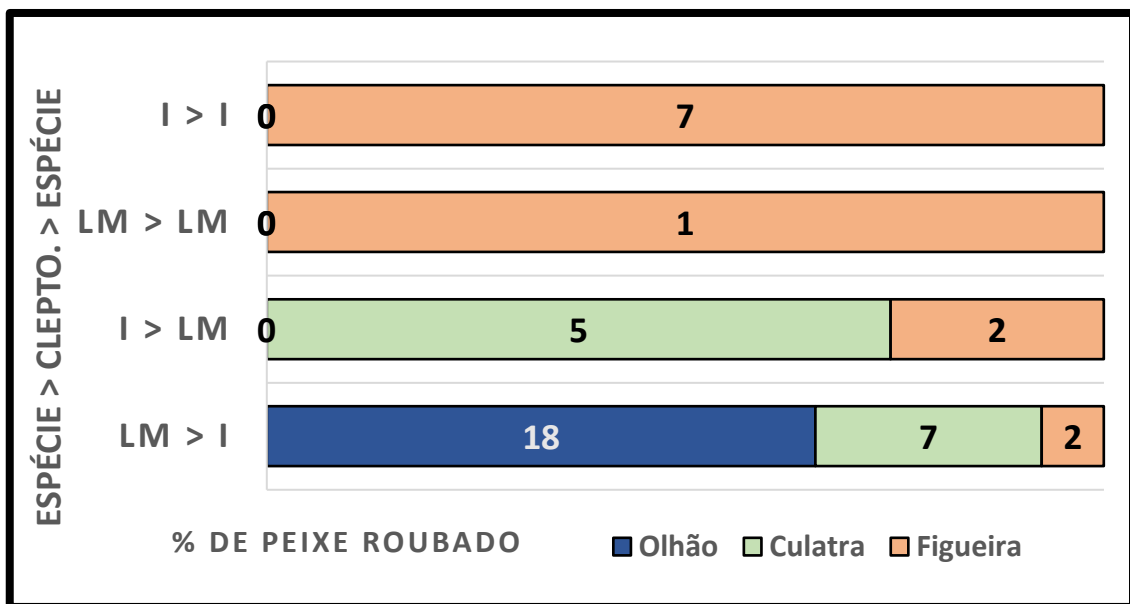


Figura 8. Percentagem (%) de peixe roubado, baseado no total capturado pelos indivíduos desse grupo (Cleptoparasita > vítima), de adultos de *Larus michahellis* (LM) e indivíduos imaturos de LM (I), nos portos de pesca da Olhão (azul), Culatra (verde) e Figueira (laranja), comparando estas.

Capítulo 4 – Discussão



Este estudo fornece uma visão geral sobre a interação de duas espécies de gaivotas, *Larus michahellis* e *Larus audouinii*, juntamente com indivíduos imaturos destas duas espécies em vários tipos de artes de pesca e portos de pesca na zona do Algarve, relacionando a sua presença com o sucesso alimentar e taxas de cleptoparasitismo. As hipóteses previstas consistem na preferência por parte das LM dos arrastos, dado o seu carácter generalista e grandes dimensões (Pedro *et al.*, 2013; Alonso *et al.*, 2015), e a preferência por parte das LA dos cercos, pela oportunidade apresentada por estes no recolher das redes, um momento muito semelhante ao da procura de alimento natural das LA (Arcos & Oro., 2002). Nos portos de pesca foi previsto uma situação semelhante á dos arrastos, com grande enfoque nas rejeições, e assim uma fonte de alimento com forte potencial para competição agressiva, mostrando as LM preferência por procurar alimento neste local.

Foi confirmada a existência de uma preferência das artes de pesca, no entanto, ao contrário do previsto, apenas uma das espécies apresentou este comportamento, as LA adultas. As LA apresentam uma presença média mais elevada e mais estável nas artes de cerco, e apresentaram uma média menor e mais errática nas pescas de arrasto. As LM, no entanto, ao contrário das hipóteses propostas, foram observadas em ambas as pescas de igual forma. Os indivíduos imaturos, regra geral evitaram os barcos de cerco, focando-se principalmente nos arrastos. O sucesso alimentar registado foi, no caso das LA adultas, superior para o cerco, mas para o caso das LM adultas e indivíduos imaturos foi superior para o arrasto. O cleptoparasitismo apresentou ser um fator importante visto que os indivíduos imaturos perdem 25% do peixe capturado para outros indivíduos em ambas as artes de pesca. No caso das LA adultas, apesar de perderem grandes quantidades de peixe capturado no arrasto (arrasto = 29,7%), no cerco não apresentam nenhum roubo. Nos portos de pesca não foram observados nenhuns indivíduos adultos de LA. A presença de LM adultas e indivíduos imaturos varia consoante o porto de pesca, mantendo uma tendência de sucesso alimentar semelhante á presença, maior presença significando maior sucesso, com a exceção do porto da figueira da Foz. O cleptoparasitismo manteve-se semelhante ao longo dos portos, com a exceção

do roubo de LM a imaturas em olhão, este chegando a quantidades bastante significativas (18%).

4.1 – Interação das gaivotas com as diferentes artes de pesca

Estudos anteriores reportam a existência de interação de várias aves marinhas com a actividade pesqueira, mais especificamente com as rejeições provenientes dessa actividade, disponibilizando novas formas de obtenção de alimento (Wagner & Boersma, 2011; Bicknell *et al.*, 2013; Genovart *et al.*, 2013), assim sendo é natural que estas aves se tenham adaptado a seguir as embarcações de pesca em atividade, incluindo no mar do Algarve.

Segundo Arcos *et al.* (2001) em Ebro Delta, durante a época de reprodução, grande parte da população de gaivotas (LM e LA) é observada nas embarcações de arrasto, enquanto que as embarcações de cerco são no geral muito pouco frequentadas, apenas por algumas LA. O autor justifica este facto devido ao número de LM presente ser semelhante ao número de LA, e assim não ocorrendo competição significativa entre as duas espécies, ambas preferindo assim seguir as pescas de arrasto, onde a abundancia de peixe rejeitado é superior. Neste estudo, no entanto, é observado uma quantidade significativamente maior de LM quando equiparado ao número de LA, para além disso, o número total de indivíduos também excede bastante o observado por Arcos *et al.* Tal contraste no número de indivíduos destas espécies pode explicar o pequeno número de LA observadas neste estudo nos barcos de arrasto e a utilização mais frequente dos barcos de cerco, de modo a fugirem á pressão da competição (Schwemmer *et al.* 2013; Garthe *et al.*, 1999; Camphuysen, 1995), visto que esta espécie, mais especializada em procura de alimento natural, apresenta mais facilidade em captura de peixes pelágicos á noite (Oro, 1998) no cerco, aplicando assim menos esforço e energia na captura de peixes nas redes de cerco do que na competição pelas rejeições nas pescas de arrasto. No entanto, os resultados do estudo de Bécares *et al.* (2015) demonstram que esta

presença não se deve só com a preferência das aves quanto ao tipo de pesca ou a pressão, mas também com a hora do dia e dia da semana. Este facto é também confirmado por González-Solís *et al.* (2013), este afirma que quando se encontram presentes atividades de cerco na região, a dieta de ambas as espécies demonstra o aumento do consumo de peixe pelágico, ou seja a utilização das artes de cerco por parte de gaivotas sempre que esta se encontre disponível.

A presença média de LM observada neste estudo é, no entanto, semelhante em ambas as artes de pesca, cerco e arrasto, o que pode significar uma igual atração ou não discriminação entre ambos os tipos de pesca. Este facto contrasta novamente com as informações obtidas por Arcos *et al.* (2001) que reporta pouca presença de LM junto dos barcos de cerco, justificando este comportamento pela falta de adaptação das LM á pesca noturna e pouca especialização (Arcos, Oro and Sol, 2001). No entanto, neste estudo foi observada uma similaridade entre as duas pescas na presença de LM, podendo ser novamente justificado pela abundância de aves no local e sobrelotação de LM nas pescas de arrasto, potenciando uma competição intraespecífica excedente á tolerada (Lewis *et al.*, 2001; Schwemmer *et al.* 2013), sendo a procura de alimento mais provável em outros tipos de embarcações, mesmo que isto implique custos adicionais de energia (González-Solís *et al.*, 2013) ocorrendo assim uma distribuição equitativa entre as duas artes de pesca descritas.

Os dados obtidos da arte de cerco foram divididos nas várias etapas da atividade, pois estes apresentam diferenças significativas nos dados da presença e sucesso dos indivíduos das duas espécies estudadas. Em termos de presença, destaca-se o aumento do número de indivíduos LM adultos nas etapas finais do processo. Este aumento foi igualmente relatado por González-Solís *et al.* (2003), podendo este ato ser justificado com a natureza diurna desta espécie, onde durante o período de pós-reprodução, grande parte das LM saem da colónia apenas ao amanhecer, coincidindo esta altura com o fim da atividade das pescas de cerco, como afirmado por este autor. Este estudo aprofunda esta explicação e fornece um novo ponto de vista com os dados fornecidos do

sucesso alimentar. A presença de indivíduos imaturos segue a tendência inversa das LA adultas, apresentando-se em grandes números durante a pesca de arrasto e baixo número durante a pesca de cerco, provavelmente devido ao mesmo facto que atrai as LM e LA adultas para os arrastos, abundância de rejeições, e ausentando-se das pescas de cerco novamente pelo mesmo motivo, falta de especialização e natureza diurna (González-Solís *et al.*, 2003) e talvez também devido á inexperiência ou falta de conhecimento.

A variação do desvio padrão também oferece uma valiosa fonte de informação, pois um maior desvio padrão significa uma maior diferença entre o número de indivíduos presentes a dada altura. Este facto é particularmente relevante no caso das LA, pois esta espécie não só se apresenta em maiores números na pesca de cerco, como também em números mais estáveis, isto é, com menor desvio. Por outras palavras, a presença das LA nos arrastos é bastante baixa e irregular, contudo, a sua presença nas pescas de cerco é mais elevada e mais regular. Estes dados podem servir para reforçar a ideia de que as LA seguem a pesca de cerco quando existe demasiada competição no arrasto, de acordo com Arcos *et al.*, (2001,2002), González-Solís *et al.* (2013) e Bécares *et al.* (2015). Sendo assim justificada a presença desta espécie na pesca de cerco ou arrasto de acordo com a teoria de procura de alimento ótimo, ocorrendo um equilíbrio entre: peixe disponível, quantidade de indivíduos presentes, esforço necessário para recolher o peixe e a pressão parasita de roubos. Neste estudo estes fatores bastante mais elevados no arrasto, e, portanto, registou-se assim uma preferência por parte das LA para o cerco.

4.2 – Diferente sucesso alimentar baseado na arte de pesca

A arte do arrasto possui, assim como o cerco, várias fases de operação: largada das redes ao mar, recolha das redes e rejeições. No entanto, enquanto que no cerco todas estas fases possuem importância estatística neste estudo, pois cada uma fornece um nicho de alimentação diferente, no arrasto tal não acontece, sendo apenas o sucesso durante as rejeições do arrasto considerado para essa pesca neste estudo. A variação do sucesso alimentar de LM e LA ao longo das várias etapas das artes de pesca é algo também presente nos estudos de Arcos *et al.* (2001; 2002) para ambas a pesca de arrasto e cerco, respetivamente, onde os dados obtidos sugerem que ocorre um elevado sucesso alimentar por parte das LA durante o recolher das redes e um maior sucesso alimentar por parte das LM durante as outras etapas da pesca. Neste estudo o mesmo foi observado no caso do cerco, uma especialização por parte das LA durante a recolha das redes e das LM durante as rejeições. As rejeições do arrasto apresentam a mesma tendência de maior sucesso para as LM. Os indivíduos imaturos apresentam um fraco sucesso durante todas as fases da pesca de cerco, porém um sucesso bastante elevado nas rejeições dos arrastos.

As LA apresentam o maior sucesso alimentar durante a etapa de recolha das redes das artes de cerco, apesar de estarem presentes em baixos números. Calado *et al.* (2015) demonstra, num estudo realizado na mesma área e com as mesmas espécies, através de Informação retirada de regurgitos de LA e LM, uma similaridade aos dados obtidos neste estudo. Observou que grande parte do peixe ingerido pelas LA é coincidente com o peixe pelágico alvo das pescas de cerco e a sua presa natural. Sendo a presença deste tipo de peixe, por outro lado, muito baixa na alimentação das LM. Estes resultados foram reforçados num estudo mais recente (Matos *et al.* 2018), sendo todo o peixe pelágico capturado por esta espécie proveniente da pesca de cerco (Arizaga *et al.*, 2010), podendo esta observação dever-se, ao facto de, para além de obterem este peixe por predação natural, as LA possuírem uma quantidade de peixes capturados, por indivíduo por 10 minutos, durante o ato de recolha das redes do cerco muito

superior ao das LM, como foi comprovado neste estudo. Isto devido ao facto de as LM não apresentarem a adaptação e especialidade á pesca noturna (Arcos & Oro 2002), e assim uma desvantagem em capturar peixe dentro de água profunda (Votier *et al.*, 2010).

Neste estudo foi observado um sucesso alimentar mais elevado por parte das LM nas pescas de arrasto e as LA um sucesso ligeiramente mais elevado nas pescas de cerco. No entanto quando são isolados e comparados apenas casos de rejeições de ambas as pescarias, as LM apresentam um sucesso alimentar superior em ambas as artes de pesca, o que contribui para explicar a semelhança em termos de seguimento das LM em ambas as artes de pesca. Este maior sucesso por parte das LM nas rejeições é referido no estudo de Calado (2015), onde ambas as espécies de LA e LM apresentam na sua alimentação peixes demersais, os quais apenas se encontram disponíveis para consumo quando rejeitados por artes de pesca (Borges *et al.*, 2001; Votier *et al.*, 2010, Erzini *et al.*, 2002), no entanto, afirma que as LM apresentam uma proporção relativamente superior de ingestão destes peixes, o que também é referenciado por Bécares *et al.* (2015).

O sucesso alimentar registado, no caso das LA adultas e dos indivíduos imaturos, segue a mesma tendência da sua presença, ou seja, os locais onde estes indivíduos apresentam maiores números, apresentam igualmente maior sucesso alimentar. No caso das LM adultas apesar de frequentarem de forma semelhante as duas artes de pesca, apresentam maior sucesso nos barcos de arrasto devido ás quantidades de peixe rejeitados serem muito mais elevadas. No entanto, é discutível que estes possuem um maior sucesso durante um espaço de tempo confinado no cerco, dada a grande concentração de embarcações de cerco em atividade ao mesmo tempo. Uma passagem de barco em barco para alimentação nesta arte de pesca é bastante mais eficaz, investindo as aves menos tempo a procurar alimento, enquanto que na pesca de cerco apenas vão obtendo alimento nas etapas mais tardias do cerco, nomeadamente, as rejeições (González-Solís *et al.*, 2003). As rejeições tratam-se da fonte de alimento mais significativa de todo o processo da pesca, no entanto o funcionamento desta arte de pesca dá-se entre certos intervalos de

horas, obrigando as aves a esperar pela próxima etapa de captura ou procura de outra embarcação em funcionamento. O sucesso por dia, no entanto deverá ser maior nas embarcações de arrasto devido ao funcionamento durante todo o dia, em vez de apenas uma largada como acontece no caso do cerco. Tal é importante pois este estudo foi confinado á época de reprodução destas espécies, e a dependência das populações em recursos antropogénicos é normalmente relacionado com a distância ás colónias (Ramos *et al.*, 2009), sendo assim a pesca de cerco bastante mais atrativa, podendo explicar a presença e sucesso alimentar das espécies estudadas nesta pesca.

4.3 – O papel do cleptoparasitismo na presença e no sucesso alimentar nas artes de pesca

O stress alimentar pode originar custos adicionais na exploração de recursos alimentares, nessas condições o cleptoparasitismo pode se tornar uma alternativa mais apelativa para grande parte dos predadores (González-Solís *et al.*, 2013).

A presença de cleptoparasitismo neste estudo só é observada em casos onde ocorre a presença de grandes quantidades de LM, ou quando o peixe é escasso, o cleptoparasitismo é quase inexistente quando o peixe é abundante, este facto contradiz os resultados obtidos por González-Solís *et al.* (2013) onde o cleptoparasitismo ocorreu quando os recursos de rejeição são abundantes. Para reforçar este facto, quando observadas as diferentes formas de rejeição do peixe, um a um ou “rejeição massiva”, a taxa de cleptoparasitismo muda radicalmente, apresentando-se uma grande tentativa de roubos quando o peixe é rejeitado um a um, sendo iniciadas perseguições e ataques, quanto que durante uma “rejeição massiva ” a quantidade de peixe á superfície do mar é tão elevada que poucas LM recorrem ao roubo a outro indivíduo, visto que tal processo necessita de mais energia do que simplesmente apanhar outro peixe.

Não há diferenças entre o acontecimento de roubos envolvendo LM e imaturas nas duas artes de pesca, no entanto, o roubo efetuado contra LA é completamente ausente na pesca de cerco. Tal se pode dever ao facto de no cerco as LA investirem pouco esforço durante a etapa da rede posta e rejeições, investindo fortemente durante a recolha das redes, onde, apesar de existir uma grande quantidade de indivíduos na zona, grande parte das LM e imaturas estão pousadas na rede ou na água, havendo pouca tentativa de alimentação por partes destas nesta etapa da pesca, e assim não havendo tentativas de roubo quando uma LA passa pelo centro da rede a capturar um dos peixes. Os indivíduos são as maiores vítimas de cleptoparasitismo das estudadas quando agrupando ambas as pescas, o impacto desta pressão é bastante visível, devido á sua inexperiência e tamanho reduzido, que, ao contrário das LA, não tentam evitar competição.

4.4 – Interação entre gaivotas nos portos de pesca

A observação mais importante a ser feita nos portos de pesca observados neste estudo é o facto de ocorrer a ausência de LA, assim sendo podemos seguramente assumir que todos os indivíduos imaturos presentes nestas áreas são imaturos de LM.

Quando comparamos o porto de Olhão com o porto da Culatra, é bastante visível que, enquanto em Olhão as LM são mais predominantes, a Culatra possui um elevado número de aves imaturas. Estes dois portos de pesca encontram-se próximos um do outro, apenas com pouco mais de três quilómetros de distância, este facto pode significar que a Culatra se tenha tornado no porto de abrigo para as aves imaturas, ao fugirem á pressão causada pelas aves mais experientes em Olhão, onde a quantidade de peixe desembarcado é muito superior. Essa pressão é bastante visível quando observamos o cleptoparasitismo, a percentagem de peixe roubado ás imaturas por parte de uma LM observado neste estudo é superior ao dobro no porto de Olhão (18%) quando equiparado

ao roubo no porto da Culatra (7%). O sucesso alimentar registado serve para reforçar esta ideia, tendo as imaturas muito mais sucesso na culatra, este facto pode estar fortemente relacionado com a falta de LM, e assim sendo, a falta de pressão e de roubos.

O caso registado da Figueira-da-Foz é bastante diferente dos anteriores em termos de numero de indivíduos, pois neste caso os indivíduos imaturos apresentam ser a maioria da população, no entanto apresenta as taxas de sucesso alimentar semelhante ao de Olhão, onde as LM adultas possuem muito mais sucesso. Este facto pode ser explicado pela falta de experiencia dos indivíduos imaturos e dimensões mais reduzidas, explicando a fuga das imaturas do porto de Olhão para o da Culatra, onde, apesar de menos atividade pesqueira, a pressão por parte da maior e mais experiente LM adulta não é tão forte.

4.5 Aplicações conservacionistas e conclusões

A atualização da política comum das pescas inclui o objetivo de remover gradualmente as rejeições, começando em 2015 com uma obrigação da apresentação no porto de todas as espécies comerciais capturadas, regulamentadas até 2019, nesta atualização, foram implementadas sugestões sobre maneiras de agir sobre a quantidade de peixes indesejados capturados e rejeitados. A redução da disponibilidade de rejeições fornecidas pelas pescas vai obrigar a um alargamento do nicho trófico de espécies oportunistas, como é o caso das LM, assim obrigando estas a aumentar o consumo de fontes de alimento alternativo, até um certo ponto incluindo a migração da zona alimentar para habitats terrestres (Duhem et al., 2005), pois o seu sucesso reprodutor, sobrevivência, recrutamento e as taxas de crescimento populacional, são fortemente influenciadas pela disponibilidade de recursos alimentares (Navarro et al., 2010; Votier et al., 2008).

A diminuição das rejeições pode aumentar também a competição nas pescas de arrasto, levando a uma maior afetação desta em espécies de menor porte, dado ao seu tamanho não competitivo ou baixa habilidade de lidar com estes acontecimentos (Oro 1999; Tasker *et al.*, 2000; Arcos *et al.*, 2001), como é o caso das LA, pois estas baseiam-se na especialização em peixes pelágicos e capacidade de evitar conflitos com outras espécies até certo ponto (Arcos *et al.*, 2001), sendo assim, uma redução das rejeições pode significar uma maior convergência das LM nos arrastos, expulsando ainda mais as LA destes, como foi possível verificar através da comparação dos números de presença entre este estudo e o registo de Arcos *et al.* (2001), obrigando as LA a voltarem a um procura de alimento natural. Outro potencial resultado é a continuação destas nas pescas de cerco, visto que estas possuem um sucesso bastante elevado na captura de peixes em momentos que não incluem rejeições, momentos estes onde as LM não se especializam. De qualquer modo a redução de alimento disponível pelas pescas pode ser potencial ameaça de extinção para esta espécie, visto que foram estas pescas que a retiram desse estado gradualmente.

Referências:

- Arcos JM, Oro D (1996) Changes in foraging range of Audouin's gulls *Larus audouinii* in relation to a trawler moratorium in the western Mediterranean. *Colon Waterbirds* 1:128–131
- Arcos, J., and Oro, D. (2002). Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Biology*, 141(2), pp.277-286.
- Arcos, J., Oro, D. and Sol, D. (2001). Competition between the yellow-legged gull *Larus cachinnans* and Audouin's gull *Larus audouinii* associated with commercial fishing vessels: the influence of season and fishing fleet. *Marine Biology*, 139(5), pp.807-816
- Arizaga, J., Aldalur, A., Herrero, A., Cuadrado, J., Mendiburu, A. & Sanpera, C. (2010). High importance of fish prey in diet of Yellow-legged Gull *Larus michahellis* chicks from the southeast Bay of Biscay. *Seabird*, 23, 1-6.
- Bai, X. M., Voter, A. F., Hoagland, R. G., Nastasi, M., & Uberuaga, B. P. (2010). Efficient annealing of radiation damage near grain boundaries via interstitial emission. *Science*, 327(5973), 1631-1634.
- Bécares, J., García-Tarrasón, M., Villero, D., Bateman, S., Jover, L., García Matarranz, V., Sanpera, ., Arcos, J. M. (2015). Modelling Terrestrial and Marine Foraging Habitats in Breeding Audouin's Gulls *Larus audouinii*: Timing Matters. *PLoSOne*, 10(4)
- Beverton, R. J. H. & Holt, S. J. On the Dynamics of Exploited Fish Populations (Chapman and Hall, London, 1957; Facsimile reprint 1993).
- Bicknell, A. W., Oro, D., Camphuysen, K. C. & Votier, S. C. Potential consequences of discard reform for seabird communities. *Journal of Applied Ecology* 50, 649–658 (2013).

- BirdLife International. 2017. *Larus audouinii* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22694313A110634317. . <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20171.RLTS.T22694313A110634317.en> Downloaded on 20 August 2018
- Borges, T. C., Erzini, K., Bentes, L., Costa, M. E., Gonçalves, J. M. S., Lino, P. G., Pais, C., & Ribeiro, J. (2001). By-catch and discarding practices in five Algarve (southern Portugal) métiers. *Journal of Applied Ichthyology*, b17(3), 104–114
- Borges, T. C., L. Bentes, M. Castro, M. E. Costa, K. Erzini, J. Gomes, J. M. S. Gonçalves, P. G. Lino, C. Pais & J. Ribeiro, 1997. Studies of the discards of commercial fisheries from the south of Portugal. Final Report to the Commission of the European Communities, DG XIV-C-1, Study Project No. 95/081.
- Bosch, M., Oro, D., Cantos, F. and Zabala, M. (2000). Short-term effects of culling on the ecology and population dynamics of the yellow-legged gull. *Journal of Applied Ecology*, 37(2), pp.369-385.
- Boyd, R. T. in Handbook of American Indians: Northwest Coast (ed. Suttles, W.) 135–148 (Smithsonian Institute, Washington DC, 1990).
- Calado JG, Matos DM, Ramos JA, Moniz F, Ceia FR, Granadeiro JP, Paiva VH (2018) Seasonal and annual differences in the foraging ecology of two gull species breeding in sympatry and their use of fishery discards. *J Avian Biol* 49:e01463
- Camphuysen, C.J., 1995. Herring gull *Larus argentatus* and lesser black-backed gull *L. fuscus* feeding at fishing vessels in the breeding season: competitive scavenging versus effective flying. *Ardea* 83, 365e380.
- Camphuysen, C.J., Calvo, B., Durinck, J., Ensor, K., Follestad, A., Furness, R. & Winter, C.J.N. (1995) Consumption of Discards by Seabirds in the North Sea Final Report EC DG XIV Research Contract BIOECO/ 93/10. NIOZ Rapport 1995 - 5. *Netherlands Institute for Sea Research*, Texel.

- Ceia, F. R., Patrício, J., Marques, J. C., & Dias, J. A. (2010). Coastal vulnerability in barrier islands: The high risk areas of the Ria Formosa (Portugal) system. *Ocean & Coastal Management*, 53(8), 478-486
- Cortés, V., Arcos, J. and González-Solís, J. (2017). Seabirds and demersal longliners in the northwestern Mediterranean: factors driving their interactions and bycatch rates. *Marine Ecology Progress Series*, 565, pp.1-16.
- CROXALL, J., BUTCHART, S., LASCELLES, B., STATTERSFIELD, A., SULLIVAN, B., SYMES, A. and TAYLOR, P. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22(01), pp.1-34.
- Cushing, D. H. *The Provident Sea* (Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1987).
- Davis, M. (2002). Key principles for understanding fish bycatch discard mortality. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(11), pp.1834-1843.
- Garthe, S., Freyer, T., Hüppop, O., Wölke, D., 1999. Breeding lesser black-backed gulls *Larus graellsii* and herring gulls *Larus argentatus*: coexistence or competition? *Ardea* 87, 227e236.
- Gochfeld M, Burger J, 1996. Family Sternidae (terns). In: del Hoyo J, Elliot A, Sargatal Jed. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 3. Barcelona: Lynx Editions, 624–643.
- González-Solís, J. (2003). Impact of fisheries on activity, diet and predatory interactions between yellow-legged and Audouin's gulls breeding at the Chafarinas Islands. *Scientia Marina*, 67(2), 83–88.
- Hall MA, Alverson DL, Metuzals KI. By-catch: Problems and Solutions. *Marine Pollution Bulletin* 2000; 41: 204 – 219.
- Hall, M. A., Alverson, D. L. & Metuzals, K. I. By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41, 204–219 (2000).

- Harrington JM, Myers RA, Rosenberg AA. Wasted fishery resources: discarded by-catch in the USA. *Fish and Fisheries* 2006; 6: 350 – 361.
- Kelleher, K. (2005). Discards in the world's marine fisheries: an update *FAO Fisheries Technical Paper* N° 470. Rome, pp. 131
- Koslow, J. A. et al. Continental slope and deep-sea fisheries: implications for a fragile ecosystem. *ICESJ. Mar. Sci.* 57, 548–557 (1999).
- Lewis, S., Sherratt, T.N., Hamer, K.C., Wanless, S., 2001. Evidence of intra-specific competition for food in a pelagic seabird. *Nature* 412, 816e819.
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ Freeman SA. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 2004; 19: 598 – 604.
- Lloret J, Palomera I, Salat J, Sole I (2004) Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fish Oceanogr* 13:102–110
- Mace, P. M. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management. *Fish.* 2, 2–32 (2001).
- Mark L. Tasker, C. J. Camphuysen, John Cooper, Stefan Garthe, William A. Montevecchi, Stephen J. M. Blaber; The impacts of fishing on marine birds, *ICES Journal of Marine Science*, Volume 57, Issue 3, 1 June 2000, Pages 531–547
- Matos DM, Ramos JA, Calado JG, Ceia FR, Hey J, Paiva VH, (2018) How fishing intensity affects the spatial and trophic ecology of two gull species breeding in sympatry? *ICES J Mar Sci* 161:657–16

- Matos DM, Ramos JA, Calado JG, Ceia FR, Hey J, Paiva VH, (2018) How fishing intensity affects the spatial and trophic ecology of two gull species breeding in sympatry? *ICES J Mar Sci* 161:657–16
- Murawski, S. A., 1993. Factors Influencing Bycatch and Discard Rates: Analyses from Multispecies/Multifishery. In: Scientific Council Meeting – September 13–15, 1993. NAFO SCS Doc. 93/115, Serial No N2309, Dartmouth, Canada: 8 pp.
- Navarro, J., Oro, D., Bertolero, A., Genovart, M., Delgado, A. and Forero, M. (2010). Age and sexual differences in the exploitation of two anthropogenic food resources for an opportunistic seabird. *Marine Biology*, 157(11), pp.2453-2459.
- Oro D (1995) The influence of commercial fisheries in daily activity of Audouin's gull *Larus audouinii* in the Ebro Delta, NE Spain. *Ornis Fenn* 72:154–158
- Oro, D. (1999) Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds? Proceedings of the 22nd International Ornithological Congress (eds N.J. Adams & R.H. Slotow), pp. 717–730. *BirdLife* South Africa, Durban, South Africa.
- Oro, D., Genovart, M., Tavecchia, G., Fowler, M. S. & Martinez-Abraín, A. Ecological and evolutionary implications of food subsidies from humans. *Ecology Letters* 16, 1501–1514 (2013).
- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T., Sumaila, U., Walters, C., Watson, R. and Zeller, D. (2002). Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(6898), pp.689-695.
- Pedro, P. I., Ramos, J. A., Neves, V. C., & Paiva, V. H. (2013). Past and present trophic position and decadal changes in diet of yellow-legged gull in the Azores Archipelago, NE Atlantic. *European journal of wildlife research*, 59(6), 833-845.
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Reeves, S.A. & Furness, R. (2002) Net loss - Seabirds Gain?. Implications of fisheries management for seabirds scavenging discards in the northern North Sea, *The RSPB*, Sandy, UK.
- Sanz-Aguilar, A., Martínez-Abraín, A., Tavecchia, G., Mínguez, E., & Oro, D. (2009). Evidence-based culling of a facultative predator: efficacy and efficiency components. *Biological conservation*, 142(2), 424-431
- Sardà, F., Coll, M., Heymans, J. and Stergiou, K. (2013). Overlooked impacts and challenges of the new European discard ban. *Fish and Fisheries*, 16(1), pp.175-180.
- Schaefer, M. B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Commiss.* 1, 27–56 (1954).
- Schwemmer H, Schwemmer P, Ehrich S, Garthe S (2013) Lesser blackbacked gulls (*Larus fuscus*) consuming swimming crabs: an important link in the food web of the southern North Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 119:71–78
- Simon Foster, Robert L. Swann & Robert W. Furness (2017) Can changes in fishery landings explain long-term population trends in gulls?. *Bird Study*, 64:1, 90-97, DOI: 10.1080/00063657.2016.1274287
- Soriano-Redondo, A., Cortés, V., Reyes-González, J., Guallar, S., Bécares, J., Rodríguez, B., Arcos, J. and González-Solís, J. (2016). Relative abundance and distribution of fisheries influence risk of seabird bycatch. *Scientific Reports*, 6(1).
- Sotillo, A., Depestele, J., Courtens, W., Vincx, M. and Stienen, E. (2014). Consumption of Discards by Herring Gulls *Larus argentatus* and Lesser Black-Backed Gulls *Larus fuscus* off the Belgian Coast in the Breeding Season. *Ardea*, 102(2), pp.195-206.

- Tremblay, Y., Thiebault, A., Mullers, R. and Pistorius, P. (2014). Bird-Borne Video-Cameras Show That Seabird Movement Patterns Relate to Previously Unrevealed Proximate Environment, Not Prey. *PLoS ONE*, 9(2), p.e88424.
- Votier, S., Bearhop, S., Witt, M., Inger, R., Thompson, D. and Newton, J. (2010). Individual responses of seabirds to commercial fisheries revealed using GPS tracking, stable isotopes and vessel monitoring systems. *Journal of Applied Ecology*, 47(2), pp.487-497.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Ratcliffe, N. & Furness, R.W. (2004a) Reproductive consequences for Great Skuas specializing as seabird predators. *The Condor*, 106, 275–287.
- Votier, S.C., Bearhop, S., Ratcliffe, N., Phillips, R.A. & Furness, R.W. (2004b) Predation by great skuas at a large Shetland seabird colony. *Journal of Applied Ecology*, 41, 1117–1128.
- Votier, S.C., Heubeck, M. & Furness, R.W. (2008) Using inter-colony variation in demographic parameters to assess the impact of skua predation on seabird populations. *Ibis*, 150, 45–53.
- Wagner, E. L. & Boersma, P. D. Effects of fisheries on seabird community ecology. *Reviews in Fisheries Science* 19, 157–167 (2011).
- Worm, B. et al. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787–790 (2006).
- Yorio, P. and Caille, G. (1999). Seabird Interactions with Coastal Fisheries in Northern Patagonia: Use of Discards and Incidental Captures in Nets. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 22(2), p.207.