



Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva
Departamento de Microbiología y Ecología
Programa de Doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva

**Selección de hábitat, dieta y aporte de nutrientes de algunas especies
de aves acuáticas asociadas a áreas húmedas continentales.**

Vanessa Oliveira Britto

Dirigida por:

José Antonio Gil-Delgado

Germán Manuel López-Iborra

Antonio Camacho.

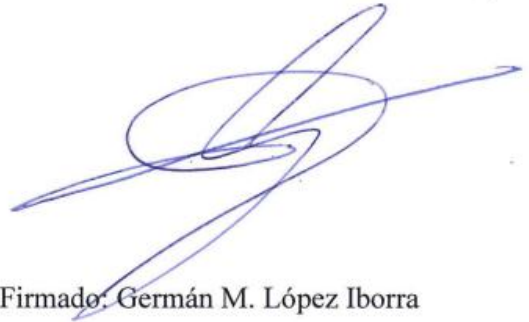
Mayo/2018

Tesis presentada por Vanessa Oliveira Britto para optar al grado de Doctor en Biología por la Universidad de Valencia.



Firmado: Vanessa Oliveira Britto

Tesis dirigidas por los Doctores: José Antonio Gil-Delgado (Universidad de Valencia), Germán M. López Iborra (Universidad de Alicante) y Antonio Camacho González (Universidad de Valencia).



Firmado: José Antonio Gil-Delgado

Firmado: Germán M. López Iborra

Firmado: Antonio Camacho González

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de CLIMAWET (Climate change mitigation and adaptation in the main types of Iberian Mediterranean wetlands: carbón budged and response models of species and habitats, CGL2015-69557-R) y ECOLAKE (Ecological patterns in endorheic lakes: keys to their conservation, CGL2012-38909) y una beca doctoral de CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento e Pesquisa (200004/2014-0) de Brasil.

A mis Familias

*El imposible no es un facto,
Es una opinión (Mario Sergio Cortella).*

Agradecimientos

En primer lugar, agradezco a mis directores José Antonio Gil-Delgado, Germán Manuel López-Iborra y Antonio Camacho por las ideas, comentarios, la dirección de esta tesis doctoral, apoyo y comprensión. También mi agradecimiento a Carlos Rochera y Antonio Picazo por la ayuda prestada en el laboratorio. Mientras que agradezco también la ayuda prestada en la identificación de las presas a Joaquin Baixeras, Iván Rodríguez y Daniel Guijarro.

En el campo me ayudaron en diversas tareas Antonio Paredes, Noelia Escudero, Ester Buendía, Yolanda Peñalver, Priscila Pons, Maycon S. Gonçalves, Jesús Porrero, Ángel Velasco y Rafael Gosálvez.

Maycon Gonçalves y Paloma Carvalho por la revisión de algunos capítulos.

La Junta de Castilla-La Mancha concedió todos los permisos necesarios para el desarrollo de esta tesis doctoral. En especial a Cecilia Díaz quién actuó de intermediaria entre la Junta y nosotros. No olvido a los guardas forestales de Mota del Cuervo.

A Biopark, zoológico de Valencia y en especial a Catalina Gerique, y al personal del parque que colecto el material en las instalaciones.

La tesis se ha beneficiado de la información que se viene recolectando desde 2007.

Índice

Resumen

Capítulo 1. Introducción general.....	1
Capítulo 2. Área de estudio y método.....	9
Parte 1 Selección de Hábitat.....	21
Capítulo 3. Foraging hábitat selection by Gull-billed tern (<i>Gelochelidon nilotica</i>) in Central Spain (Castilla-La Mancha).....	23
Capítulo 4. Habitat selection of wintering populations of common crane (<i>Grus grus</i>) in the central area of Iberian Peninsula.....	39
Parte 2 Dieta.....	55
Capítulo 5. La dieta de la grulla común (<i>Grus grus</i>) durante la invernada en el Complejo lagunar de Manjavacas (Castilla-La Mancha).....	57
Capítulo 6. Dieta de los pollos de la pagaza piconegra, <i>Gelochelidon nilotica</i> , en España Central: similitudes y diferencias entre localidades.....	71
Capítulo 7. Nestling diet of the black-headed gull in Central Spain: a comparative assessment by conventional and isotopic methods.....	87
Parte 3. Nutriente.....	103
Capítulo 8. Efecto de la población de grulla común (<i>Grus grus</i>) en la dinámica de nutrientes de la laguna de Manjavacas, España central.....	105
Capítulo 9. Discusión general.....	121
Capítulo 10. Conclusiones.....	127
Capítulo 11. Referencias.....	131

Resumen

Esta tesis doctoral estudia como las aves intervienen en la entrada de nutrientes en las lagunas temporales del centro de España en la región de Castilla-La Mancha. Para conseguir una aproximación de este proceso hemos escogido tres especies de aves han sido la grulla común (*Grus grus*), la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) y la gaviota reidora (*Chroicocephalus ridibundus*). El estudio comienza con contestar la selección de hábitat, el siguiente paso fue establecer la dieta y, por último establecer como ingresan nutrientes en las lagunas. Para evaluar la selección de ambientes preferenciales para buscar el alimento seleccionamos áreas circulares alrededor de las colonias en el caso de la pagaza piconegra y se determinaron puntos aleatorios para estimar la frecuencia con la que se mostraba cada ambiente, mientras que para la grulla se sortearon 100 puntos en el marco de 1.262 km². El contraste entre las frecuencias de uso y las estimadas aleatoriamente muestran que las dos especies eligen espacios abiertos mientras evitan los viñedos. Las dietas se analizaron utilizando excrementos (grulla común), egagrópilas (pagaza piconegra) y regurgitados y análisis de isotopos (gaviota reidora). Los resultados nos ofrecen que la grulla es preferentemente herbívora mientras que las otras dos especie alimentan a sus pollos principalmente con coleópteros y ortópteros. Para evaluar el ingreso de nutrientes procedentes de las grullas utilizamos excrementos y mediante la estima de las concentraciones de N y P y sus ingresos totales derivados del número de grullas por noches de residencia valoramos que el ingreso puede ser importante en lagunas sin vertidos. En Manjavacas las grullas durante el período invernal ingresan 3,7 Kg de nitrógeno y 0,75 Kg de fósforo.

Capítulo 1

Introducción general

Las lagunas temporales del centro de España mantienen una diversidad amplia de especies de aves (Gonsálvez *et al.*, 2012). Esta riqueza es consecuencia de la conjunción de especies que se mantienen durante todo el año, y aquellas a las que encontramos bien durante la invernada, bien durante la época de cría o sencillamente en paso. Algunas de esas especies basan su presencia en el uso de las lagunas para asentar sus colonias de cría. Otras, utilizan las lagunas como sitios de invernadas anuales. En ambos casos, estas especies tienden a buscar su alimento en áreas externas a sus lugares de cría, descanso o invernada.

Para ello, hemos seleccionado a la grulla común (*Grus grus*), la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) y la gaviota reidora (*Chroicocephalus ridibundus*). La primera de ellas es una especie que inverna en la Península Ibérica con residencia desde mediados de octubre hasta principios de marzo (Alonso *et al.*, 2008), y que tiene sus lugares de descanso en varias lagunas de Castilla-La Mancha. La pagaza piconegra llega a nuestras latitudes a finales de marzo abandonándonos en agosto. Por último, la gaviota reidora es una especie que reside todo el año en la región central de España. Estas tres especies copan las tres estrategias señaladas de exclusividad durante los períodos de invernada y cría. Particularmente, la pagaza piconegra y la gaviota reidora han criado en muchos humedales castellano manchegos, coincidiendo algunas temporadas en los mismos espacios lagunares (Martí y Del Moral, 2003; Cantos, 2003).

Para determinar el aporte de nutrientes en las lagunas, es necesario conocer algunos aspectos sobre el ciclo de búsqueda-ingestión- excreción del ave. Así, un primer paso nos obliga a identificar sobre qué espacios la especie busca su alimento. Este aspecto podemos identificarlo como aquellos que están relacionados con la selección de hábitat alimentario. Un segundo aspecto es identificar qué es lo que comen y se centra sobre el tipo de alimento y las presas que consumen. Por último debemos estimar cual es el aporte de nutrientes a estas lagunas. Así, para explorar los aspectos mencionados, hemos estudiado la dieta alimentaria de las tres especies, la selección de hábitat de la grulla común y de la pagaza piconegra, y el aporte de nutrientes de la grulla común. Así, la tesis entonces sigue la siguiente estructura que podemos distribuir en partes compuestas por uno o más capítulos. La primera parte recoge la información sobre la selección de hábitat de dos de las especies mencionadas antes, cada una representada por un capítulo. La segunda parte versa sobre las dietas de las tres especies, descritas en los capítulos cinco, seis y siete. La última parte trata del aporte de nutrientes de la grulla común en una de las lagunas utilizadas como dormitorio en nuestra área de estudio.

Parte 1. Selección de hábitat.

La selección de hábitat se define como el proceso por el que una especie elige un ambiente específico entre todos los ambientes disponibles, cuando estos se distribuyen de forma homogénea (Johnson, 1980, pero véanse Cody, 1981; Block y Brennan, 1993). Se debe agregar que el uso del hábitat puede ser selectivo si hay una desproporción entre el ambiente disponible y el utilizado (Beyer *et al.*, 2010). Por otra parte el uso de hábitat es la forma con que el organismo utiliza los recursos físicos y biológicos del hábitat (Krausman, 1999).

Con frecuencia, las especies seleccionan los ambientes de mejor calidad en detrimento de los de baja calidad (Manly *et al.*, 2004) y con esta elección tienden a ocupar los hábitats disponibles de forma no aleatoria (Morris, 2003). En particular, los patrones de selección de hábitat y de distribución espacial generalmente se moldean a partir de una gran variedad de mecanismos ecológicos (Aarts *et al.*, 2013) siendo los principales procesos asociados a la disponibilidad de hábitat los que hacen referencia a la alimentación y a la reproducción. La cantidad y calidad del alimento, las relaciones inter e intra-específicas (e.j., interacción depredador-presa), las actividades humanas (e.j., contaminación y alteración del paisaje) y las variables abióticas (e.j., temperatura, pluviosidad, etc.), forman un conjunto de variables que inciden en la elección (Johnson *et al.*, 2006, Aarts *et al.*, 2013).

A este aspecto le dedicamos los capítulos tres y cuatro. El capítulo tres, titulado “Foraging habitat selection by Gull-billed tern (*Gelochelidon nilotica*) in Central Spain (Castilla-La Mancha)”, analiza las variables asociadas a la selección del hábitat donde caza la pagaza piconegra en Castilla-La Mancha. El siguiente capítulo, el capítulo cuatro, titulado “Habitat selection of wintering populations of common crane (*Grus grus*) in the central area of Iberian Peninsula”, versa sobre selección de hábitat de las grullas comunes en hábitat modificados por el hombre, y permite explorar el uso de estos ambientes.

Ambos capítulos permiten a su vez discutir cómo influyen estas especies sobre las áreas cultivadas y a su vez el efecto que estos tienen sobre estas aves cuando los ambientes sufren nuevas modificaciones, frecuentemente debidas a la intensificación de la agricultura (Chamberlain *et al.*, 2000; Atkinson *et al.*, 2005; Green *et al.*, 2005).

Parte 2. Dieta

Después de elegir un ambiente en donde buscar sus presas el siguiente paso es encontrarla y capturarla y no todas las presas que teóricamente pudiera capturar son atrapadas e ingeridas. Un estudio de la dieta trata de identificar qué tipos de presas consume la especie y la importancia de cada una de ellas. En síntesis, el estudio de las dietas nos informa del tipo de alimento que utilizan para su mantenimiento o, en su caso, si es en la época de cría, para el crecimiento de sus pollos. En este apartado hay tres capítulos dedicados a tres diferentes especies utilizando 1) métodos convencionales, tales como identificación de las presas mediante egagrópilas, heces y contenidos estomacales (Sutherland y Green, 2004; Barrett *et al.*, 2007); 2) métodos químicos (e.g., isótopos estables) (Sutherland y Green, 2004; Fry, 2006); y 3) el uso de ambos métodos mediante la utilización de un método convencional y el de los isótopos estables (Ramos *et al.*, 2009; Weiser and Powell, 2011). Los métodos convencionales han sido utilizados desde hace tiempo. Además, el uso de egagrópilas y excrementos no presentan molestias para las aves (Duffy y Jackson, 1986; Harris y Wanless, 1993). En contraposición y salvo que los ejemplares analizados fueran encontrados muertos, los análisis de tipo estomacal llevan aparejado en ocasiones la muerte del animal. El uso de vomitivos y el lavado estomacal aunque no obligan a la muerte del animal infringen molestias. De manera que cada método presentan sus limitaciones específicas tanto en el muestreo como en la identificación de las presas (Litviatis, 2000).

A diferencia de los métodos convencionales, los métodos químicos permiten evaluar la asimilación de la presa en el cuerpo del consumidor, así como la construcción de la red trófica y la relación del consumo de presa por el depredador (Fry, 2006; Weiser y Powell, 2011). Específicamente, el análisis de isótopos estables de nutrientes es una herramienta importante en estudios ecológicos (Fry, 2006), y evitan problemas asociados a los métodos convencionales de dieta, tales como la sobrevaloración de una presa en detrimento de otra (Hobson *et al.*, 1994; Bearhop *et al.*, 1999). Los análisis de isótopos estables de carbono son usados para determinar el origen de la presa (Barrett *et al.*, 2007). Por ejemplo, el isótopo estable de nitrógeno es un indicador del nivel trófico (Post, 2002). Así, los análisis de isótopos estables en conjunto con los métodos convencionales, pueden describir con más precisión la dieta de una especie (Ramos *et al.*, 2009; Abdennadher *et al.*, 2014).

A este aspecto le dedicamos los capítulos cinco, seis y siete. El capítulo cinco titulado “La dieta de la grulla común (*Grus grus*) durante la invernada en el Complejo

lagunar de Manjavacas (Castilla-la Mancha)”, versa sobre la dieta de grulla común, evaluada por medio de excrementos depositados en tres lagunas del complejo lagunar de Manjavacas. El capítulo seis, titulado “Dieta de los pollos de la pagaza piconegra, *Gelochelidon nilotica*, en España Central: similitudes y diferencias entre localidades”, trata sobre las similitudes o diferencias entre las diferentes colonias. Aprovechando las referencias que sobre la dieta de esta especie hemos encontrado en la región Mediterránea hemos analizado los parecidos y diferencias entre localidades tan lejanas como las griegas y tan cercanas con las que muestran las colonias manchegas.

En el capítulo siete, titulado “Nestling diet of the black-headed gull in Central Spain: a comparative assessment by conventional and isotopic methods”, tratamos sobre la ecología alimentaria de la gaviota reidora evaluada a través de dos métodos: convencional (regurgitados) e isótopos estables de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$).

Parte 3. Nutrientes

Las aves acuáticas son organismos que intervienen en el flujo de nutrientes entre los ambientes terrestres y acuáticos. Así, las aves pueden ser importadores, importadores-exportadores y exportadores de nutrientes entre los dos ambientes (Boros *et al.*, 2008). En el caso de la importación de nutrientes por medio de los excrementos las aves deben de contribuir en la dinámica de los nutrientes en los ambientes acuáticos. Algunos estudios describen el papel de las aves acuáticas y su importancia en el aporte de nutrientes en estos ambientes (Portnoy, 1990; Manny *et al.*, 1994; Hoyer y Canfield, 1994; Marion *et al.*, 1994; Boros *et al.*, 2008), de manera que los nutrientes derivados de las aves enriquecen los ambientes acuáticos (Johnson *et al.*, 2007) y pueden acelerar el proceso de eutrofización de estos ambientes (Klimaszyk *et al.*, 2008), además de contribuir con el aporte de nutrientes esenciales que deben de ser importantes para los organismos de las lagunas. Por consiguiente, las aves que se alimentan en el medio terrestre y descansan o crían en los humedales entran a formar parte de las redes tróficas de estas áreas (Steinmetz *et al.*, 2003). A este aspecto le dedicamos el capítulo ocho titulado: “Efecto de la población de grulla común (*Grus grus*) en la dinámica de nutrientes de la laguna de Manjavacas, España central”.

En esta tesis se abordan algunos de los aspectos de la ecología de tres aves que utilizan las lagunas de España central. Los patrones y procesos ecológicos investigados son referentes a la selección de hábitat, composición de la dieta y el aporte de nutrientes.

Capítulo 2

Área de Estudio y Método

Área de estudio

La Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha presenta en su territorio un grupo de humedales de diferentes tipologías y ambientalmente importantes (Dirección general del Medio Natural, 2016). Estos humedales pertenecen a la Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda (de aquí en adelante RBMH), situada en la cuenca alta del río Guadiana, caracterizado por su relieve suave y formado por 25.000 ha de terrenos encharcados (Abia y Cortina, 2000). En esta región hay catalogadas 117 zonas húmedas (GIA, 2015). Las lagunas de la RBMH, recibieron esa designación por parte de la UNESCO en 1981. Todas ellas también forman parte de la Red Natura 2000 como áreas LIC (Lugares de Importancia Comunitaria) y ZEPA (Zonas de Especial Protección para las Aves) y finalmente casi todas se encuentran catalogadas como áreas Ramsar. Todas estas denominaciones están destinadas a zonas húmedas que cumplen varios criterios entre ellos áreas de importancia internacional para la conservación de la biodiversidad en términos ecológicos, botánicos, zoológicos, limnológicos e hidrológicos (Dirección general del Medio Natural, 2016). La región se caracteriza por ser una de las zonas más áridas de España, con clima de tipo mediterráneo continental, con temperaturas mínimas invernales de hasta -10°C y máximas de 40°C en verano. La precipitación media se encuentra alrededor de los 400 mm por año (Abia y Cortina, 2000). Los humedales más comunes en esta región poseen características esteparias de lagunas someras y temporales (Gosálvez *et al.*, 2012), y con diferentes niveles de salinidad (Cirujano *et al.*, 2002; Cirujano y Cobelas, 2011). Presentan vegetación freatófitas y/o halófilas (Gosálvez *et al.*, 2012).

Los trabajos de campo se realizaron desde 2014 hasta 2018, y se desarrollaron sobre diez lagunas cuyas características describimos más adelante. Los espacios lacustres utilizados durante la temporada reproductora fueron: las lagunas de Manjavacas ($39^{\circ} 24' 54'' \text{N}$, $2^{\circ} 51' 59'' \text{W}$), Mermejuela ($39^{\circ} 32' 22'' \text{N}$, $3^{\circ} 8' 18'' \text{W}$), Longar ($39^{\circ} 42' 10'' \text{N}$, $3^{\circ} 19' 31'' \text{W}$) y la Laguna del Pueblo de Pedro Muñoz ($39^{\circ} 24' 43.71'' \text{N}$ / $2^{\circ} 56' 46.29'' \text{W}$). En el período invernal los trabajos se desarrollaron sobre aquellas lagunas que fueron utilizadas como áreas de descanso. En este caso además de las lagunas de Manjavacas y Mermejuela señaladas anteriormente añadimos las lagunas de Sánchez Gómez ($39^{\circ} 26' 01.08'' \text{N}$ / $2^{\circ} 50' 24.88'' \text{W}$), Alcahozo ($39^{\circ} 23' 26.61'' \text{N}$ / $2^{\circ} 52' 37.37'' \text{W}$), Pajares ($39^{\circ} 27' 16.12'' \text{N}$ / $3^{\circ} 12' 19.55'' \text{W}$), Salicor ($39^{\circ} 27' 58.41'' \text{N}$ / $3^{\circ} 10' 24.09'' \text{W}$), Peña Hueca ($39^{\circ} 30' 42.97'' \text{N}$ / $3^{\circ} 20' 41.73'' \text{W}$) y Tirez ($39^{\circ} 32' 8'' \text{N}$ / $3^{\circ} 21' 89'' \text{W}$) (Figura 2.1). Las lagunas de estudio presentan

regímenes hidrológicos en los que se alternan los periodos con presencia de agua en las lagunas y períodos carentes de agua. Cuando hay exceso de agua se pueden alcanzar profundidades de algo más de 2 metros (Gonsálvez *et al.*, 2012). Estas lagunas son endorreicas, salinas y presentan diferentes características hidroquímicas. Las características hidroquímicas de las lagunas pueden estar alteradas al recibir algunas de ellas aportes de aguas residuales (Cirujano *et al.*, 2002; Cirujano y Cobelas, 2011; Gonsálvez *et al.*, 2012). Las lagunas por su alta concentración de sal presentan una vegetación típica de los ambientes salinos (Cirujano *et al.*, 2002). Estas lagunas están rodeadas de amplias extensiones dedicadas a la agricultura. Los principales cultivos son viñedos y cereales. Recientemente se están incrementando las superficies de viñedos en espaldera en sustitución de áreas que estaban ocupadas por otros cultivos. Ese incremento de viñas en espaldera se debe a la modernización, competitividad, incremento de la competitividad la facilidad de cosecha pero que aunque es bueno económicamente genera efectos adversos como el uso intensivo de los recursos, principalmente el hídrico (Ruiz-Pulpón, 2015). Desde la perspectiva paisajística, este incremento afecta al paisaje y especialmente a la pérdida de biodiversidad (Ruiz-Pulpón 2013, 2015).

Caracterización de las lagunas estudiadas.

En este apartado exponemos las características morfológicas y físico-químicas más importantes de cada una de las lagunas del área de estudio.

Complejo lagunar Manjavacas: El Complejo lagunar Manjavacas está compuesto por cuatro lagunas a saber Manjavacas, Sánchez Gómez, Dehesilla y Alcahozo (Figura 2.2). Esas lagunas están ubicadas a una altitud similar, pero presentan características morfológicas y de estructuras distintas que serán descritas a continuación.

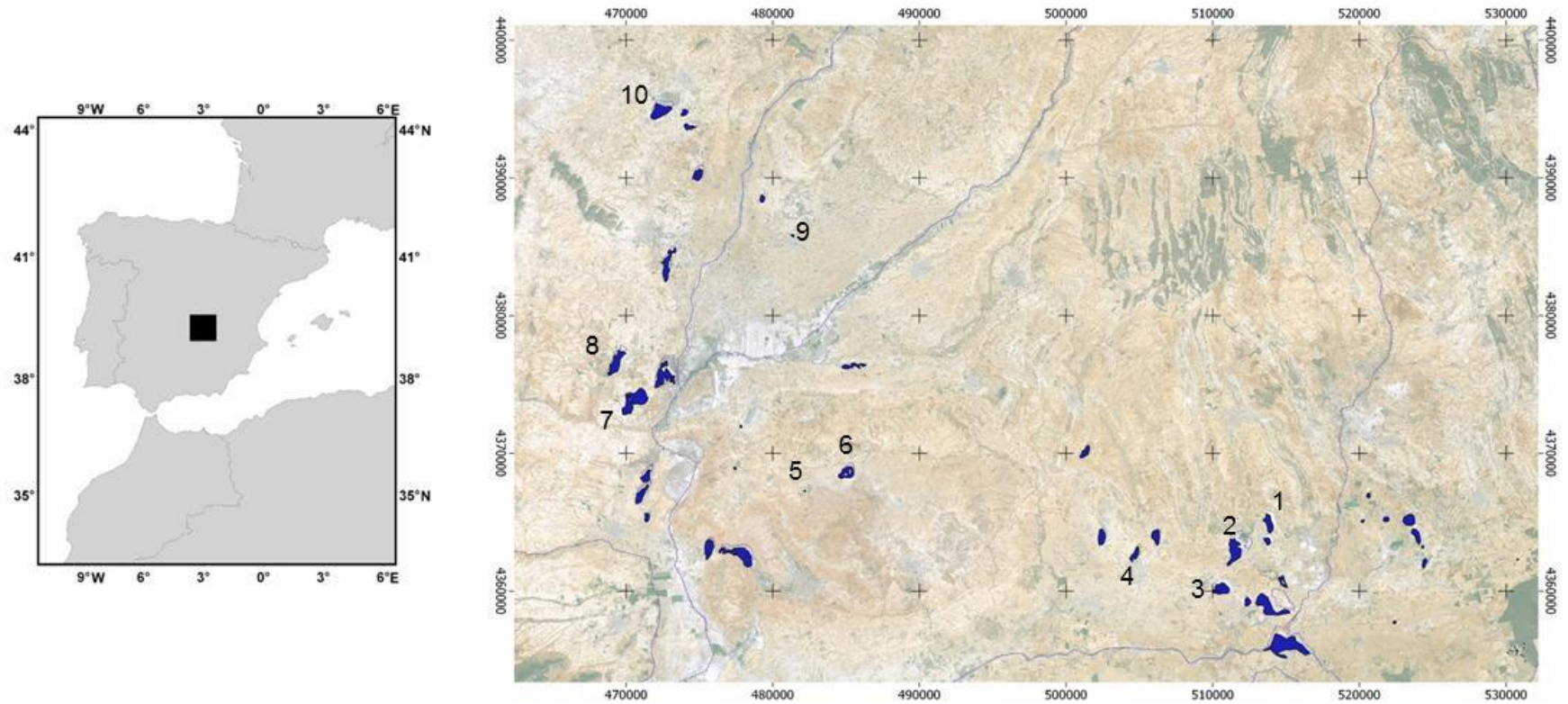


Figura 2.1. Mapa del área de estudio, las lagunas utilizadas en el estudio son descritas por números 1. Sánchez Gómez, 2. Manjavacas, 3 Laguna del Pueblo de Pedro Muñoz, 4.Alcahozo, 5. Salicor, 6. Pajares, 7. Peña Hueca, 8. Tirez, 9. Mermejuela y 10. Longar.

Laguna Manjavacas: La laguna de Manjavacas es una laguna esteparia salina de origen endorreico, con una superficie de 262 ha, y una profundidad de 60 cm y esta distante a algo menos de 7 km de la localidad de Mota del Cuervo (Gonçalvez *et al.*, 2016). A la laguna se vierten los vertidos procedentes de la estación depuradora de Mota del Cuervo de modo que la laguna es hipertrófica con altos niveles de nitrógeno y fosforo (Gosálvez *et al.*, 2012). Contiene islas y barras sedimentarias en las que se instala vegetación característica de ambientes salinos (*Phragmites* spp., *Salicornia europaea*, *Suaeda splendens*, *Salsosa soda* y *Ruppia drepanensis*) (Cirujano, 1995).

Laguna de Sánchez Gómez: La laguna de Sánchez Gómez tiene una superficie de aproximadamente 63 ha y dista 7 km de Santa María de los Llanos. Es una laguna esteparia, temporal y sulfato clorurada. Esta última característica es poco frecuente en Europa. Por no presentar vertidos, la laguna, tiene baja concentración de nutrientes inorgánicos de modo que es mesotrófica e hipersalina (Fundación Global Natura, 2017). Debido a esas características la laguna presenta vegetación típicamente salina (Cirujano, 1995). Esta laguna no contiene islas sedimentarias.

Laguna de Dehesilla: La laguna de Dehesilla es una laguna esteparia, endorreica y salina, con una superficie de 19 ha. Debido a esas características presenta vegetación y microorganismo típicamente de ambientes salinos (Cirujano, 1995).

Laguna de Alcahozo: La laguna de Alcahozo está a algo menos de 5 km del pueblo más cercano, con una superficie de 88 ha y profundidad de 0.84 m (Gonçalves *et al.*, 2016; Pons *et al.*, 2018). Es una laguna hipersalina, esteparia, endorreica, y que no presenta vertidos. En el interior de la laguna presenta vegetación típica de ambiente salino compuesta por *Chara* spp., *Lamprothamnium populosum* y *Ruppia* spp. (Cirujano, 1982), pero no presenta islas sedimentarias. Además, en sus plantas hay algunas especies de interés prioritario en Europa como *Hordeum murinum* y *Limonium dichotomum* (Cirujano, 1995).

Laguna del Pueblo de Pedro Muñoz: La laguna de Pedro Muñoz está en el borde del pueblo, y tiene una superficie de 41 ha y una profundidad de 80 cm (Figura 2.3) (Gonçalves *et al.*, 2016). Es una laguna salina de origen endorreico y recibe agua procedente de la estación depuradora de Pedro Muñoz, que puede mantenerla con agua en periodos de sequía. Ese régimen de aguas permanentes posibilita la existencia de vegetación de ambientes salinos. La vegetación en sus márgenes está compuesta de *Phragmites australis*, *Thypha domingensis* y *Scirpus maritimus*. Otras plantas que

pueden encontrarse en la laguna son: *Sarcocornia pernis*, *Suaeda marítima*, *S. splendens* y *Cressa cretica* (Cirujano, 1982).

Laguna de Salicor: La laguna de Salicor es una laguna esteparia, hipersalina y de origen endorreico, con una superficie de 81 ha, y una profundidad de hasta 2 m en época de inundaciones (Figura 2.4) (Gonsálvez *et al.*, 2012 y Gonçalves *et al.*, 2016). La laguna dista a algo menos de 7 km de Campo de Criptana (Gonçalves *et al.*, 2016). La laguna contiene islas y barras sedimentarias en las que se instala vegetación característica de ambientes salinos. Destaca *Suaedea tumbraun-blanquetii* (Fundación Global Natura, 2017).

Laguna de Pajares: La laguna de Pajares esta distante a algo menos de 4 km del pueblo más cercano, es una laguna esteparia salina de origen endorreico, con una superficie de 23 ha, y una profundidad de 50 cm (Figura 2.4) (Gonçalves *et al.*, 2016). La vegetación característica en esta laguna es *Lygeum spartum* y *Microcnemum coraloides*. Además se puede encontrar especies consideradas raras como *Althenia orientalis*, *Lamprothamnium populosum* y *Riella helicophylla* (Fundación Global Natura, 2017).

Laguna de Peña Hueca: La laguna de Peña Hueca está a 8 km del pueblo más cercano y tiene una superficie de 158 ha (Figura 2.5) (Gonçalves *et al.*, 2016). Por ser una laguna hipersalina, con salinidad superior al agua del mar, ya fue un lugar de extracción de sal (Ruiz y Murillo, 2011). La laguna contiene en su interior islas sedimentarias, compuesta por vegetación de ambientes salinos como *Suaeda vera* (Florín y Montes, 1998). Esta vegetación es el refugio de una especie que está en riesgo el *Gryllodinus kerkennensis* (Cordero y Llorente, 2008).

Laguna de Tirez: La laguna de Tirez es una laguna esteparia salina de origen endorreico, con una superficie de 131 ha y esta distante del pueblo más cercano a algo menos de 8 km (Figura 2.5) (Gonçalves *et al.*, 2016). La laguna es hipersalina, contiene islas y barras sedimentarias en las que se instala vegetación halófila terrestre. Algunas especies de plantas, presentes en la laguna están amenazada de extinción como por ejemplo *Sarcocornia perennis* y *Suaeda vera* (Cirujano *et al.*, 2002).



Figura 2.2. Mapa del Complejo lagunar Manjavacas, compuesto por las lagunas de Manjavacas (1), Laguna de Sánchez Gómez (2), Laguna de Dehesilla (3) y Laguna de Alcahozo (4).



Figura 2.3. Localización del pueblo de Pedro Muñoz y la Laguna de Pueblo (1), y Retamar (2) y Navalafuente (3).



Figura 2.4. Mapa de la vista de las lagunas de Salicor (1) y Pajares (2).



Figura 2.5. Mapa de la vista de las lagunas de Peña Hueca (1) y Tirez (2).

Laguna de Mermejuela: La laguna de Mermejuela está a 4 km de Miguel Esteban y es una de las pocas lagunas que no presenta figura de protección (Figura 2.6). Es una laguna esteparia salina de origen endorreico, con una superficie de 9,9 ha, y una profundidad de 60 cm. Como la mayoría de las lagunas de la región es hipersalina, sin embargo presenta características poco comunes no conteniendo vegetación e islas sedimentarias en su interior (Gosálvez *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2016).



Figura 2.6. Vista general de la Laguna de Mermejuela.

Laguna de Longar: La laguna de Longar es una laguna esteparia, hipersalina de origen endorreico, con una superficie de 259 ha, y está a 1 km de la localidad de Lillo (Figura 2.7) (Gonçalves *et al.*, 2016). A la laguna se vierten vertidos procedentes de la estación depuradora de Lillo, por eso puede mantener agua durante el verano. Esta laguna presenta una flora salina única, con extensos albardinares en sus bordes (Cirujano *et al.*, 2002).



Figura 2.7. Mapa de la localización del pueblo de Lillo y sus lagunas: Longar (1), Altillo chico (2) y Altillo grande (3).

Método.

Las técnicas utilizadas han sido dispares tanto en los aspectos relativos a los métodos y técnicas de muestreo como a los análisis estadísticos. Por ejemplo, los capítulos dedicados a la obtención de la dieta se rigen por técnicas diferentes a las que se llevan a cabo para determinar la selección de hábitat. Por todo ello se ha preferido describir los métodos utilizados en cada uno de los capítulos correspondientes.

PARTE 1

SELECCIÓN DE HÁBITAT

Capítulo 3

**Foraging habitat selection by Gull-billed tern
(*Gelochelidon nilotica*) in Central Spain (Castilla-
La Mancha).**

Introduction

Habitat selection is closely linked to the need to extract resources necessary to complete life cycles. It is therefore necessary that wildlife managers are aware of a species' preferred habitats (Caughley, 1994). Habitat selection is the innate or learned behavioral response that allows a bird to choose among the various environmental components, habitats or structures in a location that will influence survival or adaptation (Block and Brennan, 1993). The selection of breeding places seems to be a major factor in the breeding strategy of gulls and terns (Vargas *et al.*, 1978; Goutner, 1991; Sánchez *et al.*, 1991; Erwin *et al.*, 1998), since many potential breeding sites are highly unstable and unpredictable habitats. Despite this, many individuals often use the same locality for years or decades, occupying the same places in consecutive breeding seasons, while in some years, colonies move to new breeding sites (Sánchez *et al.*, 2004; Corbacho *et al.*, 2009). The gull-billed tern, *Gelochelidon nilotica*, has a worldwide distribution range, but its breeding colonies show a patched spatial distribution (Del Hoyo *et al.*, 1996). In Spain, the gull-billed tern breeds in the Delta del Ebro, in a few temporary lakes in Central Spain, in the south of Andalusia, and in a few sites in Extremadura and Castilla-León (Martí and Del Moral, 2003). Breeding colonies tend to be located on beaches, wetlands and sedimentary islands but they are also found in man-modified habitats (Moller, 1981; Cramp, 1985; Palacios and Mellink, 2007). The gull-billed tern breeds in monospecific or mixed colonies, with other waterbirds (Vargas *et al.*, 1978; Sánchez *et al.*, 2004; Molina *et al.*, 2009; Barati *et al.*, 2012). They forage at distances ranging from 2 km to 20 km (Fasola and Bogliani, 1990) of breeding places. The population of gull-billed tern in Central Spain appears to be increasing (Corbacho *et al.*, 2009), but there is some also evidence of a reversing trend (Del Hoyo *et al.*, 1996). The agricultural intensification that is occurring in Central Spain (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015) could be related to a decrease in appropriate feeding habitats for the Gull-billed tern, since the lakes with breeding colonies are surrounded by agriculture fields, mainly vineyards and cereal crops (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015). Changes in the landscape affect some bird species, especially those that breed in regions with intensive agriculture (Chamberlain *et al.*, 2000), because these fields are prone to changes linked to crops considered more profitable. To provide information that may help to preserve breeding colonies and their breeding success (Litvaitis, 2000; Molina *et al.*, 2009, 2010), in this study we aimed to determine which habitats surrounding wetlands were preferentially used for hunting by the gull-billed tern and which habitats were avoided.

Study area

The study area is located in the Reserva de La Biosfera Mancha Húmeda (hereafter RBMH), a wetland-rich area in Central Spain that stretches over almost 7.551 ha (GIA, 2015) with 117 humid zones. Most Castilla-La Mancha lakes are temporary and salty, and face drought periods which may dry them for years (Cirujano *et. al.*, 2002; Cirujano and Cobelas, 2011). We monitored 66 wetlands in this region. In some cases, this monitoring began in 1996, but it began ten years ago in most cases (fig.3.1). These wetlands are located in a large agricultural region whose main crops are vineyards and cereals. Fields with tree species, such as olive trees (*Olea europaea*), are scarce. Only 12 of the 66 wetlands had breeding colonies of gull-billed tern in one or more years (fig. 3.2). We recorded the number of couples that bred from 2007 to 2016 in all the wetlands. Of the wetlands used in 2013–2014, we selected four to study habitat selection in the following two breeding seasons. One of these wetlands (Camino de Villafranca) was not occupied in the following years, reducing the number of wetlands studied to three: Manjavacas (39° 24' 54" N, 2° 51' 59" W), Mermejuela (39° 32' 22" N, 3° 8' 18" W) and Longar (39° 42' 10" N, 3° 19' 31" W).

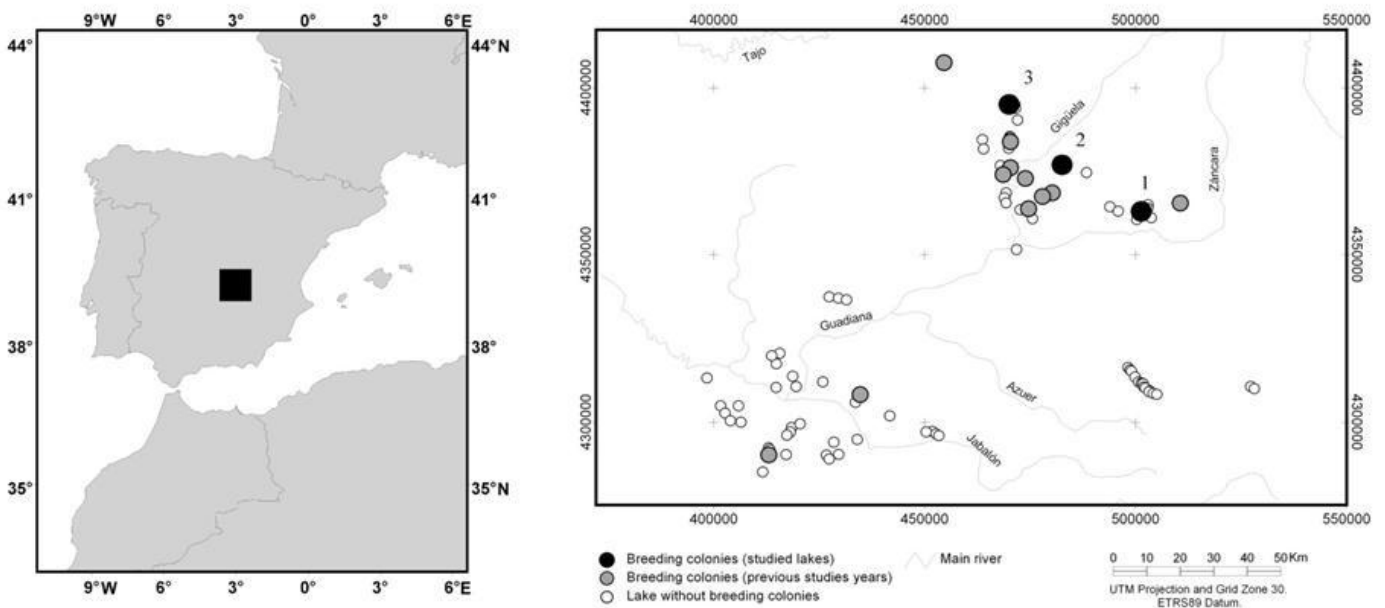


Figure 3.1. Left, map of Spain with square black the study area. Right: map of Castilla-La Mancha wetlands showing the tree sites (1,Manjavacas; 2, Mermejuela; 3, Longar) where habitat selection was studied:● breeding colonies (studied lakes); ● breeding colonies (previous studies years); ○ lake without breeding colonies.

Data collection

We used a 7–km radius circle, centered in each study lake, to record habitat use and availability. In other habitats, gull–billed terns may search for food farther than this distance (Molina and Marschalek, 2003), but in our study area, a larger radius would encompass parts of nearby towns. Data collection was carried out in spring and summer, from April to June, in 2015 in Longar and in 2015 and 2016 in the other two lakes. Overall, we covered 27 itineraries, totaling 2,248.46 km (mean = 83.30 km, SD = 48.1). We used a GIS (Geographic Information System) to delimit the itineraries in such a way that they were distributed across the entire surface of the circle. Itineraries were visited by car as many times as needed to reach a minimum of 30 foraging observations per circle of each lake. Contacts with gull–billed terns looking for food, identified through their hunting flight, were positioned by GPS (Garmin ETREX30). The hunting flight is characterized by the bird flying slowly, with head down and frequent dipping movements towards land, corresponding to attempts to catching prey (Cramp, 1985; Molina and Marschalek, 2003; Molina *et al.*, 2009). Contacts with birds in direct displacement flight, when they did not seem to be inspecting territory, were not considered in the analyses. At every contact point (hereafter CP), the following variables were obtained: the number of birds searching for food and the type of environment (land use type) in which they fed. We used GIS to estimate distance from the individual bird or flock to: i) the nearest breeding colony; ii) to nearest paved road; iii) to nearest urban place (towns and villages); iv) to nearest wetland (used or not for breeding); and v) to the nearest isolated building (including abandoned buildings, inhabited houses or shelters for cattle) (table 3.1). To evaluate habitat availability, we selected 20 random points (hereafter RP) within the 7–km radius circle centered in each of the three wetlands studied. For this purpose, we randomly selected 20 random points, distributed along the length of the itinerary previously defined with GIS around each lake, using the random numbers function in Excel. At each of these points, this function was also used to randomly select the left or right side of the itinerary and a random perpendicular distance between 0 and 80 m from the point. Thus random points were situated within a 160 m wide band centered in the itineraries. This band was selected because gull–billed terns were detected from the itineraries within it, and in this way random points were selected within the area where terns were detectable. In RP, we estimated the same variables as in CP. Given that Manjavacas and Mermejuela were monitored in 2015 and 2016, the same RP were visited in the second year to check if

type of land use had changed, but in all cases it remained the same. Land use types considered (table 3.1) comprised two types of vineyards (traditional goblet vineyards and vertical trellis vineyards, in which canes are secured to trellis wires running the length of the row of vines), grain fields in different stages, and fallows (uncultivated fields resting between harvesting seasons). The wetland edge category includes areas with low vegetation surrounding lakes that may be flooded after high rainfalls.

Table 3.1. Description of habitat variables (land uses and minimum distances to potential relevant territory features) used in this study

Substrate	Code	Description
Land use		
Cereal	CE	Crops of oats or wheat
Fallow	FA	Unploughed cereal fields harvested at least one year ago and with dense herbaceous cover
Wetland	W	Naturally flooded areas
Wetland Edge	WE	Herbaceous plants and bushes around wetlands
Ploughed	P	Ploughed fields, mostly without vegetation
Traditional Vineyards	TV	Non-irrigated vineyards grown in a traditional way (goblet)
Intensive Vineyard	IV	Irrigated vineyards grown on metal trellises
Trees	TR	Stands of <i>Pinus</i> ssp, <i>Prunus dulcis</i> or <i>Olea europaea</i>
Distance (Km)		
Distance breeding colony	Distcolony	Distance to closest breeding colony
Distance wetland	Distwetland	Distance to closest wetland (used or not for breeding)
Distance paved roads	Distroad	Distance to closest roads
Distance urban places	Disttowns	Distance to closest town or village
Distance houses	Disthouse	Distance to closest abandoned building, inhabited house or shelter for cattle

Data analysis

Manly's Index (Manly *et al.*, 2004) was used to evaluate the selection of land use types. This index computes the relation between available environments and those used by the species, as in equation 1:

$$W_j = \frac{u_j}{a_j} \quad (\text{eq1.})$$

where u_j is the proportion of use of habitat in category j and a_j is the availability of habitat j . These indices were calculated using package `adehabitatHS` (Calenge, 2006) in R (R development Core Team, 2016). We used linear mixed models to evaluate whether distance variables differed between RP and CP. In these models, each distance variable was included as a dependent variable and the type of point (coded RP as 0 and

CP as 1) as a fixed factor. Lake was included as a random factor. We used the lme function in the R nlme package (Pinheiro *et al.*, 2017) to fit these models.

Results

The gull-billed tern bred in 12 of the 66 temporary wetlands monitored (fig. 3.1). Colonies used each lake from 1 to 8 times (fig. 3.2). Some colonies occupied the same wetland in consecutive years. In some cases, colonies appeared to have moved to other wetlands in the same breeding season owing to flooding of nesting sites. For instance, in 2007, the gull-billed terns abandoned the Camino de Villafranca colony because heavy rains in May flooded the sedimentary island where the colony was settled. In parallel, in the Salicor wetland, this rainfall turned some areas that were previously connected with surrounding fields into islands. A gull-billed tern colony settled on these islands soon after the abandonment of the breeding colony at Camino de Villafranca. This suggests a movement of the gull-billed tern colony of Camino de Villafranca toward Salicor Lake. In 2010, heavy May rains flooded the sedimentary islands at Manjavacas, causing the desertion of its colony. A colony then settled in Huevero Lake, likely including the individuals that left Manjavacas.

Foraging habitat

A total of 136 contacts with gull-billed terns were recorded; 11 of these were located outside the 7 km radius and are not considered here. The size of gull-billed tern flocks searching for food ranged from 1 to 39 individuals (mean = 3.4; SD = 4.5; N = 125). The largest flock observed was following a tractor in a grain field. Distances between the contacts and the nearest colony ranged from 0.03 to 6.24 km (mean = 1.98; SD = 1.50; N = 125). The gull-billed tern showed a positive selection towards cereal fields ($p = 0.032$), clearly avoiding traditional vineyards ($p = 0.000$) (table 3.2). Ploughed fields presented the highest selection index, but it was not significant. Fallows were used according to their availability. No use of intensive vineyards or areas with trees was detected. These habitat preferences were similar in the three studied sites (table 3.2). The analysis of distance variables showed that gull-billed tern seeks food closer to the colony than expected according to random points ($p < 0.0001$), at 2 km on average. On the contrary, they were found farther than expected from paved roads ($p < 0.0001$) and towns ($p = 0.0195$), even if these were near colonies (fig. 3.3). The variable distance from solitary houses scattered in the fields had no effect ($p = 0.8482$) (table 3.2, fig.3.3).

Wetlands	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Pajares												25									
Salicor												108	240								
Camino Villafranca	29	176							195			120	70	200	140	170	4	106			
Mermejuela													3	3	3		12		23	43	20
Longar							200	473		238						3	221		258	183	820
Manjavacas	215	72	239	137				48				145	66		6	200	322	53	200	167	23
Huevero															6						
Inesperada			12		50										2		6			35	
Cucharas															2	2		10			
Peñahueca					350	325	350	190													
Quero												20	3		3						
Larga de Villacañas						26	20														

Not breeding;
 Breeding ;
 No registry
 attempt to breed

Figure 3.2. Monitoring data of the 12 wetlands used as breeding colonies by gull-billed tern.

Table 3.2. Percentage of random (RP) and contact (CP) points where each habitat type was present in the 7-km radius circle and distances to variables (mean \pm SD). Number of contact points in parentheses. Number of random points is 20 in each lake. Selection index shown is the Manly index (Wj), its standard error (SE) and significance level (p). Land uses W and WE were not considered to calculate selection indexes as no random points were selected in therein. Table 1. show the codes of variables.

Variable Land use	Manjavacas		Mermejuela		Longar		Total		Selection index			
	CP (45)	RP (20)	CP (45)	RP (20)	CP (35)	RP (20)	CP	RP	Wj	SE	p	
CE	60	10	31.11	20	42.86	15	44.80	15	3.24	1.04	0.032	
FA	11.11	20	26.67	20	20	35	19.20	25	0.83	0.24	0.492	
W	-	-	4.44	-	2.86	-	2.40	0	-	-	-	
WE	13.33	-	-	-	2.86	-	5.60	0	-	-	-	
P	8.89	5	35.56	-	31.43	15	24.80	6.67	4.04	2.04	0.138	
TV	6.67	40	2.22	50	-	-	3.20	30	0.11	0.06	0.000	
IV	-	15	-	5	-	15	-	10	0	-	-	
TR	-	10	-	5	-	25	-	13.33	0	-	-	
Distance										F	df	P
Distcolony	2.73 \pm 1.52	3.21 \pm 1.19	1.36 \pm 1.35	4.10 \pm 1.26	1.81 \pm 1.25	3.41 \pm 1.06	1.98 \pm 1.50	3.57 \pm 1.22	53.38	1,181	<0.0001	
Distwetland	1.77 \pm 1.43	2.09 \pm 1.01	1.36 \pm 1.35	3.56 \pm 1.12	1.63 \pm 1.28	2.86 \pm 1.35	1.59 \pm 1.36	2.84 \pm 1.29	35.41	1,181	<0.0001	
Distroad	1.16 \pm 0.89	1.60 \pm 1.23	2.51 \pm 1.00	1.35 \pm 1.17	2.50 \pm 1.60	0.94 \pm 0.69	2.02 \pm 1.33	1.30 \pm 1.08	15.13	1,181	<0.0001	
Disttowns	6.65 \pm 1.49	6.57 \pm 1.38	6.23 \pm 2.76	4.60 \pm 3.16	4.40 \pm 2.82	3.52 \pm 1.79	5.87 \pm 2.56	4.90 \pm 2.55	5.55	1,181	0.0195	
Disthouse	0.45 \pm 0.35	0.56 \pm 0.55	0.98 \pm 0.93	0.47 \pm 0.53	0.92 \pm 0.61	1.41 \pm 1.47	0.77 \pm 0.71	0.82 \pm 1.04	0.03	1,181	0.8482	

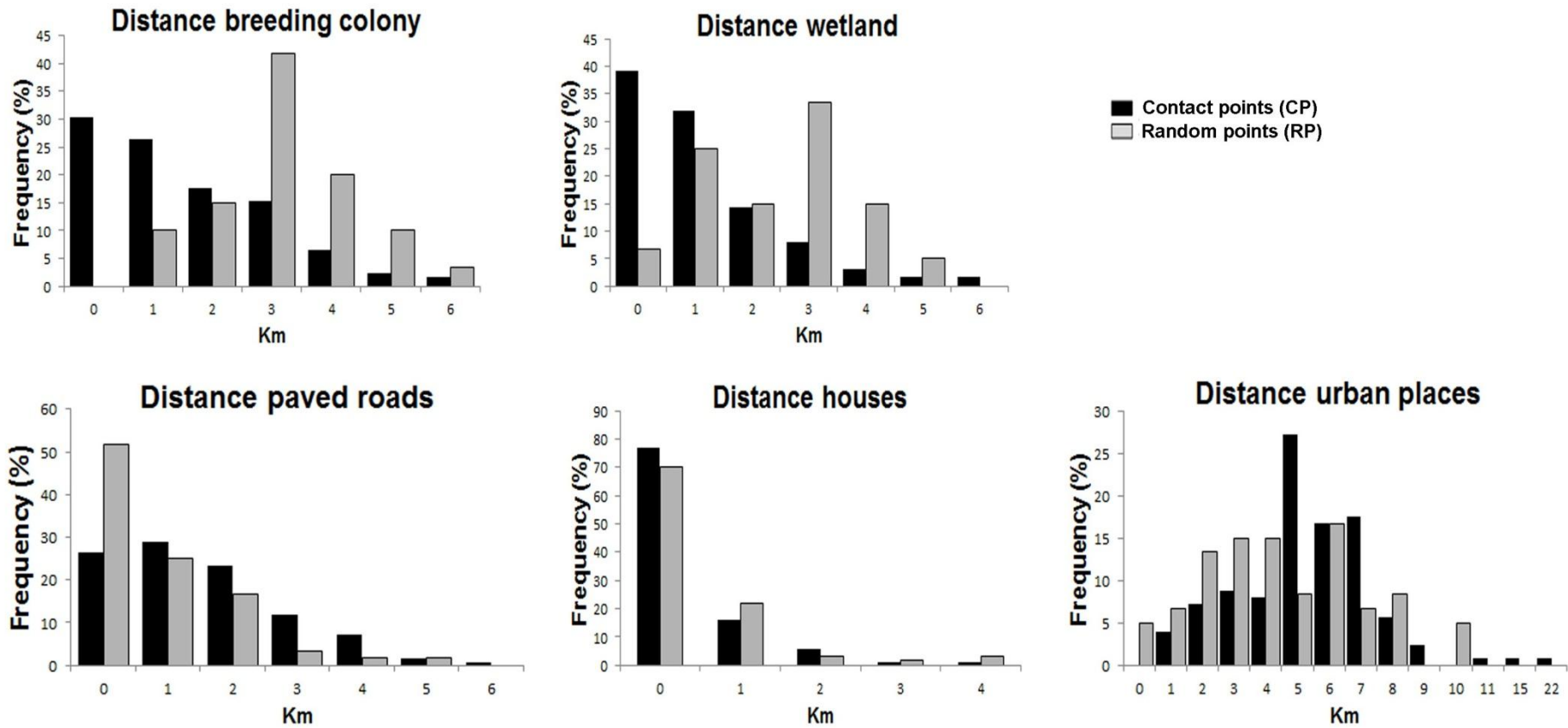


Figure 3.3 Frequency distribution (%) of the distance variables (Km) analyzed in this study.

Discussion

Habitat selection

We observed that cereal crops were the preferred habitat for hunting in the agricultural landscapes studied, and this pattern was similar between the study colonies. Clearly, gull-billed terns avoided both vineyards types present in the study area, since we only found a slight percentage of contacts in traditional vineyard and we did not detect any use of intensive vineyards. Avoidance of vineyards could be explained by several factors. On the one hand, cereal fields are less intensive crops than vineyards, and it is likely that availability of prey is higher in the former. Differences in composition of the arthropod community may also be important, since gull-billed terns prey mainly on large ground-dwelling insects (beetles and grasshoppers, Britto *et al.*, in prep.) while canopy-dwelling arthropods are more abundant in vineyards (Nash *et al.*, 2010). In addition, vertical habitat structure may have an important effect on habitat selection by this species. Gull-billed terns capture prey in flight and do not pursue them on foot (Molina *et al.*, 2009), so searching for food over open areas, such as cereal crops or plowed fields, may facilitate prey capture, while woody vegetation (such as trees and vineyards) would make it more difficult. The dense vegetation cover of vineyards in spring may limit prey visibility and, in intensive vineyards, the vertical metal posts on which branches are fixed to wires running the length of the row of vines may limit birds' flight. Our results show that gull-billed terns forage mainly in specific land use types (cereal crops, ploughed fields and fallows accounted for 89% of contacts) in areas surrounding the colonies, so chicks depend on preys captured by the parents in these zones (Vargas *et al.*, 1978; Fasola *et al.*, 1989; Dies *et al.*, 2005; Aourir *et al.*, 2013). On average, in our studied colonies, parents fly about 2 km to look for their prey and rarely more than 6 km from the colony. In an Italian coastal lagoon, Fasola and Bogliani (1990) found that the gull-billed tern was one of the species, together with the Little Tern, whose density decreased faster with distance from the nesting wetland, although in this area average distance (9.3 km) was higher than in La Mancha. In California, individuals foraged at least 8–9 km from the nesting colony (Molina and Marschalek, 2003). The longer distance covered for hunting in the studies of Fasola and Bogliani (1990) and Molina and Marschalek (2003) could be explained because these colonies lived in coastal habitats where they catch larger prey that are more profitable energetically (crustaceans, fishes and lizards). In our study area, the main preys are insects and these smaller preys could set a shorter limit to the hunting distance. The changes in land use within the belt

around the breeding site may have a strong effect on colony success. In particular, according to our results, agricultural changes favoring intensive vineyards could have the worst effect. If intensive vineyards were extended to surround the breeding wetlands, the cost of displacement of adults to seek food could increase to the point of not being energetically profitable and lakes at the study area could become unsuitable for breeding. Intensive vineyards are widespread in the RBMH, and they are extending in detriment of other crop types, including traditional vineyards (Ruiz–Pulpón, 2013, 2015). Other bird species are also reported to avoid vineyards (García *et al.*, 2006; Benítez–López *et al.*, 2017) and we agree with these authors that the establishment of intensive vineyards should be prohibited in areas that are most appropriate for endangered birds. The gull–billed tern does not seem to choose a feeding habitat independently of its surroundings. In the agricultural landscapes where human interference is constantly present, we found a significant effect of several landscape features. The species avoids feeding close to towns, villages and paved roads; however, it is not affected by isolated farm houses. The lack of effect of the proximity of farm houses can be explained by the fact that they are scattered and human presence is sporadic. In a meta–analysis of infrastructural effects, Benítez–López *et al.* (2010) detected a negative effect of roads and other infrastructures on bird abundance that extended up to 1 km. Our results agree with this result because we found fewer contacts than expected within 1 km from roads. The effects of roads on wildlife are multiple (Trombulak and Frissell, 2000), but given the mobility of gull–billed terns and the relative low traffic on most of these roads, we hypothesize that in our study, a likely effect is the reduction in prey availability through changes in conditions near roads. The same could be true for the distance from towns, where the percentage of contacts is lower than the percentage of random points within the first four kilometers. Although in some cases fallows and cereal fields reach the edges of towns, they are usually surrounded by land use types that are not so attractive for this species. Distance variables were not analyzed in other studies of gull–billed terns, so we do not know if the effect of these man–made structures is similar in other landscapes. In our study area, where rainfall and water level at lakes varies from year to year, it is not uncommon that gull–billed tern colonies are forced to abandon a wetland and establish a new breeding colony in another lake within the same breeding season. These changes seem to be associated to adverse weather conditions. Spring abundant rainfalls may change the availability of suitable islands for nesting by flooding sedimentary islands harboring a gull–billed tern colony. In other lakes, the same rains may induce the formation of new sedimentary islands by isolating pieces of land from the shore. Besides our study, other authors have also

reported nesting site changes within the same breeding season (Costa, 1986; Sánchez *et al.*, 2004). Therefore, the possibility arises of an interaction between the environmental factors affecting nesting place selection inside the lake and habitat selection in their surroundings. Further research is needed to assess whether, in these dry Mediterranean landscapes, the lack of appropriate habitats for feeding around the lakes would limit the chances to move colonies between lakes when rainfalls alter wetlands suitability for breeding.

Conservation implications

This study offers new information about gull-billed tern ecology that may help in the design of regional and local level conservation management strategies. Habitat selection analysis allowed us to identify factors that determine habitat preferences for hunting and the potential influence of human disturbance on this species. At a landscape scale, our results call for limitations in agricultural intensification around potential nesting places. Vineyards should be limited or avoided in areas surrounding these wetlands. Given the importance of rotation of cereal crops and fallow lands as hunting areas, these uses should be maintained and incentivized in lands surrounding wetlands in this region. In addition, the lakes where breeding colonies regularly settle must be protected. The awareness of farmers and people is extremely important for the implementation of conservation strategies of this species that should involve the implementation of specific agri-environment schemes.

Capítulo 4

Habitat selection of wintering populations of common crane (*Grus grus*) in central Iberian Peninsula central

Introduction

Studies about habitat selection in modified landscapes are essential for understanding how the species may respond to human impact (Jones, 2004; Benítez - López *et al.*, 2017). However, modified landscapes include not only the alteration and destruction of the natural habitat, but also the replacement of crops between years. This is the case of the central Iberian Peninsula, where the replacement of the cereal crops by vineyards has been widely diffused since almost four decades (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015). Particularly, all grasslands areas in this region are altered and the natural areas are restricted to a constellation of temporary wetlands dotting the agricultural landscape. Consequently, species living in these habitats need to adapt to the new conditions, with potential effects on patterns of habitat selection (Meine and Archibald, 1996; Áviles, 2004).

Habitat selection of wintering birds is determined mainly by the availability of foraging and roosting area (Cramp 1985; Prieta and Moral, 2012). The common crane (*Grus grus*) is a wintering species in Iberian Peninsula that tends to focus on areas dominated by wetlands surrounded by agricultural landscapes (Guzmán *et al.*, 1999; Prieta and Del Moral 2008). In general, this species forages in agricultural fields, pastures, and meadows, and resting in shallow lakes, bogs, rivers, along with the edges of reservoirs and other wetlands (Meine and Archibald, 1996). In addition, although this species is sensitive to human disturbance, the main problem for the populations of common cranes in the wintering regions is linked to the habitat degradation (Meine and Archibald, 1996).

Spain has the highest concentration of wintering populations of common cranes in Europe (115,500 individuals; 69%) (Prieta and Del Moral, 2008). However, studies about habitat selection of common cranes in continental habitats are concentrated in Extremadura, a region dominated by holm oak (*Quercus ilex*) dehesas (Díaz *et al.*, 1996; Avilés *et al.*, 2002). Wintering populations have increased substantially during the last decades, especially in La Mancha Húmeda Biosphere Reserve region (Prieta and Del Moral, 2008) that nowadays receives 18% of the population wintering in Spain. In this region, holm oak woodland are less extended than in Extremadura and possibly the factors associated to habitat selection during the wintering season are differenced. In this sense, the knowledge of their habitat preferences or avoidance would allow us to assess the effect that changes in traditional farming systems can have on the population of wintering common cranes.

The aims of this study were to identify the environmental factors associated to habitat selection of wintering populations of common crane in Iberian Peninsula central. Specifically, we seek to identify the most important habitat and landscape variables

associated to habitat selection during the autumn and winter seasons in La Mancha Húmeda Biosphere Reserve, Central Spain.

Methods

Study area

The study area is located in La Mancha Húmeda Biosphere Reserve (hereafter RBMH) where we selected a polygon covering 1.262 km² that include 3-4 roosting areas (Figure 4.1). The temperature during wintering seasons range from 4.6 to 11.7 (°C) and precipitation from 0.1 to 81.8 (l/m²) (AEMet, 2016). This region is marked by a large agricultural area that has vineyards and cereal fields as their main crops (Ruiz-Pulpón, 2013; 2015). Additionally, the RBMH region is characterized by temporary lakes, with some of them affected by wastewater input (Gonçalves *et al.*, 2016). In general, the lakes are saline, with predominant vegetation composed by halophilous and flood period in autumn and winter (Cirujano *et al.*, 2002; Cirujano and Cobelas, 2011; Gosálvez *et al.*, 2012).

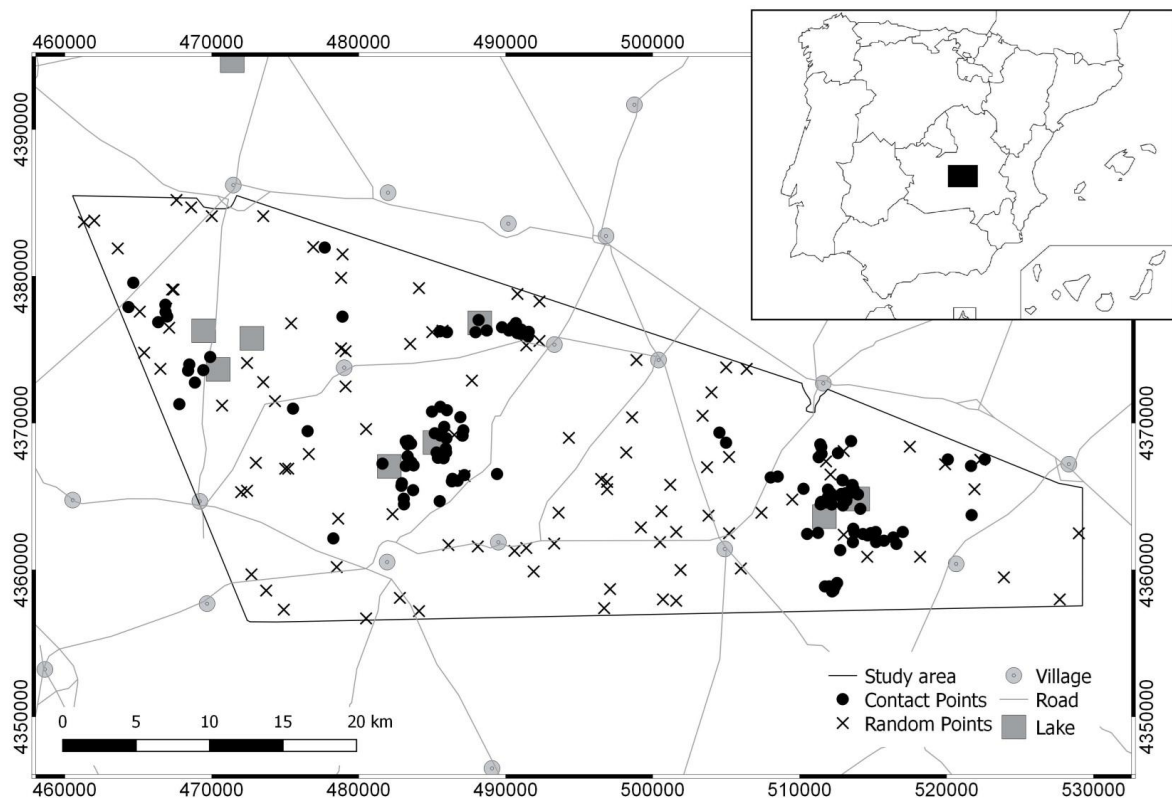


Figure 4.1. Location map of the study polygon. Black circles represent the contact points with common crane groups. Markers (x) represent the random points and gray squares refer to temporary wetlands.

Data collection

The habitat selection of common crane was determined from itineraries conducted in two wintering periods: period 1 (from December 2014 to March 2015) and period 2 (from October 2015 to March 2016). Geographic Information System (GIS) was used to delimit the study polygon (1.262 Km²) and itineraries. A total of 4,338 km along 51 itineraries were traveled during the two study periods. During the itineraries, contacts point with common cranes flocks (hereafter CP) were positioned by GPS (Garmin ETREX30). We obtained a total of 43 and 97 contacts with common crane flocks during the first and second period, respectively. To evaluate habitat availability, 100 random points (hereafter RP) were randomly chosen (hereafter RP) within the study polygon using the function “csr” in the “splancs package” (Rowlingson and Diggle, 2014) in the R-Program (R Development Core Team, 2016).

In the square of 100 m x 100 m of the UTM grid (Datum ETRS 89) containing each contact or random point we estimated the percentage of cover of thirteen local habitat variables (see Table 1 for habitat description). In addition, other six landscape variables were measured by GIS, totalizing nineteen environmental variables tested. The landscape variables were defined by distance from the central point of the CP and RP sites to six discrete elements in landscape: nearest roosting lake, paved roads, urban places (towns and villages), wetland (used or not for roosting), isolated building (including abandoned buildings, inhabited houses or shelters for cattle), and unpaved roads (Table 4.1). In RP these variables were recorded during all wintering period.

Table 4.1. Code and description of the habitat and landscape variables.

Variables	Code	Description
Habitat		
Sprouted Cereal	CE	Sprouting the crops of oats or wheat or wheat with trees <i>Querus</i> sp.
Cereal stubble	CES	Crops of oats or wheat stubble
Fallow	FA	Unploughed cereal fields harvested at least one year ago and with dense herbaceous cover
Wetland	W	Naturally flooded areas with water and environment with <i>Phragmites</i> spp. associated with wetlands
Unpaved roads	UR	Unpaved road linking agricultural areas
Ploughed	P	Ploughed fields, mostly without vegetation, with or without trees and irrigated with sprinklers
Traditional Vineyards without pruning	TVP	Non-irrigated vineyards grown in a traditional way (goblet) without pruning
Traditional Vineyards with pruning	TV	Non-irrigated vineyards grown in a traditional way (goblet) with pruning
Intensive Vineyard	IV	Irrigated vineyards grown on metal trellises
Trees total	TRT	Stands of trees native, <i>Pistacea vera</i> , <i>Pinus</i> spp, <i>Prunus dulcis</i> or <i>Olea europaea</i> , <i>Querus</i> spp., broom, <i>Tamarix gallica</i>
Reforestation	RF	Dense arborous crops with <i>Pinus</i> spp. and scrub fields
Pastureland	PA	Fields of short scrubland and pastureland
Urban area	UA	Paved roads, farmhouse, rock and sand extraction
Distance (Km)		
Distance roost	Distroost	Distance to closest roosts
Distance wetland	Distwetland	Distance to closest wetland (used or not for roosts)
Distance unpaved roads	Distunpaved	Distance to closest unpaved roads
Distance paved roads	Distroad	Distance to closest roads
Distance urban places	Disttowns	Distance to closest town or village
Distance houses	Disthouse	Distance to closest abandoned building, inhabited house or shelter for cattle

Data analyses

The analyses were performed for each period, separately. This strategy was adopted as habitat cover in some random points changed between the two wintering periods. Firstly, we used the Wilcoxon test to determine the differences between CP and RP for each variable, separately. After that, we selected the best subset of environmental variables potentially related with habitat selection by cranes using the *bestglm* package (McLeod and Xu, 2004) in R-Program. To avoid collinearity problems, first we calculated the correlation matrix for environmental variables in each season to detect and remove variables with correlation ≥ 0.7 . None of the correlations reached this threshold thus we maintained all variables in the following analyses. We identified the 50 best models based on the Akaike Information Criterion corrected for small sample sizes (AICc), from which we selected the models with $\Delta\text{AICc} \leq 2$ (Lara-Romero *et al.*, 2012) that included the spatial term and calculated their AICc weights. Then for each variable, the AICc weights of the models where it is included were summed and variables were sorted from highest to lowest value of summed AICc. This process identified 10 and 13 variables for the first and second study period, respectively. The next step was to perform a Hierarchical Partition analysis with the selected variables to estimate their independent contributions (I) in relation to habitat selection of common crane. However, it is known that HP analysis becomes unstable when performed with more than nine variables (Olea *et al.*, 2010), thus, we performed analyses with the first ranking nine variables according to AICc sum. However, in both periods the last variables in this set presented very similar AICc sums that the next variables, therefore when a variable in the HP with the first selection was non significant we reanalyzed the data substituting this variable with the next variable in the list. This strategy allowed us to identify the set of variables most likely related to habitat by cranes in this region. The HP was performed using log-likelihood as the goodness-of-fit measure. Spatial term was incorporated to control the effect of spatial autocorrelation, defined from: “ $x + y + x^2 + xy + y^2 + x^3 + x^2y + xy^2 + y^3$ ” (Legendre and Legendre, 1998), using the central UTM coordinates of each square. The significance of the independent contribution of the environmental variables was evaluated by randomization tests based on 999 randomizations (MacNally, 2002). Hierarchical partitioning was conducted with the *hier.part* package (Walsh and MacNally, 2013) in the R-Program (R Development Core Team, 2016) using the RStudio development environment (RStudio Team, 2015).

Results

A total of 140 contact points (CP) were accumulated during the two study years (year 1, CP = 43; year 2, CP = 97). For the first and second study year, the habitats with the highest cover in areas used by the cranes were sprouted fields and plowed fields, respectively (Table 4.2). The same pattern was observed in RP sites (Table 4.2).

The main variables that showed significant differences between CP and RP in both years were cereal sprouted, cereal stubble, ploughed, vineyards, total tree coverage and urban area. With exception to closest unpaved road the distance variables show significant differences in both years (Table 4.2).

The best subsets of variables, which were defined by the bestglm models, selected 15 and 17 models for the first and second year, respectively. The final HP models with the nine most important variables are shown in Table 4.3. The final model with the nine most important variables identified six shared variables (apart from spatial term) between the two study years (Table 4.3). The final models of the first and second study year explained 66.7% and 64.9% of the variations, respectively. The unique variables of each year were fallow and wetland (first year) and trees total and urban area (second year) (Table 4.3).

For the first year of study, the variables with the highest individual contribution were distance to closest roost (36.9%), ploughed (10.2%), sprouted cereal (8.5%) and intensive vineyards (7.2%). For the second year of study, the variables with the highest individual contribution were distance to closest roost (35.1%), sprouted cereal (23.7%), traditional vineyards with pruning (10.1%) and intensive vineyards (7.1%) (Table 4.3).

Table 4.2. Variables with mean values (\pm SD) and coverage percentage of the habitats in random (RP) and contact points (CP). Wilcoxon test values (w), p-value, percentage of the models (generated using the 'bestglm' package) in which each variable was included, and the sum of AICc weights of these models. The code of the habitats follows Table 4.1.

Variables	2014/2015					2015/2016								
	RP (100)	CP (43)	RP%	CP%	p-value	Percentage of models in which variables were included	Sum of AICc weighs	RP (100)	CP (97)	RP%	CP%	p-value	Percentage of models in which variables were included	Sum of AICc weighs
Spatial term						100	1						100	1
CE	21.56 \pm 32.94	41.63 \pm 44.82	21.56	41.63	0.0172	100	1	0.05 \pm 0.50	28.81 \pm 41.20	0.05	28.81	<0.0001	100	1
CES	-	-	-	-	-	-	-	18.97 \pm 31.18	14.54 \pm 33.70	18.97	14.54	0.044	41.18	0.39
P	16.65 \pm 29.73	34.65 \pm 43.11	16.65	34.65	0.0465	100	1	19.27 \pm 32.73	36.86 \pm 43.08	19.27	36.86	0.0174	41.18	0.39
F	9.80 \pm 24.34	0.70 \pm 3.38	9.8	0.7	0.0094	20	0.18	9.55 \pm 23.40	14.23 \pm 31.65	9.55	14.23	0.9649	41.18	0.39
W	4.05 \pm 19.69	16.28 \pm 37.35	4.05	16.28	0.0244	80	0.82	4.05 \pm 19.69	2.37 \pm 14.42	4.05	2.37	0.7611	64.71	0.65
RF	2.49 \pm 14.57	-	2.49	-	0.1876	-	-	2.49 \pm 14.57	-	2.49	-	0.0477	0	0
PA	2.09 \pm 10.05	-	2.09	-	0.1034	-	-	2.26 \pm 10.04	1.03 \pm 10.15	2.26	1.03	0.0369	41.18	0.39
TRT	5.62 \pm 17.91	-	5.62	-	0.0032	-	-	5.62 \pm 17.91	0.41 \pm 3.20	5.62	0.41	0.0002	64.71	0.65
TVP	7.33 \pm 22	0.47 \pm 3.05	7.33	0.47	0.0348	6.67	0.05	5.18 \pm 18.72	-	5.18	-	0.0015	5.88	0.05
TV	16.17 \pm 28.75	6.28 \pm 22.47	16.17	-	0.0041	80	0.82	18.31 \pm 30.96	1.44 \pm 8.41	18.31	1.44	<0.0001	70.59	0.71
IV	8.34 \pm 23.75	-	8.34	6.28	0.0057	53.33	0.52	8.34 \pm 23.75	0.10 \pm 1.02	8.34	0.1	0.0002	70.59	0.72
UR	0.73 \pm 2.39	-	0.73	-	0.0327	6.67	0.05	0.73 \pm 2.39	0.21 \pm 1.23	0.73	0.21	0.0513	17.65	0.16
UA	4.16 \pm 17.83	-	4.17	-	0.0184	-	-	4.17 \pm 17.83	-	4.17	-	0.0004	58.82	0.61

Distance

Distroost	7.98±3.73	2.66±2.16	-	-	<0.0001	100	1	7.98±3.73	2.88±2.20	-	-	<0.0001	100	1
Distwetland	5.04±2.84	2.25±1.69	-	-	<0.0001	6.67	0.05	5.04±2.84	2.32±1.52	-	-	<0.0001	17.65	0.17
Distunpaved	0.22±0.24	0.20±0.31	-	-	0.3259	-	-	0.22±0.24	0.25±0.28	-	-	0.1319	82.35	0.81
Distroad	1.60±1.39	1.94±1.26	-	-	0.0598	73.33	0.71	1.60±1.39	1.36±1.08	-	-	0.5077	100	1
Disttowns	5.20±2.48	6.43±1.81	-	-	0.0024	13.33	0.11	5.20±2.48	6.55±2.09	-	-	<0.0001	5.88	0.04
Disthouse	0.50±0.43	0.60±0.29	-	-	0.0076	33.33	0.27	0.50±0.43	0.67±0.68	-	-	0.0478	0	0

Table 4.3. Results of the final models performed by Hierarchical Partitioning analyses with the variables of highest independent contribution of the two study periods. %Dev is the percentage deviation obtained for a linear regression model, which include all variables analyzed of each group. I is the independent contribution and J the joint contribution of each group of variables. %I is the percentage of the group total I accounted for in each variable. The sign of each variable was assessed from linear regression models plus geographic variables. Z score refers to the randomization test calculated from 999 randomizations for the independent contributions of each variable.

*p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001

Variables	2014/2015					2015/2016				
	%Dev	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I</i> %	Z Score	%Dev	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I</i> %	Z Score
	66.7%					64.9%				
Spatial term		12.85	1.98	22.01	15.3***		8.82	9.21	9.93	11.69***
CE		4.96	-0.88	8.5	6.93***		21.12	8.38	23.79	29.68***
P		5.98	-2.21	10.24	7.2***		2.64	2.46	2.97	2.78**
F		3.34	1.69	5.72	3.84***		-	-	-	-
W		2.64	0.22	4.53	2.51**		-	-	-	-
TRT		-	-	-	-		3.62	2.20	4.07	3.77***
TV		1.63	0.68	2.80	1.30		9.01	6.42	10.14	11.47***
IV		4.23	1.92	7.25	4.44***		6.31	2.89	7.11	7.68***
UA		-	-	-	-		4.41	4.11	4.96	4.28***
Distroost		21.55	12.67	36.92	30.18***		31.16	21.53	35.1	44.79***
Distroad		1.19	-0.24	2.04	0.87		1.71	-0.81	1.93	1.67*

Discussion

Our results indicate that habitat selection of wintering populations of common crane in Spain central is influenced by a set of habitat and landscape factors, with notable importance for distance from roost areas. In addition, this study identified a rotation in agriculture activities between the two study years, reflecting differentially on set of associated variables to habitat selection by common crane.

Winter season is marked by high heat losses and short movements to feeding sites could maximize the energy gains (Evans, 1976). Distance from the roosting areas was the most important variable in habitat selection of common cranes during the two study periods. In general, we observe bird's groups about 3 km from roosting sites and rarely more than 10 km. Although juveniles can reach 25 km, our results agree to range of 1-11.7 km observed in other studies (Alonso and Alonso, 1992; Bautista *et al.*, 1995; Alonso *et al.*, 2004). However, as a response to agricultural intensification, these distances can reach up to 25 km (Alonso *et al.*, 2004).

In addition to the distance effect, it is known that birds can choose different foraging sites between years, in the same year and/or for some days (Alonso *et al.*, 2004; Avilés, 2004; Bautista, 2014). For the two study periods, the species preferred sites with cereal (stubble and sprouting) and ploughed fields. These results agree with many other studies (Alonso and Alonso 1992; Guzmán *et al.*, 1999; Alonso *et al.*, 2004). However, although we have not analyzed the differences between autumn and winter season, cereal stubble seemed to be selected during autumn months, and cereal sprouting and ploughed fields in both autumn and winter season, accompanying field turnover. Given the intense fragmentation and destruction of the landscape in Spain central, a long-term monitoring would clarify the relationship between distance from roosting sites, feeding habitat and crops rotation in different seasons.

Intensive vineyards are more profitable and widespread in the RBMH. This practice has increased in detriment of other crop types, including the traditional vineyards (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015). Specifically, intensive vineyards that use poles and metal wires as support for branches are avoided by limiting the ability to fly (García *et al.*, 2006; Benítez-López *et al.*, 2017). Our results indicate that common cranes also avoid these kind of habitats. In addition, traditional vineyards without pruning and fields with trees also demonstrated a negative effect. Particularly, traditional vineyards without pruning have denser vegetation cover, which may limit prey visibility and displacement inside the habitat. Similarly, fields with trees have been observed as

habitats that restrict the movement of large birds and low availability of prey (Franco *et al.*, 2000).

Different patterns have been observed in relation to proximity from road edges and paved roads (Alonso *et al.*, 1984; Franco *et al.*, 2000). In some cases, common crane seems put up with road, especially for foraging (Alonso *et al.*, 1984). We did not observe a negative effect of paved and unpaved roads, probably due to relatively low traffic. In fact, it is not uncommon to observe the species in large groups near paved roads of our study area. Additionally, the species generally maintained a distance from towns, villages and areas of human activity, possibly due to the predation avoidance effect, as hunting is a known factor that affects common cranes (Bautista *et al.*, 1992). Finally, the lack of effect of the proximity of agricultural houses could be explained also due it be scattered in the landscape and sporadic human presence.

Conservation

The risk factors that commonly affect common cranes population in wintering sites are mainly the change in the landscapes, disappearance of wetlands, change in food density and human development (Alonso *et al.*, 1994, 2004; Franco *et al.*, 2000; Tortosa and Villafuerte, 2000). Our results show that common cranes prefer sites marked by cereal crops and plowed fields, notably those near roosting sites (i.e. temporary lakes). Common cranes often use the same wetlands roost for years or decades in wintering habitat (Alonso *et al.*, 2004). This result seems to be the case in our study. This study offers important information for conservation management strategies on common cranes. Intensive vineyards that use poles and metal wires, as well as agricultural intensification around roosts places must be controlled in a landscape scale. Finally, we suggest programs maintenance and stimulus for cereal rotation, as well as implementation of specific agro-environment structures and public awareness.

PARTE 2

DIETA

Capítulo 5

La dieta de la grulla común (*Grus grus*) durante la invernada en el Complejo lagunar de Manjavacas (Castilla-La Mancha)

Introducción

Para estudiar el impacto de las aves sobre la agricultura describir la dieta es el primer paso. La grulla común (*Grus grus*) es una especie que acostumbra a reunirse en grandes concentraciones y durante el invierno permanece en diferentes áreas de la Península Ibérica, principalmente en el centro y sudoeste (Prieta y Del Moral, 2012). La grulla común es una especie omnívora cuya dieta abarca semillas, invertebrados, pequeños vertebrados y un variado espectro de materia vegetal (Meine y Archibald, 1996; Bautista, 2014). Los ambientes en los que busca el alimento son previos a la captura de los vegetales y animales que forman parte de la dieta. La selección de ambientes que visitan para conseguir su alimento es conocida en España y entre ellos destacan las dehesas y los espacios abiertos (Díaz *et al.*, 1996; Avilés *et al.*, 2002; Prieta y Del Moral, 2008; Capítulo 4 de esta tesis). Las superficies abiertas en nuestras latitudes coinciden en general con espacios dedicados a la producción agrícola, que en Castilla-La Mancha son mayoritariamente superficies dominadas por cereales y viñedos (Ruiz-Pulpón 2013, 2015). Así, por el tipo de alimento que las grullas comunes consumen y las superficies en que buscan el alimento es plausible plantearse que grullas comunes y agricultores pueden entrar en conflicto por tener estas aves sus hábitos de forrajeo asociados a las superficies agrícolas (Alonso *et al.*, 1984, 2004; Alonso y Alonso, 1992; Guzmán *et al.*, 1999). Un impacto fuerte sobre estas superficies incita a las quejas de los agricultores y en el caso extremo a tratar a las grullas como una plaga. Hay una estima que señala que en su conjunto las plagas destruyen alrededor del 10% de las cosechas (Oerke, 2006). A la grulla común le atribuyen pérdidas en algunas áreas de la Península Ibérica. Por ejemplo en Aragón hay quejas repetidas por parte de los agricultores por el daño que atribuyen a las grullas comunes y que las dos referencias literales del Diario del Campo (14 de enero de 2017) son una muestra: “*En Cinco Villas el paso de grullas y su reposo en zonas donde ha habido arroz hace que se alimenten de los sembrados de cereal en parcelas colindantes*”; y “*Sólo para los agricultores afectados por daños por ciervos en la Reserva de Caza de Montes Universales y para los afectados por grullas en la Laguna de Gallocanta hay una ayuda agroambiental pero la correspondiente a 2016 todavía no la han percibido*”. Si es así entre sus componentes alimentarios deben de aparecer restos de especies cultivadas y que en nuestro caso estarían asociados a la presencia de semillas y materia vegetal ligadas a las especies cultivadas en las superficies cerealistas. No obstante, una alternativa puede producirse y es no encontrar ninguno de aquellos productos que esperamos por no poder

acceder a ellos o simplemente por residir en ambientes diferentes. Por ejemplo, en el sudoeste de la Península Ibérica el principal alimento lo componen las bellotas que consiguen en el suelo de las dehesas (Díaz *et al.*, 1996; Tortosa y Villafuerte, 2000; Avilés *et al.*, 2007).

En este capítulo tratamos la dieta de la grulla común en el Campo de San Juan. En esta zona las grullas comunes forman bandos que pueden superar los 500 individuos que tienden a agruparse para pasar la noche en humedales (Prieta y Del Moral, 2008, 2012). Esto permite conseguir un suficiente número de muestras, en nuestro caso excrementos, cuya colecta resulta relativamente fácil visitando el dormidero después de que los bandos lo abandonen para buscar alimento.

Conocer la dieta de la grulla en esta comarca es indispensable para poder juzgar posteriormente su efecto en los cultivos cerealistas. Una premisa de índole temporal nos hace sospechar que el impacto sea menor y es el hecho de que el tiempo de permanencia en nuestras latitudes no está solapado con el período de germinación y con parte del tiempo en los que todavía no se ha realizado la siembra.

Material y Método.

Este capítulo se centra en las grullas comunes que utilizan como dormidero la laguna de Manjavacas. No obstante, este grupo de grullas comunes utilizan otra serie de lagunas cercanas a Manjavacas y en las que pueden concentrarse pequeños bandos para pasar la noche circunstancialmente. La descripción de estas lagunas la hemos realizado previamente en el capítulo 2 de esta tesis doctoral. Las cuatro lagunas conocidas como dormidero, Manjavacas, Alcahozo, Sánchez Gómez y Dehesilla, están muy próximas entre sí (Tabla 5.1).

Tabla 5.1. Distancia (km) entre las cuatro lagunas del complejo lagunar de Manjavacas.

Laguna	Sánchez Gómez	Dehesilla	Alcahozo
Manjavacas	2.64	1.97	3.24
Sánchez Gómez	-	1	5.65
Dehesilla	-	-	4.62

Muestreo de la dieta

La colecta de excrementos de grulla común fue realizada durante las invernadas (desde noviembre hasta marzo) de 2014-2015, 2015-2016 y 2016-2017. En total colectamos 105 excrementos, distribuidos equitativamente entre las lagunas de Manjavacas (2 en noviembre, 4 en diciembre y 29 en enero), Alcahozo (35 en enero) y Sánchez Gómez (8 en enero, 20 en febrero 7 en marzo). La laguna de Dehesilla también fue visitada pero no se encontraron excrementos de esta especie. Las excretas colectadas fueron individualizadas en bolsas plásticas e identificadas con localidad y fecha. En el laboratorio cada una de las excretas fue secada y pesada posteriormente para después diseccionarla mediante el método húmedo (Chaline *et al.*, 1974). Este método consiste en humedecer con agua la excreta, desmenuzarla y separar los restos para poder identificarlos. La identificación de cada resto alimentario se realizó utilizando una lupa binocular. Cada resto alimentario fue clasificado hasta el menor nivel taxonómico posible.

El material encontrado fue dividido en tres categorías: semillas, material vegetal y material animal. Las semillas fueran identificadas hasta el nivel de género aunque un pequeño número quedaron sin identificar (Cirujano *et al.*, 2002; Cirujano *et al.*, 2014). El material vegetal restante fue un agregado de residuos de tallos, hojas, espigas y en las que fue posible lo adscribimos a un taxón conocido, generando dos categorías: gramíneas y material vegetal no identificado. El material de origen animal está formado por artrópodos y un caso de un epifio de *Daphnia ssp.*

Análisis estadísticos.

La importancia de cada tipo de alimento en la dieta la determinamos sobre los 105 excrementos procedentes de las tres lagunas muestreadas. Para evaluar la variación de cada tipo de alimento determinamos la ocurrencia de cada uno de ellos (O), a partir del sumatorio de la presencia de cada tipo de alimento en los excrementos. Además, calculamos la frecuencia de ocurrencia (FO%), siendo esta el porcentaje de excrementos que contiene un tipo de alimento dado en relación con la totalidad de excrementos analizados (Kasper *et al.*, 2008) y en los que:

$$FO\% = \frac{\sum \text{número de heces que contiene determinado tipo de alimento}}{\text{número de excrementos}} \times 100$$

También calculamos el porcentaje de ocurrencia (PO%), que se corresponde con el número de muestras que contenían un tipo de alimento dado en relación con el número total de tipos de alimentos detectados (Kasper *et al.*, 2008), y que:

$$PO\% = \frac{\sum \text{número de heces que contienen determinado ítem alimenticio}}{\sum \text{ocurrencia de todos los ítems}} \times 100$$

Para testar la variación del contenido de las excreta entre lagunas fue utilizado el análisis multivariante de varianza no paramétrico de una vía con permutaciones, (*Permutational Multivariate Analysis of Variance*; PERMANOVA), con análisis repetidos de 9999 permutaciones (Anderson, 2005). Para esto se utilizó el índice de Jaccard por adecuarse mejor a matriz de presencia y ausencia, con corrección de Bonferroni, que corrige el valor de *p* por el número de comparaciones. Las variables con una sola presencia, caso de el epifio de *Daphnia* y *Bolboschoenus* spp, no se utilizaron en este análisis (Espino *et al.*, 2011).

Por otra parte, para explorar la asociación entre semillas y materia vegetal en los excrementos y entre los dos tipos en los que hemos dividido la materia vegetal (gramíneas y material vegetal no identificado), hemos utilizado tablas de contingencia de presencia y ausencia. Este análisis nos informa sobre el grado de asociación entre los tipos de alimento mencionados (Jongman *et al.*, 1995). Por ejemplo, en los 105 excrementos solo en 19 coinciden las semillas y la materia vegetal no identificada. Por consiguiente, en cada excremento puede aparecer más de un tipo de alimento.

Las análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Past (Hammer *et al.*, 2000).

Resultados

En los 105 excrementos analizados hemos encontrado diez tipos de alimentos diferentes aunque bajo el epígrafe de otros en semillas y material vegetal pueden concurrir una amplia gama de plantas diferentes. Los restos de gramíneas son el principal componente de la dieta, aunque a nivel particular las semillas de *Salicornia* spp. y los tallos de gramíneas muestran frecuencias similares. Todos los excrementos

mostraban restos vegetales fueran estas semillas o material vegetal no identificado. Semillas y vegetal material no identificado estaban presentes en aproximadamente la mitad de las muestras (Tabla 5.2).

En relación con los 105 excrementos los restos de gramíneas (53,3 %) constituyen el tipo de alimento con mayor frecuencia de ocurrencia (FO%). No obstante, en la laguna de Manjavacas la mayor (FO%) son los restos de tallos y hojas que forman los otros materiales vegetales (Tabla 5.2), mientras que en Sánchez Gómez predominan las semillas, particularmente las correspondientes a *Salicornia* spp. (Tabla 5.2). Por otra parte, la importancia de cada tipo de alimento en los excrementos de la grulla común en relación con el porcentaje de ocurrencia (PO%) presenta en general el mismo orden que en (FO%). En Manjavacas el material vegetal compuesto por tallos y hojas sigue siendo el tipo de alimento principal mientras que en Sánchez Gómez son las semillas (Tabla 5.2).

Las presas de origen animal fueron siempre insectos, con una (FO%) cercana al 40 % (Tabla 5.2). Los insectos siempre acompañan en los excrementos a semillas y material vegetal, sea cuando estos aparecen aisladamente o cuando están combinados en los excrementos

No obstante, cuando consideramos los excrementos con restos vegetales que contienen tallos y hojas, aquellos que contienen gramíneas aparecen en excrementos que no presentan tallos y hojas de otras especies ($\chi^2_1= 20.57$; $p<0,001$) (Tabla 5.3). Esta discriminación de contenido tenemos que interpretarla como una respuesta a los lugares en los que se alimentan. Si un excremento es consecuencia de un proceso de ingestión previo este resultado nos indica que pastan en diferentes momentos en las áreas dominadas por las gramíneas y las áreas dominadas por otro tipo de plantas.

Las semillas aparecen en 44 de los excrementos analizados. Este valor es 1,7 veces menor que la presencia de material vegetal. Utilizando el mismo procedimiento anterior resulta que el material vegetal y las semillas también tienden a aparecer en excrementos diferentes ($\chi^2_1= 45.49$; $p<0,001$) (Tabla 5.3).

Tabla 5.2. Composición de la dieta de Grulla común, resultante de los tipos de alimento encontrados en las muestras de excrementos. Laguna de Manjavacas (M), Sánchez Gómez (SG) y Alcahozo (A), n = número de muestra y NI = no identificado. Tipo de alimento observado (O). Frecuencia de ocurrencia (FO%) y de porcentaje de ocurrencia (PO%).

	Total n = 105			SG n = 35			M n = 35			A n = 35			M + A n = 70		
	O	FO%	PO%	O	FO%	PO%	O	FO%	PO%	O	FO%	PO%	O	FO%	PO%
Semillas			37.2	72	88.6	67.3	12	28.6	19.4	3	8.6	4.6	15	21.4	11.8
<i>Salicornia</i> spp.	40	38.1	17.1	30	85.7	28.0	9	25.7	14.5	1	2.9	1.5	10	14.3	7.9
<i>Chara</i> spp.	21	20.0	9.0	19	54.3	17.8	2	5.7	3.2	-	-	-	2	2.9	1.6
<i>Lamprothamnium</i> spp.	12	11.4	5.1	12	34.3	11.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ruppia</i> spp.	6	5.7	2.6	6	17.1	5.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bolboschoenus</i> spp.	1	1.0	0.4	1	2.9	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Semilla NI	7	6.7	3.0	4	11.4	3.7	1	2.9	1.6	2	5.7	3.1	3	4.3	2.4
Otro material vegetal			45.3	12	28.6	11.2	42	100	67.7	52	100	80.0	94	134.4	74.0
Gramíneas	56	53.3	23.9	10	28.6	9.3	20	57.1	32.3	26	74.3	40.0	46	65.7	36.2
Vegetación NI	50	47.6	21.4	2	5.7	1.9	22	62.9	35.5	26	74.3	40.0	48	68.6	37.8
Material animal			17.5	23	62.9	21.5	8	22.9	12.9	10	28.6	15.4	18	25.7	14.2
Artrópodos	40	38.1	17.1	22	62.9	20.6	8	22.9	12.9	10	28.6	15.4	18	25.7	14.2
Epifios	1	1.0	0.4	1	2.9	0.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabla 5.3. Tabla de contingencia de presencia y ausencia utilizadas para los contrastes entre material vegetal (MV) y gramíneas (parte superior); y para semillas y material vegetal (parte inferior). Presencias (P); Ausencias (A).

Gramíneas/ MV	P	A	Total
P	26	24	50
A	30	0	30
Total	56	24	80
Semilla/MV	P	A	Total
P	19	25	44
A	61	0	61
Total	80	25	105

Similitudes en los componentes de la dieta en las tres lagunas.

A partir de la presencia y ausencia de los tipos de alimento identificados hemos explorado si los excrementos procedentes de las tres lagunas son similares puesto que las grullas comunes se mueven entre las tres lagunas, y por consiguiente, no tendríamos que encontrar diferencias. Sin embargo, la agregación obtenida según el índice de Jaccard nos muestra que hay diferencias significativas de los excrementos entre lagunas (PERMANOVA, $F= 19,46$; $p = 0.0001$). Esta diferencia ajustada con la correlación de Bonferroni mostró una diferencia significativa entre la laguna de Sánchez Gómez con la laguna de Manjavacas y ($p = 0.0003$) y con la laguna de Alcahozo ($p = 0.0003$). Las lagunas de Alcahozo y Manjavacas no presentaron diferencia significativa ($p = 0.7356$).

Por tanto, la laguna de Sánchez Gómez se diferencia de las otras dos lagunas. Esta laguna presenta mayor frecuencia de semillas (Tabla 5.2). Por otro lado, las lagunas de Manjavacas y Alcahozo presentan una gran similitud provocada por el consumo de materia vegetal no constituida por semillas (Tabla 5.2).

Discusión

La dieta de la grulla común en el área de estudio estuvo fundamentalmente compuesta de semillas y restos de material vegetal (hojas y tallos). Los restos de origen animal son menos frecuentes. Nuestros resultados concuerdan con estudios previos que

señalaban que las especies vegetales son más importantes en la dieta de la grulla común durante el invierno (Meine y Archibald, 1996). Otros estudios realizados en la Península Ibérica también destacan que el alimento ligado a la materia vegetal predomina en la dieta de las grullas independientemente del tipo de muestreo (Soriguer y Herrera, 1978; Avilés *et al.*, 2002). Los resultados de Soriguer y Herrera (1978), fueron obtenidos a partir de dos estómagos mientras que los que señalan Avilés *et al.*, (2002) se fijan en los contenidos del suelo en los que las grullas comunes comían. Además, las dos referencias anteriores destacan la importancia de las bellotas de encinas (*Quercus ilex rotundifolia*) en la dieta de la grulla común. Este aspecto las diferencia de nuestros resultados al no encontrar restos de bellotas en los excrementos. Esta diferencia es sencilla de explicar por la procedencia de las muestras, dehesas (Soriguer y Herrera, 1978; Avilés *et al.*, 2002), y un área carente de encinas como la nuestra, salvo los ejemplares aislados que se respetan para dotar de sombra a los propietarios de los cultivos.

La preponderancia de restos vegetales procedentes de hojas y tallos se asocia bien a las preferencias con los lugares de alimentación en nuestra área de estudio (véase Capítulo 4 de la presente tesis). El consumo de bellotas en el suroeste de España (Soriguer y Herrera, 1978; Avilés *et al.*, 2002), y el uso de semillas y vegetación herbácea en el complejo de Manjavacas sugiere que las grullas comunes sacan rentabilidad durante el invierno de ambientes dispares (Avilés, 2004). La selección de hábitat de la grulla común en los espacios de los alrededores de Manjavacas nos indica su preferencia por áreas abiertas especialmente las cultivadas (Capítulo 4 de esta tesis), y los restos alimentarios mayoritarios abundan en estos ambientes. Así, nuestros resultados muestran un mayor parecido con los publicados para los bandos invernantes en la región de la laguna de Gallocanta, donde se alimentan preferentemente sobre áreas sembradas de cereal y rastrojos (Alonso *et al.*, 2004).

En el complejo lagunar de Manjavacas nos aparecen dos tendencias difíciles de explicar por tratarse del mismo grupo de grullas comunes, pues hay una diferencia clara entre el contenido de los excrementos de Sánchez Gómez y los procedentes de las otras dos lagunas. La predicción al tratarse del mismo grupo de grullas comunes que se mueven entre lagunas es que los contenidos de los excrementos tuvieran una gran similitud y sin embargo aparecen patrones diferentes pues en los excrementos de Sánchez Gómez predominan las semillas de especies asociadas a humedales mientras que en los excrementos de Alcahozo y Manjavacas los restos son de materia vegetal. El

número de grullas comunes sobre Sánchez Gómez siempre es muy reducido y puede tratarse de grupos que obtienen el alimento en la laguna y sus alrededores. Las diferencias entre las grullas que duermen en Sánchez Gómez de aquellas que duermen en Manjavacas y Alcahozo pueden estribar en la procedencia de la mayoría de los ejemplares que pernoctan en estas últimas lagunas. En Manjavacas también hay grullas comunes que pasan la jornada en las cercanías de la laguna pero su número se diluye entre el contingente que busca el sustento en superficies dedicadas al cultivo del cereal.

Las semillas encontradas en nuestro estudio son características de zonas húmedas (Cirujano, 1995; Cirujano *et al.*, 2002). Por consiguiente, se deduce que la grulla común también utiliza las zonas húmedas para conseguir alimento, lo que concuerda con estudios previos (Zhan *et al.*, 2007). Por el contrario, en otra región de España las semillas consumidas por grullas comunes son de origen agrícola (Avilés *et al.*, 2002).

Respecto a las semillas, las de *Salicornia* spp, son las más frecuentes y consumidas en la tres lagunas. Por el contrario, las semillas de *Lamprothamnium* spp., *Ruppia* spp., y *Bolboschoenus* spp. se encuentran solamente en los excrementos procedentes de la laguna de Sánchez Gómez. Las especies productoras de semillas y consumidas por las grullas comunes pertenecen a ambientes diferentes pues excepto *Salicornia* spp., que ocupa zonas periféricas de las lagunas salinas las especies restantes son propias de zonas encharcadas (Cirujano, 1995, Cirujano *et al.*, 2002). Sánchez Gómez es una laguna que con la excepción de los años muy lluviosos permanece sin agua. Así, las especies que necesitan permanecer en áreas encharcadas deben de ser obtenidas fuera de esta laguna.

En concordancia con otros estudios los artrópodos son el grupo menos representado en la dieta (Soriguer y Herrera, 1978; Avilés *et al.*, 2002). Avilés *et al.*, (2002) señalan que son consumidos principalmente en febrero. La estación invernal no es potencialmente favorable para la presencia de artrópodos aunque el valor proteico de los invertebrados pueden ser esenciales para las grullas comunes (Avilés *et al.*, 2002).

La presencia de los epifios de *Daphnias* spp. en los excrementos, aunque es un solo caso, puede estar ocasionada por su consumo a partir de especies vegetales sobre las que estaban adosados. Su expulsión en los excrementos permite sugerir que, como en el caso de otras especies de aves acuáticas, la grulla común también podría funcionar como dispersante de estos y otros organismos (Freeland *et al.*, 2000; Figueruela y Green, 2002; Valls *et al.*, 2017).

Se ha discutido que la grulla común puede causar daño a los cultivos agrícolas (véase Bautista, 2014; Diario del Campo, 2017). En nuestra zona de estudio sabemos de su preferencia por los espacios más abiertos, que coinciden con espacios preparados para la siembra o con los primeros indicios de hierba. Referencias previas mostraron la preferencia por espacios abiertos de barbecho y cereales entre otros (Bautista *et al.*, 1995; Díaz *et al.*, 1996; Sánchez *et al.*, 1999; Tortosa y Villafuerte, 2000; Sánchez-Guzmán *et al.*, 2007). Los restos vegetales podrían proceder de estos ambientes, una sospecha que puede estar fundada en la presencia de materia vegetal constituida por tallos y hojas de gramíneas. Desconocemos si los restos de tallos y hojas de gramíneas pertenecen a especies cultivadas. Si así fuera, las grullas comunes utilizarían los primeros brotes de hierba. Además, la carencia de semillas de gramíneas obra en contra de los daños que pueden ejercer sobre los cultivos de cereal.

Esta carencia de semillas de cereales podría ser consecuencia de que estas no estén en el suelo disponibles para las grullas comunes. En palabras de los agricultores (Benigno Nieves comunicación personal), la siembra tiene lugar a partir de noviembre y que en nuestros días en base a la amplia variedad de semillas se puede prolongar hasta enero. La sembradora genera agujeros en los que se depositan las semillas que dependiendo de las condiciones del terreno se aplanan en caso de que el terreno este seco, o se dejan sin aplanar cuando la tierra esta húmeda. En el primer caso las semillas dejan de estar disponibles aunque los passeriformes granívoros parece que tienen una mejor predisposición para hacerse con las semillas. Hay referencias que señalan que las grullas comunes pueden aprovechar las semillas que se pierden en los rastros (Bautista *et al.*, 1995; Bautista, 2014), pero en este caso son semillas que fueron perdidas, aunque de nuevo parece que las especies granívoras más pequeñas a la vez que más numerosas son más eficaces. Las grullas comunes solapan su estancia en España con una parte del período de siembra (Tortosa y Villafuerte, 2000; Avilés *et al.*, 2002), pero una fracción importante de las semillas parece que no son accesibles para ellas. Tener preferencia para buscar el alimento en las superficies aradas no implica el consumo de semillas de cereal.

En síntesis las grullas comunes en Manjavacas consumen principalmente materia vegetal que incluye algunos tipos de semillas de los humedales. Nuestros resultados muestran que no hay constancia de que afecten a los cultivos.

Capítulo 6

**Dieta de los pollos de la pagaza piconegra,
Gelochelidon nilotica, en España Central:
similitudes y diferencias entre localidades.**

Introducción

Los estudios sobre la dieta de las aves resultan de suma importancia porque constituye una herramienta básica para el manejo de sus poblaciones (Litviatis, 2000). Además son útiles para establecer acciones de conservación cuando el alimento es el factor limitante en su distribución o en su éxito reproductivo (Molina y Erwin, 2006). La importancia de estos estudios aumenta cuando se analiza la dieta de aquellas especies clasificadas en los grupos que identifican a las que presentan poblaciones escasas o muestran áreas de distribución restringidas (Donald *et al.*, 2010).

En el caso de las aves acuáticas la mayoría de las especies tienden a ser oportunistas con tendencia a ingerir los alimentos que más abundan en los lugares de residencia (Frederick, 2002). La alimentación de la pagaza piconegra *Gelochelidon nilotica* comporta una amplia gama de presas en consonancia con su amplia distribución geográfica (Erwin *et al.*, 1998). La pagaza piconegra busca sus presas en los alrededores de las colonias e incluye organismos marinos, dulceacuícolas y con procedencia de ambientes de abolengo terrestre (Cramp, 1985; Sánchez *et al.*, 1991; Dies *et al.*, 2005). La dieta incluye crustáceos, insectos, y una variedad amplia de vertebrados (Bogliani *et al.*, 1990; Molina y Marschalek, 2003; Dies *et al.*, 2005). Todo ello es una manifestación del carácter oportunista de la especie (Møller, 1982; Sánchez, 1984). Además, la amplia gama de presas consumidas y el comportamiento oportunista no es muy precisa porque un análisis de dieta en diferentes localidades mostró dietas especializadas (Erwin *et al.*, 1998; Stienen *et al.*, 2008). Los diferentes estudios sugieren que la especie presenta dietas más especializadas en latitudes más bajas, probablemente porque son presas más rentables energéticamente (Sánchez *et al.*, 1993; Dies *et al.*, 2005).

La pagaza piconegra es una especie que presenta una distribución amplia con colonias reproductoras repartidas por todos los continentes con la excepción de la Antártida (del Hoyo *et al.*, 1996). En cualquier caso las colonias de cría presentan una distribución dispersa que en España muestra cuatro focos principales situados en Andalucía, Castilla-La Mancha, la costa de Murcia y el Delta del Ebro (Sánchez *et al.*, 2004). El patrón general es que las colonias utilicen año tras año los mismos enclaves (Molina, 2009). En Castilla-La Mancha las colonias se establecen en lagunas temporales habiéndose citado nueve enclaves (Corbacho *et al.*, 2009).

Este estudio trata de analizar la dieta de la pagaza piconegra en Castilla-La Mancha completando así la información previa de la que se dispone en la Península Ibérica (Vargas *et al.*, 1978; Sánchez *et al.*, 1991; Dies *et al.*, 2005). Además, al considerar la dieta con colonias establecidas en lagunas diferentes y con muestras procedentes de distintas temporadas reproductoras podemos evaluar la especialización de la dieta y explorar sus diferencias si fuera el caso en una misma región. Nuestra predicción es que cada colonia muestre una dieta basada en un escaso número de tipos de presas. Un segundo aspecto es testar si colonias distantes muestran dietas más parecidas entre sí que colonias cercanas, cuando la cercanía de las colonias debiera mostrar una mayor similitud en sus dietas. Para ello hemos analizado conjuntamente dietas con procedencia distante de los alrededores del mar Mediterráneo. Hemos utilizado datos de Grecia, Italia, Marruecos y España (Vargas *et al.*, 1978; Costa, 1985; Fasola *et al.*, 1989; Sánchez *et al.*, 1991; Goutner, 1991; Dies *et al.*, 2005; Aouir *et al.*, 2013). Luego, por ejemplo, las dietas de los lugares griegos pueden presentar una mayor similitud con las que provienen de España, Marruecos e Italia.

Área de estudio y método

Este capítulo se centra en la pagaza piconegra que utilizan las lagunas de Castilla-La Mancha para establecer sus colonias de cría. La descripción de estas lagunas la hemos realizado previamente en el capítulo 2 de esta tesis doctoral. Las tres lagunas consideradas son las conocidas como Manjavacas, Mermejuela y Longar.

Muestreo de la dieta

Para el estudio de la dieta de la pagaza piconegra se recogieron 212 egagrópilas cuando los pollos ya habían nacido y abandonado las inmediaciones del nido. La recogida de egagrópilas tuvo lugar en diferentes temporadas. En Manjavacas durante 2007 y 2014 recolectamos 33 y 6 egagrópilas respectivamente. El menor número de egagrópilas en 2014 fue consecuencia de la destrucción de la colonia por los jabalíes (*Sus scrofa*). En 2014 y 2015 en Mermejuela se recolectaron 87 y 17 egagrópilas respectivamente y en la laguna de Longar 21 y 48.

Tras su recolección, las egagrópilas fueron individualmente envueltas con papel de aluminio y clasificadas según las fechas y laguna de procedencia. Para el análisis de las egagrópilas se utilizó una lupa binocular y la disección fue realizada mediante el

método húmedo (Chaline *et al.*, 1974). Después se dejaron secar durante 24 horas para facilitar la observación de los restos con la lupa. En los casos en los que se necesitaba una mayor limpieza se utilizó óxido potásico a 70°C. Una vez reblandecidos se introdujeron las muestras en una máquina de ultrasonidos para así llevar a cabo una meticulosa limpieza de los restos y evitar la fragmentación. Siempre hemos considerado el número mínimo de presas posibles y contando como un individuo los pares que se corresponden a apéndices simétricos (Costa, 1984). Los restos biológicos se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible. Para la identificación de las presas se dispuso de la ayuda de especialista del Laboratorio de Zoología de la Universidad de Valencia, colección de referencia y guías de identificación.

Abundancia de presas

Para evaluar la abundancia de presas se hicieron itinerarios a pie de 5 minutos, caminando a velocidad constante de menos de 1km/hora con atención al suelo y a los insectos que saltaban de los tallos. Los itinerarios atravesaron todo tipo de ambientes en los alrededores de las lagunas de Longar y Mermejuela entre mayo y julio de 2015. En 2015 la colonia de Manjavacas no sacó ningún pollo pues fue destruida también por los jabalíes como en la temporada anterior. En total se realizaron 47 itinerarios entre Longar (26) y Mermejuela (21). Exploramos seis tipos de cultivos del entorno de las lagunas: cultivos de olivares, borde de la laguna, viñas en vaso y arado (3 itinerarios en cada laguna); barbecho (4 itinerarios en Longar y 2 en Mermejuela) y campos de cereal ya cosechados (10 itinerarios en Longar y 7 en Mermejuela). En el recorrido se anotaron los coleópteros y ortópteros observados.

Análisis estadísticos.

Dieta

Se calculó la frecuencia con que cada tipo de presa aparecen en el total de egagrópilas analizadas (frecuencia de ocurrencia, FO%). También calculamos la frecuencia numérica (FN%) con el número de individuos de cada tipo de presa sobre el total de presas identificadas (Goutner, 1991; Bugoni y Vooren, 2004).

Mediante el test de χ^2 evaluamos las diferencias entre las dietas de cada una de las lagunas en diferentes años y entre lagunas. Para ello utilizamos el número total de cada grupo taxonómico, los cuales fueron agrupando en tres grandes grupos

Coleópteros, Ortópteros y otros. En este último grupo agrupamos todas aquellas presas de otra orden de insectos, insectos indeterminados o las presas que aparecieron en menor número.

Además, se utilizó el test de Anova one-way para evaluar la diferencia del número de presa por egagrópila entre lagunas (Zar, 1984).

Abundancia de presas

Para avaluar la abundancia de insectos, utilizamos el número de individuos de cada uno de los órdenes de insectos contados en los recorridos del entorno de las lagunas de Mermejuela y Longar, y las diferencias de sus medias se contrastaron mediante el test *t* - student (Zar, 1984).

Similitud de la dieta entre localidades mediterráneas.

Por último con el propósito de evaluar la similitud en la composición de la dieta de la pagaza piconegra entre las diferentes localidades circunmediterráneas (España, Italia, Marruecos y Grecia), recopilamos la información de las dietas señaladas en los países anteriores (Vargas *et al.*, 1978; Costa, 1984; Fasola *et al.*, 1989; Goutner, 1991; Sánchez *et al.*, 1991; Dies *et al.*, 2005; Aouir *et al.*, 2013), utilizando las FN% descritas o calculando la FN% a partir de los datos que citan. Cada tipo de presa aparecida en las diferentes localidades las agrupamos de acuerdo con el orden taxonómico al que pertenecen. Entre los invertebrados respetamos la división entre crustáceos, coleópteros, ortópteros, y bivalvia. Utilizamos una agrupación en los que ingresamos todos los restantes tipos de insectos, realmente porque estaban escasamente representados.

Además utilizamos el test de χ^2 para agrupar los resultados de la misma localidad, cuando la dieta no mostraba diferencias entre años o área. Con esta ordenación realizamos un análisis de agrupamiento (Cluster single linkage) utilizando el índice de Bray-Curtis de Asociación (Hammer *et al.*, 2000), con base en la proporción numérica de cada tipo de presa agrupado a nivel de orden o clase que obtuvimos de los registros de alimentación conocidos de cada colonia (Vargas *et al.*, 1978; Costa, 1984; Fasola *et al.*, 1989; Goutner, 1991; Sanchez *et al.*, 1991; Dies *et al.*, 2005; Aouir *et al.*, 2013). Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Past (Hammer *et al.*, 2000).

Resultados

La mayoría de las presas consumidas por la pagaza piconegra fueron insectos, particularmente de los órdenes ortópteros y coleópteros, que en conjunto suponen más del 90% de las presas identificadas (Tabla 6.1). En Longar aparecen los restos del único vertebrado, un ejemplar de ratón doméstico (*Mus musculus*). El número de presas por egagrópila varió entre 1 y 19 (media = 2,72; sd = 2,40; N = 212). El número de presas por egagrópila en Manjavacas (media = 2 presas / egagrópila; sd = 3.75; N = 39), fue menor que en Longar (media = 2,6; sd = 2,1; N = 69) y Mermejuela (media = 2,58; sd = 1,9; N = 104), aunque las diferencias no fueron significativas (F = 0,6746; gl = 85,68; p = 0.5121).

Los ortópteros y los coleópteros fueron la presa principal y se comparó el número de ortópteros y coleópteros por egagrópila cuando estos solo contenían ortópteros o coleópteros. Las egagrópilas que contenían ortópteros (media = 2,65; sd = 2,5; N = 73) mostraron un mayor número de presas por egagrópila que aquellos que contenían solo coleópteros (media = 1,9; sd = 0,93; N = 93). Además, las diferencias fueron significativas ($t = 2,34$, $p = 0,02$ para varianzas desiguales).

En Mermejuela la dieta se centra en los coleópteros y con diferencias en número entre 2014 (n =171) y 2015 (n =32). Entre ambos años se aprecian diferencias significativas ($\chi^2 = 7,45$; gl = 2; $p = 0,024$), por tener una dieta más diversa en 2014. En la laguna de Longar los ortópteros aparecen en mayor cantidad, y no resultan significativas entre años (2014 n= 42; 2015 n = 111; $\chi^2 = 4.47$; gl = 2; $p = 0.106$). En la laguna de Manjavacas las presas más abundantes son diferentes entre años, los ortópteros en 2007 (n = 101) y los coleópteros en 2014 (n = 11). Con esto hay diferencia significativa entre ambos años ($\chi^2 = 40.0$; gl = 1; $p < 0.001$) (Tabla 6.1). Las otras presas siempre se asociaron con ortópteros o coleópteros en las egagrópilas y mostraron FO% por debajo del 10% (Tabla 6.1). En la laguna de Manjavacas, la dieta de los pollos en la temporada de cría de 2007 mostró un FO% más similar a la dieta de los pollos en la laguna de Longar con predominio de ortópteros. En 2014, la colonia fue destruida en los primeros días de la temporada de reproducción y solo se recolectaron seis egagrópilas donde los coleópteros eran las presas predominantes (Tabla 6.1).

Tanto en Mermejuela como en Longar, pero también en Manjavacas, podemos observar si hay restos de coleópteros y ortópteros asociados en las mismas egagrópilas.

Un análisis de presencia / ausencia demostró que la presencia de un tipo de presa disminuyó la probabilidad de presencia de otro tipo de presas (Mermejuela $\chi^2 = 20.12$; $p < 0.001$; $gl = 1$; Longar $\chi^2 = 23.00$; $p < 0.001$; $gl = 1$). Sin embargo, en la Laguna de Manjavacas en 2007 el valor estuvo cerca de la significación ($\chi^2 = 3.7$; $p > 0.05$; $gl = 1$). Considerando las presencias dobles sobre la proporción de coleópteros y ortópteros, el FO% entre Mermejuela y Longar presentó diferencias significativas ($\chi^2 = 106.17$; $p < 0.001$; $gl = 2$). Estas diferencias explicaron las diferencias de dieta entre ambas lagunas.

Abundancia de presas

En los cultivos alrededor de las lagunas de Longar y Mermejuela, los ortópteros eran más abundantes que los coleópteros. Por lo tanto, el número de ortópteros por itinerario alrededor de Longar (media = 7,8 / 5 minutos; s.d. = 9,3; N = 26) fue mayor que el de coleópteros (0,08; s.d. = 0,8; N = 26). En Mermejuela (Ortóptera: 19,6; s.d. = 23,7; Coleóptera: 0,8; s.d. = 1,1; N = 21), también los ortópteros fueron más abundantes que los coleópteros. Sin embargo, las comparaciones entre ambas lagunas muestran que los cultivos alrededor de Mermejuela presentaron una abundancia diez veces superior de coleópteros que en los alrededores de Longar ($t = 3,09$; $p < 0,05$; $gl = 45$), mientras que los ortópteros solo duplicaron su abundancia promedio ($t = 3,09$; $p < 0,05$; $gl = 45$). Por lo tanto, en la colonia de Longar depredan sobre las presas más abundantes, mientras que Mermejuela capturan principalmente el tipo de presa menos abundante.

Similitud de la dieta entre localidades mediterráneas.

El análisis de similitud de la dieta muestra una mezcla de los resultados de las diferentes localidades y podemos apreciar seis grupos (Figura 6.1). El primer grupo se forma con el estudio italiano y con predominio de los vertebrados entre los que los reptiles son las presas más consumidas (Tabla 6.2). Un segundo grupo que concentra las dietas focalizadas en los ortóptera y que agrupa colonias asentadas en localidades geográficas distantes pues incluye la laguna de Fuente de Piedra en Málaga (Sur de España), Alyki (Grecia), Manjavacas (2007) y los dos años estudiados en Longar. Las dos últimas localidades situadas en el centro de España. En el tercer grupo se congregan la colonia marroquí y del Delta del Evros en Grecia. El cuarto grupo reúne los

regímenes alimentarios de Mermejuela (Centro de España), Manjavacas en 2014 y dos temporadas del Delta del Evros. En este grupo predominan los coleópteros. El quinto grupo reúne dietas andaluzas de colonias marismeñas y por último el sexto grupo reúne una colonia andaluza, la colonia griega de Messolonghi, y la asentada en el Parque Natural de La Albufera. Estas últimas basan la dieta en los crustáceos.

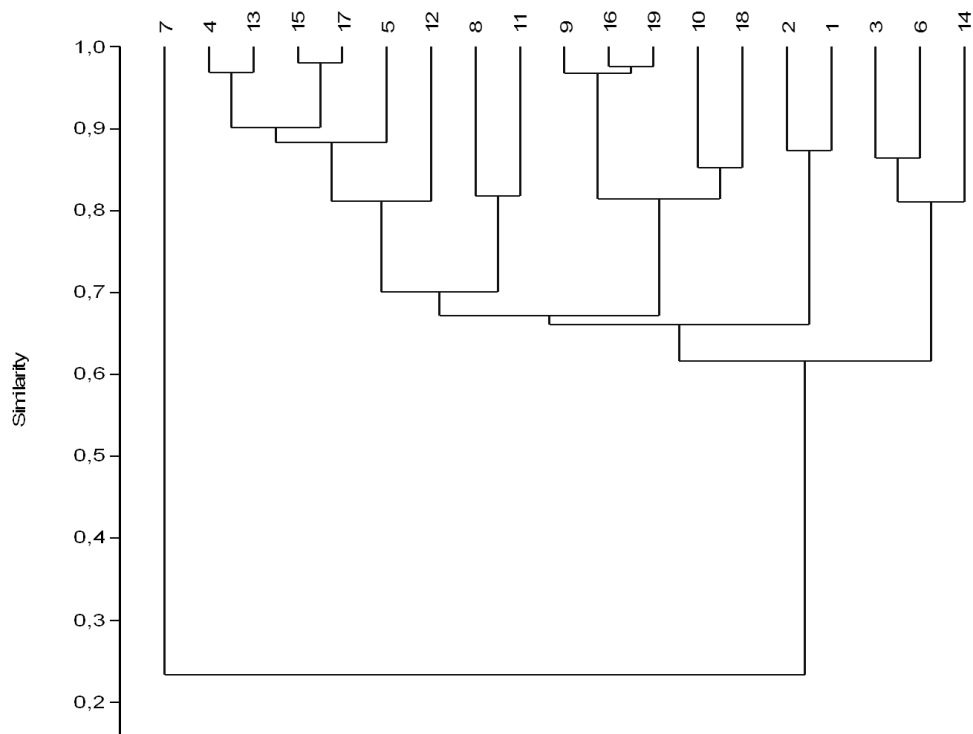


Figura 6.1. Similitud entre las dietas de pagaza piconegra de diferentes áreas geográficas. El código numérico se corresponde con el de la tabla 6.2, con base en la composición y número de presas.

Tabla 6.1. Ítems alimentarios de la pagaza piconegra en las tres lagunas ocupadas por las colonias reproductoras en los humedales de Castilla-La Mancha. El número de egagrópilas analizado en cada localidad (n), aparece entre paréntesis, a lado del año. N se refiere al número máximo de individuos encontrado de cada taxón, FN% frecuencia numérica y FO% a la frecuencia de ocurrencia.

Lagunas	Manjavacas						Longar						Mermejuela					
	2007 (n=33)			2014 (n=6)			2014 (n=21)			2015 (n=48)			2014 (n=87)			2015 (n=17)		
Año	N	FN%	FO%	N	FN%	FO%	N	FN%	FO%	N	FN%	FO%	N	FN%	FO%	N	FN%	FO%
Insectos																		
Coleoptera total	16	13.68	36.36	11	91.67	100	8	15.38	28.57	16	12.50	18.57	171	75.33	95.40	32	94.12	100
<i>Pimeliasp</i>	12	10.25	39.39	4	33.3	16.66	8	15.38	28.57	1	0.78	2.04	66	28.20	34.48	23	67.64	58.82
Otros	4	3.41	27.27	7	58.33	100	-	-	-	15	11.71	12.24	105	44.87	13.79	9	26.47	41.17
Orthoptera total	101	86.32	93.99	1	8.33	16.67	42	80.78	85.71	111	86.72	89.58	40	17.62	24.14	2	5.88	11.76
<i>G.gryllotalpa</i>	27	23.07	81.81	-	-	-	18	34.61	76.19	80	62.50	63.26	-	-	-	-	-	-
Acrididae	74	63.24	39.39	1	8.33	16.67	24	46.15	38.09	31	24.21	38.77	-	-	-	2	5.88	11.76
Otros total	-	-	-	-	-	-	2	3.84	8.7	1	0.8	2	23	9.82	8.0	-	-	-
Formicidae	-	-	-	-	-	-	1	1.92	4.34	-	-	-	7	2.99	2.29	-	-	-
Myriapoda	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.42	1.14	-	-	-
Hymenoptera	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	6.41	6.86	-	-	-
No identificado	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.8	2	-	-	-	-	-	-
Mamíferos total	-	-	-	-	-	-	1	1.92	4.34	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mus musculus</i>	-	-	-	-	-	-	1	1.92	4.34	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	117			12			52			128			234			34		

Tabla 6.2. Dieta de pagaza piconegra en diferentes área geográficas. Se presenta el porcentaje numérico de cada taxón identificadas en cada estudio. Las lagunas están descritas, en ambiente, por las siguientes letras: Marisma = M; Laguna salina = SL; Laguna de agua dulce = FWL; Laguna salada = LSL; Laguna hipersalina = HSL; Laguna Costera = CL y Laguna rodeada de arrozales = R+L. Los métodos utilizados están descritas por las siguientes letras: Lavaje digestiva = LD; observación directa = DO; Egagrópila = E; Regurgitado = R; resto de alimento = FR; No citado = NC. Procedencia del estudios españoles: Castilla-La Mancha = CLM; M14 = laguna de Mermejuela 2014; M15 = lagunas de Mermejuela 2015; MA7 = laguna de Manjavacas 2007; MA14 = laguna de Manjavacas 2014; L2014/2015 laguna de Longar; L2014 = laguna de Longar2014; L2015 = laguna de Longar 2015; LFP = Fuente de Piedra Lake / Málaga/ Sp; Albufera de Valencia = AV; Cádiz = C; Sevilla = S. Otras regiones: Italia, Comacchio = C; Marruecos, Sebkha Zima= SZ; colonias griegas, Evros Delta = ED; Alyki Kitrous = AK; Messolonghi = Mes.

Código Clúster	Ordenes										Método	Ambiente	Localidad/País	Referencia
	Crustáceos	Ortópteros	Coleópteros	Otros	Bivalvia	Amphibia	Reptilia	Pisces	Aves	Mammalia				
1	33.4	4.3	51	9.3	-	1.5	-	0.5	-	-		M	C/SP	Costa, 1984
2	41.1	1	53.8	-	-	3.28	-	0.49	-	-	E, RA	M	S/SP	Costa, 1984
3	58.1	7.2	5.3	21.8	-	6.65	-	1.51	-	-		R+L	S /SP	Costa, 1984
4	-	91.2	2	6.6	-	0.2	-	-	-	-	E	SL	LFP/SP	Vargas <i>et al.</i> , 1978
5	-	76.1	10.8	12.4	-	0.2	-	0.2	0.2	-	LD	SL	LFP/SP	Sanchez <i>et al.</i> , 1991
6	64.3	5.7	3	15.4	-	2.9	2.3	6	0.4	-	DO	R+L	V/ Sp	Dies <i>et al.</i> , 2005
7	-	12.47	2.6	3.63	-	1.3	64.15	12.7	0.25	2.85	O, E,R	FWL	C/I	Fasola <i>et al.</i> ,1989
8	13.46	37.5	27.88	15.38	-	-	5.77	-	-	-	E	HLS	SZ/ M	Aouir <i>et al.</i> , 2013

9	0.4	4.3	92.4	-	-	2.4	-	-	-	0.4	E	LSL	ED/ G	Goutner, 1991
10	-	10.5	64.9	10.5	-	14	-	-	-	-	E	LSL	ED/ G	Goutner, 1991
11	9.5	28.3	40.4	16.1	0.5	4.1	0.6	0.2	-	0.2	E	CL	ED/ G	Goutner, 1991
12	-	64.9	27.6	4.8	0.9	0.4	-	-	0.4	0.4	E	SL	AK/ G	Goutner, 1991
13	-	90.3	3.7	4.5	1.4	-	-	-	-	-	E	SL	AK/ G	Goutner, 1991
14	53.3	16.5	13.6	7.8	-	5.8	-	1.2	-	-	E	CL	Mes/ G	Goutner, 1991

Nuestro datos

15	-	86.32	13.68	-	-	-	-	-	-	-	E	SL	CLM / Sp	MA 2007
16	-	8.33	91.67	-	-	-	-	-	-	-	E	SL	CLM/ Sp	MA 2014
17		85	13.33	1.67						0.56	E	HLS	CLM / Sp	L 2014/2015
	-	80.76	15.38	1.92	-	-	-	-	-	1.92	E	HLS	CLM / Sp	L 2014
	-	86.72	12.5	0.8	-	-	-	-	-	-	E	HLS	CLM / Sp	L 2015
18	-	17.09	73.08	9.82	-	-	-	-	-	-	E	HLS	CLM / Sp	ME 2014
19	-	5.9	94.1	-	-	-	-	-	-	-	E	HLS	CLM / Sp	ME 2015

Discusión

Este estudio muestra que en general en la región que bordea el Mediterráneo las pagazas piconegras consumen preferentemente insectos. No obstante, la dieta se concentra sobre ordenes distintos. En la Península Ibérica se han citado insectos, crustáceos y una amplia variedad de vertebrados en la dieta de la especie (Costa, 1984; Sanchez *et al.*, 1991; 2004; Dies *et al.*, 2005). En nuestro caso faltan los crustáceos y entre los vertebrados aparece un mamífero. La presencia de vertebrados y entre ellos los mamíferos ya son conocidos como componentes de la dieta de la pagaza piconegra, aunque cuando los vertebrados predominan son los reptiles los componentes principales de la dieta (Fasola *et al.*, 1989). En el centro de España, la carencia de crustáceos puede explicarse por la falta de especies similares a los que consumen las colonias establecidas en los humedales del entorno de Doñana (Andalucía) y de La Albufera de Valencia (Costa, 1984; Dies *et al.*, 2005). Su alternativa sería capturar crustáceos de tamaño pequeño como son los anostráceos y los copépodos que abundan en las lagunas salinas manchegas (Roca *et al.*, 2000; Boronat *et al.*, 2001; Castillo-Escrivá *et al.*, 2016). Aunque estas presas podrían ser difíciles de observar en las egagrópilas, los anostráceos ni los copépodos se citan en la revisión sobre la dieta de la pagaza piconegra de Cramp (1985). Por otra parte, el consumo de estas últimas presas tendrían una procedencia de los sistemas lagunares pero según mostramos en un capítulo anterior (Capítulo 3), las pagazas piconegras seleccionan los cultivos de cereales para conseguir sus presas.

La ordenación de los diferentes estudios sobre la dieta de la pagaza piconegra muestra una combinación aleatorizada de las localidades, agregándose por similitud de ambientes antes que por cercanía de localidades. Con excepción de Italia con un 20% de diferencia entre las demás, las otras localidades presentaron una similitud de más de 60%. Los coleópteros y ortópteros parecen con predominio en sistemas lagunares salinos como es el caso del nuestro estudio y de otras colonias asentadas en lagunas interiores españolas (Vargas *et al.*, 1978; Sánchez *et al.*, 1991). Además, en un ecosistema similar en Marruecos muestra una dieta parecida (Aourir *et al.*, 2013). Esta similitud entre localidades situadas a distancias mayores se pone de manifiesto en la agregación resultante de las distintas colonias asentadas en los países que bordean el Mediterráneo. La mejor evidencia la manifiestan las colonias de pagaza piconegra estudiadas en Grecia (Goutner, 1991). Este estudio abarca varias colonias que además se estudian en años diferentes. En las localidades griegas, nunca aparecen las mayores similitudes entre ellas sino que se distribuyen por los diferentes grupos, de forma que algunas se

agregan a grupos en los que los crustáceos son las presas básicas y otras que se reparten entre las colonias que depreda sobre los coleópteros o en su caso sobre los ortópteros. De manera que en una reducida región geográfica se puede encontrar todo el espectro alimentario de la pagaza piconegra. Esta amplitud alimentaria parece repetitiva pues los estudios realizados en colonias de la Península Ibérica vuelven a mostrar el amplio espectro (Costa, 1984; Sánchez *et al.*, 1991; Dies *et al.*, 2005 y los resultados presentados en este estudio procedente de las lagunas interiores españolas).

Un segundo aspecto sobre la dieta de pagaza piconegra se relaciona con el uso de un pequeño número de especies de presas. Como muestran los estudios de áreas geográficas distantes que depredan sobre crustáceos (Costa, 1984; Molina y Marschalek, 2003, Dies *et al.*, 2005). Esta predilección por un determinado tipo de presa concuerda con los resultados griegos pues en el Delta del Evros destaca el coleóptero *Pentodon* spp., en Alyky los Ensifera (ortóptera), y en Messolhongí los crustáceos del género *Carcinus* (Goutner, 1991). Es probable que la presa mejor representada sea la más abundante o, en su caso, que a partir de una cierta frecuencia escoja aquella presa más rentable incluyendo la facilidad de captura en la rentabilidad.

Con respecto a abundancia de insectos en áreas cercanas a las lagunas los ortópteros son más abundantes que los coleópteros. Aunque el método empleado puede facilitar la observación de los ortópteros, la técnica aplicada fue la misma en el entorno de las lagunas de Mermejuela y Longar y el mayor contraste entre ellas es que hay una diferencia excesiva entre la abundancia de coleópteros entre ambos escenarios. Un tamaño mínimo poblacional, que los puede hacer rentables por su mayor facilidad de captura, sería una causa suficiente para explicar las dietas que tienen a los escarabajos como la presa principal. La explicación basada en la facilidad de captura sería consecuente con la dieta analizada en Italia (Fasola *et al.*, 1989), donde en el área de estudio predominan peces y anfibios (Fasola *et al.*, 1989) y su dieta principal son los reptiles. En síntesis la dieta de la pagaza piconegra en el centro de España se centra en el consumo de insectos. Aunque las distintas colonias centran la depredación en diferentes órdenes de insectos. Colonias cercanas muestran dietas menos parecidas a aquellas que están situadas a distancias mayores. Ello nos indica que las pagazas piconegras a pesar de ser generalistas (Cramp, 1985), tienden a centrarse a niveles locales en un reducido número de especies y por consiguiente comportarse como especialistas, de manera que en cada localidad se deben de concentrar, teóricamente, en las presas más rentables (Pulliam, 1974; Dies *et al.*, 2005).

CAPÍTULO 7

Nestling diet of the black headed gull in Central Spain: a comparative assessment by conventional and isotopic methods

Introduction

Most gulls (Laridae) have adapted to human modified environments that offer new trophic resources as a result of anthropic activities. The population growth of many gull species in coastal areas (Rock, 2005; Calladine *et al.*, 2006; Arizaga *et al.*, 2009), the colonization of new regions (Mouriño, 2009; Lenda *et al.*, 2010), and the use of resources that derive from waste (Chace and Walsh, 2006; Ramos *et al.*, 2009; Abdennadher *et al.*, 2014) evidence the advantages that they obtain from their proximity to humanized areas.

Breeding colonies of Black-headed gull (*Chroicocephalus ridibundus*) in Europe present a disperse distribution, which ranges from Greenland, Iceland and from Europe to Central Asia (Cramp, 1985). This species started to nest in the Iberian Peninsula in the second half of the 20th century, and their area of distribution continues to expand as they occupy new Spanish wetlands (Martí and Del Moral, 2003; Gómez *et al.*, 2006, Mouriño, 2009). Since its first colony in the Ebro Delta (Maluquer, 1960; Paracuellos and Nevado, 2006), it has expanded towards different regions in the Iberian Peninsula, including the central region (Mouriño, 2009). One plausible explanation of its successful settlement in new areas may be linked to the increase of available food resources (Maciusik *et al.*, 2010), and the presence of suitable places for its colonies to settle on beaches and in wetlands, which are environments that its uses in central Europe, (Cramp, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1996).

The breeding success of some gull species is related with food availability (Frederick, 2002). Black-headed gulls hunt in areas surrounding colonies to feed their chicks (Andersson *et al.*, 1981; Fasola *et al.*, 1989). This species feeds on a wide variety of vertebrates and invertebrates, but also consumes plant matter and garbage (Cramp, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1996). The presence of garbage in their diet indicates that this species may use resources thrown away by humans or forage in dumping grounds (Cantos and Asensio, 1990; Kubertzki *et al.*, 2003; Schwemmer and Garthe, 2008). Like other generalist gull species, they can change diet composition or forage grounds between localities (González-Solís *et al.*, 1997; Garther *et al.*, 2016), therefore detailed knowledge of Black-headed gulls' diet would be useful to understand how the species adapt to changes in food resources.

Several techniques are available to analyze bird diet composition, of which we point out direct observation (Cuendet, 1983), analyzing pellets (Hartley, 1948), analyzing stomach and intestine contents (Cherel *et al.*, 2007), and using stable isotopes

(Fry, 2006). All these techniques have their pros and cons; for example: an analysis of stomach and intestine content is frequently associated with the death of individuals (Rosenberg and Cooper, 1990), and must not be done at a large scale (Hartley, 1948). Regurgitated contents, such as pellets, are a widely used technique as is a harmless (Errington, 1930; Johnstone *et al.*, 1990; Bergstrom and Smith, 2017). The main advantages that this method offers are: easy collection, obtaining many samples, and minimum disturbance of birds (Duffy and Jackson, 1986; Harris and Wanless, 1993). However, remains in regurgitated materials and pellets may be biased towards preys with hard and easily identifiable parts (Barrett *et al.*, 2007).

Finally, the use the stable isotope (SI) method does not provide taxonomic details, but offers an interpretation of assimilated food (Ramos *et al.*, 2009). Carbon stable isotopes ($^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ or $\delta^{13}\text{C}$) are used to determine food sources, between environments (eg. coastal vs. oceanic, marine vs. limnetic) (Fry, 2006; Barrett *et al.*, 2007) while nitrogen stable isotopes ($^{15}\text{N} / ^{14}\text{N}$ or $\delta^{15}\text{N}$) are trophic level indicators, because consumers' tissues typically tend to have higher $\delta^{15}\text{N}$ levels in relation to their food (Post, 2002). Using combined techniques (stable isotopes and regurgitated contents or pellets) to evaluate the diet of birds is increasing and becoming more important (Bearhop *et al.*, 2001; Ramos *et al.*, 2009; Abdennadher *et al.*, 2014). Conventional diet can emphasize prey with indigestible parts, which does not coincide with SI results (Weiser and Powell, 2011). Therefore, conventional samples allow prey species to be identified, and stable isotope analyses can assess the impact of predators on specific prey groups (Weiser and Powell, 2011). Stable isotopes provide key insights into opportunistic foraging patterns and have shown that many birds are able to quickly change from one food source to another (Ramos *et al.*, 2009; Abdennadher *et al.*, 2014; Hobson *et al.*, 2015). This study reports the diet of Black-headed gull chicks by investigating composition of the spontaneous regurgitates and analyzing its stable isotope signature. Our aims were to understand Black-headed gulls' diet by two complementary approaches, and to appropriately define the different food resources that these gulls exploit.

Materials and Methods

Study area

Our study was conducted in a Black-headed gull breeding colony located in Laguna del Pueblo of Pedro Muñoz, a saline lake in Central Spain (Ciudad Real province, 39° 24' 43.71" N / 2° 56' 46.29" W) and included in the Reserva de La Biosfera Mancha Húmeda (GIA, 2015). The study lake receives wastewater from the nearby town of Pedro Muñoz and extends over 41 ha with a maximum depth of 80 cm (Gosálvez *et al.*, 2012; Gonçalves *et al.*, 2016). The typical vegetation of saline environments is present (Cirujano, 1982). The climate of the region is typically Mediterranean, with maximum temperatures of 40°C and less rainfall in summer (Florín and Montes, 1999; Abia and Cortina, 2000). In the landscape surrounding the lake cereal crops and vineyards predominate (Ruiz-Pulpón, 2013; 2015).

Diet sampling

Data was collected during the breeding periods of 2015 and 2016. Samples from spontaneous regurgitates were taken during chick manipulation for blood extraction. Spontaneous regurgitates (2015, n=4; 2016, n=6) were placed inside plastic bags and frozen until laboratory analyses were done. For analysis samples were examined under a dissecting microscope and the food items present were taxonomically separated and identified at the lowest taxonomic level possible (Table 7.1).

Stable isotope analysis (SIA)

The blood samples for the SIA were taken from chicks captured by hand (2015, n=8; 2016, n=17). Approximately 0.5 ml of blood was obtained from the tarsal vein. Drops of blood were placed on glass slides, dried under the sun, scraped, and stored in plastic vials. The chicks were banded with metal rings to avoid resampling the same individuals. The sampled chicks were more than 2 weeks old to ensure that the isotopic values of blood reflected the diet provided by the parents and not by the egg nutrients as blood half-life turnover in adult birds occurs at approximately 3–4 weeks (Bearhop *et al.*, 2002; Sears *et al.*, 2009).

Prey samples for SI analysis were obtained from prey remains in chick regurgitates or were collected in the area near the colony or the lake. The lipid of

samples was not extracted because extraction can change the nitrogen values (Cherel, *et al.*, 2005). The samples of potential food sources and chick blood were dried in a kiln at 60°C for 24h, homogenized and weighed (approx. 1 mg) in tin capsules (5 x 8 mm, OEA) to be analyzed in a mass spectrometer at the Universidad Autónoma de Madrid (Spain). Isotope ratios were expressed conventionally as δ values in parts per thousand (‰) according to the following equation (Bond and Hobson, 2012):

$$\delta\text{‰} = \left[\left(\frac{R \text{ sample}}{R \text{ standard}} \right) - 1 \right]$$

where (δ ‰) is ^{13}C , ^{15}N , and R is the ratio of corresponding element ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ or $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$), in the sample or standard. The standard values were Pee Dee Belemnite for ^{13}C and atmospheric nitrogen for ^{15}N .

Data analysis

Diet

From the food items identified in spontaneous regurgitates the following variables were calculated: the relative frequency of occurrence (FO%, percentage of samples containing a given type of prey) and the relative contribution by number (N%, percentage of individuals belonging to each identified taxon).

SIA

The $\delta^{13}\text{C}$ values of chick's blood were compared between years using Student's t test. Since the $\delta^{15}\text{N}$ values were not normally distributed we used the non-parametric Mann–Whitney U test in this case. Both tests were conducted using Past software.

The $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ values of the chicks were analyzed pooling study years and separated for each year. We used the Bayesian stable isotope mixing models built with the R software (SIAR) (Parnell *et al.*, 2010). The SIAR were used to provide an estimate of the relative contributions of the prey sources assimilated by the Black-headed gull chicks. The sources used in the models were determined from the regurgitated prey and possible prey captured in aquatic and terrestrial environments around the colony. Prey types with similar isotopic values or representative ones of similar guilds were grouped, as suggested by Phillips and Gregg (2003). The human waste (refuse) is an important carbon source and was included in the models with the

value described by Ramos *et al.*, (2009), because identifiable refuse remains were not found in regurgitated samples. The consumer-diet discrimination factors used in the model were $\Delta^{13}\text{C} = 2.0 \pm 0$ and $\Delta^{15}\text{N} = 2.7 \pm 0$, which were the values that best suited the model of the discrimination factors for the birds whose diet was 97% insectivore (Pearson *et al.*, 2003). Some of the models were tested with other discrimination factors, as reviewed by Hahn *et al.*, (2012). Sources (prey types) with limited contribution or wide credibility intervals (CI) were successively removed from models.

Results

Diet of Black-headed gull

One hundred and thirty individual prey were found in the Black-headed Gulls' regurgitated samples (average 13 prey per sample, SD; ± 13.21 , range: 1-44). The diet was composed mostly of invertebrates principally orthoptera (Acrididae), followed by coleoptera (Tenebrionidae) (Table 7.1).

Table 7.1. The diet of Black-headed gull, chicks, during the spring/summer of 2015 y 2016. The samples obtained from regurgitates method were ten samples. The values of contribution FO% frequency occurrence, N% frequency number and n contribution by number.

	Regurgitates (n = 10)		
	n	N%	FO%
Insect			
Orthoptera			
Acrididae	89	68.46	100
Coleoptera			
Tenebrionidae	18	13.85	60
Hemiptera	3	2.31	30
Odonata	1	0.77	10
Dermaptera	4	3.08	30
Formicidae	1	0.77	10
Aracnida	1	0.77	10
Unidentified Insect	11	8.46	60
Vertebrate			
Unidentified vertebrate	1	0.77	10
Vegetation			
Unidentified vegetation	1	0.77	10
Total	130		

SIA

The average SI (stable isotope) values of the blood taken from the Black-headed gull chicks in 2015 were $\delta^{13}\text{C} = -23.1 \pm 1.1\text{‰}$ and $\delta^{15}\text{N} = 10.6 \pm 1.3\text{‰}$, and in 2016 were $\delta^{13}\text{C} = -22.9 \pm 0.3\text{‰}$ and $\delta^{15}\text{N} = 8.3 \pm 0.5\text{‰}$. The values for both years differed for $\delta^{15}\text{N}$ ($U = 3$; $p = 0.00016$), but not for $\delta^{13}\text{C}$ ($t = 0.83$; $df = 25$; $p = 0.41$).

The prey identified in regurgitates were considered to work the Bayesian SI mixing model (SIAR) (Table 7.2). In the analysis of Bayesian models of isotope mixing, for Black-headed gulls, the following sources were chosen from the prey detected in the conventional diet: orthoptera, coleoptera and refuse (Figure 7.1). These food sources had the best fit to the mixing model, after several attempts of models with different sources.

The results from the stable isotope mixing model for both years pooled (Figures 7.1 and 7.2), indicated orthoptera as the main food source with the 95% CI = 36-52%, followed by refuse (CI = 33-46%) and coleoptera (CI = 8-23%). Results suggest some variation between years in relative importance of analyzed sources, since in 2015 coleoptera (CI = 19-49%) were more important than in 2016 (CI = 0.9-14%). Consume of orthoptera and refuse was similar between years (Figure 7.2).

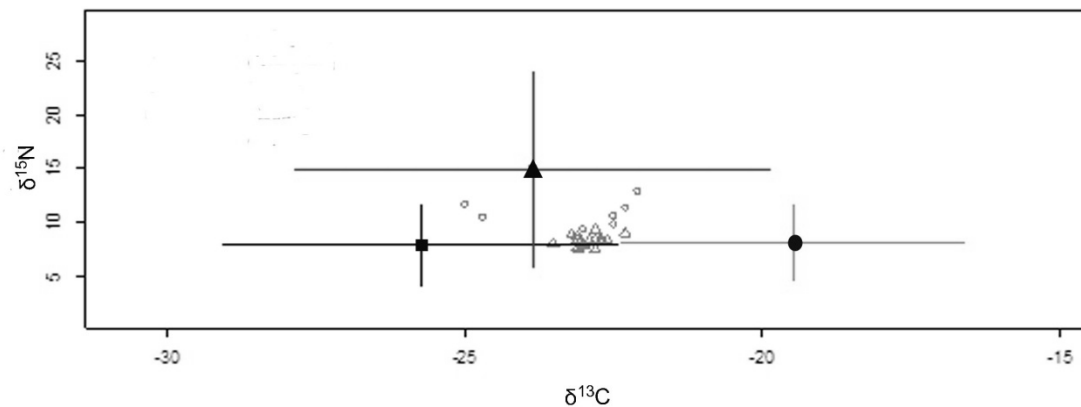


Figure 7.1 The distribution of individual $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ values from the whole blood of Black-headed gull chicks in 2015 (circles) and 2016 (triangles) sampled in Central Spain. The values of potential food sources that were used in mixing models, SIAR (solid symbols, mean and standard deviations), are shown for orthoptera (square, $n = 4$), coleoptera (triangle, $n = 9$) and refuse (circle, $n = 12$).

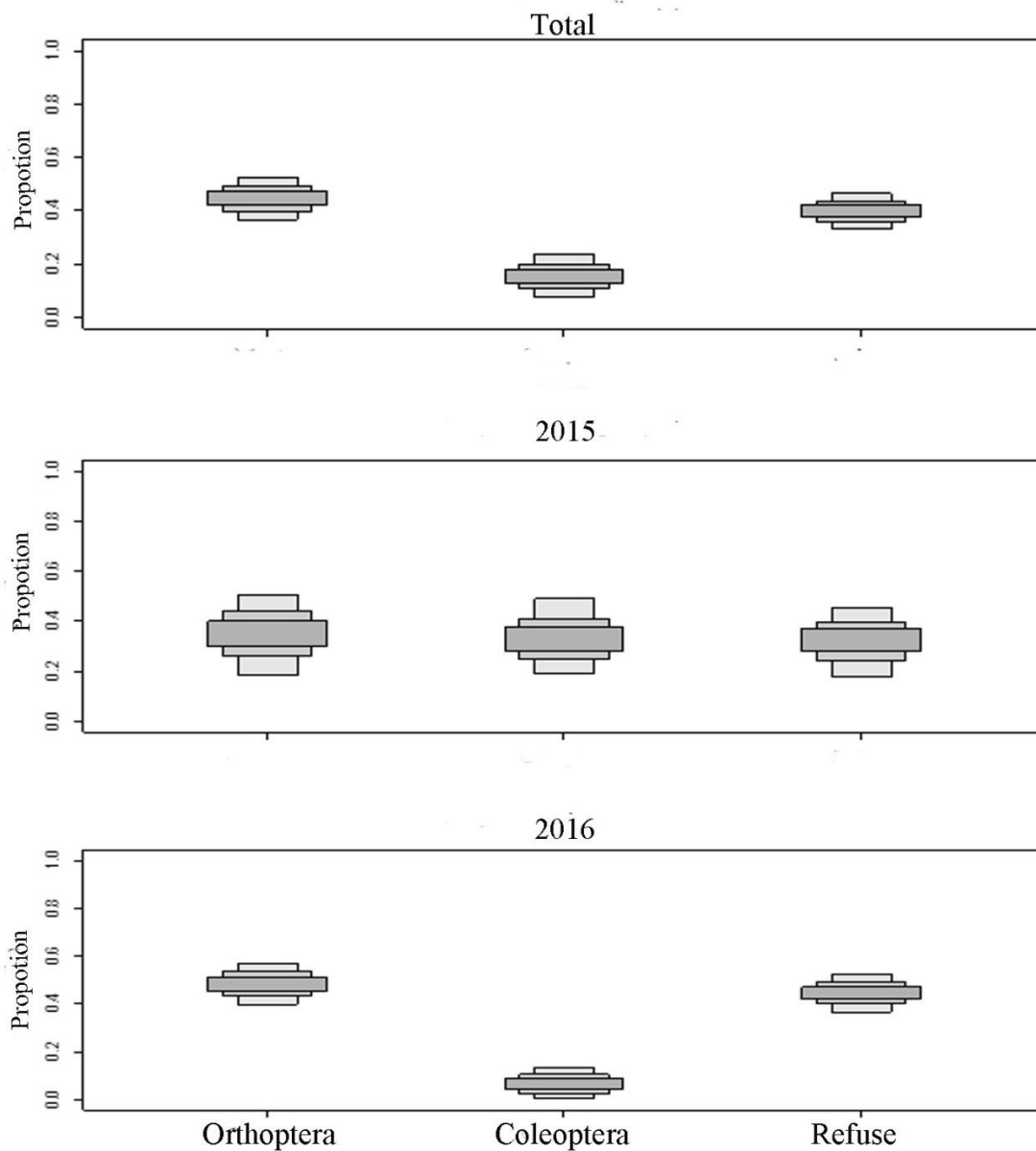


Figure 7.2 The contributions of different food sources to the stable isotope values in the whole blood of Black-headed gull chicks in total (above), 2015 (middle) and 2016 (below) were obtained using the Bayesian stable isotope mixing model (SIAR). Credibility intervals are shown (95%, light gray, 75% medium gray, 25% dark gray).

Table 7.2 The mean and standard deviation (SD) values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in the tissues of Black-headed gull and their potential food sources that were used for the Bayesian stable isotope mixing model (SIAR). The data collection sites and references are described by the following numbers in the reference column: 1. Lake of Pueblo Pedro Muñoz, 2. Lake of Manjavacas and 3. Spain (Ramos *et al.*, 2009).

Birds/Food sources	Sampling method	Tissue	$\delta^{13}\text{C}$	SD	$\delta^{15}\text{N}$	SD	N
Black-headed gull – total (2015 and 2016) ¹	Manual	blood	-23.0	0.7	9.0	1.4	25
Black-headed gull – 2015 ¹	Manual	blood	-23.1	1.1	10.6	1.3	8
Black-headed gull – 2016 ¹	Manual	blood	-22.9	0.3	8.3	0.5	17
Microorganism							
POM (particulate organic matter) ¹	Lake	POM	-20.9	1.8	13.8	3.4	3
POM (particulate organic matter) ²	Lake	POM	-20.8	2.6	14.7	1.1	2
Orthoptera			-27.9	1.7	5.3	1.9	4
Acrididae ¹	Chicks Regurgitate	muscle	-28.1	0.5	3.8	0.6	2
Acrididae ²	Dipnet	muscle	-29.8		7.6		1
Pamphagus ²	Found on the ground in colony	muscle	-25.8		5.9		1
Coleoptera			-26.1	2.0	12.3	4.5	9
Tenebrionidae ¹	Chicks Regurgitate	muscle	-29.7		10.2		1
Tentyria ¹	Manual	muscle	-24.2	1.0	12.7	1.7	2
Tentyria ¹	Manual	muscle	-26.1	1.4	15.9	4.1	2
Pimelia ²	Manual	muscle	-25.8		8.0		1
Carabidae ²	Manual	muscle	-24.2		19.6		1
Meloe ²	Manual	muscle	-28.2		7.3		1
Coccinella septempunctata ¹	Manual	muscle	-25.9		8.1		1
Other taxa							
Hemiptera ¹	Chicks Regurgitate	muscle	-25.6	0.5	5.8	0.6	3
Aracnidio ¹	Chicks Regurgitate	muscle	-26.4		4.3		1
Dermaptero ¹	Chicks Regurgitate	organism	-27.5		12.0		1
Crustacean							
Isopoda ¹	Manual	organism	-17.9		10.5		1
Unidentified vertebrate ¹	Chicks Regurgitate	muscular	-23.7		3.2		1
Refuse ³			-21.7	1.4	5.5	1.7	12

Discussion

Our study employs the SI analysis of blood taken from chicks, combined with an analysis of regurgitated contents, to characterize the food ecology of Black-headed gulls. Although mixed SI models are important to estimate diet, the proportion calculated by models for each source must be particularly treated as an estimation of diet (Phillips, 2001). In this way mixed SI models require the previous conventional analysis of diet to properly select potential prey (Moreno *et al.*, 2010). In this way data of regurgitated contents provide us with the prey's taxonomic information that is necessary to reliably build mixed models.

The results of regurgitate and SI analysis combined show that orthoptera are the main prey, together with coleoptera and garbage which are also relevant resources for Black-headed gulls. In a previous study in farming environment insects were also the most important food source (Andersson *et al.*, 1981). The importance of orthoptera may be explained because this group is the most abundant in the study area (Chapter 6 of this dissertation). Our results agree with other gull studies that have found that the importance of a prey type in the diet is related with its abundance in the environment and with its energy content (Curtis *et al.*, 1985; Schwemmer and Garther, 2008).

In our study area the Black-headed gull shows a diet obtained in terrestrial environments because there are no traces of aquatic organism, supporting that gulls look for prey to feed chicks in areas around colony (Andersson *et al.*, 1981; Fasola *et al.*, 1989). The $\delta^{13}\text{C}$ values found in the blood of chicks in both years are characteristic of the food obtained in a terrestrial environment. Marine $\delta^{13}\text{C}$ values are 7‰ higher than terrestrial ones (Mizutani *et al.*, 1999). Alternative water resources are small-sized crustaceans, like anostraca and copepods, which are abundant in saline pools in La Mancha (Spain) (Roca *et al.*, 2000; Boronat *et al.*, 2001; Castillo-Escrivá *et al.*, 2016). However, we rule out the use of this resource because there is no trace of corresponding SI values as the values of organic matter in suspension tested in discarded models indicate no significant contribution. Thus our results suggest that this species prefers terrestrial invertebrates, particularly insects, to feed chicks. These preferences have also been observed in coastal areas (Fasola *et al.*, 1989, Schwemmer and Garther, 2008).

The $\delta^{15}\text{N}$ values differed between years, which suggests that average trophic levels of consumed prey changed. The high $\delta^{15}\text{N}$ value in coleoptera can be explained because these organisms are involved in trophic networks based on dead organic matter (Ponsard and Arditì, 2000). The similarity noted in $\delta^{15}\text{N}$ of orthoptera and garbage can

be possibly explained because orthoptera are herbivorous and the vertebrates whose remains are found in garbage dumps are also predominantly herbivorous (Hebert *et al.*, 1999). In addition, $\delta^{15}\text{N}$ values may have an anthropic influence due to the indirect effect of the nitrogen found in farming manures, as fertilizers can enrich the $\delta^{15}\text{N}$ values of arthropods in fertilizing systems (Birkhofer *et al.*, 2011). The differences in $\delta^{15}\text{N}$ values in terrestrial sources would be thus influenced by chemical and ammoniacal fertilizers, which would alter the distribution of nitrogen isotopes in food sources (De Nirot and Epstein, 1981, Hebert *et al.*, 1999).

The isotope signatures in blood samples suggest that garbage can be a relevant resource in Black-headed gulls' food. This result contradicts other studies, which reported that resources from garbage dumps were less than 10% of chick diet (Kubertzki *et al.*, 2003; Schwemmer and Garther, 2008). The fact that this resource is lacking in the regurgitated contents may be due to selected items provided to chicks being more digestible than insect exoskeletons and therefore harder to detect. The importance of garbage in our study colony can result from either a change in diet due to poor availability of natural resources or a consequence of being easier to obtain food from garbage dumps once the geographic position of dumps has been located. Garbage may be detected in diet is by indigestible pieces like plastic, paper, chicken bones and aluminum sheets (Weiser *et al.*, 2011) that were not found in the regurgitates. This suggests that the Black-headed gulls select among the trash the more digestible items to feed their young, such as pieces of meat. In the studied sample the unidentified vertebrate is in fact a piece of muscle mass that could have been get from rubbish.

In our SI results, the percentage of garbage in diet is the second most important resource as it does not varied much between years, unlike coleoptera. This suggests that garbage availability is more predictable than abundance of some insect groups that are important in the diet of this gull. Moreover, the proportions of garbage estimated by SIA in our study (33-46%) is higher than reported for *Larus michahellis* (10-20%) (Ramos *et al.*, 2009). This difference can be explained by this resource being found in the dumps located near the colony since the nearest garbage dump is located only 362 m from Laguna del Pueblo of Pedro Muñoz (Gonçalvez *et al.*, 2016). Garbage is a resource well used by *Larus argentatus* when it is easy to obtain, abundant or close to the colony (Pierotti and Annet, 1991). So our results about garbage coincide with similar studies into other gull species where the main resource comes from the environment, but use of garbage in diet is significant (Moreno *et al.*, 2010; Caron-

Beaudoin *et al.*, 2013; Abdennadher *et al.*, 2014). The use of garbage resources in the diet may have favored the expansion of the species in Spain, where it is a recent nesting species (Paracuellos and Nevado, 2006). The feeding on landfills by the species in winter was well known (Cantos and Asensio, 1990; Maciusik *et al.*, 2010) but the importance of this resource in the reproductive period had not been assessed previously in Spain.

Our results support the importance of SI to estimate diet intake and to complete results from conventional methods to have a more complete picture of the diet composition of the species. The Black-headed gull catches food outside the water environments where it breeds and can be a key species to connect the flow of nutrients between different habitats. The use of garbage for feeding chicks would have been strongly underestimated if only regurgitates had been used.

PARTE 3

NUTRIENTES

Capítulo 8

Efecto de la población de grulla común (*Grus grus*) en la dinámica de nutrientes de la laguna de Manjavacas, España central

Introducción

Las aves son componentes importantes en la importación y exportación de nutrientes entre ecosistemas acuáticos y terrestres, contribuyendo así en los ciclos biogeoquímicos (Hahn *et al.*, 2008; Otero *et al.*, 2018). Entre las aves, quizás las que tienen un mayor impacto sobre estos ciclos son aquellas que viven en grandes agregados (Johnson *et al.*, 2007), hasta el punto de que pueden acelerar el proceso de eutrofización de los sistemas acuáticos (Klimaszyk *et al.*, 2008). Por consiguiente, las aves pueden ser determinantes en el aumento de la disponibilidad de nutrientes en el ambiente (Olson *et al.*, 2005).

Los excrementos de las aves contienen una gama amplia de nutrientes, en concentraciones variables. Por ejemplo, los excrementos de *Anous minutus* contienen un mayor porcentaje de carbono, nitrógeno, fósforo, potasio, hidrógeno y calcio que los de otros nutrientes (Allaway y Ashfordz, 1984). En otro ejemplo que diferencia grupos funcionales se ha determinado que las aves piscívoras presentan una mayor concentración de nitrógeno en sus excrementos que las herbívoras (Hahn *et al.*, 2007, 2008).

Entre las diferentes especies de aves que utilizan las lagunas de Castilla-La Mancha en invierno, destaca la grulla común (*Grus grus*) por dos características, congregarse en bandos compuestos por una gran número de individuos para el descanso nocturno (Prieta y Del Moral, 2008, 2012), y por utilizar como dormitorios las zonas húmedas (véase capítulos 4 y 5 de esta tesis doctoral). Particularmente, en España invernan aproximadamente 260.000 grullas comunes, de las cuales cerca de 48.000 utilizan las lagunas de Castilla-La Mancha como dormitorio entre los meses de octubre a marzo (Prieta y Del Moral, 2012, pero véase capítulo 5 de esta tesis doctoral). Entre las lagunas de Castilla-La Mancha, la laguna de Manjavacas recibe entre 1500 y 3000 individuos cada año (Gil-Delgado *com. pers.*), que abandonan la laguna al amanecer para dirigirse a los espacios abiertos para alimentarse (véase capítulo 4 de esta tesis doctoral) y regresar al atardecer. Este movimiento diario entre el ambiente terrestre y acuático debería ocasionar un importante flujo de nutrientes de tierra a laguna. En un capítulo anterior hemos analizado la dieta de esta especie (véase capítulo 4), y su descanso nocturno en estos ambientes acuáticos permite sospechar que durante este tiempo ingresan en estos ambientes nutrientes procedentes de la excreción (Hahn *et al.*, 2008). Así el análisis de la composición de los nutrientes en las heces de las grullas comunes y su cantidad diaria podría aportarnos una información relevante sobre la

dinámica de los nutrientes en la laguna de Manjavacas, y servir como un modelo para otros complejos lagunares del centro de la Península Ibérica.

En este sentido, el objetivo de este trabajo ha sido evaluar la carga de nutrientes, que aportan las grullas comunes en una laguna temporal del centro de la España. Para evaluar los nutrientes que aportan las grullas comunes hemos utilizado dos de ellos, que tienen especial relevancia, el nitrógeno y el fósforo, ya que son determinantes en la eutrofización de las lagunas (Klimaszyk *et al.*, 2008).

Material y Métodos

Área de estudio

La descripción de la laguna de Manjavacas está en un capítulo previo de esta tesis doctoral (véase capítulo 2).

Protocolo de muestreo de excrementos y conteos de grullas

Primero, a partir del uso de imagen de satélite (Google Earth Pro), hemos definido el área potencial donde las grullas pasan la noche. Las grullas evitan las áreas cubiertas por vegetación acuática de alto porte, tal como carrizales. Así, el área del dormitorio ha sido estimada entre 25 y 33 ha (Figura 8.1). Conocida la superficie potencial del dormitorio distribuimos aleatoriamente 43 parcelas de 4 m x 50 m (200 m²) en toda la extensión de la superficie que utilizan las grullas para pernoctar (en total la superficie muestreada cubre alrededor del 3% del área potencial de dormitorio). Posteriormente, cuantificamos el número de heces depositadas en esas parcelas durante un período de 24 horas. Para ello, realizamos una limpieza previa de las parcelas, eliminando todos los restos de excrementos. Este procedimiento se realizó en los días 28 de enero y 2 de febrero de 2018. Para la segunda fecha de muestreo, añadimos 4 parcelas, totalizando 47 muestras.

Como forma de asociar el número medio de heces encontradas por parcela y el tamaño poblacional de las grullas, realizamos censos de grullas después de la limpieza de las parcelas en la fecha previa a la recolección de los excrementos en las parcelas. Además, los conteos de grullas también se realizaron en otras ocho ocasiones (octubre de 2017 - marzo de 2018), lo que nos permitió estimar la población teórica diaria durante la invernada de esta especie en Manjavacas. Los censos se realizaron desde las

16:30 hasta la caída de la noche. De esta forma, considerando el número de grullas comunes diarias, el tiempo de permanencia de las grullas comunes en Manjavacas y el número de excrementos por parcela podemos obtener una primera aproximación del número de excrementos diarios que depositan las grullas comunes en la laguna. No obstante, una mejor estima sería posible a partir del número medio de excrementos que produce una grulla común por noche.

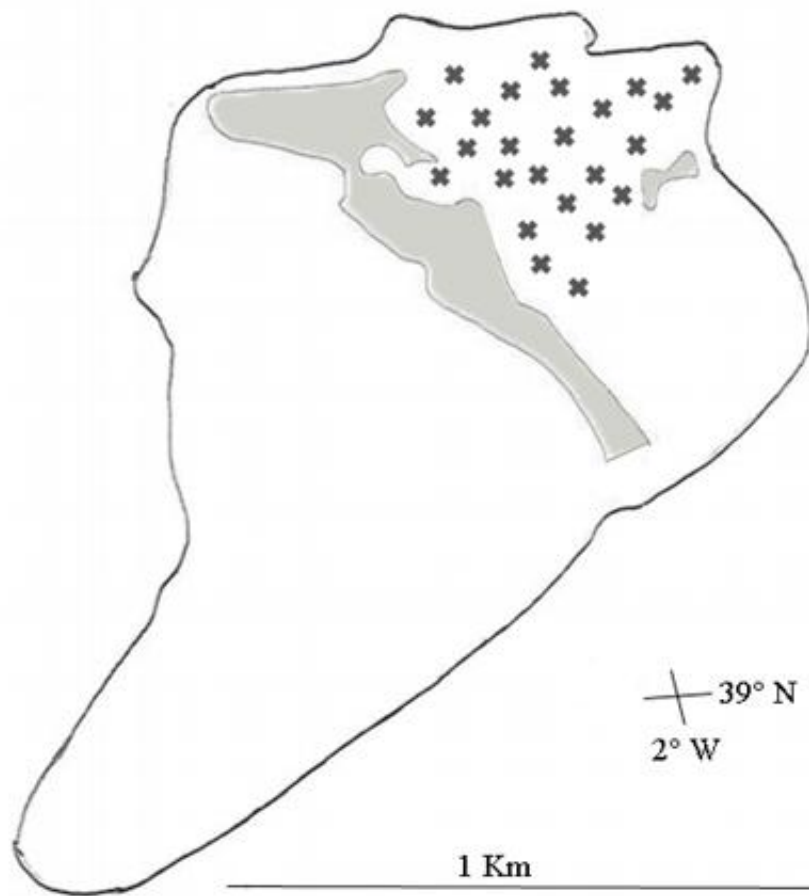


Figura 8.1. Mapa de la vista general de la laguna de Manjavacas, con la área de dormidero enmarcadas por el sombreado en gris y área de carrizo (*Phragmites* spp.)(X).

Peso de los excrementos

Para estimar el peso seco medio de los excrementos estos se secaron en una estufa a 50°C para posteriormente pesarlos en una balanza con precisión de centésimas de gramo. En total se pesaron 136 excrementos, 105 comunes a los que utilizamos para establecer la dieta (capítulo 5 de esta tesis doctoral). De este conjunto de excrementos se utilizó una muestra aleatoria de 31 para analizar las concentraciones de nitrógeno y fosforo.

Determinación del nitrógeno y del fosforo

Después de pesada, la muestra de excremento fue molida. A continuación se tomó una muestra de 0,03g en peso seco de cada uno de los 31 excrementos mencionados para el análisis de nitrógeno total (N) y fosforo total (P). Para el análisis de fosforo total fue utilizado el método de doble digestión acida seguido de determinación con el método de ácido ascórbico (Golterman, 2004). Las concentraciones de P fueron medidas en un espectrofotómetro Beckman DU-7, a 882 nm. Otro método de doble digestión según Golterman, (2004) también fue utilizado para determinar los niveles de nitrógeno total en los excrementos; y la concentración de N fue medida en el mismo espectrofotómetro pero a 224 nm. Para ambos análisis, N digerido a nitrato y P, se realizó un blanco con agua Mili-Q para comprobar la falta de contaminación de la muestra.

Análisis estadísticos

El protocolo utilizado para estimar el número de excrementos de grullas comunes fue similar al modo de operar con las poblaciones en superficies en las que las estimas se realizan a partir de muestras que representan una fracción del ambiente evaluado (Buckland, 2006; Buckland *et al.*, 2015).

Para estimar el número total de grullas comunes que pernoctan en Manjavacas durante la temporada invernal se ha ajustado una función cuadrática al número de grullas censadas en 10 censos distribuidos a lo largo de la invernada, en función de la fecha de censo. Considerando la fecha de llegada y de partida la permanencia en

Manjavacas duró 142 días. Se ha considerado un valor de 0 antes de la llegada de las grullas comunes. A las fechas de los censos se les asignó valores numéricos entre 1 (21 de octubre 2017) y 142 (11 de marzo 2018). Este modo de operar es clásico para determinar la variación en el tamaño de la puesta en aves (Crick *et al.*, 1993; Gil-Delgado *et al.*, 2005).

El número de grullas totales (NGT) que duermen en la laguna se obtiene a partir del sumatorio del número de grullas comunes diarios que descansan en Manjavacas estimados a partir de la curva cuadrática ajustada.

Peso de los excrementos

Para evaluar los pesos de los excrementos se utilizaron los valores de los 136 muestra de excrementos. También calculamos el intervalo de confianza con el 95% de seguridad, debido a la gran diferencia de valores entre los pesos de los excrementos. La estima del peso de los excrementos aportados por las grullas comunes en el periodo invernal se ha calculado multiplicando el número total de grullas comunes en los 142 días por el peso medio de los excrementos que deposita en promedio una grulla en una noche.

Determinación de tasa de excreción

La cantidad de excrementos aportados por noche fue calculada a partir del número medio de excrementos por parcela. Este valor dividido por la superficie de una parcela ($S = 200 \text{ m}^2$) nos da el valor estimado del número de excrementos depositado por m^2 . A partir de esta estima podemos calcular el número total de excrementos en la superficie del dormitorio (25 -33 ha). Multiplicando este número de excrementos por su peso medio estimamos el peso seco de excrementos aportados al dormitorio por noche.

Para estimar el peso de los excrementos producidos en promedio por una grulla común en una noche se dividió el peso del aporte total entre el número de grullas comunes del censo de cada fecha, es decir, el número de grullas comunes que pernoctaron en la noche previa a la recolección de las muestras. A este nuevo valor lo hemos denominado $Tasa_{ex}$.

En comparación a la tasa diaria de excreción nocturna de las grullas comunes hicimos otra estima a partir de heces diarias por noche de grullas coronadas sudafricanas (*Balearica regulorum*) y realizado en las instalaciones de BioPark (Parque zoológico de la Ciudad de Valencia). El peso por noche y por grulla varió entre 0,33 y 4,86 g de peso seco (media: 2,4; CI 95%: 1,5- 3,3; n = 12). El protocolo fue similar pues las jaulas se limpiaban a última y primera hora para que fueran 12 horas de exposición. Conociendo el peso de cada excremento por grulla y noche es posible estimar la biomasa perteneciente a los excrementos multiplicando sencillamente el peso excretado por una grulla y noche y el número total de grullas comunes.

Determinación del nitrógeno y el fosforo

La carga de nutrientes ($Carga_{nutri}$) de nitrógeno(N) y fosforo (P) aportada en el periodo invernal se calculó multiplicando el número total de grullas comunes durante la invernada por el peso medio de excrementos producido por grulla y noche ($Tasa_{ex}$) y la concentración media del elemento correspondiente (N o P).

$$Carga_{nutri} = NGT \times Tasa_{ex} \times Valor \text{ medio de N o P}$$

Para cuantificar la importancia del aporte de nutrientes por excremento de grullas comunes a la laguna de Manjavacas en relación al aporte de las aguas residuales depuradas procedentes de la depuradora del municipio de Mota del Cuervo se utilizaron valores del volumen de desagüe y concentraciones de nitrógeno y fosforo en el caudal según García-Ferrer (2001).

Los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Past (Hammer *et al.*, 2000).

Resultados

Uso del dormidero por las grullas

Los once censos distribuidos en el período invernal de 2017-2018 mostraron variaciones entre 0 y 1587 individuos. La variación invernal muestra un buen ajuste al modelo cuadrático ($Y_{\text{número de grullas}} = 0,29 X_{\text{fecha}}^2 + 42,4 X_{\text{fecha}} - 59,56$; $R^2 = 0,78$; $F = 14,19$, $p = 0,0023$). Esta variación muestra un incremento paulatino del número de

grullas comunes que usan el dormidero según van llegando los individuos invernantes para a continuación declinar cuando las grullas comunes abandonan Manjavacas (Figura 8.2).

El número de grullas comunes descansando diariamente puede extraerse de la curva cuadrática que ofrece una estima teórica de 142.661 individuos acumulados durante los 142 días del período invernal, que corresponde a una estima del número total de pernoctaciones realizadas por todas las grullas comunes que han usado el dormidero durante la invernada de 2017-18.

Producción de excrementos por las grullas

La distribución de los pesos de los 136 excrementos analizados fue asimétrica, con un rango de variación de 0,35 a 8,35 g en peso seco, pero pocos valores tuvieron valores por encima de 3 g (Figura 8.3). El peso medio por excremento fue de 1,71 g (IC 95%: 1,49 - 1,91 g; SE = 0,11).

El número de excrementos por muestra de 200 m² varió de 0 a 13 (media = 1,19; s.d.= 2,10; N = 90). La moda estuvo compuesta por muestras que contenían 1 excremento/200 m² (Figura 8.4). Esta estima nos muestra que considerando el valor medio de 59,5 excrementos por ha, en las 25- 33 ha que ocupa el dormidero se depositan en una noche entre 1487 – 1964 excrementos, una cifra muy aproximada a las 1587 grullas comunes censadas en la noche anterior a la que se estimaron los excrementos. Con el peso medio considerado por excremento podemos obtener una estima de 2.543 – 3.358 g/día. Dividiendo estas cifras entre el número de grullas obtenemos una *Tasa_{ex}* de 1,6 - 2,1 g/grulla-noche. Esta tasa puede expresarse (considerando el peso medio de un excremento = 1,71 g) como 0,90 - 1,2 excrementos nocturnos por grulla común. Durante el período invernal se depositarían en la laguna 219.5 - 292.7 kg de excrementos en peso seco.

Concentración de N y P

El siguiente paso es determinar la cantidad de nitrógeno y fosforo que ingresa en el dormidero por los excrementos las grullas comunes. Los excrementos de la grulla común contienen un promedio de fosforo de 3,07 mg/g de peso seco (SD = 1,59; rango: 1,44 – 7,88 mg/g; n= 31). En el caso del nitrógeno la concentración media fue 15,17 mg/g de peso seco (SD = 6,06; rango: 2,10- 25,87 mg/g; n = 31). Ambos valores presentan una correlación significativa (r = 0,38; p= 0,033). En total, considerando el

aporte de excrementos calculados previamente para la invernada las concentraciones medias para N y P nos determinan un aporte de 3,7 Kg de nitrógeno y de 0,75 Kg de fosforo.

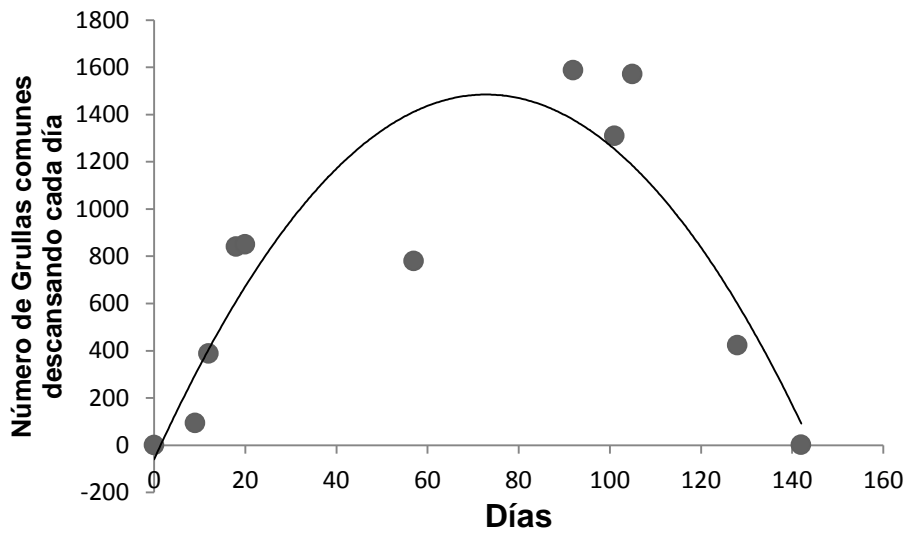


Figura 8.2. Tendencia del número de grullas comunes que utilizan el dormitorio en Manjavacas (línea), estimada a partir de 11 censos (círculos) realizados durante la invernada de 2017-18. En día 0 se corresponde con el 20 de octubre. El día 12 es el 1 de noviembre; el 42 el 1 de diciembre y así sucesivamente.

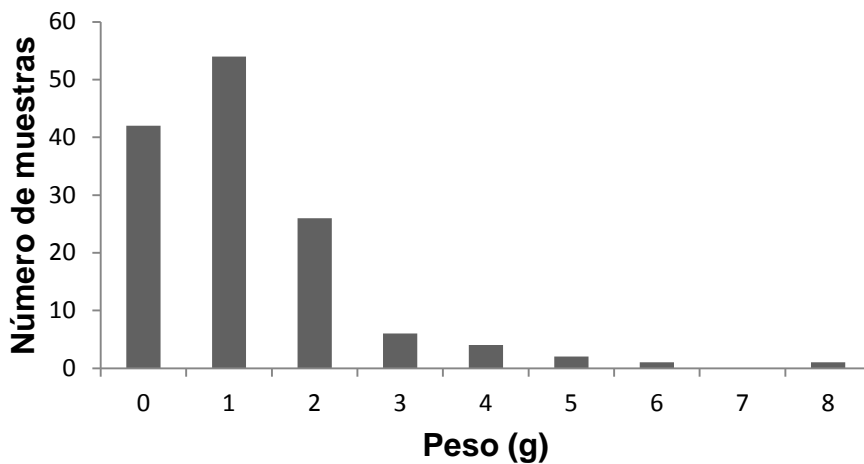


Figura 8.3. Histograma de la distribución del peso seco (g) de los excrementos.

En la laguna de Manjavacas desaguan 785.000 litros diarios de vertidos de aguas residuales depuradas que aportan diariamente 4,082 kg de nitrógeno y 0,235 kg de fosforo (García-Ferrer, 2001). Si el vertido opera diariamente durante el periodo de estancia de las grullas comunes (142 días) se verterían por el desagüe 579,6 kg de nitrógeno y 33,4 kg de fosforo. Esto supone que en esta laguna el aporte de las grullas comunes aportan 156,6 veces menos nitrógeno y 44,5 veces menos de fosforo a la cubeta.

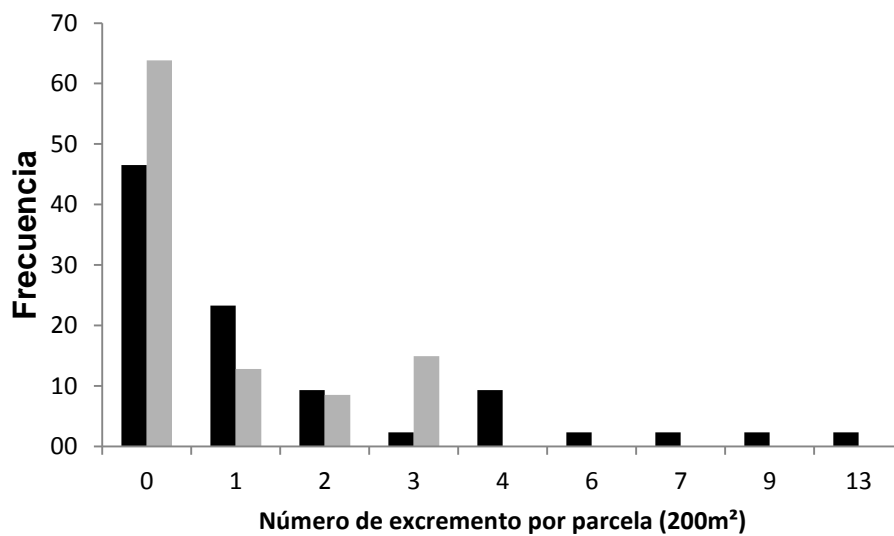


Figura 8.4. Histograma de distribución del número de excrementos por parcela. Columnas en negro (n = 43) 29 de enero de 2018, gris (n =47) 3 febrero de 2018.

Discusión

La región de Castilla-La Mancha acoge al 18% de las grullas comunes invernantes en España, que tienden a reunirse en dormideros situados en enclaves acuáticos. Como contrapartida el alimento lo buscan en ambientes terrestres, lo que genera un movimiento diario de ida y vuelta entre los lugares donde pernoctan y las superficies donde se alimenta (Prieta y del Moral, 2012). Nuestras observaciones concuerdan con el patrón descrito y dado que el alimento es ingerido en el exterior del dormidero, y defecan en este durante la noche, las grullas comunes contribuyen

mediante el aporte de nutrientes al enriquecimiento de las lagunas. Las aves pueden contribuir al flujo de nutrientes entre ambientes terrestres y acuáticos en ambas direcciones, pues pueden transportar de nutrientes desde el medio marino a las costas (Anderson y Polis, 1999; Otero *et al.*, 2018), pero también a la inversa como es el caso de las grullas comunes en Manjavacas (Portnoy, 1990; Post *et al.*, 1998; Unckless y Makarewicz, 2007; Hahn *et al.*, 2007, 2008). Además, al tratarse de una especie gregaria su impacto en el aporte de nutrientes puede de ser localmente más notorio (Johnson *et al.*, 2007).

Nuestros resultados sobre la concentración de nutrientes en los excrementos de las grullas comunes muestran un contenido mayor en nitrógeno (15.17mg / g de peso seco (p.s)) que en fosforo (3.07mg / g de p.s). En la comparación con otras especies se conoce que los excrementos del cisne chico (*Cygnus columbianus*), presentan una concentración media de nitrógeno de 50 mg por g p.s. de excremento; y en el caso del fosforo de 10 mg/g de p. s. de excremento (véase Somura *et al.*, 2014). Estos valores resultan superiores a las estimas medias encontradas en las grullas. No obstante, el fosforo muestra en el cisne chico una elevada variación (1-23 mg / g p.s. de excremento, Somura *et al.*, 2014), y que engloba a los valores que hemos encontrado para las grullas. Otras especies como la barnacla canadiense *Branta canadensis* muestra concentraciones de nitrógeno (2,1 mg/g p.s) y de fosforo (0,3 mg/g p.s) inferiores (Unckless y Makarewicz, 2007). Además, aves de menor tamaño que las grullas comunes, pero también omnívoras pueden presentar valores de nitrógeno y fosforo más elevados (Hahn *et al.*, 2007). Por otra parte en comparación con otras aves acuáticas la contribución de nutrientes en los excrementos de las grullas comunes es mucho menor. Por ejemplo, el pelicano pardo *Pelecanus thagus* muestra valores de 241,3 mg / g p.s. de nitrógeno y 20,9 mg / g p.s. de fosforo. Aunque no es el caso del pelicano pardo, hay especies predominantemente piscívoras que muestran mayores concentraciones de fosforo que de nitrógeno. Así, la garza real, *Ardea cinérea*, presenta 42,1 mg / g de nitrógeno mientras la concentración de fosforo resulta de 114,7 mg / g (Marion *et al.*, 1994), patrón que volvemos a encontrarlo en el cormorán grande *Phalacrocorax carbo* que muestra valores de 32,8 mg / g de nitrógeno y 143,2 mg / g de fosforo (Marion *et al.*, 1994). Aves de menor tamaño que las grullas comunes como la gaviota argétea *Larus argentatus* muestran intervalos de 12,5 - 29,6 mg / g de p.s, para el nitrógeno, mientras que su valores de fosforo se insertan en 15,3 – 23,3 mg / g p.s. (Hahn *et al.*, 2007). La mayor concentración de fosforo parece que se relaciona con el tipo de alimentación

(Hahn *et al.*, 2007, 2008). Probablemente porque las gaviotas tiene un espectro alimentario más amplio.

Las grullas comunes utilizan en la laguna superficies con poco agua, vegetación baja, o sencillamente descansan sobre superficies sedimentaria carentes de agua. De esta manera, la mayor parte del excremento se deposita en el sedimento. Durante el periodo invernal estimamos que las grullas comunes aportaron 3,7 Kg de nitrógeno y 0,75 Kg de fosforo en la laguna de Manjavacas. La importancia del aporte de estos nutrientes en la laguna vía excrementos se ve condicionada por el aporte de aguas residuales que recibe esta laguna. La cantidad de nitrógeno y fosforo introducido por la grulla común es relativamente baja en comparación a la entrada de agua residuales. Una vez que los vertidos procedentes de las aguas residuales resultan bastante más elevados (García-Ferrer, 2001).

En las lagunas que no reciben aguas residuales la importancia de las aves debe de incrementarse. En este caso la contribución de los aportes de nitrógeno y fosforo también aumentará con el número de grullas comunes que utilizan el dormidero. Por ejemplo, un caso sería el dormidero de la laguna del Hito entre 1990 y 2013 ha sido utilizada por un número variable de grullas comunes y que en los inviernos de 2003 - 2004 y 2010 - 2011 han superado los 7000 ejemplares (González y Layna, 2013), y que en el primer invierno señalado superaban los seis mil ejemplares durante diciembre y enero. Considerando solo estos dos meses y con la premisa de que nuestras estimas sobre el número de excrementos diarios por grulla común, el peso de cada excremento y el contenido de nitrógeno y fosforo son también correctos para la laguna del Hito, podemos estimar que para las 372000 grullas noches correspondientes a los dos meses se depositarían 632.120 gramos de excrementos. Esta cantidad generaría algo más de 1,94 kg de fosforo en ambos meses, y respecto al nitrógeno el aporte sería de algo menos de 10 kg. A falta de vertidos procedentes de aguas residuales el aporte derivado de los excrementos de las grullas adquiere una mayor importancia. Otras lagunas como las de Pajares y Salicor, también acogen anualmente un buen número de grullas y estas lagunas tampoco reciben vertidos.

El efecto de nutrientes derivados de nitrógeno procedente de los excrementos de los cormoranes grandes *Phalacrocorax carbo sinensis*, se puso de manifiesto por Gwiazda *et al.*, (2010), quienes observan un aumento en la comunidad de clorófitas debido al nitrógeno procedente de los excrementos de los cormoranes grandes. Por

consiguiente, parece que los nutrientes procedentes de los excrementos de las aves contribuyen en el mantenimiento de red trófica acuática.

La laguna de Manjavacas puede pasar largos períodos sin agua, particularmente en los años donde la carencia de lluvias predomina, siendo en el período estival cuando la carencia de agua en la laguna es la norma. Por consiguiente, en años donde la sequía predomina y la laguna se mantiene seca la mayor parte del año el aporte relativo de nutrientes procedentes de las grullas comunes incrementa su importancia. Con estas condiciones el aporte de vertidos se suspende. De hecho aquellas lagunas en las que se aportan vertidos estos se suspenden en verano para evitar inconvenientes en relación con la aparición del botulismo (Anza, 2014).

Nuestros resultados describen los niveles de nutrientes de los excrementos de las grullas comunes como una fuente secundaria de nutrientes en la laguna de Manjavacas, salvo en años de sequía sin aporte de vertido. De este modo, la grulla común es un buen ejemplo del transporte de nutrientes entre las superficies que rodean las lagunas, en Manjavacas dedicadas a la agricultura, y en las que se alimentan las grullas comunes para concentrarse a dormir en la laguna, indistintamente si están con agua o sin ella. En consecuencia, esta especie es un buen modelo de entrada de nutrientes principalmente fosforo y nitrógeno en los sistemas acuáticos.

Capítulo 9

Discusión general

Como ya mencionamos en la introducción el presente estudio permite seguir un proceso que comienza con la búsqueda del alimento, continua con la ingestión y termina con la excreción, con la particularidad de que la búsqueda y la captura se realiza en el ambiente terrestre y la excreción en el medio acuático. El proceso comunica ambos ambientes (Hahn *et al.*, 2007; 2008). Mediante el proceso de excreción se liberan nutrientes en las cuencas lagunares y deben de ayudar en el mantenimiento de los ecosistemas acuáticos.

Las tres especies que hemos estudiado muestran un patrón similar aunque en distintos períodos anuales. No obstante, una de ellas la gaviota reidora coexiste con ambas especies pues está presente durante todo el año (Gosálvez *et al.*, 2012). En cualquier caso las tres especies coinciden en un patrón: buscan el alimento en áreas externas a la laguna y durante el descanso o mientras permanecen en las cercanías del nido devuelven excrementos o egagrópilas a las lagunas. Este relato comienza con la búsqueda del alimento.

Selección de hábitat.

En el ámbito de la selección de hábitat nuestros resultados muestran que tanto la grulla común como la pagaza piconegra tienen preferencia por buscar su alimento en espacios abiertos eligiendo las áreas dedicadas al cultivo de los cereales, también cuando las tierras estén en barbecho. Al mismo tiempo estas dos especies evitaron los viñedos, en especial aquellos viñedos que han sido sustituidos por cultivos en espaldera y que están sustituyendo a los viñedos tradicionales (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015). En concordancia con otros estudios (García *et al.*, 2006; Benítez-López *et al.*, 2017), el incremento de las superficies dedicadas al cultivo de cepas utilizando el método conocido como espaldera no es beneficioso para estas especies de aves. Ambas especies evitan los espacios arbolados que en el caso de la pagaza piconegra debe de ser una consecuencia de los impedimentos que árboles y arbustos tienen sobre su comportamiento de caza (véase Cramp, 1985). En el caso de la grulla común en otras regiones utiliza superficies arboladas abiertas como es el caso de las dehesas extremeñas y andaluzas (Díaz *et al.*, 1996; Avilés *et al.*, 2002). El uso de estas está relacionado con el consumo de bellotas (Soriguer y Herrera, 1978; Avilés *et al.*, 2002). Indirectamente,

pero considerando las principales presas con los que los padres alimentan a sus pollos, ortópteros y coleópteros, la gaviota reidora probablemente utiliza los mismos espacios.

Entre las variables que presentan efecto negativo con relación a la selección de hábitat están las carreteras y los pueblos. La pagaza piconegra y la grulla común evitan las cercanías de los pueblos. Aunque los cultivos como los barbechos y los campos de cereales llegan a la frontera de las ciudades, la mayoría están próximos de otros cultivos que no son tan atractivos para ambas especies. Este rechazo a las inmediaciones de los pueblos parece indicar que ambas especies son sensibles a la presencia humana. El efecto de las carreteras son múltiples e interfiere en la abundancia de aves (Trombulak *et al.*, 2000; Benítez-López *et al.*, 2010). Sobre el efecto de las distancias con las carreteras hay diferencias entre las especies en estudio. En nuestra área de estudio las carreteras son evitadas por la pagaza piconegra pero no presenta un efecto negativo en las grullas comunes. Uno de los factores por el cual las pagazas piconegras evitan las carreteras pudiera estar ligada a la menor disponibilidad de presas en las proximidades de las carreteras. Al contrario, las carreteras parecen no afectar grullas comunes, debido a la disponibilidad de los hábitats preferidos en las proximidades de las carreteras. Aunque no lo hemos medido la baja intensidad del tráfico en nuestra área de estudio puede ayudar a la carencia de un efecto negativo en las grullas comunes.

Dieta

Entre las especies estudiadas dos de ellas utilizan en exclusividad alimento de origen animal. Estas especies son la gaviota reidora y la pagaza piconegra estudiadas ambas durante la temporada reproductora, y la dieta se circunscribe a la dada a los pollos. En la grulla común, la dieta es predominantemente herbívora aunque sin desdeñar presas de origen animal. La pagaza piconegra a pesar de ser una especie generalista (Cramp, 1985), a nivel local actúa como especialista según evidencian los diferentes estudios que sobre su alimentación se han realizado durante la temporada reproductora (Costa, 1984; Fasola *et al.*, 1989; Dies *et al.*, 2005). Esta especialización también se aprecia en los estudios realizados en las áreas de invernada (Stienen *et al.*, 2008).

La gaviota reidora parece tener un comportamiento más oportunista (Cramp, 1985). Ambas especies tienen una dieta donde predominan los ortópteros y los coleópteros, esto puede sugerir una superposición de nicho trófico. A pesar de que

ambas especies presentan una dieta conectada a ambientes acuáticos (Fasola *et al.*, 1989), en nuestra área de estudio sus dietas parecen conseguidas estrictamente en medios terrestres. Esto puede tener relación con una escasez de presas pertenecientes al medio acuático en las lagunas del estudio. Por otra parte la gaviota reidora presenta una mayor adaptación a ambientes antrópicos, pues aparecen como recurso secundario restos alimentarios encontrados en los basureros. La grulla común presenta una dieta predominantemente herbívora, aunque los artrópodos sean una fuente importante de alimento. La menor abundancia de artrópodos durante el invierno puede explicar su menor presencia. Las tres especies en estudio son vinculadas a los ambientes acuáticos para criar o descansar, mientras que sus dietas son adquiridas en ambientes terrestres.

Aporte de nutrientes

Algunas aves son responsables de ingresar nutrientes entre los ambientes acuáticos y terrestres debido al proceso de alimentarse fuera de las lagunas y descansar o reproducirse en ellas (Hahn *et al.*, 2008). La entrada de nutrientes en los ecosistemas acuáticos por las aves se da por medio de sus excrementos. Este aporte de nutrientes está relacionado con la cantidad de aves que utilizan las zonas húmedas. En este aspecto el ave estudiada fue la grulla común, debido al gran número de individuos en sus bandos y por ser un ave de porte grande. Los valores de nitrógeno y fosforo encontrados en los excrementos de grullas comunes se diferencian de otras aves (Somura *et al.*, 2014; Hahn *et al.*, 2007). Esta diferencia entre los valores de los nutrientes de los excrementos tiene relación con la especie de ave y su dieta (Hahn *et al.*, 2007, 2008). Otro aspecto es la contribución natural de nitrógeno y fosforo por excrementos de aves y el aporte de estos nutrientes por agua residuales en las lagunas en aquellas lagunas en los que hay vertidos (Gonçalves *et al.*, 2016). Visto que los vertidos aportan más nutrientes que las aves, los nutrientes procedentes de las grullas comunes deben de tener una influencia mayor en aquellas lagunas sin vertidos.

Conservación

Para concluir cabe destacar que las aves estudiadas tienden a utilizar las mismas zonas húmedas año tras año. Teniendo en cuenta la influencia de la agricultura sobre las zonas húmedas, hay una tendencia a producir alteraciones que están relacionados con la

intensificación de la agricultura (Martínez-Santos *et al.*, 2008). En la actualidad este efecto se magnifica por la sustitución de los cultivos de viña tradicionales por los de cultivos en espaldera (Ruiz-Pulpón, 2013, 2015). Además la intensificación agrícola y la desaparición de las zonas húmedas constituyen factores de riesgo para la pagaza piconegra y las grullas comunes, debido a la pérdida del hábitat (Del Hoyo *et al.*, 1996; Franco *et al.*, 2000). Parte del riesgo de la pérdida de las lagunas están ligados a la sobreexplotación de los acuíferos de manera que hay lagunas que solo se rellenan cuando hay años extremadamente húmedos. La laguna de Retamar en Pedro Muñoz es un ejemplo. Solo tiene aves excepcionalmente (Velasco, 2004), y en los últimos años solo se relleno durante 2010-2012, y en la actualidad los viñedos van ocupando la cuenca. Otro factor es que el cambio por cultivos más rentables como las viñas en espaldera produce una disminución de los cultivos cerealistas que puede ocasionar una baja en algunas poblaciones de aves, como ya ocurrió en España con las gangas (Martínez *et al.*, 1998).

Capítulo 10

Conclusiones

1. La selección de hábitat de la pagaza piconegra y de la grulla común muestra una preferencia por hábitats abiertos preferentemente los dedicados a los cultivos de cereales.
2. Ambas especies evitan espacios cubiertos por viñas, sean estos acordes con el tipo de cultivo tradicional o en espaldera.
3. La pagaza piconegra tiende a evitar pueblos y carreteras. La grulla común también evita los pueblos, pero es indiferente con las carreteras.
4. La pagaza piconegra y la gaviota reidora alimentan a los pollos con insectos en los que predominan los coleópteros y los ortópteros. En la grulla común predomina el alimento de origen vegetal.
5. Entre la materia vegetal las grullas comunes utilizan tallos y hojas de gramíneas. Entre las semillas aparecen aquellas pertenecientes a plantas que residen en o en los alrededores de las lagunas.
6. Los pollos de la pagaza piconegra fueran alimentados principalmente por ortópteros y coleópteros. En el área circunmediterránea las similitudes en el alimento de los pollos depende del ambiente de residencia, o de las especies presas más abundantes, y la consecuencia es unos resultados que destacan por la mayor similitud de la dieta entre áreas más distantes.
7. Los pollos de la gaviota reidora fueran alimentados principalmente por ortópteros, coleópteros y basura. El estudio mediante isotopos estables mezclados con análisis de regurgitados presentó una visión más completa de la composición de la dieta de gaviota reidora. El uso de los análisis de isotopos estables es una importante herramienta en la detección de basura en la dieta de esta especie.
8. La entrada de nutrientes principalmente fosforo y nitrógeno en los ecosistemas acuáticos fue evaluada por medio de los excrementos de grullas comunes. Los excrementos de grullas comunes presentan cantidades de nitrógeno superiores a de fosforo.
9. El aporte nutriente de los excrementos por grullas comunes puede contribuir de forma diferente en las lagunas con o sin aporte de aguas residuales. Una vez que las aguas residuales vertidas presentan concentraciones más elevadas de nitrógeno y fosforo que los excrementos de grulla común. Los excrementos son fuentes secundarias de nutriente para laguna con vertidos.

10. Es importante descartar que las aves en las que se centra este estudio utilizan la misma laguna durante varios años. La intensificación agrícola y la desaparición de las zonas húmedas son factores que puede ocasionar el declive de las poblaciones de aves que utilizan estos ambientes.

Capítulo 11

Referencias

- Aarts, G., Fieberg, J., Brauseur, S. y Matthiopoulos, J. 2013. Quantifying the effect of habitat availability on species distributions. *Journal of Animal Ecology*. 82: 1135-1145.
- Abdennadher, A., Ramírez, F., Romdhane, M. S., Jover, L. y Sanpera C. 2014. Using a Three-Isotope bayesian mixing model to assess the contribution of refuse dumps in the diet of Yellow-Legged Gull *Larus michahellis*. *Ardeola*. 61: 297-309.
- Abia, J. C. de y Cortina, M. L. 2000. La Mancha Húmeda. Explotación intensiva de las aguas subterráneas en la Cuenca alta del río Guadiana. Fundación Marcelino Botín. Madrid.
- AEMet, Agência Estatal de Meteorologia. 2016. Available via DIALOG. <http://www.aemet.es/>.
- Allaway, W. G. y Ashfordz, A. E. 1984. Nutrient input by seabirds to the forest on a coral island of the Great Barrier. *Marine Ecology Progress Series*, 19: 297-298.
- Alonso, J. A., Alonso, J. C. y Veiga, J. 1984. Winter feeding of the crane in cereal farmland at Gallocanta Spain. *Wildfowl*, 35: 119-131.
- Alonso, A., Alonso, J. C. y Veiga, J. P. 1985. The influence of moonlight on the timing of roosting flights in Common Cranes *Grus grus*. *Ornis Scand*, 16: 314-318.
- Alonso, J. C. y Alonso, J. A. 1992. Daily activity and intake rate patterns of wintering common cranes *Grus grus*. *Ardea*, 80:343-351.
- Alonso, J. C., Alonso, J. A., Bautista, L. M. y Muñoz-Pulido, R. 1995. Patch use in cranes: a field test of optimal foraging predictions. *Animal Behaviour*, 49: 1367-1379.
- Alonso, J. C., Bautista, L. M. y Alonso, J. A. 2004. Family-based territoriality vs flocking in wintering common cranes *Grus grus*. *Journal of Avian Biology*, 35: 434-444.
- Alonso, J. A., Alonso, J. C. y N. G. 2008. Migration and wintering patterns of a central European population of Common Cranes *Grus grus*: Capsule German breeding birds wintered mainly in southwest Spain and some in France., *Bird Study*, 55(1): 1-7.
- Andersson, M., Götmark, F. y Wiklund, C.G., 1981. Food information in the Black-Headed Gull, *Larus ridibundus*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 9: 199-202.

- Anderson, M. 2005. PERMANOVA: a fort ran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Auckland, Department of Statistics, University of Auckland, 24 p.
- Anderson, W. B. y Poly, G. A. 1999. Nutrient fluxes from water to land: seabirds affect plant nutriente status on Gulf od California islands. *Oecologia*, 118: 324-332.
- Anza, I. G. 2014. *Epidemiología del botulismo aviar en el Parque Natural de las Tablas de Daimiel y otros humedales de Castilla La Mancha*. Tesis doctoral, IREC/Departamento de técnica agroforestal y genética. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Aourir, M., Radi, M. y Znari, M., 2013. Foraging habitat and diet of Gull-billed Tern, *Gelochelidon nilotica*, during the nesting period in Sebkhha Zima, West-central Morocco. *Ecologia mediterrânea*, 39: 31-38.
- Arizaga, J., Galarza, A., Herrero, A., Hidalgo, J. y Aldalur, A. 2009. Gaviota Patiamarilla *Larus michahellis lusitanicus* em el País Vasco: três décadas de estúdio. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 25: 32-42.
- Atkinson, P. W., Fuller, R. J., Vickery, J. A., Conway, G. J., Tallowin, J. R. B., Smith, R. E., Hayson, K. A., Ings, T. C., Asteraki, E. J. y Brown, V. K. 2005. Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied Ecology*, 42: 932-942.
- Avilés, J. M., Sánchez, J. M. y Parejo, D. 2002. Food selection of wintering common cranes (*Grus grus*) in holm oak (*Quercus ilex*) dehesas in south-west Spain in a rainy season. *J. Zoological Society of London*, 256: 71-79.
- Avilés, J. M. 2004. Common cranes *Grus grus* and habitat management in holm oak dehesas of Spain . *Biodiversity and Conservation*, 13 (11): 2015-2025.
- Avilés, J. M. y Bednekoff, P. A. 2007. How do vigilance and feeding by common cranes *Grus grus* depend on age. habitat and flock size? *Journal of Avian Biology*, 38: 690-697.
- Barati, A., Etezadifar, F. y Esfandabad, B. S., 2012. Nest-site and hatching success at a mixed-species colony of Black-wingerd Stilts *Himantopus himantopus* and Gull-billed Tern *Gelochelidon nilotica*. *Avian Biology Research*, 5: 142-146.
- Barrett, R. T., Camphuysen, C. J., Anker-Nilssen, T., Chardine, J. W., Furness, R. W., Garthe, S., Hüppop, O., Leopold, M. F., Montevecchi, W. A., y Veit, R. R. 2007. Diet studies of seabirds: a review and recommendations. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1675–1691.

- Bautista, L. M., Alonso, J. y Alonso, J. A. 1992. A 20-year study of wintering Common Cranes fluctuations using time series analysis. *The Journal of wildlife Management*, 56(3): 563-572.
- Bautista, L. M., Alonso, J. C. y Alonso, J. A. 1995. A field test of ideal free distribution in flockfeeding common cranes. *Journal Animal Ecology*, 64: 747-757.
- Bautista, L. M., Alonso, J. C. y Alonso, J. A. 1998. Foraging site displacement in common crane flocks. *Animal Behaviour*, 56: 1237-1243.
- Bautista, L. M., 2014. Grulla común – *Grus grus*. In: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles. [Salvador, A., Morales, M.B. (Ed.)]. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Available via DIALOG <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Bearhop, S., Thompson, D. R., Waldron, S., Russell, I. C., Alexander, G. y Furness, R. W., 1999. Stable isotopes indicate the extent of freshwater feeding by cormorants *Phalacrocorax carbo* shot at inland fisheries in England. *Journal of Applied Ecology*, 36: 75-84.
- Bearhop, S., Thompson, D. R., Phillips, R. A., Waldron, S., Hamer, K. C., Gray, C. M., Votier, S. C., Ross, B. P. y Furness, R. W., 2001. Annual variation in great skua diets: the importance of commercial fisheries and predation on seabirds revealed by combining dietary analyses. *Condor*, 103: 802-809.
- Bearhop, S., Waldron, S., Votier, S. C. y Furness, R. W., 2002. Factors that influence assimilation rates and fractionation of nitrogen and carbon stable isotopes in avian blood and feathers. *Physiological and Biochemical Zoology*, 75: 451-458.
- Benítez-López, A., Alkemade, R. y Verweij P.A., 2010. The impacts of roads and other infrastructure on mammal and birds populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*, 143: 1307-1316.
- Benítez-López, A., Viñuela, J., Mougeot, F. y García, J.T., 2017. A multi-scale approach for identifying conservation needs of two threatened sympatric steppe birds. *Biodiversity and Conservation*, 26: 63-83.
- Bergstrom, B. J. y Smith, M. T., 2017. Bats as predominant food items of nesting Barred Owls. *Southeastern Naturalist*, 16: N1-N4.
- Beyer, H. L., Haydon, D. T., Morales, J. M., Frair, J. L., Hebblewhite, M., Mitchell, M. y Matthiopoulos, J. 2010. The interpretation of habitat preference metric under use-availability designs. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 365: 2245-2254.

- Birkhofer, K., FlieBbach, A., Wise, D. H. y Scheu, S. 2011. Arthropod food webs in organic and conventional wheat farming systems of an agricultural long-term experiment: a stable isotope approach. *Agricultural and Forest Entomology*, 13: 197-204.
- Block, W. M. y Brennan, L. A., 1993. The habitat concept in ornithology: Theory and applications. *Current Ornithology*, 11: 35-91.
- Bogliani, G., Fasola, M., Canova, L. y Saino, N. 1990. Food and foraging rhythm of a specialized Gull-billed Tern population *Gelochelidon nilotica*. *Ethology. Ecology and Evolution* 2:175-182.
- Bond, A. L. y Hobson, K. A., 2012. Reporting stable-isotope ratios in ecology: recommended terminology, guidelines and best practices. *Waterbirds*. 35: 324–331.
- Boronat, L., Miracle, M. R. y Armengol, X. 2001. Cladoceran assemblages in a mineralization gradient. *Hydrobiologia*, 442: 75-88.
- Boros, E., Forró, L., Grere, G., Kiss, O., Vörös, C. y Andrikovics, S. 2008. The role of aquatic birds in the regulation of trophic relationships of continental soda pans in Hungary. *Acta zoologica academiae scientiarum Hungaricae*, 54: 189-206.
- Bugoni, L. y Vooren, C. M. 2004. Feeding ecology of the common tern *Sterna hirundo* in a wintering area in southern Brazil. *Ibis*, 146: 438-453.
- Buckland, S. T. 2006. Point transects surveys for songbirds: robust methodologies. *Auk*, 123: 345-357.
- Buckland, T. S., Rextad, E. A., Marques, T. A. y Oedekoven, C. S. 2015. *Distance Sampling: Methods and Applications*. Methods in Statistical Ecology. Springer.
- Calcagno, V., 2013. Glmulti: Model Selection and multimodel inference made easy (Version R package version 1.0.7).
- Calenge, C., 2006. The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516-519.
- Calladine, J. R., Park, K. J, Thompson, K. y Wernham, C. V., 2006. Review of Urban Gulls and their Management in Scotland. *Scottish Executive*.
- Cantos, F. J. y Asensio, B. 1990. Evolucion de la invernada de gaviota reidora (*Larus ridibundus*) en Madrid. *Ardeola*, 37: 305-308.
- Cantos, F. J., 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

- Caron-Beaudoin, É., Gentes, M. L., Patenaude-Monette, M., Hélie, J. F. y Verreault, J., 2013. Combined usage of stable isotopes and GPS-based telemetry to understand the feeding ecology of an omnivorous bird, the Ring-billed Gull (*Larus delawarensis*). *Can. Journal Zoology*, 91: 689-697.
- Castillo-Escrivà, A., Valls, L., Rochera, C., Camacho, A. y Mesquita-Joanes, F. 2016. Spatial and environmental analysis of an ostracod metacommunity from endorheic lakes. *Aquatic Science*, 78: 707-716.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63: 215–244.
- Chace, J. F. y Walsh, J. J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Chaline, J., Baudvin, H., Jammot, D. y Saint, Girons, M. C. 1974 *Les proies des rapaces*. Doinéditeurs, Paris.
- Cirujano, S. Medina, L., Chirino, M. 2002. Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha – CSIC. Toledo.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Burnce, R. G. H., Duckworth, J. C. y Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37: 771-788.
- Cherel, Y., Hobson, K. A. y Hassani, S. 2005. Isotopic discrimination between food and blood and feathers of Captive Penguins: implications for dietary studies in the wild. *Physiological and Biochemical Zoology*, 78: 106-115.
- Cherel, Y., Hobson, K. A., Guinet, C. y Vanpe, C. 2007. Stable isotopes document seasonal changes in trophic niches and winter foraging individual specialization in diving predators from the Southern Ocean. *Journal of Animal Ecology*, 76: 826-836.
- Cirujano, S. 1982. Aportaciones a la flora de los saladares castellanos. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 39(1): 167-173.
- Cirujano, S. 1995. Flora y vegetación de las lagunas y humedales de la provincial de Cuenca. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*. 53(2): 289.
- Cirujano, S., Medina, L. y Chirino, M. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha –CSIC, Toledo.

- Cirujano, B. S. y Cobelas, A. M. 2011. *Aguazales, lagunas y marjales de La Mancha*. Consorcio Alto Guadiana, Alcázar de San Juan.
- Cirujano, B. S., Meco, M. A., García, M. P. y Chirino, A. M. 2014. *Flora acuática española. Hidrófitos vasculares*. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Cody, M. L. 1981. Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience*, 30(2): 107-113.
- Corbacho, C., Sánchez, J. M. y Villegas, M. A. 2009. *Pagazas, charranes y fumareles en España. Población reproductora en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Cordero, P. J. y Llorente, V. 2008. New data on the “Silver-bell Cricket” (Orthoptera Gryllidae), a forgotten and overlooked cricket subject to a high risk of extinction in western Europe. *Graellsia*, 64(2): 171-180.
- Costa, L. 1984. Alimentación de la pagaza piconegra (*Gelochelidonnilotica*) en las marismas del Guadalquivir. Doñana. *Acta Vertebrata*, 11 (2): 185-195.
- Costa, L. 1986. Alimentación de la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) en las marismas del Guadalquivir Doñana. *Acta Vertebrata*, 11: 185-195.
- Costa, L. 1985. La reproducción de la Gaviota Picofina (*Larus genei*) en las Marismas del Guadalquivir (Sur de España). *Ardeola*, 32: 115-119
- Cramp, S., 1985. *Birds of Europe the Middle East and North Africa* vol IV. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp, S. 1985. *The Birds of the Western Palearctic* Volume IV. Oxford University Press. New York.
- Crick, H, Q, P., Gibbons, D. W. y Magrath, R. D. 1993. Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62: 263-273.
- Cuendet, G. 1983. Predation on earthworms by the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.). In: *Earthworm Ecology* [J. E. Satchell Ed.]. Chapman and Hall Ltd.
- Curtis, D. J., Galbraith, C. G., Smyth, J. C. y Thompson, D. B. A. 1985. Seasonal variations in prey selection by estuarine black-headed gulls (*Larus ridibundus*). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21: 75-89.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. y Sargatal, J. 1996. *Handbook of the Birds of the World vol 3: Hoatzin to Auks*. Lynx Ediciones, Barcelona.
- De Nirot, M. J. y Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica el Cosmochimica Acta*, 45: 341-351.

- Diario del Campo. 2017. Alarma generalizada en Aragón por los daños en cultivos causados por la fauna silvestre. In Diario del campo. Available via DIALOG <http://www.diariodelcampo.com/detallepost.asp?id=275541&idcat=3>
- Díaz, M., González, E., Muñoz-Pulido, R. y Naveso, M. A. 1996. Habitat selection patterns of Common Cranes *Grus grus* wintering in Holm oak *Quercus ilex* dehesas in of central Spain: effects of human management. *Biological Conservation*, 75: 119-123.
- Dies, J. I., Marín, J. y Pérez, C., 2005. Diet of Nesting Gull-billed Terns in Eastern Spain. *Waterbirds*, 28: 106-109.
- Dirección General del Medio Natural. 2016. ENP Reserva Natural. Available via DIALOG. <http://areasprotegidas.castillalamancha.es/rap/espacios-naturales-protegidos/enp-reserva-natural>.
- Donald, P. F., Collar, N. J., Marsden, S. J. y Pain, D. J. 2010. *Facing Extinction. The World's rarest birds and the race to save them*. T&AD Poyser, London.
- Duffy, D. C. y Jackson, S. 1986. Diet studies of seabirds: a review of methods. *Waterbirds*, 9: 1-17.
- Errington, P. L. 1930. The pellet analysis method of raptor food habitats study. *The Condor*, 32: 292-296.
- Erwin, R. M., Eyler, T. B., Hatfield, J. S. y McGary, S. 1998. Diets of nestling Gull-billed-terns in Coastal Virginia. *Waterbirds*, 21: 323-327.
- Espino, F., Tuya, F., Brito, A. y Haroun, R. 2011. Variabilidad espacial en estructura de la ictiofauna asociada a praderas de *Cymodocea nodosa* en las Islas Canarias, Atlántico nororiental subtropical. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 46(3): 391-403.
- Evans, P. R. 1976. Energy balance and optimal foraging strategies in shorebirds: some implications for their distributions and movements in the non-breeding season. *Ardeola*, 64(1): 117-139.
- Fasola, M., Bogliani, G., Saino, N. y Canova, L. 1989. Foraging, feeding and time-activity niches of eight species of breeding seabirds in the coastal wetlands of the Adriatic Sea. *Bollittino di Zoologia*, 56: 61-72.
- Fasola, M. y Bogliani, G. 1990. Ranges of an Assemblage of Mediterranean Seabirds. *Colonial Waterbirds*, 13: 72-74.

- Ferrer, I. G. 2001. *Hidroquímica y estudio del estadio trófico de las lagunas endorreicas manchegas de la cuenca del Záncara* Tesis doctoral, Facultat de Ciències Biològiques. Universidad de Valencia.
- Figuerola, J. y Green, A. J. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, 47: 483-494.
- Florín, M. y Montes, C. 1998. Fluctuations of hydrochemical equilibrium in temporary saline lagunas with different primary producer communities. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 26: 1387-1391.
- Florín, M. y Montes, C. 1999. Functional analysis and restoration of Mediterranean lagunas in the Mancha Húmeda Biosphere Reserve (Central Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 9: 97-109.
- Franco, A. M. A., Brito, J. C. y Almeida, J. 2000. Modelling habitat selection of Common Cranes *Grus grus* wintering in Portugal using multiple logistic regression. *Ibis*, 142: 351-358.
- Frederick, P. C. 2002. Wading birds in the marine environment. In E. A. Schreiber e J. Burger (Eds.). *Biology of marine birds*. Boca Raton, CRC Press. p. 618-655.
- Freeland J. R., Romualdi C. y Okamura B. 2000. Gene flow and genetic diversity: a comparison of freshwater bryozoan populations in Europe and North America. *Heredity*, 85: 498–508.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. Springer.
- Fundacion Global Nature. 2017. Humedales de La Mancha. Available via DIALOG <http://www.humedalesdelamancha.es>.
- García, J. T., Morales, M. B., Martínez, J., Iglesias, L., De la Morena, E. G., Suárez, F. y Viñuela, J. 2006. Foraging activity and use of space by Lesser Kestrel *Falco naumanni* in relation to agrarian management in central Spain. *Bird Conservation International*, 16: 83-95.
- Garther, S., Schwemmer, P., Paiva, V. H., Coman, A-M., Fock, H. O., Christian, C. y Adler, S. 2016. Terrestrial and Marine foraging strategies of an opportunistic seabirds species breeding in the Wadden Sea. *PLoS ONE*. 11(8): e0159630.
- GIA, Grupo de Investigación del Agua. 2015. La Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda. Agua y Paisaje. Available via DIALOG www.humedalesibéricos.com.

- Gil-Delgado, J. A., Marco, E., Paredes, M. y Vives-Ferrándiz, C. 2005. Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: comparisons between breeding seasons and latitudes. *Ibis*, 147: 206-212.
- Golterman, H. 2004. The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments. In: German standard methods for the examination of water waste water and sludge. Kluwer. Academic Publishers. Dorsrecht. DIN 38402 C2 SAC 254 nm (1985) German Institute for Standardization.
- Gonçalves, M. S. S., Gil-Delgado, J. A., Gosálvez, R. U., López-Iborra, G. M., Ponz, A., y Velasco, A. 2016. Spatial synchrony of wader populations in inland lakes of the Iberian Peninsula. *Ecological Research*, 31: 947–956.
- González, J. L. y Layna, J. F. 2013. Propuesta de compatibilidad de la presencia de la Grulla Común (*Grus grus*) en la comarca de la Laguna de El Hito. Documento no publicado de la Junta de Castilla La Mancha. 50 pp.
- González-Solís, J., Oro, D. y Pedrocchi, V., 1997. Bias associated with diet samples in Audouin's gulls. *Condor*, 99: 713-719.
- Gosálvez, R., Gil-Delgado, J. A., Vives-Ferrándiz, C., Sánchez, G. y Florín, M. 2012. Seguimiento de aves acuáticas amenazadas en lagunas de la Reserva de la Biosfera de La Mancha Húmeda (España Central). *Polígonos, Revista de Geografía*, 22: 89–122.
- Goutner, V. 1991. Food and feeding ecology of Gull-billed terns (*Gelochelidon nilotica*) in Greece. *Revue Ecologie (Terre Vie)*, 46: 373-384.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, P. W. y Balmford, A. 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307:550-555.
- Guzmán, J. M. S., Avilés, J. M., Medina, F. J. y Sánchez, A. 1998. Status and trends of the Common Crane *Grus grus* on the western route. *Bird Conservation International*, 8: 269-279.
- Guzmán, J. M. S., García, A. S., Amado, C. A. y del Viejo, A. M. 1999. Influence of farming activities in the Iberian Peninsula on the winter habitat use of common crane (*Grus grus*) in areas of its traditional migratory routes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 72: 207-214.
- Gwiazda, R., Jarocho, K. y Szarek-Gwiazda E. 2010. Impact of a small cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) roost on nutrients and phytoplankton assemblages in the littoral regions of a submontane reservoir. *Biologia*, 65(4): 242-748.

- Hahn, T. O., B. J. Hoye, H. Korthals y M. Klaassen, 2012. From food to offspring down: tissue-specific discrimination and turn-over of stable isotopes in herbivorous waterbirds and other avian foraging guilds. *PLoS ONE*, 7: e30242.
- Hahn, S., Bauer, S. y Klaassen, M. 2007. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats. *Freshwater Biology*, 52:2421-2433.
- Hahn, S., Bauer, S. y Klaassen, M. 2008. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds. *Freshwater Biology*, 53: 181-193.
- Hammer, O. Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2000. PAST: Palaeontological Statistics: version 3.0. Available via DIALOG <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Hartley, P. H. T. 1948. The assessment of the food of birds. *The Ibis*, 90: 361-381.
- Harris, M. P. y Wanless, S. 1993. The diet of shags *Phalacrocorax aristotelis* during the chick-rearing period assessed by three methods. *Bird Study*, 40: 135-139.
- Hebert, C. E., Shutt, J. L., Hobson, K. A. y Weseloh, D. V. C., 1999. Spatial and temporal differences in the diet of Great Lakes Herring Gulls (*Larus argentatus*): Evidence from stable isotope analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56: 323-338.
- Hobson, K. A., Piatt, J. F. y Pitochelli, J. 1994. Using stable isotopes to determine seabird trophic relationships. *Journal of Animal Ecology*, 63: 786-798.
- Hobson, K. A., Blight, L. K. y Arcese, P. 2015. Human-Induced long-term shifts in Gull diet from marine to terrestrial sources in North America's Coastal Pacific: more evidence from more isotopes ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{34}\text{S}$). *Environmental Science & Technology*, 49: 10834-10840.
- Hoyer, M. V. y Canfield, D. E. Jr. 1994. Bird abundance and species richness on Florida lakes: influence of trophic status, lake morphology, and aquatic macrophytes. *Hydrobiologia*, 297(280): 107-119.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1): 65-71.
- Johnson, P., Chase, J., Katherine, L., Dosch, K., Richard, B., Hartson, R., Gross, J., Don, J., Larson, D., Sutherland, D. y Carpenter, S. 2007. Aquatic eutrophication promotes pathogenic infection in amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 15781-15786.

- Johnstone, I. G., Harris, M. P., Wanless, S. y Graves, J. A. 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, 37: 5-1.
- Johnson, C., Nielsen, S. E., Merriell, E. H., McDonald, T. T. y Boyce, M. S. 2006. Resource selection function based on use-availability data: theoretical motivation and evaluation methods. *Journal of Wildlife Management*, 70(2): 347-357.
- Jones, C. G. 2004. *Conservation management of endangered birds*. In :Bird Ecology and Conservation. (Eds W. J. Sutherland, I. Newton, and R. E. Green.) Oxford University Press. Oxford.
- Jongman, R. H. G., Braak, T. C. J. F. y Tongeren, V. O. F. R. 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press.
- Kasper, C. B., Bastazini V. A. G., Feldns M. J., Salvi, J. y Grilho H. C. Z. 2008. Trophic ecology and the use of shelters and latrines by the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the Taquari Valley, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia. Ser Zool*, 98: 469-474.
- Klimaszyk, Joniak, P., T., Sobczynski, T. y Andrzejewski, W. 2008. Impact of a cormorant (*Phalacrocorax carbo* L.) colony on surface water quality. Overland flow as a factor of nutrient transfer from colony to the lake. *The Functioning and Protection of Water Ecosystems*.
- Krausman, R. P. 1999. Some basic principles of habitat use, grazing behavior of livestock and wildlife. *Idaho Forest, Wildlife and Range Experiment Station Bulletin*, 70: 85–90.
- Kubetzki, U. y Garthe, S. 2003. Distribution, diet and habitat selection by four sympatrically breeding gull species in the south-eastern North Sea. *Marine Biology*, 143: 199-207.
- Lara-Romero, C., Virgós, E., Escribano-Ávila, G., Mangas, J. G., Barja, I. y Pardavila, X. 2012. Habitat selection by European badgers in Mediterranean semi-arid ecosystems. *Journal of arid environments*, 76: 43-48.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. Numerical ecology, 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam.
- Lenda, M. Zagalska-Neubauer, M., Neubauer G., y Skórka, P. 2010. Do invasive species undergo metapopulation dynamics? A case study of the invasive Caspian gull, *Larus cachinnans*, in Poland. *Journal of Biogeography*, 37: 1824–1834.

- Ligeza S. y Smal, H. 2003. Accumulation of nutrients in soils affected by perennial colonies of piscivorous birds with reference to biogeochemical cycles of elements. *Chemosphere*, 52:595-602.
- Litvaitis, J. A., 2000. Investigating food habits of terrestrial vertebrates. In: *Research techniques in animal Ecology: Controversies and consequences*: 165-190 [L. Boitani & T. K. Fuller Eds]. Columbia University Press, NewYork.
- Maciusik, B., Lenda, M. y Skóka, P., 2010. Corridors, local food resources, and climatic conditions affect the utilization of the urban environment by the Black-headed Gull *Larus ridibundus* in winter. *Ecol Res*, 25: 263-272.
- Macnally, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*.
- Maluquer, S. 1960. La avifauna primaveral de la isla de Buda. *Ardeola*, 6: 151-210.
- Manly, B. F. J., McDonald, L. L., Thomas, D. L., McDonald, T. L. y Erickson, W. P. 2004. *Resource Selection by Animals. Statistical Design and Analysis for Field Studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Manny, B. A., Johnson, W. C. y Wetzel, R. G. 1994. Nutrient additions by waterfowl to lakes and reservoirs: predicting their effects on productivity and water quality. *Hydrobiologia*, 279/280: 121-132.
- Martí, R. y Del Moral, J. C. 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martínez, C., Suárez, F., Yanes, M. y Herranz, J. 1998. Distribución y abundancia de la ganga ibérica *Pterocles alchata* y la ganga Ortega *Pterocles orientalis* en España. *Ardeola*, 45(1): 11-20.
- Martínez-Santos, P., Stefano, L. de, Llamas, M. R. y Martínez-Alfaro, P. E. 2008. Wetland restoration in the Mancha Occidental Aquifer, Spain: a critical perspective on water, agricultural, and environmental policies. *Restoration Ecology*, 16(3): 511-521.
- Marion, L., Clergeau, P., Brient, L. y Bertru, G. 1994. The importance of avian-contributed nitrogen (N) and phosphorus (P) to Lake Grand-Lieu, France. *Hydrobiologia*, 279/280: 133-147.
- McLeod, A. I., y Xu, C. 2014. 'bestglm: Best subset GLM.' R package version 0.34. Available via DIALOG <https://CRAN.R-project.org/package=bestglm>

- Meine, C. D. y Archibald, G. W. 1996. *The Cranes: - Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN. Gland. Switzerland. and Cambridge. U.K.
- Moller, A. P. 1981. Breeding cycle of the Gull-billed tern (*Gelochelidon nilotica*), especially in relation to colony size. *Ardea*, 69: 193-198.
- MØller, A. P. 1982. Coloniality and colony structure in Gull-billed Terns *Gelochelidon nilotica*. *Journal für Ornithology*, 123: 41-53.
- Molina, K. C. y Marschalek, D. A. 2003. Foraging behavior and diet of breeding Western Gull-billed Terns (*Sterna nilotica vanrossemi*). In: *Species Conservation and Recovery Program Rep. 2003-01*. California Department of Fish and Game, Habitat Conservation Planning Branch, Sacramento, California.
- Molina, K. C., y R. M. Erwin. 2006. The distribution and conservation status of the Gull-billed Tern (*Gelochelidon nilotica*) in North America. *Waterbirds*, 29: 271-295.
- Molina, K. C., Erwin, R. M., Palacios, E., Mellink, E. y Seto, N. W. H. 2010. Status review and conservation recommendations for the Gull-billed Tern (*Gelochelidon nilotica*). In: *North America*. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, *Biological Technical Publication*, FWS/ BTP-R1013-2010, Washington.
- Molina, K. C., Parnell, J. F., Erwin, R. M. 2009. Gull-billed Tern (*Sterna nilotica*). In: *The Birds of North America Online* (A. Poole, Ed.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Retrieved from the Birds of North America. Available via DIALOG <https://birdsna.org/Species-Account/bna/home>.
- Moreno, R., Jover, L., Munilla, I., Velando, A., y Sanpera, C. 2010. A three-isotope approach to disentangling the diet of a generalist consumer: the yellow-legged gull in northwest Spain. *Marine Biology*, 157: 545-553.
- Morris, D.W. 2003. Toward and ecological synthesis: a case for habitat selection. *Oecologia*, 136: 1-13.
- Mouriño, J. 2009. La gaviota sombría. In *Gaviota reidora, sombría y patiamarilla em España. Población en 2007-2009 y método de censo* [B. Molina (Ed.)]. SEO/BirdLife. Madrid.
- Nash, M. A., Hoffmann, A. A. y Thomson, L. J. 2010. Identifying signature of chemical applications on indigenous and invasive nontarget arthropod communities in vineyards. *Ecological Applications*, 20: 1693-1703.
- Oerke, E. C. 2006. Crop losses to pets. *Journal of Agricultural Science*, 144: 31-43.

- Olson, M., Hage, M., Binkley, M. y Binder, J. R. 2005. Impact of migratory snow geese on nitrogen and phosphorus dynamics in a freshwater reservoir. *Freshwater Biology*, 50: 882-890.
- Otero, X. L., Peña-Lastra, S. De La, Pérez-Alberti, A., Osorio, T. F. y Huerta-Díaz, M. A. 2018. Seabird colonies as important global drivers in the nitrogen and phosphorus cycles. *Nature Communications*, 9(246): 1-8.
- Palacios, E. y Mellink, E. 2007. The Colonies of VanRossem's Gull-billed Tern (*Gelochelidon nilotica vanrossemi*) in México. *Waterbirds*, 30: 214-222.
- Parnell, J. F., Erwin, R.M. y Molina, K. C. 1995. Gull-billed tern (*Sterna nilotica*). In *The birds of North America* 140. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia and The American Ornithologists' Union, Washington, D. C.
- Paracullos, M. y Nevado, J. C. 2006. Gaviota reidora *Larus ridibundus* In: *Noticiero Ornitológico*. [Molina, B., R. Moreno-Opo, J. A. Lorenzo & C. López-Jurado Ed]. *Ardeola*, 53:377-393.
- Parnell, A. C., Inger, R., Bearhop, S. y Jackson, A. L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *Plos One*, 5: e9672.
- Pearson, S. F., Levey, D. J., Greenberg, C. H. y del Rio, C. M. 2003. Effects of elemental composition on the incorporation of dietary nitrogen and carbon isotopic signatures in an omnivorous songbird. *Oecologia*, 135: 516-523.
- Phillips, D. L. 2001. Mixing models in analyses of diet using multiple stable isotopes: a critique. *Oecologia*, 127: 166-170.
- Phillips, D. L. y Gregg, J. W. 2003. Source partitioning using stable isotopes: coping with too many sources. *Oecologia*, 136: 261-269.
- Pierotti, R. y Annett, C. A. 1991. Diet choice in the Herring Gull: constraints imposed by reproduction and ecological factors. *Ecology*, 72: 319-328.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. y Sarkar D. 2017. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-131. Available via DIALOG <http://cran.r-project.org/package=nlme>.
- Ponsard, S. y Ardití R. 2000. What can stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) tell about the food web of soil macro-invertebrates? *Ecology*, 81: 852-864.
- Pons, P., Gonçalves, M. S. S., Gil-Delgado, J. A. y Ortells, R. 2018. Spatial distribution of *Branchinecta media* (Crustacea, Branchiopoda) in a saline pond from "La Mancha Húmeda": a case of habitat selection? *Limnetica*, 37(1): 69-83.

- Portnoy, J. W. 1990. Gull contributions of phosphorus and nitrogen to Cape Cod kettle pond. *Hidrobiologia*, 202: 61-69.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83: 703-718.
- Post, D. M., Taylor, J. P., Kitchell, J. F., Olson, M. H., Schindler, D. E. y Herwig, B. R. 1998. The role of migratory waterfowl as nutrient vectors in a managed wetland. *Conservation Biology*, 12(4): 910-920.
- Prieta, J. y Del Moral, J. C. 2008. *La Grulla común invernante en España. Población en 2007 y método de censo*. SEO/BirdLife. Madrid.
- Prieta, J. y Del Moral, J.C. 2012. Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/ BirdLife. Madrid.
- Pulliam, H. R. 1974. On the theory of optimal diets. *American Naturalist*, 108: 59-74.
- Ramos, R., Ramírez, F., Sanpera, C., Jover, L. y Ruiz, X. 2009. *Larus michahellis* in the western Mediterranean: a comparative assessment using conventional and isotopic methods. *Marine Ecology Progress Series*, 377: 289-297.
- R Development Core Team, 2016. R: a language and environment for statistical computing. Available via DIALOG www.r-project.org.
- Robinson, R. A. y Sutherland, W. J. 2002 Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal Applied Ecology*, 39: 157-176.
- Roca, J. R., Mezquita, F., Rueda, J., Camacho, A. y Miracle, M. R. 2000. Endorheic versus karstic lakes: patterns of ostracod distributions and laketypology in a Mediterranean landscape (Castilla – La Mancha, Spain). *Marine Freshwater Research*, 51: 311-319.
- Rock, P. 2005. Urban gulls: problems and solutions. *British Birds*, 98: 338-355.
- Rosenberg, K. V. y Cooper, R. J. 1990. Approches to avian diet analysis. In: Avian foraging theory, methodology and application. [Ed. Morrison, L. M., C. John Ralph, Jard Verner and Joseph P. Jehl, Jr]. Ornithological Society.
- Rowlingson, B. y Diggle, P. 2014. splancs: Spatial and Space-Time Point Pattern Analysis. R package version 2.01-36. Available via DIALOG <http://CRAN.R-project.org/package=splancs>
- RStudio Team, 2015. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA.

- Ruiz-Pulpón, A. R. 2013. El viñedo en espaldera: nueva realidad en los paisajes vitivinícolas de Castilla-La Mancha. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 63: 249-270.
- Ruiz-Pulpón, A. R. 2015. Dinámicas de mercado y transformación de los paisajes vitivinícolas de Castilla-La Mancha. In: *Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación*: 2141-2150 [J. De la Riva, P. Ibarra, R. Montorio, M. Rodrigues, Eds.]. Universidad de Zaragoza – AGE, Zaragoza.
- Ruiz, E. A. y Murillo, A. Del R. 2011. Gestión y Conservación de Humedales para el desarrollo local de la Mancha Húmeda. Ed [Guijarro, J. L. M.] In Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda: Retos y oportunidades de futuro. España.
- Sánchez, J. M., Del Viejo, A. M. y De La Cruz, C. 1991. Segregación alimentaria entre adultos y pollos de *Gelochelidon nilotica* (GM., 1789) en la laguna de Fuente de Piedra. *Ardeola*, 38: 21-27.
- Sánchez, J. M. 1984. *Contribución al conocimiento de la Biología y Desarrollo de Gelochelidon nilotica*. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- Sánchez, J. M., Blasco M., Muñoz del Viejo A. y Cabo J. M. 1993. Evolución de la dieta de *Sterna nilotica* durante la estación reproductora. In: Aguilar J.S., Mombailliu X. & Paterson A.M. (eds.), *Status and Conservation of Seabirds: Ecogeography and Mediterranean Action Plan*. Mediterranean Seabird Symposium, Madrid. Proceedings II: 377-382.
- Sánchez, J. M., García, A. S., Amado, C. C. y del Viejo, A. M. 1999. Influence of farming activities in the Iberian Peninsula on the winter habitat use of common crane (*Grus grus*) in areas of its traditional migratory routes. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 72: 207-214.
- Sánchez, J. M., Corbacho, C., Del Viejo, A. M. y Parejo, D. 2004. Colony-site Tenacity and Egg Color Crypsis in the Gull-billed Tern. *Waterbirds*, 27: 21-30.
- Sánchez-Guzmán, S. J. M., Morán, R. y Masero, J. A. 2007. Identifying new buffer areas for conserving waterbirds in the Mediterranean basin: the importance of rice fields in Extremadura, Spain. *Biodivers Conserv*, 16: 3333-3344.
- Schwemmer, P. y Garthe, S. 2008. Regular habitat switch as an important feeding strategy of an opportunistic seabird species at the interface between land and sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77:12-22.
- Sears, J., Hatch, S. A. y O'Brien D. M., 2009. Disentangling effects of growth and nutritional status on seabird stable isotope ratios. *Oecologia*, 159: 41-48.

- Somura, H., Masunaga, T., Mori, Y., Takeda, I., Ide, J. y Sato, H. 2014. Estimation of nutrient input by a migratory bird, the Tundra Swan (*Cygnus columbianus*), to winter-flooded paddy fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 199: e1-e9.
- Soriguer, R. C. y Herrera, C. M. 1978. Análisis de dos contenidos estomacales de grulla común, *Grus grus*. *Ardeola*, 24: 217-219.
- Steinmetz, J., Kohler, S. L. y Soluk, D. A. 2003. Birds are overlooked top predators in aquatic food webs. *Ecology*, 84: 1324-1328.
- Stienen E. W. M., Brenninkmeijer A y Klaassen M. 2008. Why do Gull-billed Terns *Gelochelidon nilotica* feed on fiddler crabs *Uca tangeri* in Guinea Bissau? *Ardea*, 96(2): 243-250.
- Sutherland, W. J. y Green, R. E. 2004. Habitat assessment. In: Bird Ecology and Conservation, A Handbook of Techniques [Sutherland, W. J., I. Newton and R. E. Green, eds.], pp.251-266. New York, Oxford University Press.
- Tortosa, F. S. y Villafuerte, R. 2000. Habitat selection by flocking wintering common cranes (*Grus grus*) at los Pedroches valley, Spain. *Etología*, 8: 21-24.
- Trombulak, S. C. y Frissell C. A., 2000. Review of Ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology*, 14: 18-30.
- UNESCO. 1994. *Reserva de la Biosfera de la Mancha Húmeda*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Programa sobre el Hombre y la Biosfera. Paris.
- Unckless, R. L. y Makarewicz, J. C. 2007. The impact of nutrient loading from Canada Geese (*Branta canadensis*) on water quality, a mesocosm approach. *Hydrobiologia*, 586: 393-401.
- Valls, L., Castilla-Escrivá, A., Gómez, E., Gil-Delgado, J. A., Mesquita-Jones, F. y Amengol, X. 2017. Differential endozoochory of aquatic invertebrates by two duck species in Shallow lakes. *Acta Oecologia*, 80: 39-46.
- Vargas, J. M., Antunez, A. y Blasco, M. 1978. Comportamiento reproductivo y alimentario de la pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica* L.) en la laguna de fuente de piedra de Malaga. *Ardeola*, 24: 227-231.
- Velasco, T. 2004. La laguna de Retamar (Pedro Muñoz): un ejemplo de humedal estacional de interés para las aves acuáticas. En Torralvo C (ed), *Anuario ornitológico de Ciudad Real 2002-2003*, 51-82. SEO, Ciudad Real.

- Walsh, C., y MacNally, R. 2013. hier.part: Hierarchical Partitioning. R package version 1.0-4. Available via DIALOG. <http://CRAN.R-project.org/package=hier.part>.
- Weiser, E. L. y Powell, A. N. 2011. Evaluating gull diets: a comparison of conventional methods and stable isotope analysis. *Journal of Field Ornithology*, 82: 297-310.
- Yang, Y., Wen-hua, C., Wang-gao, J., Shi-jian, Y., Gui-hong, P. y Ting-fa, H. 2006. Effects of Group Size on Vigilance Behavior of Wintering Common Cranes *Grus grus*. *Zoological Research*, 4: 357-362.
- Zhan, Y-J., Chen, W., Hu D., Wu, X.-S. y Zhang J.-G. 2007. Food selection of wintering Common Crane (*Grus grus*) in the wetland of Beijing. *Wetland Science*. 01.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International, Inc. London.