



Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente

Maria Serpa Cabral de Matos Águas

**Dispersão passiva de Lagostim Vermelho da
Luisiana (*Procambarus clarkii*) através de Pato-Real
(*Anas platyrhynchos*)**

Passive dispersal of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) by mallards (*Anas platyrhynchos*)

Orientador: Prof. Doutor Pedro Anastácio

*Dissertação submetida à Universidade de Évora
para obtenção do grau de Mestre em Qualidade e Gestão do Ambiente*

Évora, 2013

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos que de alguma forma contribuíram para a realização desta dissertação.

Ao professor Pedro Anastácio por me ter orientado ao longo deste processo e me ter auxiliado nas dúvidas, bons conselhos e correcções feitas a esta dissertação.

À COTARROZ que permitiu a captura de lagostins na sua propriedade.

Ao Hospital Veterinário da Universidade de Évora, e à Professora Joana Reis, no apoio prestado com o pato.

Finalmente à minha família: à minha mãe Ana, às minhas irmãs Rita e Carolina, à minha avó Helena, ao meu avô Joaquim, e ao meu namorado Ricardo.

E um especial obrigado ao meu pai, a quem dedico tudo aquilo que um dia conseguir. É por ti!

Este trabalho é financiado por Fundos FEDER através do Programa Operacional Factores de Competitividade – COMPETE e por Fundos Nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e a Tecnologia no âmbito do projecto DID (Dispersal of Invasive Decapoda) (PTDC/BIA-BEC/105182/2008).



Fundo Europeu de
Desenvolvimento regional



COMPETE

PROGRAMA OPERACIONAL FACTORES DE COMPETITIVIDADE

FCT

Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR

Índice

1. Resumo.....	6
2. Abstract	7
3. Introdução	8
4. Metodologia.....	12
4.1. Experiência da dessecação dos juvenis.....	12
4.2. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem às patas do pato	13
4.3. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem a um pato em movimento	14
4.4. Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato	15
5. Resultados	17
5.1. Experiência da dessecação dos juvenis.....	17
5.2. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem às patas do pato	18
5.3. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem a um pato em movimento	19
5.4. Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato	20
6. Discussão	22
7. Bibliografia.....	27

Índice de tabelas

Tabela 1. Número de transportes individuais e número total de indivíduos transportados nos diferentes tempos de repouso.

Índice de figuras

Figura 1. Copos individuais contendo juvenis de *Procambarus clarkii* para a experiência da dessecação.

Figura 2. Esquema ilustrativo da metodologia usada na experiência “Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem à plumagem de um pato em movimento”. Calha com água e juvenis (densidade de 400 indivíduos/m²) por onde o pato foi arrastado a uma velocidade de 0,5 m/s, e dois contentores apenas com água onde o pato foi colocado após cada réplica, para verificar se houve transporte e proceder à contagem.

Figura 3. Esquema ilustrativo da metodologia usada na experiência “Estimar as taxas de sobrevivência dos juvenis durante o voo do pato. Pato preso na traseira de uma viatura de caixa aberta, com juvenis na barriga (10 para cada tempo).

Figura 4. Probabilidade de morte dos juvenis em função do tempo a uma temperatura de 24°C e humidade relativa de 35%. Os pontos pretos representam a mortalidade observada, e a linha preta foi obtida por uma análise probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

Figura 5. Probabilidade de morte dos juvenis em função do tempo a uma temperatura de 19°C e humidade relativa de 35%. Os pontos pretos representam mortalidade observada, e a linha preta foi obtida pela análise probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

Figura 6. Proporção de juvenis de *P.clarkii* transportados por uma pata de pato-real, em função do tempo de repouso, num total de 150 repetições para cada tempo. As barras de erro representam intervalos de confiança a 95%.

Figura 7. Proporção de juvenis de *P.clarkii* transportados por um pato-real, em função da profundidade da água, num total de 300 réplicas para cada profundidade. As barras de erro representam intervalos de confiança

Figura 8. Probabilidade de morte dos juvenis de *P.clarkii* em função do tempo de transporte. Os pontos pretos representam a proporção de mortalidade observada e a linha preta foi obtida pela análise Probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

1. Resumo

Dispersão passiva de crustáceos invasivos através de aves aquáticas

Neste trabalho testámos a possibilidade de dispersão passiva dos juvenis do lagostim vermelho da Luisiana (*Procambarus clarkii*) através de um vector animal, o pato-real (*Anas platyrhynchos*). Realizou-se uma experiência de dessecação, a duas temperaturas, constatando-se que os juvenis sobrevivem até 225 minutos fora de água, resistindo mais tempo quando à temperatura inferior. Realizaram-se também outras duas experiências para determinar a capacidade de se agarrarem a patas do pato e à plumagem do pato em movimento. Os resultados da primeira experiência levaram-nos a concluir que o tempo de repouso das patas afecta a probabilidade de transporte. Na segunda experiência concluímos que os juvenis se podem agarrar a um pato em movimento e que a probabilidade é afectada significativamente pela profundidade da água. Para determinar probabilidade de morte fora de água num vector animal, recrearam-se condições semelhantes às do voo de patos e obtiveram-se valores de LT_{50} e LT_{90} de 2,239 e 4,880 minutos, respectivamente.

Palavras-chave: Dispersão passiva, aves aquáticas, *Procambarus clarkii*.

2. Abstract

Passive dispersal of invasive crayfish by waterbirds

In this paper we investigated the possibility of passive dispersal of juvenile red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) through an animal vector, the mallard (*Anas platyrhynchos*). We performed a desiccation survival experiment, at two different temperatures and the results showed that the juveniles can survive until 225 minutes, and they resist longer at lower temperatures. We also performed other experiments to test the capacity to attach to duck's legs and feathers while moving. The results of the first experiment show that the probability of transport is affected by the resting time. In the second experiment we concluded that the juveniles are able to attach to a moving duck and that the probability is significantly affected by water depth. To determine the survival time out of water on an animal vector, we recreated similar conditions similar to the duck's flight and obtained LT_{50} and LT_{90} values of 2,239 and 4,880 minutes, respectively.

Keywords: Passive dispersal, waterbirds, *Procambarus clarkii*

3. Introdução

A introdução e disseminação de espécies invasivas é actualmente considerada uma das maiores ameaças à biodiversidade global (McCarthy et al. 2006), podendo causar grandes mudanças a nível do funcionamento dos ecossistemas uma vez que afectam a distribuição e abundância das espécies nativas, conduzindo frequentemente ao declínio destas (Lodge et al. 1998; Correia e Anastácio, 2008; Strayer et al., 2012). A invasão por crustáceos, em particular, tem vindo a aumentar nos últimos anos, representando uma crescente preocupação mundial a nível dos sistemas aquáticos (McCarthy et al. 2006; Dana et al., 2011). Os crustáceos são aliás, de entre todos os organismos aquáticos invasores, o grupo com mais sucesso (Hanfling et al., 2011).

Originário do sul dos E.U.A. e do Norte do México, o lagostim vermelho da Luisiana *Procambarus clarkii*, (ordem Decapoda, família Cambaridae), foi introduzido na Europa nos anos de 1970s (Holdich et al., 2009), estando actualmente presente nos cinco continentes: África, Ásia, Europa, América do Norte e América do Sul (Capinha et al., 2010). Em Portugal a primeira ocorrência da espécie foi no rio Caia em 1979 (afluente do rio Guadiana) (Ramos e Pereira, 1981), ocupando em 1986 uma área considerável do sul de Portugal, e pouco depois foram conhecidas os primeiros danos na orizicultura (Anastácio, 1993). As principais formas de dispersão desta espécie são o transporte humano e a dispersão activa (Ferreira, 2011), sendo classificada como uma das 100 espécies mais invasivas na Europa (DAISIE, 2008).

Esta espécie afecta simultaneamente diferentes níveis da cadeia trófica interferindo com espécies de diferentes grupos (Correia 2002, 2003; Correia e Anastácio, 2008). Desde a sua introdução, o lagostim vermelho da Luisiana tem vindo a causar vários impactos nos sistemas naturais, entre os quais se incluem alterações na composição das comunidades invadidas, fortes efeitos negativos sobre lagostins nativos (Holdich et al. 2009), e diversos danos em actividades económicas, especialmente em culturas de arroz (Anastácio et al., 2000). Esta espécie afecta negativamente a diversidade de macroinvertebrados, uma vez que fazem parte da sua dieta (nomeadamente: Culicidae, *Chironomus*, Tanytarsini e Orthocladinae) (Correia 2001). Contudo, são também conhecidos efeitos positivos, uma vez que esta espécie faz parte da dieta de alguns predadores e é sujeita a exploração comercial na sua área original bem como em várias áreas invadidas (Correia 2001). Consomem também importantes pragas do arroz, como larvas de Chironominae (Correia e Anastácio, 2008) e algas (Barradas et al., 2006).

Esta e outras espécies de invertebrados e de plantas aquáticas invasoras têm uma distribuição generalizada, apesar do isolamento que se faz sentir entre habitats de água doce

(Waterkeyn et al., 2010a). A dispersão passiva é um factor chave para estes padrões de distribuição (Jenkins e Buikema, 1998; Figuerola e Green, 2002a) constituindo um processo crucial para a manutenção e diversidade genética das espécies (Bohonak e Jenkins, 2003; Waterkeyn et al., 2010b). Na verdade, o limite da capacidade de dispersão pode restringir a distribuição de várias espécies (Primack e Miao, 1992), como mostraram por exemplo Figuerola e Green (2002a) no caso de plantas terrestres. A capacidade de dispersão desempenha também um papel muito importante no que respeita às respostas a alterações climáticas (Figuerola e Green, 2002a). Apesar de haver muita informação disponível sobre a dispersão mediada por animais em ecossistemas terrestres, pouca informação existe sobre processos que afectam dispersão a longa distância (LDD – distâncias acima de 10 km) (Green e Figuerola, 2005) entre habitats aquáticos (Figuerola e Green, 2002a).

Os mecanismos de dispersão usados pelos macroinvertebrados de água doce são classificados como activos ou passivos, e têm consequências importantes em processos de colonização, fluxo genético e divergência evolutiva (Bilton et al., 2001). Muitos organismos alcançam uma ampla distribuição através de meios activos, como o voo, outros no entanto são incapazes de se dispersarem por si só. Estes dependem de outros vectores como os animais, o vento ou a água para uma dispersão passiva, que envolve muitas vezes um estágio resistente à dessecação, específico no ciclo de vida (Bilton et al., 2001). Em ambientes de água doce a exposição à dessecação durante o transporte é considerado um dos factores limitantes para muitos organismos aquáticos que se dispersam por adesão (Figuerola e Green, 2002a). Os invertebrados aquáticos são capazes de sobreviver fora de água pelo menos por um curto período de tempo. Na verdade muitos deles produzem estágios altamente resistentes podendo sobreviver a grandes períodos de seca, por vezes, com a duração de várias décadas (Brendonck e De Meester, 2003; Waterkeyn et al., 2010a).

Reconhecidas como um importante vector na dispersão a longas distâncias, as aves aquáticas (Figuerola e Green, 2002a; Figuerola e Green, 2002b; Ferreira, 2011) são uma via de dispersão de seres vivos, devido à sua abundância, à sua distribuição generalizada, e à elevada frequência de movimentos dentro e entre habitats (Raulings et al., 2011). É de referir que as aves aquáticas migratórias percorrem grandes distâncias, realizando longas viagens entre as suas áreas de reprodução nas latitudes extremas para as áreas mais temperadas no Inverno (Figuerola e Green, 2002a). No entanto, segundo Gilmer et al. (1975) a distância média percorrida pelo pato-real (*Anas platyrhynchos*), entre os habitats de que necessita para as suas actividades é de 2,7 km, o que corresponde a 240 ha. Mais recentemente Davis e Afton (2010) afirmam que essa distância é 1,5 km. A família *Anatidae* (que engloba patos, gansos e cisnes), tem uma grande importância na dispersão de organismos aquáticos devido à sua abundância,

ampla distribuição em ambientes aquáticos em todo o mundo, assim como a sua tendência para movimentos de longa distância (Green et al., 2002). Além disso, o facto das sementes aquáticas e dos invertebrados aquáticos estarem incluídos na dieta da maioria das espécies desta família fazem deles vectores que tornam possível tanto o transporte interno como externo (Green et al., 2002).

A dispersão pelas aves pode ser feita por três vias: através das penas, patas e bico; pelo esófago e posteriormente regurgitação; e através do intestino e deposição fecal (Green et al., 2002; Raulings et al., 2011). Assim, várias espécies podem transportar tanto interna como externamente propágulos de animais aquáticos, sementes de plantas aquáticas, ovos em diapausa ou esporos de algas de água doce (Ferreira, 2011), sendo que a morfologia do vector influencia os propágulos transportados, nomeadamente afectando a frequência do transporte e o tamanho dos propágulos (Figuerola et al., 2005; Green e Figuerola, 2005). De facto alguns trabalhos comprovam que muitas plantas aquáticas (Maguire, 1963; Figuerola e Green, 2002a; Figuerola e Green, 2002b) e alguns invertebrados conseguem mobilidade através de vectores animais, nomeadamente nas patas, penas ou bico de aves (Maguire, 1959; Green et al., 2002; Figuerola e Green, 2002a; Figuerola e Green, 2002b). As sementes são maioritariamente transportadas através da plumagem, enquanto os ovos de invertebrados são maioritariamente transportados pelas patas (Figuerola e Green, 2002b; Green e Figuerola, 2005). No entanto, vários ovos de crustáceos (viáveis) foram recuperados do trato digestivo e fezes de patos domésticos e selvagens (Proctor e Malone 1965; Proctor et al., 1967). Não obstante ao transporte pelas aves, mais de 800 invertebrados de 14 taxa diferentes foram encontrados no pelo do Coipú (*Myocastor coypus*), e muitos podem sobreviver aí por, pelo menos, 30 minutos (Waterkeyn et al, 2010b). Há ainda a evidência de transporte de bivalves pelas patas de aves (Darwin, 1859), anfípodes do género *Gammarus* (Segerstrale, 1954; Peck, 1975; Daborn, 1976; Swanson, 1984), e cladóceros (Makarewicz et al., 2001).

Os processos que afectam a dispersão a longa distância entre habitats aquáticos ainda não são bem conhecidos, sobretudo no que respeita à dispersão passiva de decápodes (Ferreira, 2011). As mais recentes descobertas por parte desta equipa mostraram a possibilidade de transporte por aves de dois tipos de decápodes, ou seja, juvenis de lagostim vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*) (Ferreira, 2011) e camarão de Rio (*Atyaephyra desmarestii*) (Banha e Anastácio, 2012) bem como de anfípodes invasivos (*Crangonyx pseudogracilis*) (Rachalewski et al., 2012). Neste contexto irão ser realizadas experiências para determinar até que ponto é possível o transporte de juvenis de *Procambarus clarkii* por aves aquáticas aplicando novas metodologias de quantificação da probabilidade de transporte. Para tal realizaram-se experiências de dispersão por aves a fim de determinar a resistência à

dessecação e a capacidade dos juvenis se agarrarem às patas de um pato, dependendo do tempo de repouso da pata. Realizou-se ainda uma experiência para determinar a capacidade dos juvenis se agarrarem a um pato em movimento, dependendo da profundidade da água, e finalmente determinou-se o LT_{50} dos juvenis em condições semelhantes às do voo de patos.

4. Metodologia

Todos os lagostins de *Procambarus clarkii* utilizados foram capturados na bacia hidrográfica do Tejo, no Paúl de Magos e na Barragem do Divor, no distrito de Santarém, ou obtidos por reprodução em laboratório (figura 1) a partir de fêmeas aí capturadas. As capturas foram realizadas com o auxílio de dois camaroeiros triangulares (triângulos equiláteros) com lados de 30 cm (cabo de 130 cm e malha de 1 mm), e 50 cm (cabo de 160 cm e malha de 1 mm), e um rectangular (15 cm * 12 cm, cabo de 30 cm e malha de 1 mm). Foram realizadas 9 saídas de campo, embora em duas não se tenham conseguido capturas. Os animais foram mantidos em laboratório, em tanques com arejamento contínuo, no mínimo 24h antes de cada experiência, à temperatura de 17°C, e alimentados com Tetra pond koi sticks sendo que o fotoperíodo foi 12h de luz e 12h sem luz. Os registos das variáveis (temperatura média do ar, humidade relativa, velocidade do vento, direcção do vento, precipitação) da experiência “Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato” foram obtidos da estação meteorológica mais próxima (Centro Geofísico de Évora – Estação da Mitra). A temperatura do ar e a humidade relativa de todas as outras experiências foram obtidas através de um termohigrómetro, a temperatura da água, o pH, a condutividade, o oxigénio dissolvido e a percentagem de saturação de oxigénio foram medidos através de uma sonda (Multiline F-set da WTW), e os lagostins foram medidos com recurso a uma craveira.

Para obter juvenis em laboratório, foram mantidos em contentores individuais 6 machos e 6 fêmeas adultas, com tamanhos semelhantes, durante cerca de 20 dias. Posteriormente, juntaram-se as fêmeas com os machos em novos contentores, desta vez parcialmente tapados (Huner e Barr, 1991), sendo que apenas houve uma cópula com sucesso, resultando em 125 juvenis, 5 meses depois.

4.1. Experiência da dessecação dos juvenis

Foi estimado em laboratório, e sob condições controladas, o tempo de morte dos juvenis, a fim de perceber quanto tempo podem permanecer fora de água. Foram usadas duas temperaturas diferentes, 24 e 19°C (Banha e Anastácio, 2012), não sendo possível usar animais da mesma proveniência para ambas as temperaturas. Consequentemente, para a temperatura de 24°C usaram-se juvenis obtidos por reprodução em laboratório, e para a temperatura de 19°C os juvenis provieram de Salvaterra de Magos. Foram colocados 49 indivíduos (comprimento total médio: 8,56 mm \pm 0,55) em 49 copos individuais de plástico, com 3 cm de diâmetro e 5 cm de altura (figura 1) e mantidos a 35% de humidade relativa e a uma

temperatura de 24°C. Esta é, aproximadamente, a temperatura média do mês mais quente de Verão (Julho) no distrito de Salvaterra de Magos, onde foram capturados juvenis. Em intervalos de 30 minutos foram retirados 7 copos aleatoriamente e anotou-se o número de mortes. Repetiu-se o procedimento com outros 49 indivíduos (comprimento total médio: 9,36 mm \pm 1,94) para uma temperatura de 19°C (temperatura média do mês mais frio de Verão – Junho, no mesmo distrito) e uma humidade relativa de 35%. Desta vez os intervalos foram de 45 minutos. Para a análise estatística de todas as experiências foi usado o software PASW 18. Para calcular a probabilidade de morte dos juvenis nesta experiência aplicou-se uma análise probit para cada uma das temperaturas, obtendo-se o LT₅₀ e o LT₉₀ que são respectivamente o período de tempo necessário para a morte de 50% e 90% dos animais.

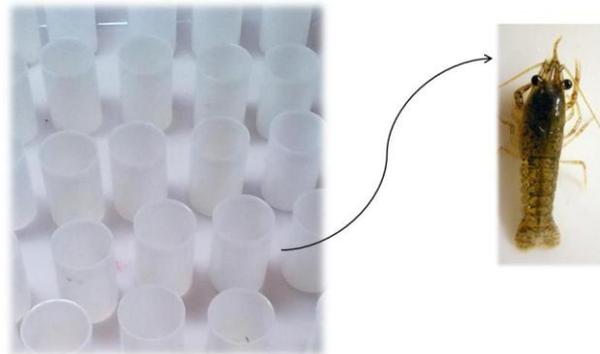


Figura 1. Copos individuais contendo juvenis de *Procambarus clarkii* para a experiência da dessecação.

4.2. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem às patas do pato

O objectivo desta experiência foi quantificar a probabilidade de transporte passivo de juvenis através da pata de um pato dependendo do tempo de repouso desta. Para tal foram utilizadas caixas (20 cm * 20 cm) com água a uma profundidade de 4 cm a uma densidade de 400 juvenis/m². No campo, os patos podem facilmente cruzar-se com fêmeas com juvenis recém-largados. A escolha desta densidade está relacionada com o facto de cada fêmea poder ter até 700 juvenis e estes durante o início do desenvolvimento se manterem perto da fêmea, atraídos por uma feromona maternal, podendo inclusivamente sair e voltar a agarrar-se ao abdómen (Huner, 1988). Colocaram-se 16 indivíduos por caixa, perfazendo um total de 64 juvenis (comprimento total médio: 11,16 mm \pm 2,63). Foram usadas no total 8 caixas, 4 com

água e 16 juvenis em cada, e 4 apenas com água. Mediram-se em cada caixa, a temperatura, o oxigénio, o pH e a condutividade, no início e no fim da experiência, sendo que a média da temperatura da água nas caixas foi de 18,2°C, a média do oxigénio dissolvido foi 7,05 mg/L e a percentagem de saturação foi de 76,4. Quanto ao pH, a média foi 6,8 e relativamente à condutividade o valor médio foi 7409,38 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Uma pata de pato-real (*Anas platyrhynchos*) com 44,5 g de peso foi emersa nas caixas que continham água e juvenis, durante períodos de 1, 5, 10 e 20 segundos, num total de 150 réplicas para cada tempo de repouso. Imediatamente após o tempo de repouso a pata foi transferida para a caixa que continha apenas água, com o objectivo de verificar se houve passagem dos juvenis e proceder à sua contagem. Aplicou-se aos dados obtidos um teste de qui-quadrado numa tabela de contingência com o objectivo de verificar se existem diferenças significativas nas proporções de indivíduos transportados consoante o tempo de descanso da pata.

4.3. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem a um pato em movimento

Para a realização desta experiência foi usado um pato-real recentemente morto, com 3,65 kg, a fim de determinar a probabilidade de transporte passivo dos juvenis, através da plumagem do pato, dependendo profundidade da água. Recorreu-se a uma calha de metal com uma área de 0,5 m², um comprimento de 2 m e uma largura de 25 cm. Para obter uma densidade de 400 indivíduos/m² colocaram-se 200 indivíduos no tanque, com um comprimento total médio de 10,64 mm \pm 1,35, estimado com base numa amostra aleatória de 30 indivíduos. Fez-se, o pato deslizar pela calha durante 4 segundos, usando um fio, correspondendo isto a 0,5 m/s, que é a velocidade média de natação do pato (Prange e Schmidt-Nielsen, 1970). Em seguida o pato foi colocado num tanque com água, a fim de verificar se houve passagem de juvenis e para contabilizar os indivíduos transportados (figura 2). A seguir a cada transporte de indivíduos era repostada a densidade na calha de metal.

Foram utilizadas 3 profundidades diferentes, 5, 10 e 20 cm, e para cada uma obteve-se um total de 300 réplicas. Também para cada profundidade foram medidas a temperatura, o oxigénio e a humidade relativa. A média da temperatura da água no tanque foi de 17,2°C, e a do ar foi 20°C. A média do oxigénio dissolvido foi 7,46 mg/L, a percentagem de saturação foi de 78,57 e a humidade relativa foi 39,6%. Aplicou-se um teste de qui-quadrado numa tabela de contingência com o objectivo de se verificar se existem diferenças significativas nas passagens de indivíduos consoante a profundidade de água.

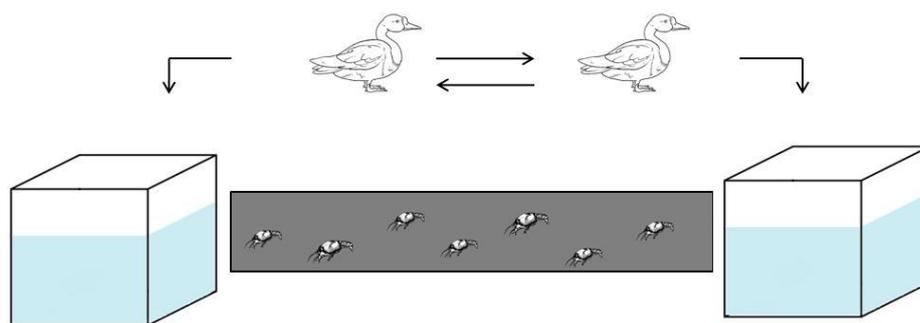


Figura 2. Esquema ilustrativo da metodologia usada na experiência “Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem à plumagem de um pato em movimento”. Calha com água e juvenis (densidade de 400 indivíduos/m²) por onde o pato foi arrastado a uma velocidade de 0,5 m/s, e dois contentores apenas com água onde o pato foi colocado após cada réplica, para verificar se houve transporte e proceder à contagem.

4.4. Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato

Nesta experiência pretendeu-se avaliar a capacidade dos juvenis sobreviverem fora de água e permanecerem agarrados a um vector animal. Para isso colocou-se um pato-real recentemente morto, com 3,65 kg, na posição natural de voo, pendurado por cordas, na parte traseira de um veículo de caixa aberta (figura 3). Para simular o voo, a velocidade do veículo foi mantida constante a 75 km/h, uma vez que a velocidade média do voo do pato varia, segundo Welham (1994), de 60 a 78 km/h.

Colocaram-se sobre a barriga do pato 10 lagostins de cada vez, para cada tempo, num total de 100 juvenis, com um comprimento total médio de 14,80 mm ± 2,26. Foram usados 10 tempos diferentes (desde 1 minuto a 10 minutos), e após cada tempo registou-se quantos indivíduos permaneceram agarrados ao pato e quantos caíram. Durante toda a experiência um grupo controle de 10 indivíduos foi mantido em água. A temperatura média do ar foi 4,2°C, a humidade relativa foi 63,7% e a velocidade do vento foi 1,6 m/s, a direcção do vento foi predominantemente noroeste e não ocorreu precipitação (0 mm). Por fim realizou-se uma análise proibit a fim de calcular a probabilidade de morte, o LT₅₀ e o LT₉₀ dos juvenis.

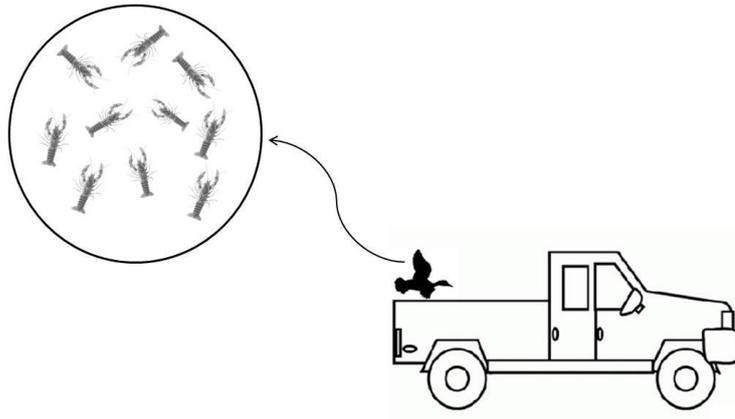


Figura 3. Esquema ilustrativo da metodologia usada na experiência “Estimar as taxas de sobrevivência dos juvenis durante o voo do pato. Pato preso na traseira de uma viatura de caixa aberta, com juvenis na barriga (10 para cada tempo).

5. Resultados

5.1. Experiência da dessecação dos juvenis

Verificou-se que os juvenis são capazes de sobreviver algum tempo fora de água. No entanto, como era esperado, a mortalidade aumentou com o tempo de exposição ao ar. A 24°C e 35% de humidade, a mortalidade foi 100% aos 210 minutos (figura 4). À temperatura de 19°C e à mesma humidade, a mortalidade foi 100% aos 225 minutos (figura 5). Em ambos os casos observou-se a primeira morte aos 90 minutos.

Através de análise probit verifica-se que o LT_{50} é 138,99 (± 21 , I.C. - intervalo de confiança 95%) e 138,61 (± 28 , I.C. 95%) minutos para a temperatura de 24°C e 19°C respectivamente; relativamente ao LT_{90} , para os 24°C é 184,91 minutos (± 51 , I.C. 95%) e 194,71 (± 69 , I.C. 95%) para os 19°C. Observou-se que não existem diferenças significativas entre os valores observados e os calculados pela função estimada, quer para a temperatura de 24°C (Pearson Goodness-of-Fit Test: $X^2 = 0,662$; g.l. = 6; $p = 0,995$), quer para a temperatura de 19°C (Pearson Goodness-of-Fit Test: $X^2 = 1,248$; g.l. = 6; $p = 0,974$).

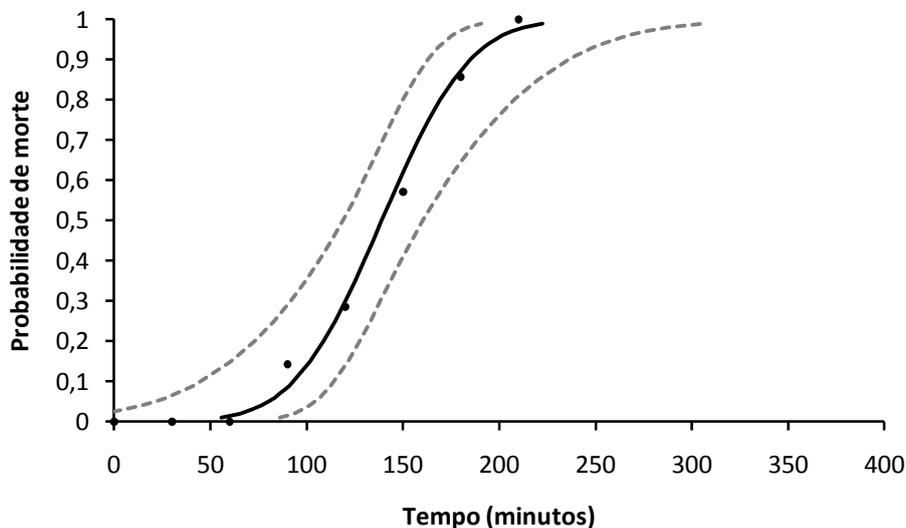


Figura 4. Probabilidade de morte dos juvenis em função do tempo a uma temperatura de 24°C e humidade relativa de 35%. Os pontos pretos representam a mortalidade observada, e a linha preta foi obtida por uma análise probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

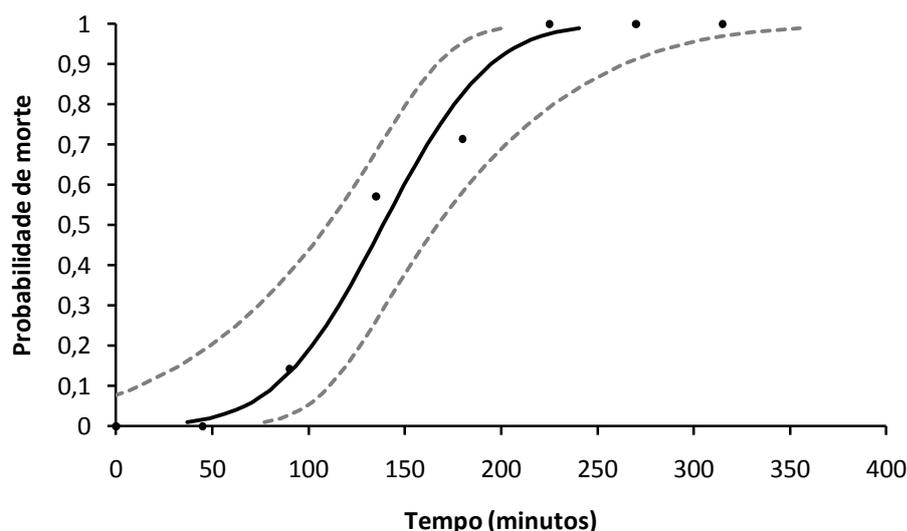


Figura 5. Probabilidade de morte dos juvenis em função do tempo a uma temperatura de 19°C e humidade relativa de 35%. Os pontos pretos representam mortalidade observada, e a linha preta foi obtida pela análise probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

5.2. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem às patas do pato

Esta experiência demonstrou que os juvenis têm capacidade de se agarrar às patas do pato, uma vez que alguns indivíduos foram transportados de uma caixa para outra. Como se pode ver na tabela 1, a proporção de juvenis transportados depende do tempo de repouso ($\chi^2 = 20,980$; g.l. = 3; $p \leq 0,001$).

Os resultados da experiência mostram que a probabilidade de passagem aumenta com o tempo de repouso: no 1º segundo a probabilidade é 0,67%, aos 5 segundos é de 2,67%, aos 10 segundos é de 6%, e aos 20 segundos tem-se a maior probabilidade, 14% (figura 6).

Tabela 1. Número de transportes individuais e número total de indivíduos transportados nos diferentes tempos de repouso.

Número de indivíduos transportados por passagem	Nº de passagens simples ou duplas por tempo de repouso (segundos)			
	1	5	10	20
Sem transporte	149	145	142	131
1 indivíduo	1	4	7	17
2 indivíduos	0	0	1	2
Total de passagens	1	4	8	19

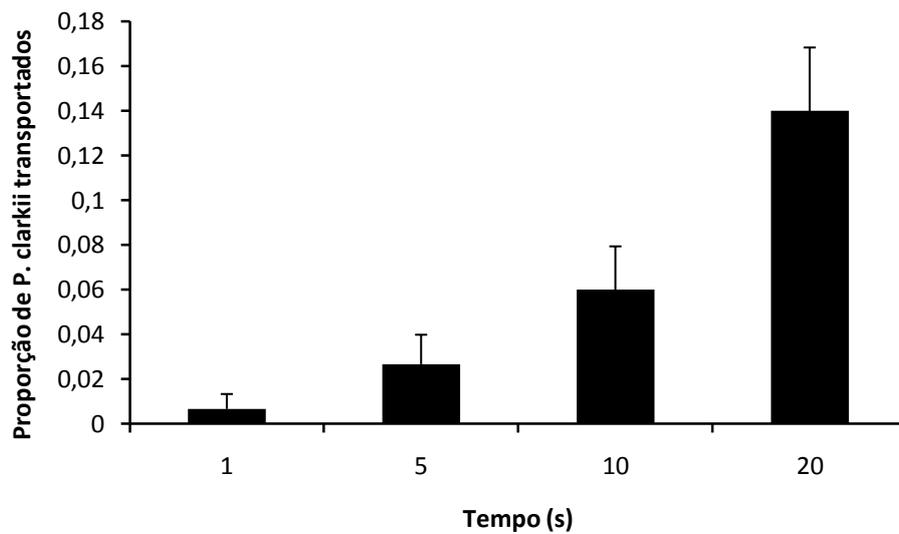


Figura 6. Proporção de juvenis de *P.clarkii* transportados por uma pata de pato-real, em função do tempo de repouso, num total de 150 repetições para cada tempo. As barras de erro representam intervalos de confiança a 95%.

5.3. Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem a um pato em movimento

Os resultados da experiência demonstram que os juvenis se podem agarrar à plumagem do pato em movimento. Através de uma tabela de contingência analisou-se a proporção de juvenis transportados em função de cada tempo. O teste do qui-quadrado mostrou que a proporção de juvenis transportados depende da profundidade da água ($\chi^2 = 9,113$; g.l. = 2; $p = 0,010$). É ainda demonstrado, que a probabilidade de passagem diminui com o aumento da quantidade de água: para uma profundidade de 5 cm a probabilidade de passagem foi de 3,7%, para a profundidade de 10 cm obteve-se uma probabilidade de 1,7% e por último tem-se a menor probabilidade, 0,33% para a profundidade maior, 20 cm.

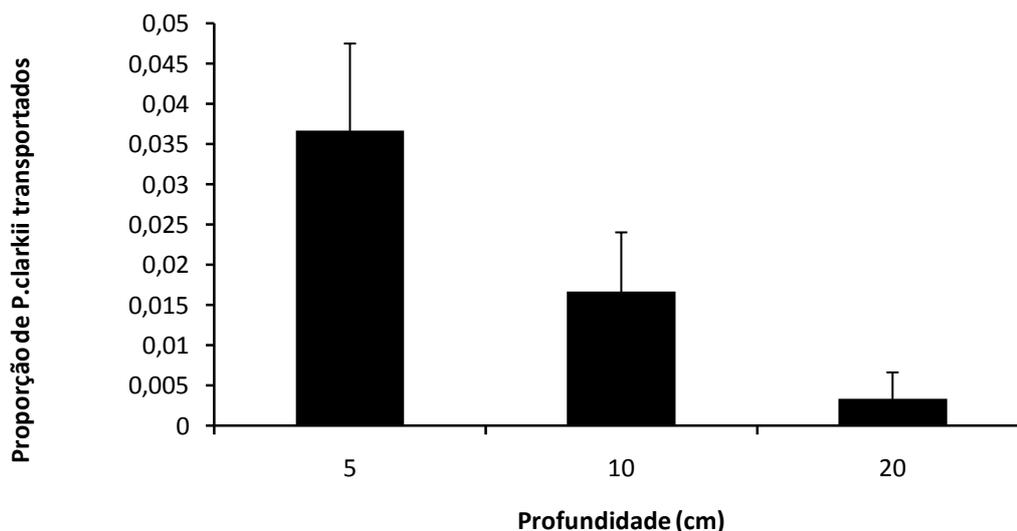


Figura 7. Proporção de juvenis de *P. clarkii* transportados por um pato-real, em função da profundidade da água, num total de 300 réplicas para cada profundidade. As barras de erro representam intervalos de confiança a 95%.

5.4. Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato

Os resultados desta experiência demonstram que os juvenis são capazes de sobreviver durante alguns minutos, num vector em movimento. Observou-se que a morte de juvenis aumentou em função do tempo. Os juvenis que caíram do pato e permaneceram vivos, também foram contabilizados como “mortos”. Ao minuto 1 o número de mortes foi de 4 indivíduos e ao minuto 10, a mortalidade foi 100% (figura 8). O grupo controle sobreviveu na totalidade. A análise probit indica que o LT_{50} e o LT_{90} são, respectivamente, 2,239 ($\pm 0,7$, I.C. 95%) e 4,880 ($\pm 1,5$, I.C. 95%) minutos. Verificou-se ainda que não há diferenças significativas entre os valores observados e os valores estimados pela função (Pearson Goodness-of-Fit Test: $\chi^2 = 6,491$; g.l. = 9; $p = 0,690$). Tendo em conta a velocidade de voo dos patos-reais (75 Km h^{-1}), estes tempos correspondem a distâncias de transporte de 2,8 km e 6,1 km, respectivamente.

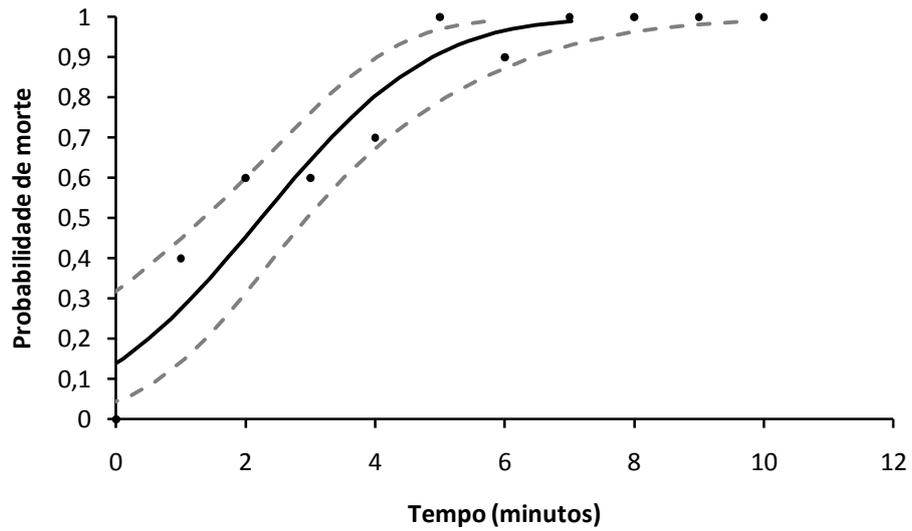


Figura 8. Probabilidade de morte dos juvenis de *P.clarkii* em função do tempo de transporte. Os pontos pretos representam a proporção de mortalidade observada e a linha preta foi obtida pela análise Probit. Estão ainda representados os intervalos de confiança a 95%.

6. Discussão

As nossas experiências revelam que os juvenis de *P. clarkii* têm capacidade para se agarrar às patas e penas do pato-real, sendo que a probabilidade de se agarrarem é maior para tempos superiores de repouso da pata, e para profundidades menores, no caso das penas. Mostrou-se ainda a capacidade dos juvenis sobreviverem na plumagem do pato em condições semelhantes às do voo se bem que, como seria de esperar, a probabilidade de sobrevivência decresça ao longo do tempo, o que torna mais viável a dispersão passiva a curtas distâncias. Na verdade, estes resultados estão de acordo com as observações feitas por outros autores com espécies aquáticas. Frisch et al. (2007) encontraram evidências de que alguns invertebrados (nematodes, rotíferos, ostracodes, copépodes, tipulídeos, quironomídeos e hemípteros) podem ser transportados pelas patas ou penas de pássaros. Foram também transportadas larvas e estágios juvenis de mexilhão zebra (*Dreissena polymorpha*) por patos-reais (*Anas platyrhynchos*) (Johnson e Carlton, 1996) e encontrados caracóis de água juvenis (*Lymnaea stagnalis*, *Stagnicola elodes*, *Helisoma trivialis*) nas penas de cisnes (*Olor colombianus*) (Boag, 1986).

A capacidade de crustáceos se agarrarem a um pato recentemente morto, foi igualmente demonstrada noutros estudos recentes envolvendo outros organismos, além do *P. clarkii*. No primeiro, vários juvenis de *P. clarkii* passaram de um tanque para outro a 5 m de distância, após ter sido emerso um pato-real num tanque com juvenis durante 90 segundos, obtendo-se probabilidades de passagem de 24%, 11%, e 8%, para profundidades de 1 cm, 5 cm e 10 cm, respectivamente (Ferreira, 2011). Em outro, foram obtidas probabilidades de 0,2%, 1% e 2%, para tempos de imersão de 1, 5 e 10 segundos, respectivamente, para uma densidade de 400 anfípodes m⁻² (*Crangonyx pseudogracillis*) (Rachalewski et al., 2012). Os nossos resultados na experiência que estimou a probabilidade dos juvenis se agarrarem às patas de um pato, indicaram probabilidades de 0,67%, 2,67% e 6% para tempos de repouso de 1, 5 e 10 segundos, respectivamente. Estas probabilidades são menores do que os valores referentes à mesma espécie, obtidos por Ferreira (2011), mas maiores do que no caso dos anfípodes.

Um trabalho com camarões de rio (*Athyaephyra desmaresti*) evidenciou que estes organismos podem ser transportados por 15 e 24 km, com uma probabilidade de sobrevivência de 50% e 10%, respectivamente (Banha e Anastácio, 2012). Esta informação coincide com os resultados da experiência “Estimar as taxas de sobrevivência de juvenis durante o voo do pato” onde se mostrou que os juvenis de *P. clarkii* também podem ser transportados, ainda que durante uma distância menor (6,1 km). À semelhança destes

resultados provou-se ainda, no trabalho com o *Crangonyx pseudogracillis*, que o transporte destes organismos vivos é plausível até à distância de 11,7 km com uma probabilidade de transporte de 0,2% (Rachalewski et al., 2012). Isto não é só importante para a colonização de novos locais como também potencia o fluxo genético entre populações.

O facto de os animais permanecerem agarrados ao pato por algum tempo pode, entre outros factores, estar relacionado com o processo de adesão por tensão superficial. No início tanto os patos como os organismos a ele agarrados estão molhados, mas passado um tempo, quando a água evapora apenas os que estão vivos permanecem agarrados (Banha e Anastácio, 2012). A capacidade dos animais se agarrarem às patas ou à plumagem do pato pode também ser explicada pelas características físicas destes, uma vez que o tamanho, a forma e a dureza influenciam a dispersão dos propágulos (Figuerola et Green, 2002a). Embora os maiores animais tendam a sobreviver mais tempo, é esperado que os de tamanho inferior sejam mais propensos ao transporte pelas aves. De facto os propágulos mais pequenos e com estruturas de gancho são mais susceptíveis de se agarrarem à plumagem das aves aquáticas (Figuerola et Green, 2002a; Ferreira, 2011). Outras experiências com aves aquáticas mortas, demonstraram que *Cercopagis pengoi* se agarra à plumagem de *Aythya affinis* (Makarewicz et al., 2001). Isto possibilita a invasão entre massas de água relativamente próximas, uma vez que é possível que uma ave aquática transporte este animal com ovos entre lagos a uma distância de aproximadamente 50 km. Apesar disso, este vector apresenta uma menor importância que o transporte mediado por humanos. A dispersão passiva desta espécie provém maioritariamente de contaminação por águas de lastro (MacIsaac et al. 1999; Cristescu et al. 2001), embora dispersões locais possam advir de transporte por aves aquáticas, embarcações de pequeno porte e de peixe contaminado (Makarewicz et al., 2001).

Num trabalho com *P. clarkii* (Ferreira, 2011), onde também se pretendia identificar a sobrevivência de juvenis fora de água num vector a uma velocidade elevada, revelou-se uma taxa de sobrevivência de 70%, após 50 km a uma velocidade de 70 km/h. Esta distância é, no entanto, bastante superior à distância conseguida para o transporte de *P. clarkii* na experiência realizada neste trabalho. Este estudo sugere não só que os juvenis são capazes de sobreviver ao voo em aves, como também que é possível o transporte desta espécie através de um veículo como um carro ou barco (Ferreira, 2011). De facto, amostras de lama recolhidas de botas e pneus de carros usados para trabalho de campo de biólogos, na Camargue (Sul de França), mostraram, depois de incubadas em laboratório, a presença de propágulos não eclodidos e de um grande número de invertebrados (*Artemia*, Branchiopoda de água doce de grandes dimensões, Cladocera, Ostracoda, Rotifera, Turbellaria e Nematoda) (Waterkeyn et al., 2010a).

A resistência à dessecação, assim como o tamanho, a forma e a dureza dos propágulos, como referido acima, afectam a capacidade de dispersão (Figuerola e Green, 2002a). A experiência de dessecação que realizámos sugere, uma vez mais, a possibilidade de transporte por aves, visto que os juvenis podem sobreviver algum tempo sob estas condições. Verificou-se que podem sobreviver até 225 minutos expostos ao ar, sendo que a mortalidade aumenta com o tempo de exposição, e que a sobrevivência é maior quando a temperatura é menor. Isto sugere que o sucesso do transporte da espécie seja mais provável no Inverno, quando as temperaturas são mais baixas, visto que a dessecação é um factor limitante da capacidade de dispersão. A maior densidade de aves aquáticas em Portugal é no Outono e no Inverno, o que coincide com a altura em que os juvenis de *P. clarkii* têm maior capacidade de resistência à dessecação (Moreira, 1999; Banha, 2010). Apesar do recrutamento de *P. clarkii* ocorrer durante todo o ano, este é mais forte desde Outubro até ao final de Novembro (Anastácio e Marques, 1995; Fidalgo et al. 2001). Segundo Adão e Marques (1993) existem duas épocas de recrutamento durante o ano, sendo a principal de Outubro a Fevereiro e outra durante a Primavera/Verão, embora menos significativa, e os juvenis são dominantes durante Janeiro e Fevereiro, o que pode, mais uma vez, ser favorável à dispersão por estas aves aquáticas. No entanto, as maiores densidades de pato-real, espécie usada neste trabalho, observam-se no Verão (Moreira, 1999).

Apesar da escassa informação existente sobre o tempo ou distância que os crustáceos podem ficar agarrados às aves, há relatos de “poucas horas” no caso dos anfípodes *Hyaella azteca* (Rosine, 1956), 400 m no caso de *Gammarus lacustris* (Swanson, 1984) e 50 km no caso do cladóceros *Cercopagis pengoi* (Makarewicz et al., 2001). À semelhança dos nossos resultados, alguns anfípodes vivos (*Hyaella azteca*) foram encontrados agarrados às penas de patos que se encontravam fora de água há algumas horas, sugerindo probabilidade de transporte e indicando que os crustáceos se prendiam fortemente à sua plumagem sobrevivendo durante algum tempo expostos ao ar (Rosine, 1956). Um trabalho realizado com o camarão de rio, também para avaliar a resistência à dessecação, revela igualmente que a mortalidade aumenta logisticamente com o tempo de exposição ao ar e, como esperado, é mais alta aos 24 do que aos 19°C, sendo que o tempo máximo registado de sobrevivência foi de 100 minutos (Banha e Anastácio, 2012). Outras experiências sobre dessecação, desta vez em indivíduos adultos mostram que *Procambarus clarkii* pode sobreviver até 8 horas a uma temperatura de 24°C e a uma humidade relativa de 44%, e pode sobreviver fora de água a cerca de 16 horas a 16°C de temperatura e 53% de humidade relativa (Anastácio et al., 2010). Já no caso do lagostim *Orconectes eupunctus*, também no caso de indivíduos adultos, constatou-se que o animal sobrevive em condições de dessecação (24,1°C e 89,9% de

humidade relativa) durante um período de 2 dias, e que o *Orconectes neglectus chaenodactylus* sobrevive perto de 2 semanas (Larson et al., 2009).

Assim como as aves, outros vectores animais podem ser importantes na dispersão passiva, embora para distâncias longas (> 10 km) seja mais frequente o transporte por aves (Maguire, 1963; Green e Figuerola, 2005). Algumas zonas húmidas são frequentemente visitadas por outros vectores que não aves. Vanschoenwinkel et al. (2008) mostraram que mamíferos de grandes dimensões como o javali (*Sus scrofa*) podem funcionar como vectores de invertebrados aquáticos, sugerindo que o transporte externo pode ser quantitativamente mais importante que o interno. De facto, dezassete taxa de invertebrados de água doce incluindo rotíferos, cladóceros, copépodes, e ostracodes foram transportados por javalis (*Sus scrofa*) até 318 m da fonte de dispersão potencial mais próxima, ainda que a abundância e riqueza diminua significativamente com a distância de dispersão (Vanschoenwinkel et al. 2008). Além deste exemplo com mamíferos há também evidências de mexilhões agarrados aos membros de uma gama de insectos aquáticos e de anfíbios (Rees 1952; Lansbury, 1995).

Um outro factor que influencia o transporte de *P. clarkii* por aves aquáticas, prende-se com o facto destas se alimentarem dos juvenis de *Procambarus clarkii* (Ferreira, 2011), o que aumenta a probabilidade de encontro entre as duas espécies. No entanto, resultados de outros autores sugerem que a probabilidade de transporte em condições naturais seja baixa uma vez que vários lagostins juvenis foram predados durante as experiências pelo pato-real (Ferreira, 2011), razão pela qual se optou neste trabalho por recorrer a animais mortos. Segundo Banha (2010), no caso dos camarões de rio (*Atyaephira desmarestii*), estes foram afectados pelo movimento do pato, e pela predação, resultando em camarões esmagados ou consumidos. No entanto a situação mais provável em que os camarões de rio se agarram ao pato parece ser quando este está activo a alimentar-se de plantas aquáticas e invertebrados em águas rasas (Banha, 2010).

Até ao momento as experiências realizadas por parte da equipa assentaram no pressuposto de que os animais se agarravam a vectores animais parados. No entanto mostrou-se neste trabalho que é possível que os lagostins se agarrem igualmente a uma ave aquática em movimento. Comparando os resultados da experiência “Estimar a probabilidade dos juvenis se agarrarem às penas de um pato em movimento” com os de outros autores (Ferreira, 2011), a uma mesma profundidade de água (5 cm), conclui-se que a probabilidade de transporte é menor caso o vector esteja em movimento (3,7%) do que se estiver parado (11%). A uma profundidade maior (10 cm) a probabilidade continua a ser bastante maior no caso de o animal estar parado (8%) do que se estiver em movimento (1,7%).

Através do conjunto de experiências que realizamos neste trabalho, demonstramos que é possível o transporte passivo de *Procambarus clarkii* através de aves aquáticas, podendo constituir um importante factor na dispersão da espécie ao acelerar o seu processo de invasão pelo menos a uma pequena escala. Os nossos resultados permitem assim entender melhor o mecanismo de dispersão em causa, que apesar de não ser o principal mecanismo de dispersão de *P.clarkii*, pode representar uma forma de expansão, entre massas de água próximas. Apesar de não existirem neste momento métodos totalmente eficazes para conter a expansão da espécie, este mecanismo de dispersão tem uma grande importância para o planeamento de futuras medidas. De facto, caso se venham a conseguir implementar medidas eficazes para conter o transporte mediado pelo Homem, há que ter em atenção que as aves aquáticas também podem desempenhar um papel activo na dispersão da espécie.

7. Bibliografia

Adão H. e Marques J.C. (1993). Population Biology of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in southern Portugal. *Crustaceana*. 65 (3): 336 - 345.

Anastácio P.M. (1993). Ciclo biológico e reprodução do lagostim vermelho da Louisiana (*Procambarus clarkii*, Girard) na região do Baixo Mondego. Tese de mestrado em Ecologia Animal. Faculdade de ciências e tecnologia da Universidade de Coimbra, Coimbra. 119 pp.

Anastácio P.M., Correia C. e Gonçalves P. (2010). Crayfish (*Procambarus clarkii*) survival time out of water and its implications for overland dispersion. Apresentação de poster “European congress European crayfish: food, flagships and ecosystem services”. Poitiers, França.

Anastácio P.M., Frias A.F. e Marques J.C. (2000). Impact of crayfish densities on wet seeded rice and the inefficiency of a non-ionic surfactant as an ecotechnological solution. *Ecological engineering*. 15 (1-2): 17-25.

Anastácio P.M. e Marques J.C. (1995). Population Biology and reproduction of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. *Journal of Crustacean Biology*. 15: 156 - 168.

Barradas S. M., Anastácio P. M., e Correia A. M. (2006). Crayfish (*Procambarus clarkii*) consumption of rice field algae (*Pithophora* spp.). *Verh.Internat.Verein.Limnol*. 29: 1887 - 1889.

Banha F. (2010). Mecanismos de dispersão passiva de camarão-de-rio entre massas de água. Tese de Mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente. Universidade de Évora. 29 pp.

Banha F. e Anastácio P.M. (2012). Waterbird-mediated passive dispersal of river shrimp *Athyaeephyra desmaresti*. *Hydrobiologia*. 694: 197-204.

Bilton D.T., Freeland J.R. e Okamura B. (2001). Dispersal in freshwater invertebrates. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 32: 159-181.

Boag D.A. (1986). Dispersal in pond snails: potential role of waterfowl. *Canadian Journal of Zoology*. 64: 904 – 9.

Bohonak A.J. e Jenkins D.G. (2003). Ecological and evolutionary significance of dispersal by freshwater invertebrates. *Ecology Letters*. 6: 783-796.

Brendonck L. e De Meester L. (2003). Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia*. 491: 65 - 84.

Capinha C., Leung B. e Anastácio P.M. (2010). Predicting worldwide invasiveness for four major problematic decapods: an evaluation of using different calibration sets. *Ecography*. 34: 448 - 459.

Correia A.M. (2001) Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology, London*. 255: 533 - 541.

Correia A.M. (2002). Niche breadth and trophic diversity: feeding behaviour of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) towards environmental availability of aquatic macroinvertebrates in a rice field (Portugal). *Acta Oecologica*. 23: 421 - 429.

Correia A.M. (2003). Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. *Annales Zoologici Fennici*. 40: 517 - 528.

Correia A.M. e Anastácio P.M. (2008). Shifts in aquatic macroinvertebrate biodiversity associated with the presence and size of an alien crayfish. *Ecological Research*. 23: 729 - 734.

Cristescu M., Hebert P. D. N., Witt J., Maclsaac H. J., e Grigorovich I. A. (2001). An invasion history for *Cercopagis pengoi* based on mitochondrial gene sequences. *Limnology and Oceanography*. 46: 224 - 229.

Daborn G.R. (1976). Colonization of isolated aquatic habitats. *Canadian Field-Naturalist*. 90: 56-57.

DAISIE 2008. Handbook of alien species in Europe. – Springer.

Dana E.D., Garcia-de-Lomas J., Gonzalez R. e Ortega F. (2011). Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. *Ecological Engineering*. 37: 1607-1613.

Darwin C. (1859). *On the origin of species by means of natural selection*. Murray, London.

Davis B.E. e Afton A.D. (2010). Movement Distances and Habitat Switching by Female Mallards Wintering in the Lower Mississippi Alluvial Valley. *Waterbirds*. 33 (3): 349-356.

Ferreira M.P. (2011). Is waterbird-mediated passive dispersal of crayfish (*Procambarus clarkii*) a viable mechanism for invasion? Tese de mestrado em Qualidade e Gestão do Ambiente. Universidade de Évora. Évora. 29 pp.

Fidalgo M. L., Carvalho A. P. e Santos P. (2001). Population Dynamics of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) from the Aveiro region, Portugal (Decapoda, cambaridae). *Crustaceana*. 74 (4): 369 - 375.

Figuerola J. e Green A.J. (2002)a. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*. 47: 483-494.

Figuerola J. e Green A.J. (2002)b. How frequent is external transport of seeds and invertebrate eggs by waterbirds? A study in Donana, SW Spain. *Archiv fur Hydrobiologie*. 155 (5): 557-565.

Figuerola J., Green A.J. e Michot T.C. (2005). Invertebrate eggs can fly: evidence of waterfowl-mediated gene flow in aquatic invertebrates. *The American Naturalist*. 162: 274-280.

Frisch D., Green A.J. e Figuerola J. (2007). High dispersal capacity of a broad spectrum of aquatic invertebrates via waterbirds. *Aquatic Sciences*. 69: 568-574.

Gilmer D.S., Ball I.J., Cowardin L.M., Riechmann J.H. e Tester J.R. (1975). Habitat Use and Home Range of Mallards Breeding in Minnesota. *The Journal of Wildlife Management*. 39 (4): 781-789.

Green A.J. e Figuerola J. (2005). Recent advances in the study of long-distance dispersal of aquatic invertebrates via birds. *Diversity and Distributions*. 11 (2): 149-156.

Green A.J., Figuerola J. e Sánchez M.I. (2002). Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica*. 23 (3): 177-189.

Green A. J., Sánchez M. I., Amat F., Figuerola J., Hontoria F., Ruiz O. e Hortas F. (2005). Dispersal of invasive and native brine shrimps *Artemia* (Anostraca) via waterbirds. *Limnology and Oceanography*. 50(2): 737 – 742.

Hanfling B., Edwards F. e Gherardi F. (2011). Invasive alien Crustacea: dispersal, establishment, impact and control. *BioControl*. 56: 573-595.

Holdich D.M., Reynolds J.D., Souty-Grosset C. e Sibley P. J. (2009). A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 11: 394 - 395.

Huner J.V. (1988). *Procambarus* in North America and elsewhere. Pages 239-261 in D. M. Holdich e R. S. Lowery, editors. *Freshwater crayfish. Biology, management and exploitation*. London, Croom Helm.

Huner J. V. e Barr J.E. (1991). *Red swamp crawfish: Biology and Exploitation*. Louisiana Sea Grant College Program, Baton Rouge, Louisiana.

Jenkins D.G. e Buikema A.L.J. (1998). Do similar communities develop in similar sites? A test with zooplankton structure and function. *Ecological Monographs*. 68: 421 - 443.

Johnson L.E. e Carlton J.T. (1996). Post-establishment spread in large-scale invasions: dispersal mechanisms of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Ecology*. 77: 1686 - 90.

Larson E. R., Magoulick D.D., Turner C. e Laycock K. H. (2009). Disturbance and species displacement: different tolerances to stream drying and desiccation in a native and an invasive crayfish. *Freshwater Biology*. 54: 1899 - 1908.

Lansbury I. (1955). Some notes on invertebrates other than Insecta found attached to water bugs (Hemipt.-Heteroptera). *Entomologist*. 88: 139 - 40.

Lodge D.M., Stein R.A., Brown K.B., Covich A.P., Bronmark C., Garvey J.E. e Klosiewski S.P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology*. 23: 53 - 67.

Maclsaac H.J., Grigorovich I.A., Hoyle J.A., Yan N.D., e Panov V.E. (1999). Invasion of Lake Ontario by the Ponto-Caspian predatory cladoceran *Cercopagis pengoi*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 56: 1 - 5.

Maguire B.J. (1959). Passive overland transport of small aquatic organisms. *Ecology*. 40: 312.

Maguire B.J. (1963). The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonisation of isolated bodies of water. *Ecological Monographs*. 33: 161-185.

Makarewicz J., Grigorovich I., Mills E., Damaske E., Cristescu M., Pearsall W., LaVoie M., Keats R., Rudstam L. e Hebert P. (2001). Distribution, fecundity, and genetics of *Cercopagis pengoi* (Ostroumov)(Crustacea, Cladocera) in Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research*. 27 (1): 19-32.

McCarthy J.M., Hein C.L., Olden J.D. e Vander Zanden M.J. (2006). Coupling long-term studies with meta-analysis to investigate impacts of non-native crayfish on zoobenthic communities. *Freshwater Biology*. 51: 4 - 235.

Moreira F. (1999). On the use by birds of intertidal areas of the Tagus estuary: implications for management. *Aquatic Ecology*. 33: 301-309.

Peck S.B. (1975). Amphipod dispersal in the fur of aquatic mammals. *Canadian Field-Naturalist*. 89: 181-182.

Prange H.D. e Schmidt-Nielsen K. (1970). The metabolic cost of swimming in ducks. Department of Zoology, Duke University, Durham, N.C. 27706 U.S.A. *The Journal of Experimental Biology*. 3: 763-777.

Primack R.B. e Miao S.L. (1992). Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*. 6: 513 - 519.

Proctor V.W. e Malone C. (1965). Further evidence of the passive dispersal of small aquatic organisms via the intestinal tract of birds. *Ecology*. 46: 728 - 29.

Proctor V.W., Malone C.R. e DeVlaming V.L. (1967). Dispersal of aquatic organisms: viability of disseminules recovered from the intestinal tract of captive killdeer. *Ecology*. 48: 672 - 76.

Ramos, M.A. e Pereira T.M. (1981). Um novo Astacidae para a fauna Portuguesa: *Procambarus clarkii* (Girard, 1952). *Boletim Instituto Nacional da Investigação. Pescas*, 6: 37 - 47.

Rachalewski M., Banha F., Grabowski M. e Anastácio P. (2012). Passive dispersal of invasive amphipod *Crangonyx pseudogracilis* (Crustacea: Amphipoda). Proc. 22th Congr. Pol. Hydrobiologia, Cracow, Poland, 19–22 Sept. 2012.

Raulings E., Morris K., Thompson R. e Nally R.M. (2011). Do birds of a feather disperse plants together? *Freshwater Biology*. 56: 1390-1402.

Rees WJ. (1952). The role of amphibia in the dispersal of bivalve molluscs. *British Journal of Herpetology*. 1: 125 - 29.

Rosine W.N. (1956). On the transport of the common amphipod, *Hyaella azteca*, in South Dakota by the mallard duck. *Proceedings - South Dakota Academy of Science*. 35: 203.

Segerstrale S.G. (1954). The freshwater amphipods *Gammarus pulex* (L.) and *Gammarus lacustris* G. O. Sars, in Denmark in denmark and Fennoscandia - a contribution to the late- and post-glacial immigration history of the aquatic fauna of Northern Europe. *Societas Scientiarum Fennica Commentationes Biologicae*. 15 (1): 1-91.

Strayer D.L. (2012). Eight questions about invasions and ecosystem functioning. *Ecology Letters*. 15 (10): 1199-210.

Swanson G.A. (1984). Dissemination of Amphipods by Waterfowl. *The Journal of Wildlife Management*. 48 (3): 988-991.

Vanschoenwinkel B., Gielen S., Vandewaerde H., Seaman M. e Brendonck L. (2008). Relative importance of different dispersal vectors for small aquatic invertebrates in a rock pool metacommunity. *Ecography*. 31: 567-577.

Waterkeyn A., Pineau O., Grillas P. e Brendonck L. (2010)a. Invertebrate dispersal by aquatic mammals: a case study with nutria *Myocastor coypus* (Rodentia, Mammalia) in Southern France. *Hydrobiologia*. 654: 267 - 271.

Waterkeyn A., Vanschoenwinkel B., Elsen S., Anton-Pardo M., Grillas P. e Brendonck L. (2010)b. Unintentional dispersal of aquatic invertebrates via footwear and motor vehicles in a Mediterranean wetland area. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 20 (5): 580-587.

Welham C.V.J. (1994). Flight speeds of migrating birds: a test of maximum range speed predictions from the aerodynamic equations. *Behavioural Ecology*. 5: 1-8.