UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE
MONTES, FORESTAL Y DEL MEDIO NATURAL

ASPECTOS APLICADOS DE LA ECOLOGÍA DE LA TÓRTOLA
COMÚN (*Streptopelia Turtur* L.) EN UN AMBIENTE
FORESTAL MEDITERRÁNEO

TESIS DOCTORAL

ALEJANDRO GUTIÉRREZ GALÁN

Master en Restauración de Ecosistemas

2016

PROGRAMA DE DOCTORADO EN INVESTIGACIÓN FORESTAL AVANZADA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE MONTES, FORESTAL Y
DEL MEDIO NATURAL

ASPECTOS APLICADOS DE LA ECOLOGÍA DE LA TÓRTOLA
COMÚN (*Streptopelia Turtur* L.) EN UN AMBIENTE
FORESTAL MEDITERRÁNEO

ALEJANDRO GUTIÉRREZ GALÁN

Master Restauración de Ecosistemas

DIRECTORES:

CARLOS ALONSO GONZÁLEZ

Dr. Ingeniero de Montes

LUIS CASTRESANA ESTRADA

Dr. Ingeniero Agrónomo

2016

POLITÉCNICA

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR
DE INGENIEROS DE MONTES
C/ Camino de las Morenas s/n. 28040 Madrid

Tribunal nombrado por el Sr. Rector Magnífico de la Universidad Politécnica de

Madrid, el día de de 20

Presidente: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Vocal: _____

Secretario: _____

Suplente: _____

Suplente: _____

Realizado el acto de defensa y lectura de la Tesis el día de de 20

en la E.T.S.I. / Facultad

EL PRESIDENTE

LOS VOCALES

EL SECRETARIO

A mi madre y a mi padre

A Natalia

A Sara

Índice

Introducción y objetivos.....	9
Área de estudio	18
Capítulo I	26
Capítulo II	36
Capítulo III	49
Discusión general	62
Evaluación de la actividad de canto	62
Dieta de la tórtola común en áreas forestales mediterráneas	63
Efecto de la composición herbácea y la disponibilidad de agua en la idoneidad del hábitat reproductivo.....	65
Procesos ecológicos asociados al hábitat de la tórtola.....	68
La tórtola como especie bioindicadora.....	70
Conservación y futuro de la especie	73
Conclusiones	76
Bibliografía	77
Anexos.....	88

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas susceptibles de aparecer en esta sección, pero quiero destacar a dos sin las cuales este trabajo jamás se hubiera llevado a cabo. La primera de ellas es mi Padre. Su absoluta devoción por la fauna y todo aquello relacionado con el campo supo despertar en mí el interés por lo medioambiental, nada sencillo para un chico nacido y crecido en la ciudad. No cabe duda que empujar a tu hijo al campo y alejarle del centro comercial es, además de ser un buen padre, propio de un sabio.

La otra persona a la que quiero manifestar mi más absoluto afecto y agradecimiento es a Carlos Alonso. Sin su apoyo, consejos e interés este trabajo nunca hubiera visto la luz. Un maestro en toda regla del cual he obtenido las enseñanzas más valiosas en mi recorrido como técnico-investigador, y al que agradezco inmensamente que haya mostrado inquietud por la persona que había detrás del doctorando.

Asimismo, quiero agradecer a Gonzalo Rincón y Vanesa Martínez, compañeros/as del Laboratorio de Zoología y Entomología de ETS de Ingenieros de Montes, el apoyo, compañía y ayuda prestada durante la realización de esta Tesis. También quiero manifestar mi agradecimiento a Luis Castresana, Antonio Notario y Luisa María López Arce por brindarme la oportunidad de hacer lo que más me apasiona.

La realización del trabajo de campo no hubiera sido posible sin la disposición y ayuda de Javier Moro y Francisco Chinchilla, director y subdirector del Centro Lugar Nuevo y Selladores-Contadero (OAPN). Del mismo modo, la colaboración de la guardería y agentes de ambos montes fue esencial en la elaboración de este trabajo, especialmente Eufasio Cubilla, Paco Guerrero, Luis Manuel Muñoz, Ramón Gutiérrez, Francisco Cubilla, Eduardo Cuenca, Lucinio Sánchez y Juan Salas.

Por último, no han sido pocos/as quienes de un modo u otro han facilitado que esta Tesis llegará a buen puerto, entre ellas Aida López Sánchez, Joaquín Solana, Judit Maroto, Diego García de Jalón, Marta González del Tánago, José Miguel Montoya o David Medel. A todas ellas mi más sincero agradecimiento.

RESUMEN

El objetivo de esta Tesis doctoral ha sido contribuir científicamente al conocimiento de la ecología de la tórtola común (*Streptopelia turtur*, L.) en medios forestales mediterráneos, de forma que tal aportación resulte útil para la gestión y conservación de sus poblaciones reproductoras en la España mediterránea. Para alcanzar dicho objetivo se han llevado tres diferentes estudios en el Parque Natural de la Sierra de Andújar basados en (1) el conocimiento de la actividad de canto de la especie, (2) la dieta y (3) los requerimientos del hábitat reproductivo. El primero de los estudios mostró cómo el pico de actividad de canto de los machos se producía en la primera mitad de junio, y tendía a decrecer según avanzaba el periodo reproductivo. Así, los cambios en la actividad de canto de los machos de tórtola en condiciones mediterráneas son similares a los conocidos para Centroeuropa. Del mismo modo, la actividad de canto se mostró significativamente más baja en puntos donde la abundancia de reproductores fue reducida. Respecto a la dieta de la tórtola, un total de 30 especies de semillas silvestres fueron identificadas en los tractos digestivos de los ejemplares estudiados, aunque solo un número reducido de especies representó la mayor parte del volumen y ocurrencia de semillas registradas. A pesar de que las principales especies de semillas silvestres consumidas cada año variaron anualmente, ciertas especies fueron encontradas en la dieta todos los años y en un volumen y frecuencia relevantes. Los adultos mostraron un consumo más diverso y numeroso de semillas silvestres que los juveniles. Curiosamente, fueron encontrados gránulos de plástico en el 3,8% de los individuos. Finalmente, los requerimientos del hábitat reproductivo de la especie fueron estudiados evaluando el efecto de la abundancia de las principales especies de semillas identificadas en la dieta y la abundancia de parejas reproductoras en dos fincas forestales de carácter mediterráneo. Los resultados mostraron como la abundancia de parejas reproductoras fue significativamente mayor en zonas donde abundaron las herbáceas *Echium plantagineum* y *Silene sp.* Asimismo, la abundancia de parejas reproductoras fue significativamente mayor en una de las fincas objeto de estudio, lo

que podría estar relacionado con la cercanía (apenas unos kilómetros) de cultivos de cereal.

SUMMARY

The aim of this thesis is to contribute scientifically to the knowledge of the ecology of the European Turtle Dove (*Streptopelia turtur*, L.) in Mediterranean forest areas, so that this contribution is useful for its management and conservation of its breeding populations in Mediterranean Spain. In order to reach this objective, three different studies have been carried out based on the knowledge of (1) the singing activity of the species, (2) the diet and (3) the breeding habitat requirements in the Sierra de Andújar Natural Park. The first study showed that peak of detectability of singing Turtle Doves occurs in the first half of June and tends to decrease as the breeding season progresses. Therefore, the temporal changes in the singing activity of the turtle dove in the Mediterranean area are similar to those in central Europe. Additionally, singing activity is significantly lower in point counts with a low abundance of breeding birds. Regarding diet, thirty wild seed species were identified in the diet, but only a few species represented most of the volume and frequency. Although the main wild seed species consumed each year varied annually, certain species were found in the diet every year in high volume and frequency. Adults showed a more diverse and numerous consumption of wild seeds than did juveniles. Interestingly, plastic granules were also found in 3.8% of individuals. Finally, we assessed the relation between the abundance of the wild species locally consumed by Turtle Dove and the nesting habitat suitability in two forest protected farms of Mediterranean southern Spain. The results showed that local abundance of breeding Turtle Doves was significantly high in the nesting sites where two particular herbaceous species (*Echium plantagineum* and *Silene sp.*) abounded. Likewise, the abundance of Turtle Dove was strongly greater in one of the farms notwithstanding their vegetal similarity, which can be linked with its vicinity (only a few kilometres) to cereal crops.

1 - INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

La ordenación de los usos del territorio debe garantizar la integridad ecológica del mismo. Así, en el caso de los ecosistemas forestales, el aprovechamiento y uso de los recursos presentes debe llevar aparejada tanto su persistencia como la optimización de la combinación de dichos aprovechamientos. Entre los recursos propios de los ecosistemas forestales se encuentra la fauna cinegética, cuyo aprovechamiento ha sido históricamente compatibilizado con usos ganaderos, madereros y de distinta índole. Entre la fauna cinegética ibérica, se encuentra la tórtola común *Streptopelia turtur*, una especie representativa del sistema agrosilvopastoral mediterráneo que llega cada primavera para reproducirse en territorio Europeo y Norteafricano desde sus cuarteles de invernada centroafricanos (Eraud *et al.* 2009, Lormee *et al.* 2016). Esta pequeña ave tiene un importante interés socioeconómico tanto en la Península Ibérica como en diferentes países Europeos debido a su condición de especie cazable (Boutin, 2001). De hecho, en España existe una importante actividad socioeconómica asociada a su caza estival, especialmente en la mitad sur peninsular (Montoya, 2009).

Durante las últimas décadas la especie ha sufrido un fuerte declive poblacional en gran parte de su distribución europea, siendo dicho descenso de un 70% entre 1980 y 2014 (BirdLife Internacional, 2015). En España la situación ha sido análoga al resto de Europa, habiéndose producido una caída del 30% de sus efectivos en los últimos 20 años (Seo/BirdLife, 2015). Así, aunque hace apenas unas décadas la tórtola fue una especie abundante en el medio rural ibérico, hoy resulta mucho más escasa o ausente en amplias zonas donde ataño fue frecuente (Carrascal y Palomino, 2008).

A raíz de esta situación, en el año 2007 se desarrolló el *Plan Europeo de Gestión de la Tórtola Común* (Boutin *et al.* 2007), entre cuyas principales directrices se encontraba el desarrollo de estudios que permitiesen identificar las causas del declive de la especie, así como el desarrollo de un conocimiento detallado tanto de su distribución como de su aprovechamiento cinegético.

Hasta el momento, los principales estudios que han abordado las causas del declive de la tórtola común se han llevado a cabo en el Reino Unido, y han apuntado como causa principal a la degradación y reducción de su hábitat reproductivo (Browne & Aebischer, 2003; Dunn & Morris, 2012). Así, aunque otros factores como el incremento de la mortalidad en los cuarteles de invernada o durante sus viajes migratorios han sido señalados como parte del problema (Eraud *et al.* 2009; Zwartz *et al.* 2009), la reducción del éxito reproductivo debido a la menor disponibilidad de semillas silvestres, base de su dieta junto a las semillas cultivadas (Murton *et al.* 1964; Jiménez *et al.* 1992; Dias &

Fontoura, 1996), ha sido señalada como posible causa del actual status de la especie (Browne & Aebischer, 2004). Esta reducción de la disponibilidad de semillas silvestres se encuentra en muchos casos ligada a la intensificación generalizada de los usos agrícolas, lo cual también ha afectado negativamente a una diversa comunidad de aves ligada al medio agrario además de la tórtola (Donald, 2001). Dicha intensificación se traduce en el uso sistemático de fitosanitarios y el sobre-laboreo, los cuales ejercen una marcada reducción de la abundancia de las comunidades herbáceas ruderales cuyas semillas son consumidas por estas aves (Chamberlain *et al.* 2000; Newton, 2004).

Sin embargo, la degradación del hábitat reproductivo de la tórtola no ha sido homogénea, y se ha manifestado en diferentes formas e intensidades a lo largo y ancho de su área de distribución primaveral. Así, mientras esta ave conserva importantes áreas de nidificación en la Península Ibérica, paralelamente ha desaparecido de comarcas enteras donde antaño fue abundante. Es decir, existen gradientes y circunstancias dentro de los actuales usos del medio natural que generan distintos grados de idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola común. Este contraste territorial en la abundancia de una especie migratoria como la tórtola es posible gracias a su filopatría. Así, en aquellos lugares donde su éxito reproductivo es elevado tenderán a recibir un mayor número de reproductores al año siguiente, mientras donde la reproducción sea poco exitosa la tendencia será a la rarificación de la especie. Por tanto, existe la necesidad de identificar los elementos del hábitat que ejercen una mayor influencia en el éxito reproductivo de la especie, de forma que puedan llevarse a cabo modelos de aprovechamiento de los recursos naturales compatibles con dichos atributos del medio.

Figura 1. Adulto de tórtola común en antiguo abrevadero abandonado.

Por otro lado, aunque la tórtola se distribuye ampliamente tanto en hábitats agrícolas como forestales, la mayoría de trabajos llevados a cabo sobre esta especie han estado vinculados a zonas de cultivo (Murton *et al.* 1964a, Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996, Browne & Aebicher, 2003). Existen diferencias substanciales entre los usos del suelo que se aplican en ambos ecosistemas, siendo diferentes los factores que condicionan, por ejemplo, la composición del estrato herbáceo o la estructura del paisaje en cada escenario. La importante distribución de la tórtola común en el medio forestal mediterráneo (Carrascal & Palomino, 2008; Bakaloudis *et al.* 2009; Dias *et al.* 2013) exige información detallada sobre los requerimientos de la especie en este medio, de forma que sea posible llevar a cabo una gestión de los recursos naturales compatible con la presencia de esta columbiforme.

Esta Tesis tiene como objetivo principal:

AMPLIAR EL CONOCIMIENTO EXISTENTE SOBRE EL COMPORTAMIENTO TRÓFICO Y REQUERIMIENTOS ECOLÓGICOS DE LA TÓRTOLA EN EL MEDIO FORESTAL MEDITERRÁNEO.

Esta información deberá contribuir a una planificación de los distintos aprovechamientos forestales que pueda contemplar su incidencia en las poblaciones reproductoras de la tórtola.

En la misma línea, el gran desconocimiento sobre la distribución de la tórtola en la Península Ibérica exige emprender recogidas de datos que permitan identificar la localización de sus principales núcleos poblacionales (Boutin *et al.* 2007), y de esta forma poder evaluar su tendencia poblacional en diferentes escenarios y hábitats. Desafortunadamente, los escasos trabajos llevados a cabo en la Península Ibérica centrados en la descripción de poblaciones locales no han recurrido a un mismo método de muestreo, adoleciendo las metodologías empleadas de las aptitudes para maximizar la detectabilidad de la especie y capacidad para ser comparables y replicables (Fernández & Camacho, 1989, Gutiérrez, 2001, De Buruaga *et al.* 2013). Por este motivo, también he considerado como objetivo auxiliar de esta Tesis contribuir a la mejora del método de muestreo de la especie, de forma que nos fuera posible llevar a cabo las estimas de abundancia de reproductores con el máximo rigor y optimización de esfuerzos, así como sentar las bases para un protocolo de muestreo homogéneo, sistemático y comparable de la especie en la Península Ibérica.

Para alcanzar los objetivos planteados he considerado fundamental evaluar los aspectos de la ecología y comportamiento de la tortola común que den respuesta a las siguientes preguntas:

- *¿Cómo estimamos rigurosamente la presencia y abundancia de tortola, de forma sencilla, comparable y sistemática?*
- *¿Qué semillas silvestres consume la tortola durante su periodo reproductivo en ambientes forestales mediterráneos, y cuales tienen una mayor relevancia en la dieta?*
- *¿Qué elementos del medio forestal mediterráneo tienen una mayor influencia en idoneidad del hábitat reproductivo de la tortola?*

Estas preguntas engloban el conocimiento que actualmente demandan tanto las acciones de conservación de la tortola común como su correcta ordenación cinegética: (1) ¿Cuántas hay? (2) ¿de qué se alimentan? y (3) ¿qué características definen su hábitat reproductivo idóneo?

- **1** - *¿Cómo estimamos rigurosamente la presencia y abundancia de tortola, de forma sencilla, comparable y sistemática?*

La necesidad de evaluar el estado poblacional de las especies fruto de aprovechamiento cinegético resulta fundamental para una correcta gestión de sus poblaciones. Así, en función de la densidad y el éxito reproductivo anual pueden llevarse a cabo extracciones o aprovechamientos adaptados a las posibilidades de dicha población (Montoya & Mesón, 2009). Del mismo modo, en el caso de especies con un estatus poblacional sensible, resulta necesario establecer un seguimiento riguroso del estado de sus poblaciones de cara a identificar posibles tendencias, así como a vincular dichas fluctuaciones con factores bióticos y/o abióticos que pudieran estar causándola. De acuerdo con lo anterior, la correcta gestión de las poblaciones de tortola común requiere del establecimiento de un método de muestreo que permita estimar rigurosamente cuál es su estado cuantitativo tanto a nivel local como en el conjunto de su distribución (Boutin *et al.* 2007). La escasa abundancia de reproductores en amplias regiones en las que esta ave se distribuye exige además que el método utilizado maximice su detectabilidad, de forma que áreas con bajas densidades no acaben siendo consideradas como zonas con ausencia de reproductores. Del mismo modo, estableciendo un método sistemático, homogéneo y comparable se facilita que todo

estudio de la especie llevado a cabo por organismos públicos, investigadores o aficionados sea perfectamente comparable, y pueda resultar útil para una correcta gestión de la especie. Esto permitiría la comparación de poblaciones ubicadas en diferentes ámbitos geográficos, además de facilitar series temporales de datos útiles y fiables.

Hasta el momento, los estudios llevados a cabo acerca de la tórtola en España se han servido de diferentes metodologías para estimar la abundancia de la especie. El conteo de nidos, la identificación visual en transectos o las escuchas de machos han sido los métodos más utilizados (Fernández & Camacho, 1989; Gutiérrez, 2001; De Buruaga *et al.* 2013). Esta variedad de métodos ha limitado la comparación de las abundancias obtenidas en estos trabajos entre ellos, y con datos procedentes de otras regiones europeas (Boutin *et al.* 2003). Asimismo, la fiabilidad y rigor de algunos de estos métodos es cuestionable, ya que no reúnen los principios que un protocolo de muestreo sistemático exige: (1) ser sistemático y fácilmente replicable, (2) ser inocuo con la población estudiada y (3) maximizar la detectabilidad de la especie (Bibby *et al.* 2000). Así, la detección de los nidos es causante de múltiples alteraciones de las poblaciones estudiadas debido a la marcada susceptibilidad de los pichones a tirarse del nido, así como a la tendencia de los progenitores a abandonar los huevos a la más mínima molestia. Además, la capacidad de localización de los nidos, así como la pulcritud para evitar su aborrecimiento, puede variar considerablemente entre las diferentes personas que lleven a cabo los muestreos (Hanane & Besnard, 2014). Otro método de muestreo que genera dudas sobre su pertinencia es el registro visual de individuos, principalmente por la reducida detectabilidad visual de las tórtolas durante su periodo reproductivo debido a su discreción (Hanane & Baamal, 2011). Esta discreción puede suponer que áreas con importantes densidades de reproductores puedan pasar desapercibidas desde los transectos con vehículos a motor, especialmente si no se llevan a cabo paradas que permitan la escucha de los machos. Debido a estas características de la especie, el uso de métodos de observación directa no nos permite asegurarnos de que no estamos infravalorando el número de tórtolas presentes.

Frente a las prácticas anteriormente descritas, la escucha primaveral de los machos cantores es el método de muestreo de reproductores más ampliamente aceptado (Callandine *et al.* 1999; Boutin *et al.* 2003; Bakaloudis *et al.* 2009; Dunn & Morris, 2012). El muestreo primaveral de los arrullos de los machos durante las primeras horas tras el amanecer es un indicador fiable de la existencia territorios reproductivos, ya que resulta atípico que los cantos realizados en este periodo se produzcan lejos de sus puntos de nidificación (Callandine *et al.* 1999). Las escuchas de los machos apenas implican molestias para los reproductores, y la identificación de los arrullos resulta sencilla.

La actividad de canto de los machos no es homogénea durante todo su periodo reproductivo, siendo aparentemente más elevada durante la primera quincena de junio.

Sin embargo, este método sólo ha sido evaluado en Centroeuropa (Calladine *et al.* 1999), donde las condiciones climatológicas difieren considerablemente de las existentes en las áreas mediterráneas. Estas diferencias geoclimáticas podrían tener un influencia considerable en la actividad de canto, puesto que factores como temperatura y latitud pueden generar importantes cambios en este sentido (Garson & Hunter, 1979, Strain & Mumme, 1988). Por tanto, resulta necesario evaluar la actividad de canto de la especie en condiciones mediterráneas, de forma que sea posible contrastar las diferencias en la actividad de canto respecto a las tórtolas centroeuropeas. Esto permitirá tener en cuenta las particularidades en la distribución del canto propias del ámbito mediterráneo en la generación de un método de muestreo que maximice la detectabilidad de la especie en este tipo de ambientes.

Otra importante cuestión a tener en cuenta en la eficiencia de los muestreos de reproductores es la selección de las zonas a muestrear. Es decir, llevar a cabo muestreos en zonas que no reúnen los elementos necesarios para la presencia de territorios reproductivos supone un desaprovechamiento de tiempo y recursos económicos. Esta planificación metodológica es difícilmente realizable con el actual conocimiento de los requerimientos de la especie. Sin embargo, un conocimiento detallado de su hábitat reproductivo como el llevado a cabo en esta Tesis debería abrir la puerta a incluir esta cuestión en un futuro protocolo de muestreo. Entre los factores que mayor relevancia tienen en el hábitat reproductivo de la tórtola se encuentra la disponibilidad de alimento. Para dicha evaluación se hace estrictamente necesario un conocimiento riguroso de la dieta de esta ave, lo cual hace pertinente la siguiente pregunta:

- **2** - ¿Qué semillas silvestres consume la tórtola durante su periodo reproductivo en ambientes forestales mediterráneos, y cuales tienen una mayor relevancia en la dieta?

La tórtola es una granívora estricta cuya dieta se compone esencialmente de semillas de herbáceas silvestres y semillas de cultivo (trigo, cebada, girasol, veza, etc.) (Murton *et al.* 1964; Jiménez *et al.* 1992). La tórtola muestra preferencia por el consumo de semillas cultivadas frente a las silvestres (Browne y Aebischer, 2003). Sin embargo, la disponibilidad de las primeras suele ser temporal o no siempre se da. En el caso del Reino Unido los cultivos de cereal no suelen cosecharse hasta finales de verano, por lo que hasta ese momento las semillas silvestres suelen ser la base trófica de la tórtola. Así, la presencia de áreas ricas en semillas silvestres es considerada uno de los principales requerimientos de su hábitat reproductivo (Browne & Aebischer, 2003). En latitudes más meridionales, como en el sur de la Península Ibérica, la maduración de los cultivos de cereal se produce desde mediados de junio, lo que reduce la dependencia de las tórtolas hacia las semillas silvestres a un periodo mucho más reducido desde su

llegada en abril-mayo (Montoya & Mesón, 2002). El mayor grado de dependencia hacia las semillas silvestres se produciría en áreas forestales, puesto que estas suponen el único alimento disponible durante todo el periodo reproductivo. Sólo en los casos en que estas zonas forestales se encuentren a distancias menores de 10 km de cultivos de cereal o leguminosas las tórtolas serían capaces de complementar su dieta con semillas cultivadas (Browne & Aebischer, 2003). Por tanto, puede afirmarse que la importancia de las semillas silvestres para la idoneidad de los territorios reproductivos fluctúa en un gradiente asociado a la disponibilidad temporal y geográfica de las semillas cultivadas, adquiriendo su máxima relevancia en el caso de las áreas forestales.

Dada la importancia objetiva que la disponibilidad de semillas silvestres tiene para la tórtola en áreas forestales, resulta fundamental identificar qué especies son consumidas por las aves durante su periodo reproductivo en este tipo de hábitats. Solo de esta forma podrán planificarse medidas de gestión que favorezcan su abundancia y/o que permitan evaluar su disponibilidad. En la actualidad existe un conocimiento limitado de las semillas silvestres consumidas por la tórtola en la Península Ibérica. Así, los únicos trabajos centrados en la dieta de la especie se realizaron a finales del periodo estival en áreas eminentemente agrícolas (Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996). Esto implica que las semillas silvestres identificadas no fueron consumidas por las tórtolas en sus áreas reproductivas, sino mayoritariamente en sus áreas de alimentación pre-migratoria, asociadas esencialmente a campos de girasol y cultivos de cereal (Montoya, 2009). Este hecho impide que, en el caso de la Península Ibérica, pueda relacionarse el consumo de estas especies de semillas silvestres con áreas de nidificación, especialmente con aquellas ubicadas en áreas forestales. Existen trabajos que han abordado la dieta primaveral de la tórtola en Centroeuropa (Murton *et al.* 1964a; Browne & Aebischer, 2003), sin embargo, las diferencias bioclimáticas ejercen un efecto en la composición de los pastos que impide extrapolar las especies consumidas por la tórtola entre regiones y latitudes substancialmente tan diferentes.

Por otro lado, la composición y riqueza de los pastos propios de ambientes forestales pueden diferir considerablemente del estrato herbáceo característico de las zonas agrícolas. Así, la vegetación herbácea asociada a los montes resulta más diversa respecto a la que habitualmente hay en zonas cultivadas (Weibull *et al.* 2003). Por tanto, un análisis de la disponibilidad de alimento para la tórtola en sus áreas de nidificación forestales exige la identificación específica de las especies de semillas silvestres consumidas por las aves en dichos ambientes.

No obstante, el conocimiento de la dieta de la tórtola en áreas forestales resulta por sí solo insuficiente para poder diagnosticar en qué medida un área de estas características es idónea para la reproducción de la especie. Para identificar dicha idoneidad se hace necesario tener en cuenta otros elementos del hábitat, así como conocer en qué medida la presencia de las diferentes especies de semillas silvestres

consumidas por la tórtola tiene una mayor o menor importancia a este respecto, lo cual da lugar a la siguiente pregunta:

- **3** - ¿Qué elementos del medio forestal mediterráneo tienen una mayor influencia en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola?

Los factores que han influido en el declive poblacional de la tórtola común son diversos, incluyendo aquellos vinculados a sus zonas de invernada (Eraud *et al.* 2009; BirdLife International, 2016). No obstante, la reducción y degradación de su hábitat reproductivo es considerado el de mayor responsabilidad en la caída poblacional de la especie (Browne & Aebischer, 2004; Dunn & Morris, 2012). Los principales requerimientos del hábitat reproductivo de la tórtola han sido asociados a la disponibilidad de semillas silvestres (Browne & Aebischer, 2003), así como la necesaria presencia de árboles y arbustos en una fracción de cabida cubierta media-baja (Boutin, 2001). Sin embargo, la existencia de estas características naturales en amplias regiones españolas no ha eximido a la tórtola de sufrir un marcado descenso de sus efectivos, e incluso de su desaparición en muchos de estos lugares (Balmori, 2004). Es decir, el conocimiento actual sobre los requerimientos del hábitat reproductivo de la especie resulta insuficiente tanto para hacer un diagnóstico integral de la reducción y degradación de sus áreas de nidificación, como para llevar a cabo medidas que enmienden dicha situación.

Del mismo modo, la disponibilidad de trigo y cebada en las áreas de nidificación de la tórtola ha sido considerada de gran importancia para el éxito reproductivo de la especie (Rocha & Hidalgo, 2002). Sin embargo, la falta de estudios en áreas estrictamente forestales, impide determinar en qué medida la ausencia de grano limita la presencia o abundancia de reproductores frente a zonas de cultivo donde su disponibilidad es profusa.

Por otro lado, la tórtola es considerada popularmente como una especie de ribera o vinculada a cursos fluviales (Bernis, 1967; De Buruaga *et al.* 2013). De hecho, la presencia de agua ha sido sugerida como un factor ligado a la presencia de reproductores en Centroeuropa (Dunn & Morris, 2012). Sin embargo, a pesar de la limitación de este recurso en el ámbito mediterráneo (Blondel & Aronson, 1995) no existen datos en Europa que describan la relevancia de este elemento en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola en el sur de Europa. Únicamente Kafi *et al.* (2015) evaluaron el efecto de la disponibilidad de este recurso en la densidad de nidos de tórtola en un área de regadío de Argelia, teniendo esta un efecto menor en el rango de distancia estudiado.

Por tanto, resulta de absoluto interés identificar en qué medida los elementos anteriormente descritos influyen en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tortola en áreas forestales mediterráneas. Solo así podrán llevarse a cabo diagnósticos integrales sobre la potencialidad de un determinado territorio para la reproducción de la especie, así como medidas de gestión o restauración de los ecosistemas forestales que favorezcan la recuperación del hábitat reproductivo de la tortola.

Para conocer los aspectos planteados sobre la ecología y comportamiento de la tortola común he llevado a cabo tres estudios auxiliares, los cuales se recogen en los correspondientes anexos. Cada estudio ha dado lugar uno de los tres capítulos que conforman esta Tesis Doctoral.

- Capítulo 1: *“Efectos de la abundancia de reproductores y la fecha en la actividad de canto de los machos de tortola común”*

- Capítulo 2: *“Dieta de la tortola común en el sur de la Península Ibérica: el rol de las semillas silvestres en ambientes forestales”*

- Capítulo 3: *“Efectos de la composición herbácea y la disponibilidad de agua en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tortola común”*

2 - ÁREA DE ESTUDIO

Los datos de esta Tesis se han tomado en el Parque Natural de la Sierra de Andújar (38º 90'N, 4º 30'W; Jaén), concretamente en los Montes Públicos Lugar Nuevo (38º 90' N, 4º 30' W; 9,355 ha) y Selladores-Contadero (38º 23' N, 3º 47' W; 10,455 ha). Selladores-Contadero se ubica en el norte del Parque Natural, y se encuentra rodeado de grandes fincas forestales. Por el contrario, Lugar Nuevo se localiza en el sur del Parque Natural, y se encuentra a solo 3-4 kilómetros de la campiña agrícola asociada a la vega del río Guadalquivir (Figura 2). Este área de carácter meso-mediterráneo (Rivas Martínez, 1985) se caracteriza por inviernos suaves y veranos calurosos, con temperaturas medias mensuales que oscilan entre los 9 y 28.8ºC. La precipitación media anual es de 500-600 mm, y los veranos son marcadamente secos. La vegetación predominante en ambos montes se caracteriza por las formaciones mediterráneas de frondosas y pinares, siendo habituales los rodales más o menos adeshados de encina (*Quercus ilex*) y de alcornoque (*Quercus suber*), pinares de piñonero (*Pinus pinea*) y rodeno (*Pinus pinaster*) y distintas formaciones mixtas con presencia de quejigo (*Quercus faginea*), madroño (*Arbutus unedo*), acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), agracejo (*Phillyrea latifolia*), labiérnagos (*Phillyrea angustifolia*), lentisco (*Pistacea lentiscus*) y cornicabra (*Pistacea terebithus*) (Manzaneque et al. 2002) (Anexos 4 y 5).

Figura 1. Mapa del Parque Natural de la Sierra de Andújar, donde quedan definidas las localizaciones de los Montes Públicos Lugar Nuevo, al sur; y Selladores-Contadero, al norte.

La vegetación herbácea está formada principalmente por formaciones de especies anuales (Tablas 1,2), cuyo agostamiento se produce a finales de primavera (mayo-junio), variando en función del régimen pluviométrico anual (Manzaneque *et al.* 2011). La presencia de claros y rasos donde únicamente vegetan herbáceas resulta habitual en ambos montes, siendo fruto de la gestión de la caza mayor propia de esta zona. Asimismo, el matorral bajo es escaso y restringido a pequeños rodales, lo que favorece la presencia del estrato herbáceo en una amplia superficie de ambos montes (Figura 3). En este sentido, la abundancia de ungulados salvajes en el área de estudio (Nugent *et al.* 2011), concretamente de ciervos (*Cervus elaphus*) y gamos (*Dama dama*), ejerce una fuerte presión herbívora sobre los pastos y especies leñosas. Esto último tiene como consecuencia tanto la escasez de regenerado arbóreo y arbustivo, como un pisoteo y aclaramiento por consumo del estrato herbáceo que favorece que su estructura sea de menor talla. Del mismo modo la composición específica de las comunidades herbáceas se ve alterada, siendo beneficiadas las especies ruderales.

La fauna vertebrada existente en el área de estudio destaca tanto por la abundante presencia de ungulados citada anteriormente, como por la existencia de especies emblemáticas como el lince ibérico (*Lynx pardinus*), lobo (*Canis lupus*), águila imperial (*Aquila adalberti*) o buitre negro (*Aegypius monachus*). Además de la abundancia de ciervo y gamos, es común la presencia de jabalíes (*Sus scrofa*), muflones (*Ovis musimon*) y cabra montés (*Capra hispanica*); esta última principalmente en Selladores-Contadero.

Figura 2. Paisaje característico del Área de Estudio, donde el mosaico de diferentes formaciones mediterráneas suele ser habitual

Tabla 1. Tipos de pastos herbáceos en los Montes Públicos Lugar Nuevo y Selladores-Contadero (Manzaneque *et al.* 2011).

Mesofíticos (A)	Xerofíticos (B)	"Espiguillares" (C)	Majadalizados (D)	Vernales vivaces con dominancia de Poa bulbosa (E)
SITUACIÓN GENERAL				
Muy abundantes en el territorio, ricos en especies nitrófilas o rudero-nitrófilas. Biomasa abundante. Son "reposaderos" del ganado y dominan <i>Hordeum murinum</i> y <i>Carduus tenuiflorus</i> . En zonas más iluminadas, los pastos se embastecen con más Compuestas y Umbelíferas (<i>Cynara humilis</i> , <i>Eryngium campestre</i>).	Fundamentalmente incluyen especies anuales, sobre arenas descarnadas o litosuelos de pizarra. Topografías abruptas gen. en solanas. Poca duración y biomasa. En terrenos muy inestables, <i>Brachypodium distachion</i> se convierte en protagonista.	Agostantes sobre arenas estabilizadas con dominancia de <i>Stipa capensis</i> . Sobre arenas consolidadas y fisiografía más suave que (B)	Dominadas por especies perennes en pendientes suaves, equilibrados en humedad y carga ganadera. Periodo vegetativo prolongado. Alta calidad. Teselas de poca extensión pero regulares entre los pastos mesofíticos.	Terófitos y perennes, con dominancia de <i>Poa bulbosa</i> . En pendientes más elevadas o suelos más secos cambian hacia (b) o (c). Fenología muy temprana. Presión ganadera alta. Altitud >300 m y más abundantes en Selladores-Contadero.
TAXONES TÍPICOS				
<i>Agrostis pourretii</i> <i>Anthemis arvensis</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Avena barbata</i> (abundante) <i>Biserrula pelecinus</i> <i>Brassica barrelieri</i> <i>Bromus rigidus</i> <i>Bromus tectorum</i> <i>Bromus diandrus</i> <i>Bromus hordeaceus</i> <i>Bromus madritensis</i>	<i>Alyssum granatense</i> <i>Andryala arenaria</i> <i>Anthyllis lotoides</i> <i>Avena barbata</i> <i>Biserrula pelecinus</i> <i>Brachypodium distachion</i> <i>Brassica barrelieri</i> <i>Bromus rigidus</i> <i>Bromus tectorum</i> <i>Filago pyramidata</i> <i>Lamarckia aurea</i>	<i>Agrostis pourreti</i> <i>Brachypodium distachion</i> <i>Coleostephus myconis</i> <i>Chamaemelum mixtum</i> <i>Leontodon taraxacoides</i> ssp. <i>longirostra</i> <i>Ornithopus compressus</i> <i>Plantago lagopus</i> <i>Plantago coronopus</i> <i>Rumex bucephalophorus</i> <i>Tolpis umbellata</i>	<i>Biserrula pelecinus</i> <i>Bromus hordeaceus</i> <i>Cerastium glomeratum</i> <i>Echium plantagineum</i> <i>Lotus parviflorus</i> <i>Matricaria chamomilla</i> <i>Medicago polymorpha</i> (dominante) <i>Plantago lagopus</i> <i>Plantago coronopus</i> <i>Rumex acetosella</i>	<i>Biserrula pelecinus</i> <i>Chamaemelum mixtum</i> <i>Evax lusitanica</i> <i>Filago pyramidata</i> <i>Gastidium ventricosum</i> <i>Leontodon taraxacoides</i> <i>Ornithopus pinnatus</i> <i>Petrorhagia prolifera</i> <i>Plantago lagopus</i> <i>Plantago coronopus</i> <i>Spergularia purpurea</i>

Tabla 2. Tipos de pastos herbáceos en los Montes Públicos Lugar nuevo y Selladores-Contadero (Manzaneque *et al.* 2011).

TAXONES TÍPICOS (cont.)				
Chamaemelum mixtum (abundante)	Leontodon taraxacoides ssp. longirostris (abundante)	Trifolium arvense	Spergula arvensis	T. campestre
Chrysanthemum segetum (abundante)	Linaria spartea (abundante)	Trifolium campestre	Trifolium subterraneum (dominante)	Tolpis umbellata
Coleostephus myconis	Ornithopus compressus	Xolantha gutatta	Trifolium campestre	Trifolium arvense
Echium plantagineum (abundante)	Ornithopus pinnatus		Trifolium arvense	Trifolium cherleri
Euphorbia esula	Plantago afra		Trifolium glomeratum	Trifolium striatum
Hordeum murinum	Plantago bellardii		Trifolium tomentosum	Vulpia ciliata
Hypochaeris glabra	Plantago coronopus			Xolanta guttata
Linum bienne	Plantago loeflingii (abundante)			
Medicago polymorpha	Rumex bucephalophorus			
Melica ciliata	Silene colorata			
Ornithopus compressus	Spergularia purpurea			
Phalaris minor	Taeniantherum caput-medusae			
Plantago coronopus	Tolpis barbata			
Plantago bellardii	Trifolium arvense (dominante)			
Plantago lagopus	Trifolium boconii			
Sanguisorba minor ssp. magnolii	Trifolium campestre			
Trifolium campestre (abundante)	Trifolium cherleri			
Trifolium cherleri	Trifolium stellatum			
Trifolium glomeratum	Trifolium angustifolium			
Trifolium tomentosum	Vulpia muralis			
Vulpia muralis	Xolantha guttata (dominante)			
Vulpia myuros

Figura 3. Panorámica de los pastos primaverales de una zona adehesada de Selladores-Contadero (Vallejones). Las herbáceas de color morado son de la especie *Echium plantagineum*. Mayo 2013.

A pesar de tratarse de un ambiente mediterráneo donde las precipitaciones son escasas, la disponibilidad de agua para la fauna silvestre, incluso en el periodo estival, es elevada en ambos Montes. Esta presencia de agua se traduce en puntos de agua de origen natural y artificial. Entre los primeros destaca la presencia del río Jándula, que discurre de norte a sur por Lugar Nuevo, y que en Selladores-Contadero configura la existencia del Pantano del Jándula que atraviesa la finca (Figura 4, 5). La presencia de este río imprime una fuerte influencia en ambas fincas, y supone la disponibilidad de agua a lo largo de todo el año en sus inmediaciones. En el caso de Lugar Nuevo, destaca también la existencia del río Cabrera, con mucho menos caudal que el río Jándula, pero capaz de mantener pozas de agua durante todo el periodo estival. Asimismo, entre el agua disponible de forma natural se encuentran los múltiples arroyos temporales, entre los que sólo algunos, especialmente en las zonas con mayor proporción de pizarra en su sustrato, mantienen pozas con agua durante todo el verano. Asimismo, diversas fuentes y manantiales de carácter natural mantienen un flujo constante de agua durante todo el año (Figura 6). En muchos casos, los afloramientos o acumulaciones naturales de agua se traducen en pequeñas charcas que pueden llegar a tener agua durante todo el periodo estival.

Figura 4. Cola del Pantano de río Jándula a su paso por Selladores-Contadero. Junio 2016

Entre los puntos de agua de origen artificial destacan los numerosos abrevaderos o pilares distribuidos equitativamente por ambas fincas, con objeto de proporcionar agua a la caza mayor. En muchos casos estos pilares son alimentados por el agua procedente de pozos situados en escasos metros mediante una bomba alimentada por un equipo autónomo de energía solar.

Figura 5. Panorámica del río Jándula a su paso por Lugar Nuevo. Piedrabermeja. Junio 2016

Otros pilares simplemente reciben el agua remanente de manantiales o aljibes. Asimismo, existen diversos pantanillos fruto de la construcción de pequeños azudes en arroyos temporales que en la mayor parte de los casos se mantienen con agua durante todo el año (Figura 6).

Por otro lado, la actividad cinegética asociada a la tórtola común es habitual en esta región (Delibes *et al.* 2009). No obstante, ni en Selladores-Contadero ni en Lugar Nuevo existe aprovechamiento de la caza menor, es decir, nunca se ha cazado la tórtola en estas 20.000 ha de terreno protegido. Por el contrario, en las fincas colindantes a Lugar Nuevo es frecuente la práctica de la caza estival de la tórtola común, comúnmente llamada Media Veda. Este aprovechamiento cinegético se divide entre el existente en los cotos municipales ubicados en la campiña (Andújar, Marmolejo, etc.) y las tiradas organizadas en fincas privadas cercanas. En este segundo caso resulta habitual el uso de la aportación artificial de alimento como método de atracción de las aves “cebaderos” (Rocha & Quillfeldt, 2015).

Figura 6. Tipos de puntos de agua naturales y artificiales existentes en el área de estudio. A: Charca natural ahondada por la acción de los jabalíes; B: Abrevadero-pilar alimentado por un pozo de agua; C: Pantanillo artificial creado mediante un azud que limita el paso del agua arroyo abajo; D: Pozas de agua estivales sobre roca en arroyo temporal.

Estos cebaderos consisten en la aportación de una mezcla de semillas cultivadas (girasol, trigo, veza, maíz triturado, etc.) desde fechas que oscilan desde finales de junio a finales de julio, de forma que esta importante disponibilidad de un alimento altamente atractivo para la tórtola les acabe atrayendo hasta el futuro cazadero. Las aportaciones se producen periódicamente en un la misma parcela hasta el día de la tirada (mediados de agosto), derivando en la existencia de una disponibilidad de alimento casi constante. A diferencia de Lugar Nuevo, no existe práctica de la caza estival de la tórtola en las grandes fincas forestales que rodean Selladores-Contadero, centradas en el aprovechamiento de la caza mayor.

3. Efectos de la abundancia de reproductores y la fecha en la actividad de canto de los machos de tórtola común

Extraído del artículo:

GUTIÉRREZ-GALÁN, A., SOLANA-GUTIÉRREZ, J. & ALONSO, C. 2016. Seasonal and abundance-related changes in the singing activity of the European Turtle Dove *Streptopelia turtur* in Mediterranean conditions" *In revision*. (Anexo VII)

3.1. Introducción

Para contestar a la primera pregunta, se llevó a cabo un estudio cuyo objetivo fue identificar los cambios en la actividad de canto de los machos de tórtola a lo largo del periodo reproductivo, así como en relación con la abundancia local de reproductores. Este conocimiento pretende facilitar el establecimiento de un protocolo de muestreo homogéneo y sistemático de la especie en la Península Ibérica asociado a la escucha de los machos. La escucha primaveral de los machos cantores es el método de mayor aceptación científica para el muestreo de la especie (Callandine *et al.* 1999; Boutin *et al.* 2003). Este método se sustenta en la identificación del característico arrullo que el macho de la tórtola desarrolla con objeto de delimitar y proteger su territorio. Un arrullo monótono e insistente [*rurrrr- rurrr, rurrrr- rurrr, (...)*] que en lugares como Galicia le vale el nombre de “la rula”. La escucha de un macho supone, salvo contadas excepciones, la presencia de un territorio reproductivo en dicho lugar (Callandine *et al.* 1999); por lo que resulta un indicador de presencia efectivo y que no supone molestias para las aves. Por otro lado, el desarrollo de un método de muestreo debe estar orientado a maximizar la detección de la especie, es decir, que el número de ejemplares detectados se acerque lo más posible a la población real existente (Bibby *et al.* 2000). En el caso de la tórtola, la rarificación de la especie en una parte importante de su distribución ibérica reclama que la metodología empleada sea capaz de identificar fielmente la presencia de reproductores en áreas de baja densidad, donde la actividad de canto de las aves cantoras en la delimitación sus territorios suele ser menor que en zonas mayor densidad (Royle & Nichols, 2003). De otra forma, un método que infravalore la presencia de machos en zonas con baja densidad generaría falsas ausencias en amplias zonas de distribución de la especie, lo cual limitaría la posibilidad de llevar a cabo un seguimiento y gestión adecuada de la especie en estos enclaves.

Por otro lado, la actividad de canto de las aves puede verse alterada en función de las condiciones geoclimáticas en las que una población se ubique. Factores como la temperatura o la latitud podrían variar las fechas en que se producen los picos de actividad de canto de los machos (Garson & Hunter 1979, Strain & Mumme, 1988), lo que de producirse debería ser tenido en cuenta a la hora de maximizar la detectabilidad de la especie en cada región geoclimática. En este sentido, el estudio llevado a cabo en el Reino Unido por Calladine *et al.* (1999) puso de manifiesto como la actividad canto de los machos era mayor durante las primeras horas tras el amanecer, así como durante la primera quincena de junio. Sin embargo, a pesar de que la Península Ibérica alberga una de las poblaciones reproductoras de tórtola más importantes de su distribución europea (BirdLife Internacional, 2015), no existen estudios que hayan abordado la actividad de

canto de los machos ni en esta región ni en ambiente mediterráneo alguno. Por tanto, se desconoce si la actividad de canto de la especie bajo la climatología mediterránea propia de gran parte de la Península Ibérica resulta diferente a la registrada en Reino Unido.

3.2. Metodología

En este sentido, en el año 2011 fue llevado a cabo un estudio preliminar en *Lugar Nuevo*, en el cual fueron evaluados los cambios en la actividad de canto de los machos cantores a lo largo de su periodo reproductivo. Este trabajo reveló que el número de machos registrados descendió paulatinamente desde la primera mitad de junio hasta el final del periodo reproductivo en agosto (Gutiérrez-Galán & Alonso, 2013). Para entender mejor este fenómeno, se llevó a cabo un estudio más ambicioso de la actividad de canto de la tórtola en una extensión más amplia ubicada en la misma área de estudio, el *Parque Natural de la Sierra de Andújar*. Este estudio pretende identificar las posibles diferencias en la actividad de canto de la especie en ambientes mediterráneos respecto a Centroeuropa, al igual que el efecto que la abundancia local de reproductores ejerce en dicha actividad de canto. La información derivada de este trabajo permitirá desarrollar un método de muestreo que optimice las posibilidades de detección en áreas con baja densidad de reproductores, y que permita comparar los datos obtenidos en todo el rango de distribución de la especie.

Para alcanzar estos objetivos, en el año 2013 fue evaluada la actividad de canto de los machos de tórtola común en un total de 32 puntos de escucha distribuidos en los Montes del Estado *Lugar Nuevo* (19) y *Selladores Contadero* (13) (Figura 1). Cada estación de escucha fue muestreada quincenalmente desde la segunda semana de mayo a la tercera semana de julio (Tabla 1, Anexos), es decir, en un total de cinco ocasiones. Las escuchas se llevaron a cabo exclusivamente durante las dos primeras horas tras el amanecer (Calladine *et al.* 1999) y tuvieron una duración de 10 minutos (Ralph *et al.* 1995). Los machos cantores fueron registrados con independencia de su distancia al centro de la estación. Asimismo, en cada una de estas escuchas se anotó el número de diferentes machos que emitieron su canto, de forma que el valor más alto registrado en cada parcela a lo largo de los cinco muestreos fue contabilizado como la abundancia local máxima de territorios. Sumado a esto, los diez minutos de duración de cada escucha fueron subdivididos en fracciones de un minuto en las que se registró la presencia/ausencia de canto de cada uno de los machos contabilizados. De esta forma, las características de la actividad de canto de cada macho fue descrita mediante tres variables diferentes: (1) momento del comienzo del canto, designado como el primer

periodo de un minuto en que fue registrado canto; (2) frecuencia de canto, contabilizado como el número de periodos de un minuto con actividad de canto; y (3) periodo continuo de silencio máximo, contabilizado como el número de periodos seguidos de un minuto con ausencia de canto. Los efectos producidos por la fecha, abundancia de machos y las interacciones entre estas variables en la actividad de canto y el número de machos registrados fue evaluado mediante una batería de ANOVA y un modelo lineal con efectos aleatorios (LMM) (Zuur *et al.* 2009).

Figura 1. Distribución de las estaciones de escucha en Lugar Nuevo y Selladores-Contadero, y a la dcha. paisaje representativo de ambas fincas.

3.3. Resultados

El número de machos contabilizados en cada muestreo quincenal osciló entre 16 y 49 en Lugar Nuevo, y entre 8 y 16 en Selladores-Contadero. Este número varió significativamente con la fecha y entre áreas de estudio ($p < 0.05$) (Tabla 1). Así, el número máximo de machos registrados como promedio en cada estación fue de 3.05 ± 1.5 en Lugar Nuevo y 1.69 ± 0.9 en Selladores-Contadero. El pico de actividad de canto se produjo en ambos montes en la primera quincena de junio, momento al cual

prosiguió un descenso continuado del número de machos registrados hasta el final del periodo muestreado (Figura 2).

Por otro lado, un total de 289 cantos, considerando “canto” como la actividad vocal de un macho concreto durante una escucha de 10 minutos, fueron utilizados para evaluar la actividad individual de canto de los machos. Así, la frecuencia de cantos fue como promedio de 4.8 ± 2 minutos, y varió significativamente con la fecha y la densidad de machos, pero fue similar entre fincas.

Figura 2. Promedio de distribución de frecuencias de canto/estación en Lugar Nuevo (---) y Selladores-Contadero (—) en el periodo estudiado.

Así, en la segunda mitad de mayo se produjo una menor frecuencia de canto (2.3 ± 1.3 minutos) respecto al resto del periodo estudiado ($p < 0.05$) (Figura 4). Los cantos también fueron menos frecuentes en las parcelas donde la abundancia fue de menos de tres machos ($p < 0.05$). Por otro lado, el periodo máximo de silencio en los cantos fue de 4.6 ± 3 minutos, variando también significativamente entre fechas y abundancias. De esta forma, cuando las abundancias fueron de menos de tres machos el periodo de silencio aumentó como promedio hasta 5.4 ± 2.5 minutos (Figura 4), siendo significativamente mayor en densidades más elevadas ($p < 0.05$).

Tabla 1. Resultados de análisis ANOVA en el que fue evaluada la influencia de la fecha (medio mes), lugar, número de machos máximo y sus interacciones con el número de machos cantores, frecuencia de canto, máximo periodo de silencio, y comienzo del canto.

Source of variation	Singing males frequency			Song output		Maximum period of silence		First record	
	Estimates	df	F-value	df	F-value	df	F-value	df	F-value
Date (Random effects)	mean = 0.86; sd = 0.41	4,154	12.96**	4,229	4.21***	4,228	4.96***	4,208	1.37
Site	1.05	1,154	29.9***	-	-	1,228	3.06 .	1,208	1.40
Males density	-	-	-	5,229	3.89***	5,228	2.47*	5,208	1.01
Males density x Date	-	-	-	-	-	-	-	20,208	1.71.

N = 160; . p < 0,1; *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001

Asimismo, en la segunda mitad de mayo el periodo de silencio fue significativamente mayor (5.9 ± 3.7 minutos) ($p < 0.05$) que en el resto del periodo estudiado (4.3 ± 2.6 minutos) (Figure 3). El comienzo de los cantos fue como promedio a las 2.7 ± 2.6 minutos, siendo similar para ambas fincas ($p=0.453$), fechas ($p=0.312$) y abundancia de machos ($p=0.245$).

Figura 3. Promedio de distribución de frecuencias de canto en Lugar Nuevo y Selladores-Contadero en el periodo estudiado.

3.4. Discusión

Los resultados han mostrado que el pico de actividad de canto de la especie se produjo en la primera quincena de junio en ambos montes. Este hecho coincide tanto con lo observado en el estudio preliminar, como con las observaciones procedentes del Reino Unido (Calladine *et al.* 1999). Curiosamente, el número de machos registrados durante la segunda quincena de mayo fue significativamente menor que durante el resto del periodo estudiado, lo que no coincide con el estudio preliminar, el cual mostró en estas mismas fechas un número de registros similar a la primera quincena de junio. Teniendo en cuenta que durante la segunda mitad de mayo la mayor parte de las tórtolas ya han llegado a sus territorios reproductivos (Eraud *et al.* 2013) y que el pico de actividad de muchas especies migratorias se produce a su llegada a las zonas de cría (Ralph *et al.* 1995; Selmi & Boulinier, 2003; Amrhein *et al.* 2007), es probable que el bajo número de registros estuviera ligado a una atípica menor actividad de canto de origen desconocido. En este sentido, durante los muestreos de la segunda mitad de mayo pudo observarse una fuerte bajada de temperaturas e inestabilidad meteorológica nocturna, lo que pudo inhibir considerablemente la actividad de canto de los machos (O'Connor & Hicks, 1980; Thomas, 1999; Hutchinson, 2002). De hecho, las variables propias de la actividad de canto de la especie, frecuencia de canto y periodo máximo de silencio, también fueron significativamente menores en la segunda mitad de mayo (Figura 3), lo que plantea la hipótesis de que las condiciones climatológicas sucedidas en dicho periodo originaron la menor actividad cantora de los machos. Por tanto, es probable que en condiciones de estabilidad meteorológica, el pico de actividad de canto de los machos no esté reducido a la primera quincena de junio sino que se extienda a los últimos días de mayo. No obstante, la certeza de que la totalidad de los reproductores han llegado a sus territorios invita a establecer los muestreos en los primeros días de junio frente a fechas anteriores. Deberán ser evitados como días de muestreo aquellos en los que se manifiesten eventos de inestabilidad meteorológica como precipitaciones o fuertes caídas en la temperatura nocturnas, independientemente de la ausencia de lluvia o viento durante las escuchas.

Por otro lado, el descenso prolongado del número de machos registrados a lo largo del periodo estudiado podría estar relacionado principalmente con dos cuestiones: (1) una reducción en la actividad de canto de la especie (Ralph *et al.* 1995; Calladine *et al.* 1999), y (2) una reducción de la presencia de los machos en las inmediaciones de los nidos (Farnsworth *et al.* 2002; Diefenbach *et al.* 2007). Respecto a la primera cuestión, las variables que evaluaron la actividad de canto individual de los machos no mostraron diferencias en el periodo de descenso del número de registros. Por tanto, una supuesta reducción de la actividad de canto se traduciría en la inhibición del canto de un porcentaje de los machos presentes en sus territorios, lo cual se incrementaría con el avance del periodo reproductivo. Esta posible inhibición podría estar relacionada con el estadio concreto de la reproducción (Best & Petersen, 1982; Wilson & Bart, 1985,

Robertson & Olsen, 2014). Sin embargo, puesto que las tórtolas suelen llevar a cabo dos puestas cada temporada (Murton *et al.* 1968, Peiro, 1990), el momento del periodo reproductivo no explica por si solo el descenso del número de registros.

Respecto a la segunda causa, el tiempo dedicado por las aves para alimentarse, así como las distancias a los lugares de alimentación pueden ejercer una fuerte influencia en los tiempos de ausencia de sus territorios reproductivos (Eberhard & Ewald, 1994; Adams, 2001; Betts *et al.* 2008; Hussell, 2012). Así, elementos del hábitat como la distancia a las fuentes de alimentación, que en el caso de las tórtolas puede llegar a los 10 km (Browne & Aebischer, 2003), podrían ejercer una marcada influencia en la duración de los periodos de ausencia de los machos cantores de los alrededores de sus nidos (Ydenberg, 1984). Por tanto, la distribución geográfica de las fuentes de alimento en un hábitat reproductivo podría generar diferencias en la detectabilidad de los machos entre diferentes zonas. En este sentido, en *Lugar Nuevo* pudo observarse como desde finales de junio-principios de julio se produjo un incremento notable de las tórtolas que, durante primera hora de la mañana, volaban en dirección a la campiña y lugares donde se llevaban a cabo aportaciones de alimento con objeto cinegético (cebaderos). Este aumento percibido de la movilidad de la especie coincidió con la cosecha de los campos de cereal ubicados en la campiña, así como el comienzo de las aportaciones de cereal y girasol en los cebaderos, lo cual resulta coherente con la preferencia de la tórtola hacia estas semillas cultivadas (Browne & Aebischer, 2003; Montoya, 2009). Sin embargo, tales observaciones no fueron registradas en Selladores-Contadero, donde no existen campos agrícolas ni cebaderos en los alrededores de dicho monte. Este contraste podría verse reflejado en el mayor descenso porcentual en el número de machos registrados en Lugar Nuevo a finales de julio, frente al registrado en Selladores-contadero (Figura 2). No obstante, futuros estudios deberán profundizar en esta cuestión, y mediante el uso de radiotransmisores, identificar la movilidad de los machos en función de la fecha y las características tróficas del terreno.

Por otro lado, la abundancia local de reproductores ejerció una marcada influencia en la actividad de canto individual de los machos, concretamente en la frecuencia de canto y el periodo máximo de silencio. Así, pudimos encontrar dos rangos diferenciados en la actividad de canto de los machos en función de si la abundancia era igual o mayor de tres machos/estación de escucha (densidad alta) o menor tres machos/estación de escucha (densidad moderada).

En el caso de los periodos de silencio continuados, estos llegaron a ser de casi un minuto más de duración en densidades moderadas que en altas (5.4 ± 2 and 4.6 ± 3 intervalos de un minuto respectivamente; Figura 3). Del mismo modo, en densidades moderadas un 41 % de los periodos de silencio fueron superiores a 5 minutos, mientras que en altas densidades no superaron el 34 %. Estas diferencias están probablemente asociadas a la menor actividad de canto de los machos cuando la competición por el territorio es menor (Lampe & Espmark, 1987; Bibby *et al.* 2000; Ripmester *et al.* 2010). Asimismo, durante los primeros 5 minutos de los conteos los registros de los machos fueron más tempranos en las estaciones con alta densidad de reproductores (Figura 4). Sin embargo, durante la segunda mitad de los conteos, entre los 5 y 10 minutos, el promedio de primer canto fue similar independientemente de la abundancia local de machos (Figura 5). En este sentido, la mayor actividad de canto propia de la defensa del territorio en áreas con altas densidades de reproductores podría reducir los efectos de una posible inhibición temporal del canto debida a la llegada del muestreador a la estación de escucha (Gutzwiller *et al.* 1994). Asimismo, parece lógico afirmar que, puesto que los efectos de la abundancia de territorios se minimizan a partir de los cinco minutos de escucha, la duración de los muestreos no debería ser menor en ningún caso, siendo diez minutos el tiempo que parece optimizar la presencia de la persona que muestrea.

Por otro lado, los efectos en el comienzo del canto derivados de la llegada del personal de muestreo, específicamente en zonas baja densidad de reproductores, podrían generar un mayor sesgo en los muestreos llevados a cabo mediante itinerarios a pie frente al seguimiento de estaciones de escucha específicas. Así, si el tiempo empleado en un itinerario a pie en atravesar la distancia en la que es posible escuchar el canto de un macho (< 120 m; Carrascal & Palomino, 2008) es inferior a cinco minutos (Ralph *et al.* 1995), podría producirse una infravaloración del número de machos. De hecho, los periodos de silencio máximos superan como promedio los cinco minutos cuando las densidades son moderadas. Lo anterior cobra especial importancia debido a la baja densidad de tórtolas en gran parte de su distribución española y europea, ya que de no tenerse en cuenta estas particularidades podrían llegar a registrarse numerosas falsas ausencias, difícilmente corregibles mediante el uso de coeficientes.

Finalmente, la primera quincena de junio se muestra como el periodo en el cual la detectabilidad de los machos se maximiza. Asimismo, la actividad cantora de los machos a través del periodo reproductivo se ha mostrado similar a la conocida en Centroeuropa, a pesar de las diferencias geoclimáticas con el ámbito mediterráneo. Por tanto, las circunstancias ligadas al ámbito geo-climatológico parecen tener una menor influencia de la esperada en la detectabilidad de la tórtola.

Figura 4. Modelización de la probabilidad del primer canto de un macho en función del minuto [exponential model $F(t) = 1 - \exp(-t \cdot b)$] (a) and probability (b), both divided in high density (Δ) and low density (o).

La actividad de canto individual de los machos, como resultado de las variables *frecuencia de canto* y *periodo de silencio máximo*, se mostró mayor en abundancias iguales o superiores a 3 machos/estación de escucha. No obstante, puesto que en la mayor parte de la distribución europea de la especie la abundancia local es habitualmente menor, los futuros muestreos deberán tener en cuenta los datos referidos a abundancias inferiores a la mencionada (<3 machos/estación de escucha). Por tanto, se refuerza la idea de que la duración de las escuchas no sea inferior a cinco minutos, ya que de otra forma podría infravalorarse el número de machos presente.

4. Dieta de la tórtola común en el sur de la Península Ibérica: el rol de las semillas silvestres en ambientes forestales

Extraído Del artículo:

GUTIÉRREZ-GALÁN, A. & ALONSO, C. 2016. European Turtle Dove *Streptopelia turtur* diet composition in Southern Spain the role of wild seeds in Mediterranean forest areas. *Bird Study*, 63: 490-499. (Anexo VI).

4.1. Introducción

Para contestar a la segunda pregunta llevé a cabo un estudio sobre las semillas silvestres consumidas por la tórtola en un ambiente forestal mediterráneo. Hasta el momento, el conocimiento de la dieta de la tórtola en la Península Ibérica se reducía a los estudios llevados a cabo por Jiménez *et al.* (1992) en el sur de España, y Dias & Fontoura (1996) en el sur de Portugal. Sendos trabajos identificaron la dieta de la especie mediante el estudio de los buches y mollejas de ejemplares capturados por cazadores en el periodo conocido como Media Veda, es decir entre el 15 de Agosto y el 15 de Septiembre. En esas fechas las tórtolas ya ha finalizado su periodo reproductivo y se encuentran sumidas en una serie de movimientos migratorios de diferente rango que las acabará llevando a sus cuarteles de invernada (Lormee *et al.* 2016). Dichos desplazamientos transcurren esencialmente por zonas cultivadas en las que pueden consumir el cereal y girasol necesario para afrontar el viaje final hasta el centro de África (Montoya, 2009). Es decir, las semillas silvestres identificadas en estos trabajos se producirían en zonas eminentemente agrícolas, y geográficamente diferentes de los territorios reproductivos de los ejemplares capturados. Del mismo modo, las semillas silvestres registradas en los estudios llevados a cabo en el resto de Europa, esencialmente en Reino Unido (Murton *et al.* 1964; Browne & Aebischer, 2003), resultan difícilmente extrapolables a los ambientes mediterráneos propios del sur de España debido a las diferencias geoclimáticas existentes. Esto produce marcadas diferencias entre las comunidades vegetales ubicadas en el marco de la distribución europea de la tórtola.

Con el presente estudio se ha pretendido identificar las semillas silvestres consumidas por la tórtola en sus territorios reproductivos, concretamente en un ecosistema forestal representativo de la España mediterránea. Esta información supone una importante ampliación del conocimiento existente sobre la dieta de la tórtola en la Península Ibérica. Además, abre la posibilidad de evaluar la disponibilidad de alimento en los territorios reproductivos y asociarlo a su idoneidad como hábitat de nidificación, lo cual ha sido desarrollado en el Capítulo III.

4.2. Metodología

Para alcanzar dicho objetivo se llevó a cabo la evaluación del contenido de los buches y mollejas de 222 ejemplares de tórtola cazados en los años 2013 (109), 2014 (70) y 2015 (43) en Sierra Morena Oriental (Jaén). El contenido de las mollejas fue también examinado, ya que es capaz de aportar información sobre la alimentación de las aves durante el día/as previos, lo cual amplía la horquilla de especies de la dieta susceptibles de ser identificadas (Jiménez *et al.* 1992). Los ejemplares fueron abatidos en los

alrededores del Monte del Estado *Lugar Nuevo* en el marco de tres cacerías organizadas en dos fincas privadas colindantes, una única cacería cada año (Tabla 1, Anexos). Así durante los años 2013 y 2014 las tórtolas procedieron de una misma finca, mientras que en el año 2015 el origen fue una segunda propiedad situada a apenas 0.8 km de la anterior. En la organización de estas cacerías se empleó la aportación artificial de alimento (mezclas de cereal, girasol y leguminosas) para la atracción de las tórtolas (Rocha & Quillfeldt, 2015). Así, desde finales de junio, una cantidad de esta mezcla de semillas cultivadas fue periódicamente extendida en los lugares donde se llevaron a cabo las tiradas (Figura1). Desde el comienzo de las aportaciones, una cantidad de tórtolas creciente comenzó a visitar diariamente estos enclaves como puntos de alimentación, de forma que en los días previos a la cacería la cantidad de aves que concurría en estos lugares era elevada.

El aporte de mezcla de semillas cultivadas se produjo en una superficie reducida dentro de cada finca (1,5-2 ha), concentrándose el grano en determinados puntos o caminos. Asimismo, la finca cazada en los años 2013 y 2014 estaba abierta al ganado y caza mayor, lo que redujo la disponibilidad de grano para las tórtolas, aunque este fuera repuesto casi diariamente. Por el contrario, la finca en la que las tórtolas fueron cazadas en el año 2015 se encontraba vallada y no contaba con caza mayor ni ganado en el interior, de forma que la disponibilidad de grano fue comparativamente mucho más elevada y constante. Las tórtolas cazadas cada año procedieron de una sola cacería llevada a cabo durante la primera semana de la temporada de caza estival conocida como Media Veda, aproximadamente el 21 de agosto, y en un horario comprendido entre las 7:00 y 13:30 horas.

La mayor parte de las tórtolas que visitaban estos cebaderos procedían de los terrenos situados al norte, es decir, de Lugar Nuevo y sus alrededores. De este modo, desde finales de junio un número creciente de tórtolas que se reproducían en este tipo de ambiente forestal mediterráneo conseguían alimentarse de semillas cultivadas en las zonas de suplementación, pudiendo volar distancias de hasta 10 km desde sus nidos hasta estos lugares (Browne & Aebischer, 2003). Así, el estudio de la dieta se planteó sobre la hipótesis de que las tórtolas que se alimentaban en los cebaderos también consumirían semillas silvestres en sus zonas de nidificación. De esta forma, el análisis de los ejemplares capturados permitiría saber que semillas silvestres eran las consumidas en sus zonas de cría aledañas, ya que las tórtolas atraídas eran reproductores locales y no aves de paso.

Figura 1. Una de las áreas de suplementación de alimento. Los caminos eran aprovechados para dispersar el grano.

4.3. Resultados

Una vez evaluado el contenido de buches y mollejas, un total de 30 especies de semillas silvestres de plantas herbáceas fueron identificadas, aunque solo unas pocas mostraron una frecuencia y cantidad importantes en la dieta estudiada (Tabla 1). Junto a las semillas silvestres también se registraron semillas de cultivo (cereal, girasol, leguminosas, maíz triturado, etc.), las cuales coincidieron con las aportadas en los cebaderos. La presencia de estas mezclas de semillas cultivadas en los buches pudo estar relacionada con que algunos ejemplares se alimentaron en el propio cebadero momentos antes de ser abatidos, lo cual pudo observarse durante las tiradas. Esto último fue posible debido a la manifiesta imprudencia observada por una parte de las tórtolas en un escenario donde se producían continuamente disparos, lo cual contrastó con la menor temeridad mostrada en las mismas circunstancias por su pariente la paloma torcaz (*Columba palumbus*).

Junto a la parte vegetal de la dieta, también pudieron encontrarse tres especies de caracoles en los buches y mollejas estudiados *Ferussacia follicula*, *Microxeromagna armillata*, *Rumina decollata* y *Cochlicella barbara*, que aparecieron en un 2.7% de los

ejemplares analizados. El consumo de gasterópodos ha sido reflejado en la mayoría de trabajos realizados sobre los hábitos alimenticios de la tórtola (Murton *et al.* 1964; Goodwin, 1970; Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura 1996).

Del mismo modo, la presencia de caracoles en los buches y mollejas de ejemplares juveniles invita a pensar que el consumo de estos invertebrados no atiende exclusivamente a requerimientos de calcio propios de ejemplares reproductores como se ha sugerido por algunos autores (Mänd *et al.* 2000; Reynolds & Perrins, 2010), sino que pueden existir motivaciones complementarias aún por definir.

Figura 3. Algunas de las principales semillas silvestres identificadas (a: *Callendula arvensis*; b: *Echium plantagineum*; c: *Raphanus raphanistrum*; d: *Amaranthus deflexus*; e: *Geranium molle*; f: *Rumex sp.*; g: *Chrozophora tinctoria*; h: *Vicia sp.*). (Escala: 1 cuadrícula = 1 mm).

Las semillas silvestres más consumidas variaron anualmente, aunque hubo especies cuya presencia fue siempre relevante. Así, *Echium plantagineum*, *Amaranthus deflexus*, *Geranium molle*, *Raphanus raphanistrum* y *Malva sp.* estuvieron presentes en la dieta en los tres años de estudio, mientras que *Silene sp.*, *Trifolium stellatum* y *Rumex sp.* lo hicieron en dos años. Por otro lado, dada la importancia que la disponibilidad temporal de las semillas tiene para la tórtola, se clasificaron las especies identificadas entre “semillas tempranas” (*early seeds*) y “semillas tardías” (*late seeds*), de forma que las primeras están disponibles y maduras para su consumo desde mediados de mayo, y las segundas no maduran hasta al menos finales de junio.

Tabla 1. Percentage (%) de ocurrencia, volume y número de las semillas silvestres encontradas en buches y mollejas cada año de estudio en el periodo 2013-2015. Los items son agrupados en semillas tempranas (*early seeds*), semillas tardías (*late seeds*) y semillas no identificadas (*NI*) y pellets de plástico (*PP*). Para los porcentajes de volumen y número de semillas solo han sido tenidas en cuenta aquellas aves que contenían alimento en su tracto digestivo.

Spp.		2013						2014						2015					
		Crops			Gizzards			Crops			Gizzards			Crops			Gizzards		
		Freq.	Vol.	Num.	Freq.	Vol.	Num.	Freq.	Vol.	Num.	Freq.	Vol.	Num.	Freq.	Vol.	Num.	Freq.	Vol.	Num.
Early seeds	<i>Echium plantagineum</i>	80,0	52,5	62,0	73,8	60,6	57,7	1,4	0,2	0,3	2,9	0,4	0,2	-	-	-	7,7	1,9	1,5
	<i>Silene sp.</i>	51,7	2,4	22,1	9,5	1,2	9,1	-	-	-	1,4	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
	<i>Geranium molle</i>	26,7	1,9	5,7	35,7	9,4	24,7	-	-	-	2,9	0,1	0,4	50,0	9,5	20,7	15,4	2,6	10,8
	<i>Salsola kali</i>	-	-	-	1,2	0,1	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Callendula arvensis</i>	3,3	0,1	0,1	2,4	0,1	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,7	18,9	1,5
	<i>Asperula sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,9	0,1	0,2	-	-	-	-	-	-
	<i>Stellaria media</i>	-	-	-	1,2	0,4	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Malva sp.</i>	-	-	-	4,8	0,1	0,2	-	-	-	2,9	0,1	0,2	-	-	-	7,7	3,4	1,5
	<i>Polygonum lapathifolium</i>	1,7	0,1	0,1	1,2	0,4	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Late seeds	<i>Amaranthus deflexus</i>	8,3	3,9	1,0	6,0	7,3	1,3	18,6	56,6	84,9	27,1	53,6	77,9	50,0	90,5	79,3	30,8	31,2	50,8
	<i>Chrozophora tinctoria</i>	-	-	-	-	-	-	2,9	33,6	5,0	2,9	5,6	0,7	-	-	-	-	-	-
	<i>Raphanus raphanistrum</i>	20,0	1,3	0,6	8,3	1,7	0,6	2,9	1,4	0,9	2,9	1,2	0,2	-	-	-	7,7	5,2	1,5
	<i>Rumex sp.</i>	1,7	1,2	1,2	2,4	1,7	1,3	1,4	0,2	3,1	5,7	0,1	3,3	-	-	-	-	-	-
	<i>Trifolium stellatum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15,7	3,3	3,6	-	-	-	23,1	7,6	12,3
	<i>Vicia sp.</i>	-	-	-	-	-	-	4,3	7,7	2,8	2,9	32,2	5,8	-	-	-	7,7	23,6	7,7
	<i>Convolvulus arvensis</i>	-	-	-	6,0	6,1	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Silybum marianum</i>	3,3	35,2	4,2	2,4	4,8	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Cynara humilis</i>	-	-	-	2,4	1,7	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Ranunculus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	4,3	0,1	1,7	2,9	0,8	4,1	-	-	-	-	-	-
	<i>Ornithopus compressus</i>	-	-	-	-	-	-	1,4	0,1	0,1	10,0	1,3	1,7	-	-	-	-	-	-
	<i>Others (10 spp)</i>	9,7	1,6	3,3	4,8	0,7	0,5	1,4	0,1	1,1	8,6	0,6	1,5	0,0	0,0	0,0	7,7	2,1	9,2
PP	Plastic Pellets	-	-	-	6,0	4,0	2,1	1,4	0,1	0,1	1,4	0,4	0,1	-	-	-	15,4	3,5	3,1

La presencia de semillas silvestres se produjo en un 32% de los buches estudiados, siendo significativamente más alta durante el primer año (58.7%) que durante el segundo y tercero (25.7% and 9.3%, respectivamente) ($\chi^2 = 39.03$; $p < 0.001$). Dicha frecuencia fue similar entre edades, aunque el número de semillas silvestres ingeridas por los adultos fue mayor respecto a los ejemplares juveniles (29 ± 76 y 10 ± 20 semillas respectivamente) ($H_1 = 5.79$; $P = 0.016$) (Figure 3). Por el contrario, el número de semillas silvestres por buche fue similar a lo largo de los tres años de estudio. Asimismo, el volumen de semillas silvestres, ya de por sí reducido, ocupado en los buches que las contenían no mostró diferencias entre años (0.032 ± 0.05 ml; $N = 72$), aunque sí fue substancialmente mayor en los adultos que en los juveniles (Figura 4). Del mismo modo, la riqueza de especies de semillas silvestres en los buches fue también significativamente mayor en los adultos que en los juveniles (2.07 ± 0.2 y 1.53 ± 0.2 , respectivamente) ($H_1 = 4.19$; $p = 0.04$), variando entre años de estudio. Respecto a la presencia de semillas de cultivo en los buches analizados, esta fue similar tanto entre edades como entre años de estudio (0.70 ± 0.4 ml; $N = 73$).

Figura 3. Numero de semillas silvestres contenidas en los buches en función de (a) clase de edad y (b) año de estudio.

Figura 4. Volumen de semillas silvestres contenidas en los buches en función de (a) clase de edad y (b) año de estudio.

Por otro lado, un 62.2% de las mollejas mostraron la presencia de semillas silvestres. Al igual que en los buches, la ocurrencia de estas semillas fue mayor durante el primer año (76.1%) que el segundo y tercero (61.4% and 27.9% respectivamente) ($\chi^2 = 30.53$; $P < 0.001$), siendo similar entre adultos y juveniles. El número de semillas silvestres encontrado en las mollejas fue también significativamente mayor el primer año (18 ± 34 semillas), que el segundo y tercero (4 ± 35 en 2014 y 4.5 ± 5 en 2015) ($H_2 = 7.23$; $P < 0.01$); siendo similar entre adultos y juveniles. Respecto a la riqueza de especies, está fue de 1.6 ± 0.8 spp ($N = 138$), no existiendo diferencias entre edades ni años de estudio. Sin embargo, la capacidad de las mollejas para retener semillas durante diferentes periodos de tiempo en función de su dureza (Trost, 1981; Jordano, 2000; Amat & Varo, 2008) limita la comparación de la riqueza de especies entre años y clases de edad, ya que estaría condicionada por las características físicas de las semillas consumidas.

Cabe destacar que el volumen y ocurrencia de las semillas silvestres identificadas fue muy similar entre mollejas y buches (Tabla 1). Es decir, la composición de semillas silvestres consumidas por la tórtola el día de su captura fue similar a las consumidas los días anteriores o anteriores, ya que la molleja puede llegar a retener las semillas silvestres durante días frente al número limitado de horas que permanecen los buches. Este hecho da mayor consistencia a los porcentajes y ocurrencias de cada especie de semilla silvestre en la dieta, ya que las aves hicieron la misma selección de especies en días sucesivos.

Sorprendentemente, durante el estudio del contenido de buches y mollejas aparecieron gránulos de plástico vírgenes (*plastic pellets*) en un 3.8% de las aves, y durante los tres años de muestreo (4.65% en el primer año, 2.95% en el segundo año y 4.65% en el tercero). Estos pequeños gránulos tenían el aspecto de pequeñas lentejas transparentes y tenían un diámetro de 3.4 ± 0.5 mm (N = 50). La mayoría de ellos fueron encontrados en las mollejas, salvo un ejemplar en el que fueron encontrados en el buche. Asimismo, estos plásticos aparecieron en pequeñas cantidades (1-3 gránulos), salvo en una molleja donde aparecieron 40 gránulos (Figura 5). La existencia de estos gránulos en la dieta de la tórtola en dos diferentes puntos de captura y a lo largo de tres años, muestra un caso de ingestión de material plástico por parte de la especie sin precedentes. Hasta el momento solo eran conocidos el consumo de plomos de caza (Pb o acero) por parte de otras especies de tórtolas (Schulz *et al.* 2002, 2006), pero no existía referencia alguna sobre el consumo de plásticos por parte de ninguna especie de tórtola. Esta ingestión de gránulos o *pellets* de plástico invita a pensar que su disponibilidad en el área de estudio es elevada, lo que podría ser fruto de antiguos vertidos en el río Jándula (Gregory & Ryan, 1997). Esta hipótesis cobra fuerza teniendo en cuenta que río arriba se encuentra la refinería de Puertollano, donde estos plásticos son elaborados, y existen precedentes históricos de vertidos en el curso fluvial del Jándula. Así, una de las posibles causas de la ingestión es que los ejemplares encontraran dichos plásticos en las orillas del propio río, concretamente en los puntos habitualmente usados como bebederos, y los consumieran confundiéndolos con semillas de leguminosas debido a su parecido.

Figura 5. Gránulos de plástico (*virgin plastic granules*) encontrados en el tracto digestivo de las tórtolas.

4.4. Discusión

La dieta estudiada muestra la capacidad de las tórtolas para alimentarse de una amplia variedad de semillas silvestres herbáceas, aunque solo unas pocas especies parecen tener una presencia relevante. Este hecho coincide con las dietas estudiadas por otros autores, donde determinadas especies destacaron por encima del resto (Murton *et al.* 1964; Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996; Browne & Aebischer, 2003). Del mismo modo, la riqueza de especies encontrada en los buches y mollejas fue reducida, lo cual también concuerda con lo expuesto por Jiménez *et al.* (1992) y Dias & Fontoura (1996). Por tanto, resulta plausible afirmar que las tórtolas centran su alimentación diaria en determinadas especies, incluso en ambientes de una amplia diversidad herbácea como los forestales. En este mismo sentido, el número de especies de semillas silvestres identificado en la dieta fue mucho mayor que el observado en trabajos realizados en ambientes agrícolas (Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996), lo cual podría estar relacionado con la mayor riqueza de especies propia de los pastos forestales respecto a las zonas cultivadas (Weibull *et al.* 2003). Asimismo, las tórtolas adultas mostraron un mayor número, volumen y diversidad de semillas silvestres consumidas respecto a los ejemplares juveniles, hecho que fue también observado en Portugal por Dias & Fontoura (1996). Estas diferencias entre clases de edad podrían estar relacionadas con la mayor experiencia en la búsqueda de alimento de fuentes diversas por parte de los ejemplares adultos (Marchetti & Price, 1989; Sol *et al.* 2000).

Por otro lado, la mayor parte de las tórtolas fueron abatidas en el momento en el que llegaban al “cebadero” a alimentarse, por lo que los buches apenas contenían un volumen testimonial de lo que podrían albergar tras haber completado su provisión diaria de alimento. Así, es muy probable que la mayor parte del volumen de la dieta diaria de las tórtolas en los días previos al muestreo estuviera compuesto por las semillas cultivadas aportadas dada su preferencia por ellas (Browne & Aebischer, 2003), mientras que las semillas silvestres supondrían un complemento de la dieta. No obstante, la frecuencia y volumen de semillas silvestres en la dieta no fue similar entre años. Este hecho podría estar asociado a los cambios anuales en la abundancia/disponibilidad de las principales especies herbáceas consumidas por las aves, algo común en los pastos mediterráneos (Callaway & Parker, 1997; Gea-Izquierdo *et al.* 2010), y que ha sido observado en otras aves granívoras (Moorcroft *et al.* 2006). Así, durante la primavera del primer año de estudio (2013) pudo observarse una gran abundancia de *Echium plantagineum* tanto en Lugar Nuevo como en gran parte de la región, en contraste con el segundo año de estudio (2014) en el que su presencia fue casi nula (ver Capítulo III). Estos cambios en la abundancia anual se reflejaron fielmente

en la presencia de las semillas de esta especie en la dieta estudiada sendos años (Tabla 1).

Asimismo, el porcentaje de tórtolas que albergaban semillas silvestres en sus buches y mollejas varió substancialmente entre años, lo que podría estar relacionado con la disponibilidad anual de las especies de semillas silvestres clave en la dieta de la especie. Es decir, determinadas especies herbáceas como *Echium plantagineum* podrían tener una especial relevancia en la abundancia del conjunto de semillas silvestres disponibles para la tórtola cada año. Así, la escasez coyuntural de estas especies herbáceas clave podría repercutir en el conjunto de alimento estival disponible para la tórtola en este tipo ambientes forestales.

En este mismo sentido, las diferencias interanuales en la disponibilidad de semillas cultivadas en las zonas de suplementación podrían haber ejercido una marcada influencia en la cantidad de semillas silvestres consumidas por las tórtolas. Así, el tercer año las tórtolas analizadas procedieron de una tirada realizada en una finca donde la disponibilidad de trigo y girasol aportado por los cazadores era muy elevada y continua en el tiempo. Es decir, la substancialmente mayor disponibilidad de cereal y girasol durante el tercer año de estudio pudo ser un factor decisivo en la menor presencia de semillas silvestres en la dieta. De hecho, a pesar de que durante el tercer año la abundancia en el área de estudio de las principales especies herbáceas identificadas en la dieta fue muy superior respecto al año anterior (p.e. *Echium plantagineum*, ver capítulo III), no se produjo una mayor presencia de dichas especies en la dieta. Por tanto, puede decirse que el porcentaje (%) de las semillas silvestres en la dieta podría estar condicionado tanto por el grado de disponibilidad de semillas cultivadas, como por la disponibilidad de las semillas silvestres clave en su dieta.

Respecto a la relevancia de determinadas especies herbáceas, algunas de ellas han destacado por su mayor volumen y frecuencia en la dieta estudiada, pero también por su conocido consumo por la tórtola en otras regiones y países. Así, especies como *Amaranthus sp.*, *Chrozophora tinctoria*, *Rumex sp.* y *Convolvulus sp.* ya fueron señaladas como parte de la dieta de la especie en la Península Ibérica (Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura 1996); del mismo modo que *Silene sp.*, *Polygonum sp.*, *Ranunculus sp.*, *Rumex sp.* y *Trifolium sp.* lo fueron en Reino Unido (Murton *et al.* 1964; Browne & Aebischer, 2003). El consumo de las mismas especies de semillas silvestres en diferentes áreas geoclimáticas podría indicar un especial interés de la tórtola por ellas, lo cual ya ha sido observado en otras aves (Diaz, 1990, 1996; Dimiceli *et al.* 2007; Johansen *et al.* 2014). Por el contrario, algunas especies cuyas semillas han mostrado una especial relevancia en la dieta estudiada, como *E. plantagineum* y *G. Molle*, eran hasta ahora desconocidas en los hábitos alimenticios de la tórtola. Es decir, aunque existan semillas silvestres especialmente atractivas para la tórtola en una parte importante de su distribución, las herbáceas existentes a nivel local podrían tener una fuerte relevancia a la dieta.

De manera particular, algunas especies citadas en trabajos similares, como es el caso de *Stellaria media* o *Viola arvensis* (Murton *et al.* 1964, Browne & Aebischer 2003), tuvieron una presencia escasa o nula en la dieta estudiada a pesar de su existencia en el área de estudio (Gómez-Manzaneque *et al.* 2002). Este hecho podría estar relacionado con la escasa disponibilidad de estas herbáceas en el área de estudio (ver capítulo III), debido tanto a unas condiciones climáticas poco propicias para su abundancia, como a una elevada presión herbívora respecto a otras especies (Belsky, 1992; Sternberg *et al.* 2000).

Por otro lado, a pesar de que no disponemos de datos sobre las semillas consumidas durante la 1ª mitad del periodo reproductivo, resulta probable que dichas especies se encuentren entre las semillas “tempranas” registradas en la dieta. Esto es debido a que la mayoría de las especies identificadas son anuales y de carácter ruderal, lo que las permite producir una gran cantidad de semillas (Grime, 1977). En condiciones de normalidad, las semillas producidas por estas especies herbáceas tempranas generarían un banco de semillas con capacidad para alimentar a las tórtolas desde su dispersión hasta el final del verano (Osem *et al.* 2006; Leck, 2012). Por tanto, resulta muy probable que las principales especies “tempranas” consumidas por la tórtola en la primera mitad del periodo reproductivo se encontrasen también entre las consumidas durante los días de muestreo en Agosto. En el mismo sentido, resulta previsible que la composición de semillas silvestres en la dieta de la tórtola varíe a lo largo del periodo reproductivo de acuerdo con la disponibilidad temporal de las distintas especies (Moorcroft *et al.* 2006). De este modo, la dieta durante la primera parte del periodo reproductivo estaría solo compuesta por semillas tempranas, mientras que en la segunda mitad sería una mezcla de semillas tempranas y tardías, junto a especies cultivadas en caso de haberlas. Esta distribución de la dieta sería extrapolable al resto de la distribución mediterránea de la especie en la Península Ibérica, ya que los cereales no suelen ser cosechados hasta al menos la primera mitad de junio. Las semillas silvestres tempranas serían por tanto el único alimento disponible para las tórtolas en mayo y gran parte de junio en el sur de la Península Ibérica, por lo que este tipo de semillas tendría una especial importancia en la dieta respecto a las tardías (Meijer & Langer, 1995; Verhulst & Nilsson, 2008; Dunn & Morris, 2012). La importancia de las semillas silvestres en general, y las tempranas en particular, aumentaría con la latitud, en la medida que la maduración de los cultivos de cereal es más tardía.

Finalmente, aunque la diversidad de especies herbáceas en la dieta de la tórtola ha resultado substancialmente mayor en un ambiente forestal respecto a lo conocido en áreas agrícolas, sólo unas pocas especies tienen especial relevancia en la dieta.

Asimismo, dentro del espectro de semillas silvestres consumidas por la tórtola, aquellas denominadas como “tempranas” tendrían un papel mucho más relevante en la dieta debido a su disponibilidad en la primera mitad del periodo reproductivo, cuando éstas representan la única fuente de alimento disponible. Por tanto, será tarea de futuros estudios identificar las especies herbáceas de maduración más temprana en las principales áreas reproductivas de la tórtola, tanto en la Península Ibérica como en el resto de Europa.

Asimismo, las semillas cultivadas, entre las que destaca el trigo y el girasol, han mostrado una importante capacidad de atracción para la tórtola. Este hecho, ya reflejado por otros autores (Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996; Browne & Aesbicher, 2003), refleja la especial relevancia de este tipo de cultivos para la especie, lo cual será abordado ampliamente en el Capítulo III.

5. Efectos de la composición herbácea y la disponibilidad de agua en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola común en un ambiente forestal mediterráneo.

Extraído de los artículos:

GUTIÉRREZ-GALÁN, A., LÓPEZ-SÁNCHEZ, A. & ALONSO, C. 2016 Effects of weed species composition on European Turtle Dove *Streptopelia turtur* nesting habitat suitability. In revision. (Anexo VIII)

GUTIÉRREZ-GALÁN, A. & ALONSO, C. 2015. Turtle doves at high breeding density in Spain. MSLG Satellite Symposium EOU2015: Connecting migrant research and conservation across the flyway (Badajoz, Spain).

5.1. Introducción

Para contestar a la tercera pregunta, “¿Qué elementos del medio forestal mediterráneo tienen una mayor influencia en idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola?”, llevé a cabo un estudio en el que evalué la influencia de los principales elementos de un ecosistema forestal mediterráneo en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola. Partiendo de la base de que la tórtola necesita de zonas arboladas y/o arbustivas para poder instalar su nidos, la disponibilidad de alimento, concretamente la existencia de áreas ricas en semillas silvestres, ha sido señalada como uno de los principales requerimientos de su hábitat reproductivo (Browne & Aebischer, 2003). Como se ha indicado en el Capítulo II, la importancia de las semillas silvestres varía substancialmente en función de la disponibilidad de semillas cultivadas. Es decir, su relevancia se maximiza en los periodos o lugares donde las semillas cultivadas están ausentes; como es el caso de las zonas forestales o las regiones donde la maduración de los cultivos es tardía. Asimismo, resulta ampliamente conocida la importancia de las semillas cultivadas, principalmente cereales y leguminosas en el caso de la Península Ibérica, como fuente de alimento de las tórtolas durante su periodo reproductivo (Rocha & Hidalgo, 2002; Browne & Aebischer, 2003).

No obstante, el conocimiento general de las necesidades tróficas de la tórtola resulta por sí solo insuficiente para una evaluación detallada de la calidad de su hábitat reproductivo, ya que el factor “idoneidad trófica” resulta difícilmente cuantificable. Así, la abundancia de vegetación herbácea no es sinónimo de fuente de alimento para la tórtola, ya que solo lo será si las especies presentes forman parte de la dieta de esta ave. Del mismo modo, y como se ha planteado en el Capítulo II, se desconoce si entre las semillas silvestres consumidas por la tórtola pudieran existir determinados taxones con una mayor relevancia como fuente de alimento. Asimismo, no existen datos sobre el efecto que la ausencia de semillas cultivadas, es decir una dieta basada estrictamente en semillas silvestres, a lo largo de todo el periodo reproductivo pudiera suponer en la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola.

Por otro lado, la tórtola es un ave que se ha asociado a las riberas y puntos de agua (Bernis, 1967; De Buruaga *et al.* 2012). Así, mientras otros parientes cercanos como la paloma torcaz (*Columba palumbus*) o la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) no parecen estar tan vinculados a los cursos fluviales, la tórtola común o europea viviría más

emparentada a la existencia de este recurso. En este sentido, Dunn & Morris (2012) sugirieron en Reino Unido la relación positiva del agua con la presencia de reproductores, precisamente en un área geoclimática donde este recurso es mucho menos escaso que en el ámbito mediterráneo (Blondel & Aronson, 1995). Sin embargo, a pesar de la cada vez mayor limitación de este recurso en el sur peninsular (García-Ruiz *et al.* 2011), actualmente se desconoce en qué medida la disponibilidad del agua es un elemento relevante en el hábitat reproductivo de la tórtola.

Para mitigar el desconocimiento en las cuestiones arriba mencionadas, se plantea el siguiente estudio, cuyo objetivo principal es evaluar la influencia que tanto la disponibilidad del agua como la composición herbácea ejercen sobre la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola.

5.2. Metodología

Para alcanzar los objetivos planteados, se llevó a cabo un muestreo de 46 parcelas en los montes públicos *Lugar Nuevo* (24) y *Selladores-Contadero* (22). En cada una de estas parcelas se evaluó: (1) la abundancia de las especies herbáceas descritas en la dieta local; (2) la distancia al punto de agua más cercano desde el centro de cada una de estas parcelas; y (3) la abundancia local de aves reproductoras. Las parcelas, de un radio de 150 m, fueron distribuidas estratificadamente en ambos montes en los diferentes ambientes y fracciones de cabida cubierta (Fcc) arbórea y arbustivas existentes. Dicha estratificación ha permitido que la composición, superficie y tipología de los pastos presentes en el conjunto de parcelas sea representativo de la diversidad existente, ya que las características y superficie del estrato herbáceo se encuentran condicionadas por las del arbustivo y arbóreo (Anexos 2 y 3).

La abundancia de reproductores en cada una de las 46 parcelas fue obtenida mediante el método de estaciones de escucha (Capítulo I). Así, durante el periodo 2013-2015 (3 años) fueron muestreadas durante la primera quincena de junio de cada año el conjunto de parcelas de muestreo (Tabla 1, Anexos). Los muestreos se llevaron durante las dos primeras horas tras el amanecer, y el conjunto de parcelas de cada Monte se muestreaba en un total de 3-4 mañanas. Con estos datos se obtuvo el promedio interanual de la abundancia local de machos existentes en cada parcela. Dicho número de machos, reflejo del número de parejas reproductoras (Calladine *et al.* 1999), ha sido considerado como indicador de la calidad del hábitat (Bollinger & Gavin 1989; Fabrizio & Newton 2003), puesto que la tórtola es una especie filopátrica. Así, un mayor éxito reproductivo lleva asociado un mayor regreso de jóvenes a las zonas más productivas, lo que en el medio plazo conlleva una mayor abundancia local de territorios.

Respecto a las características herbáceas, en cada parcela fue evaluada la abundancia primaveral de las especies cuyas semillas silvestres formaron parte de la dieta estudiada (Capítulo II) en términos de cobertura usando las categorías descritas por Braun-Blanquet (1979): “nulo” para no presencia, “bajo” para una abundancia <25%, “media” para una abundancia de 25-75%, y “alta” para una abundancia >75%. La abundancia de estas herbáceas fue evaluada durante dos años consecutivos (2014 y 2015). La estructura del pasto herbáceo, la cual ha manifestado un marcado efecto en la accesibilidad de las tórtolas a este recurso en otros lugares (Dunn *et al.* 2015), no fue evaluada puesto que no fue considerada como factor limitante. Esto es debido a que la abundante presencia de ungulados salvajes en ambos montes ejerce un aclareo y pisoteo en el pasto que facilita a las aves posarse y acceder a las semillas silvestres. No obstante, en áreas agrícolas o con escasez de herbivoría este factor debería ser tenido en cuenta.

Figura 1. Marco de 1x1 m utilizado en los muestreos de la cobertura de las especies herbáceas propias de la dieta de la tórtola.

La disponibilidad de agua en cada una de las parcelas estudiadas fue evaluada midiendo la distancia entre el punto central de cada una de ellas y el punto de agua accesible más cercano (charcas, abrevaderos, manantiales, río, etc.). Fueron descartados los puntos de agua que no dispusieran de lámina superficial durante todo el periodo reproductivo (15

Mayo-15 Agosto, ya que algunas charcas, manantiales y abrevaderos se “agotaban” a partir de junio. El rango de distancias osciló entre 5 y 1.800 metros (promedio = 474 m.).

Figura 2. Ejemplos de puntos de agua tenidos en cuenta en los análisis: Arroyo con pozas, charca y abrevadero.

Para evaluar la abundancia local de tórtolas (índice de idoneidad del hábitat) como función de la finca (Lugar Nuevo y Selladores-Contadero), distancia al agua y abundancia de especies herbáceas presentes, he utilizado modelos lineares generalizados (GLMs, Dobson 2002), siendo el número de tórtolas la variable respuesta. Los modelos asignaron la finca, la distancia al agua y las especies herbáceas encontradas como predictores. La abundancia local de tórtolas incluyó con una distribución de error Gaussiana con una función de enlace similar. Asimismo, he desarrollado GLMs con presencia y ausencia de tórtolas como variable respuesta; y finca, distancia al agua y especies herbáceas como predictores. La presencia Vs ausencia de tórtolas incluyó una distribución de error binomial con función de enlace logit. Además de estos análisis, la ocurrencia de todas las especies de la dieta fueron tomadas como respuesta variable mediante GLMMs (Zuur *et al.* 2009). La abundancia de cada especie también fue analizada usando tres categorías (baja, media y alta) mediante modelos mixtos multinomiales (Venables & Ripley, 2002).

5.3. Resultados

La abundancia de reproductores, o lo que es lo mismo la idoneidad del hábitat reproductivo, estuvo principalmente determinado por el factor finca. (Tabla 1). Así, la abundancia de territorios fue substancialmente mayor en las parcelas situadas en Lugar Nuevo (2.6 ± 0.6 machos/parcela, $N = 24$) respecto a las situadas en Selladores-Contadero (0.86 ± 0.5 machos/parcela, $N = 22$), lo que supone unas condiciones más favorables de la primera finca para la reproducción de la tortola. Controlado el factor finca, es decir para una misma finca, la abundancia de las especies herbáceas *Echium plantagineum* y *Silene* sp fue el factor más determinante en la abundancia de reproductores. En cuanto al agua, pudo observarse una probabilidad ligeramente mayor ($p = 0.08$) de presencia de reproductores en parcelas cercanas al agua. No obstante, en el rango de distancias estudiado, la distancia a este recurso no apareció como un factor limitante para la presencia de territorios reproductivos.

Tabla 1. Resumen de los modelos lineales ajustados en el análisis de la abundancia local de reproductores de tortola.

Response variable	Predictors	Importance	Factors	Coeff.	SE	z-value	P
Density of Turtle Dove	Intercept			1.467	0.385	3.736	<0.001
	Finca	0.98	SC	-1.038	0.336	3.005	0.003
	Dist. agua	0.54		-0.001	0.001	1.405	0.160
	<i>Echium</i>	0.82		0.025	0.012	2.095	0.036
	<i>Silene</i> sp.	0.78		0.326	0.160	1.986	0.047

SC: Selladores-Contadero

Respecto al conjunto de especies herbáceas buscadas, únicamente 11 especies aparecieron en las parcelas estudiadas (Tabla 2), de las cuales la mayor parte tuvieron una presencia testimonial. Así, especies que habían mostrado una especial relevancia en la dieta estudiada como *Amaranthus deflexus* y *Chrozophora tinctoria* (ver Capítulo II) estuvieron ausentes en las parcelas de muestreo estudiadas, o bien su presencia no tuvo una relación directa con la abundancia de reproductores como en el caso de *Geranium molle*.

Tabla 2. Cobertura (% de 25m²) de semillas silvestres propias de la dieta de la tórtola en el area de estudio (Capítulo II).

Especies	Total	2014			2015		
		LN	SC	Total	LN	SC	Total
<i>Echium plantagineum</i>	11.31	0.06	0.59	0.31	16.75	4.71	10.97
<i>Geranium molle</i>	0.07	0.08	0.03	0.05	0.00	0.04	0.02
<i>Silene sp</i>	1.19	1.00	0.07	0.55	0.70	0.60	0.63
<i>Malva sp</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rumex sp</i>	0.08	0.12	0.00	0.06	0.03	0.00	0.02
<i>Cynara humilis</i>	0.20	0.03	0.01	0.02	0.32	0.02	0.18
<i>Rhapanus raphanistrum</i>	0.01	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00
<i>Vicia sp</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Chrozopora tinctoria</i>	0.22	0.00	0.00	0.00	0.43	0.00	0.22
<i>Ornithopus compressus</i>	0.34	0.00	0.26	0.12	0.27	0.14	0.21
<i>Trifolium stellatum</i>	0.49	0.00	0.00	0.00	0.30	0.68	0.49

Por otro lado, *E. plantagineum* y *Silene sp.* mostraron diferencias en su abundancia tanto entre años como entre fincas (Figura 3, 4). Así durante el segundo año la abundancia de *E. plantagineum* fue mucho mayor, lo que podría estar debido a las diferencias meteorológicas interanuales, concretamente a un mayor volumen de precipitaciones, capaces por si solas de modificar la composición de los pastos anuales mediterráneos (Espigares & Peco, 1995, Peco *et al.* 1998).

Figura 3. Probabilidad de ocurrencia de *Echium plantagineum* en función del Monte (Selladores-Contadero: SC; Lugar Nuevo: LN) y año (2014 y 2015)

Del mismo modo, la abundancia de ambas especies se manifestó superior en Lugar Nuevo respecto a Selladores-Contadero (Figura 3, 4), lo que podría estar relacionado con unas características más favorables para su presencia en el primero de estos montes, fruto de las ligeras diferencias entre sus pastos (Gómez-Manzaneque *et al.* 2011). Ambas especies herbáceas mostraron una mayor distribución en los espacios abiertos (Figura 5). Es decir, las estructuras forestales adeshadas o que alternan bosquetes con pastos favorecerían la presencia de estas especies.

Figura 4. Probabilidad de ocurrencia de *Silene* sp. en función del Monte (Selladores-Contadero: SC; Lugar Nuevo: LN) y año (2014 y 2015)

Figura 5. Probabilidad de presencia de *Echium plantagineum* en función del microhábitat: Roca, Matorral, Bajo árbol y matorral, Bajo árbol, Abierto.

5.4. Discusión

El mayor número de territorios reproductivos en Lugar Nuevo respecto a Selladores-Contadero podría estar influenciado por la mayor abundancia registrada en este monte de *E. plantagineum* y *Silene sp.* Sin embargo, no parece que esta diferencia en la profusión de estas especies sea capaz por si sola de representar un contraste tan notable en la abundancia de tórtolas entre dos montes tan similares. Así, existe otro elemento que diferencia Lugar Nuevo de Selladores-Contadero en cuanto a su disponibilidad de alimento, y es la presencia en sus alrededores de zonas de cultivos donde existe disponibilidad de cereales (campiña). La tórtola es capaz de llevar a cabo desplazamientos de hasta 10 km para alimentarse (Browne & Aebischer, 2003), lo que permitiría a los reproductores de Lugar Nuevo alimentarse en zonas con disponibilidad de cereal (trigo y cebada) desde mediados de junio, momento en el que el grano está maduro y cosechado. De hecho, durante el trabajo de campo que dio origen a esta Tesis pudo observarse como desde finales de junio se producía en Lugar Nuevo un progresivo incremento del número de tórtolas observadas volando en dirección a la campiña que se mantenía durante todo el verano. Por el contrario, en Selladores no se observaron flujos de aves en dirección alguna.

Figura 6. La disponibilidad de cereal en los alrededores de Lugar nuevo podría haber supuesto una diferencia substancial en la productividad de sus reproductores respecto a Selladores-Contadero.

Así pues, la disponibilidad de cereal durante la segunda mitad del periodo reproductivo en los alrededores de Lugar Nuevo podría haber favorecido una mayor productividad de la especie en este monte respecto a Selladores-Contadero (Kafi et al. 2015), lo que a largo plazo habría generado diferencias en la abundancia de reproductores. Este hecho estaría relacionado con las mejores características nutricionales de trigo y cebada respecto a semillas silvestres (Díaz, 1990), lo cual aumentaría el éxito reproductor de las tórtolas, algo ya señalado en el caso de la paloma torcaz por Murton et al. (1964b). No obstante, futuros estudios deberán de determinar el grado de influencia que la disponibilidad de cereal ejerce en la productividad de la especie.

Por otro lado, los resultados han mostrado un contraste entre la notoriedad en la dieta de determinadas especies herbáceas (ver Capítulo II) y su escasa o nula presencia en las parcelas estudiadas en el mismo área de estudio. Esto pudo deberse a dos diferentes motivos: (1) En el caso de *A. deflexus* y *C. tinctoria*, se trata de especies más propias de zonas agrícolas y antropizadas, por lo que pudieron ser consumidas por las tórtolas en enclaves no representativos del ambiente forestal estudiado; y (2) la presión herbívora por parte de ciervos y gamos en ambas fincas podría haber tenido una mayor incidencia sobre especies de mayor palatabilidad como *G. molle*, lo que habría limitado su presencia en las parcelas e infravalorado una potencial importancia para la calidad del hábitat reproductivo de la tórtola.

Figura 7. Imágenes de *Silene* sp. (izqda.) y *Echium plantagineum* (Dcha.).

Las razones por las que la abundancia de *E. plantagineum* y *Silene* sp. ha mostrado una relación directa con la calidad del hábitat reproductivo de la tórtola podrían estar relacionadas con tres aspectos fundamentales: (1) su condición de especies de

maduración temprana (*early seeds*; ver Capítulo II), lo que permite a la tórtola alimentarse de sus semillas desde su llegada a los territorios en mayo hasta el final del periodo reproductivo; (2) su capacidad para producir una importante cantidad de semillas (Grime, 1977), que en el caso de *E. plantagineum* tienen además un tamaño relativo considerable (ver Figura 2 en Capítulo II) dentro de las semillas consumidas por la tórtola; y (3) su capacidad para vegetar y completar su ciclo reproductivo en un contexto de marcada presión herbívora, pudiendo estar incluso asociada a ella. Respecto a este último punto, cabe destacar que *E. plantagineum* es una especie poco palatable y que se beneficia de cargas ganaderas medias (Noy-Meir *et al.* 1989; Grigulis *et al.* 2001), por lo que la población de ungulados existente en ambos montes, (> 40-60 reses/km², datos OAPN) podría facilitar la abundancia de esta herbácea. No obstante, pudieron observarse parcelas ubicadas en áreas con concentraciones de ungulados por encima del promedio de ambos montes, donde, debido a la presión herbívora, la presencia de *E. plantagineum* y resto de especies herbáceas examinadas fue nula (Figura 7).

Figura 8. Área de pastizal ubicado en Selladores-Contadero (Encebras) donde la escasez de pastos eleva la presión herbívora sobre los escasos rodales de pastizal existentes. Junio 2014.

La distancia al agua en el rango de distancias estudiado no ha mostrado ser un factor limitante para la presencia de territorios de tórtola. Sin embargo, los resultados sugieren que en un rango de distancias no muy superior podría ubicarse el umbral que limitase de una forma explícita la reproducción de la especie. Estos resultados son coherentes con lo expuesto por Kafi *et al.* (2015), los cuales tampoco encontraron una relación

sólida entre agua y abundancia de nidos de tórtola en un rango de distancias de 16-1.366 metros (aún menor que el estudiado), a pesar de manifestar los autores la importancia del agua en el hábitat reproductivo de la especie.

Por otro lado, la cercanía a puntos de agua (promedio < 500 m) se ha mostrado como un elemento favorable para la presencia de reproductores, lo cual coincide con lo señalado por Dunn & Morris (2012). De ser así, la tórtola mostraría una diferencia notable respecto a otras columbiformes ibéricas como la paloma torcaz, aparentemente capaz de ubicar sus nidos a grandes distancias de puntos de agua. Este hecho supondría incluir el factor agua como un elemento muy a tener en cuenta a la hora evaluar la idoneidad del hábitat reproductivo de la especie, hasta el momento poco mencionado en la bibliografía. En este sentido, la red de abrevaderos, charcas, pantanillos y puntos de agua existente en ambos montes, fruto en parte de la gestión de la caza mayor, podría haber supuesto un importante factor para habilitar grandes áreas del territorio como zonas potenciales de cría para la tórtola, ya que en la mayoría de los casos los puntos de agua estaban separados por apenas unos cientos de metros.

Finalmente, las abundancias de reproductores encontradas en ambos montes, muy por encima de las existentes en la bibliografía europea, muestran que tanto Lugar Nuevo como Selladores-Contadero son áreas de excepcionales aptitudes para la reproducción de la especie. Dicho esto, puede decirse que la abundancia en las inmediaciones de los nidos de determinadas especies herbáceas silvestres, suponen un incremento substancial de la idoneidad del hábitat reproductivo de las tórtolas, independientemente de la disponibilidad de alimento existente a media-larga distancia. Asimismo, la disponibilidad de estas mismas especies herbáceas se ha mostrado capaz por si sola de cubrir satisfactoriamente los requerimientos tróficos propios de la especie, como ha podido observarse en Selladores-Contadero. Es decir, las tórtolas son capaces de reproducirse en ambientes netamente forestales donde las semillas cultivadas no están disponibles, e incluso alcanzar abundancias locales elevadas, cuando el hábitat reproductivo reúne unas condiciones óptimas. Las abundancias locales máximas en áreas donde las semillas silvestres son abundantes pero el grano está ausente durante todo el periodo reproductivo, tendrían un techo similar al observado en Selladores-Contadero.

Futuros estudios deberán identificar que especies herbáceas silvestres son las que juegan este rol en las diferentes regiones de importancia para la reproducción de la tórtola. Dicho conocimiento abrirá la posibilidad de llevar a cabo medidas de mejora en la recuperación del hábitat reproductivo de la especie, que en el caso de áreas forestales estará estrechamente ligada a la gestión de la ganadería y caza mayor. Asimismo, la

identificación de las especies herbáceas clave para la tórtola abre la posibilidad de evaluar la idoneidad trófica de una zona concreta para la reproducción de esta ave. De esta forma, registrando las diferencias anuales en la disponibilidad de dicho recurso, se podría predecir el éxito reproductivo de un año dado.

Por otro lado, la disponibilidad de grano de cereal durante la segunda mitad del periodo reproductivo podría tener un alto impacto positivo en la productividad de la especie respecto a los territorios donde solo existe disponibilidad de semillas silvestres. Por tanto, futuros planes de conservación y mejora del hábitat reproductivo de la tórtola deberán impulsar la presencia de cultivos de cereal o leguminosas en las inmediaciones de sus áreas reproductivas, sea en zonas forestales o agrícolas.

6. DISCUSIÓN GENERAL

El estudio de la ecología y comportamiento de la tórtola común que ha dado lugar a esta Tesis Doctoral, permite condensar conceptualmente lo que el declive de esta especie supone en términos de gestión del medio forestal y conservación de la biodiversidad, más allá de la problemática concreta de esta ave. Del mismo modo, las conclusiones que brotan de esta Tesis suponen por sí solas una contribución al conocimiento útil para la gestión de la especie tanto en la Península Ibérica como en el resto de Europa. Así, el conjunto de conocimientos y artículos científicos que cimientan esta Tesis permiten adquirir una visión integral de las causas del declive de la tórtola común. Es decir, la identificación de los procesos socio-ecológicos que, por presencia o ausencia, han causado su actual estatus poblacional, cómo posibles vías para la recuperación y conservación de la especie.

6.1. Evaluación de la actividad de canto

Una de las cuestiones más llamativas que se desprende al comenzar un estudio sobre la tórtola común en España, es la escasez de datos fiables y comparables sobre su distribución y estado poblacional. La ausencia de un protocolo estandarizado de muestreo que permita comparar los datos procedentes de distintos trabajos ha hecho que los escasos estudios e inventarios poblacionales propios de la Península Ibérica son difícilmente comparables o replicables (Fernández & Camacho, 1989; Gutiérrez, 2001; Rocha & Hidalgo, 2002; Buruaga *et al.* 2013). Asimismo, el único programa de seguimiento de aves primaverales a nivel nacional (SACRE; SEO/BirdLife) no aplica un protocolo específico para la tórtola y no dispone de datos en extensas regiones de la península donde esta ave está ampliamente distribuida. Así, aunque los datos procedentes de este programa permiten estimar la tendencia poblacional de la especie, son de escasa utilidad para identificar los agentes causantes de su declive.

El estudio de la actividad de canto de los machos llevado a cabo en el Capítulo I pretende incrementar el conocimiento en este campo metodológico, y con ello facilitar que los futuros muestreos de machos cantores realizados en la Península Ibérica maximicen la detectabilidad de la aves y puedan ser comparados entre diferentes regiones. Los resultados obtenidos invitan a centrar toda actividad de muestreo de los machos cantores durante la primera quincena de junio, coincidiendo con el pico de la actividad de canto registrado, y durante las dos primeras horas tras el amanecer (Callandine *et al.* 1999). Por otro lado, muestrear más tarde de la primera mitad de junio, aplicando incluso coeficientes de corrección, podría generar diferencias geográficas en la detectabilidad de los machos. Esto es debido a los distintos grados de movilidad de los machos asociados a la disponibilidad de alimento. Así, dado que los desplazamientos de las tórtolas desde sus nidos hacia zonas con disponibilidad de cereal (Browne & Aebischer, 2003) podría reducir la detectabilidad de los machos durante las escuchas (Farnsworth *et al.* 2002, Diefenbach *et al.* 2007); la diferente disponibilidad geográfica y

temporal de cereal en la Península Ibérica aconseja muestrear antes de que maduren los cultivos más tempranos. Por tanto, aunque limitar los muestreos a la primera quincena de junio dificulta prospeccionar mayores superficies, también permite que los datos puedan ser comparados regionalmente y reduce la posibilidad de infravalorar el número de territorios. Asimismo, resulta recomendable que las escuchas no sean menores de diez minutos, de modo que se reduzca la probabilidad de falsas ausencias en zonas con baja densidad de reproductores.

Los futuros muestreos de tórtolas que apliquen este método deberán tener en cuenta los requerimientos del hábitat reproductivo de la tórtola descritos en esta Tesis a la hora de seleccionar las zonas susceptibles de muestreo. En este sentido, el trabajo descrito en el Capítulo III señala la dificultad de localizar reproductores tanto en zonas donde el agua no esté disponible en varios kilómetros, así como en zonas donde no exista disponibilidad de la vegetación herbácea idónea. Es decir, los futuros muestreos deberán evitar aquellas zonas donde el agua esté ausente en grandes distancias o donde el estrato herbáceo sea marcadamente pobre (*Fcc* arbóreas y/o arbustivas elevadas).

Asimismo, la sencillez y escasa de formación que demanda la escucha de los machos permite que mediante un sencillo protocolo y nociones básicas puedan llevarse a cabo campañas de muestreo por parte de asociaciones, CC.AA. y colectivos como el de los cazadores. Esta necesaria recopilación de datos comparables, replicables y útiles, permitiría establecer un seguimiento poblacional detallado y riguroso que haría posible evaluar los factores que a diferente escala afectan a su status poblacional (Boutin *et al.* 2007). Del mismo modo, este método de muestreo puede ser usado como la base metodológica para que cada CC.AA. pueda determinar tanto la distribución como la abundancia anual de reproductores en sus respectivas regiones. De esta forma, se abre la posibilidad de desarrollarse una gestión cinegética amoldada a las posibilidades territoriales de su aprovechamiento, así como una planificación y evaluación de medidas dirigidas a la conservación e incremento poblacional de la especie.

6.2. Dieta de la tórtola común en áreas forestales mediterráneas

El conocimiento sobre la dieta de la tórtola existente hasta ahora, más allá de la notoria importancia de las semillas silvestres y cultivadas, resultaba escaso tanto en España como en el conjunto de su distribución europea. Esta carencia de datos ha limitado que pudieran llevarse a cabo diagnósticos de la idoneidad trófica de un lugar determinado como hábitat reproductivo de la tórtola; lo que en el caso de las áreas forestales está estrechamente ligado a la disponibilidad de semillas silvestres. Así, en el Capítulo II se llevó a cabo la descripción de la dieta de la tórtola en un área forestal mediterránea, no

sólo con objeto de ampliar el conocimiento de los hábitos alimenticios de la especie, sino también con el fin de aplicar dicha información a la evaluación de la idoneidad trófica de su hábitat reproductivo.

Los resultados obtenidos en el estudio de la dieta mostraron que, aunque el número de especies de semillas silvestres identificadas fue mucho más elevado respecto a lo registrado en zonas agrícolas, solo unas pocas especies aparecieron con un volumen y ocurrencia relevantes. Asimismo, las semillas silvestres más consumidas variaron anualmente, lo que estaría principalmente asociado a la composición anual de los pastos.

Respecto a las semillas cultivadas (girasol, trigo, cebada, veza, maíz triturado) quedó patente su preferencia por parte de la tórtola, ya que tuvieron la capacidad de atraer centenares de aves hasta los puntos de suplementación de alimento en un radio de varios kilómetros de distancia. Además, resulta más que probable que durante los días previos a los muestreos las semillas cultivadas ocuparan el volumen principal de la dieta estudiada, mientras que las semillas silvestres sólo una pequeña fracción, algo ya observado por distintos autores (Jiménez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996; Browne & Aebischer, 2003).

Por otro lado, la fecha de maduración de las semillas silvestres aparece como un factor a tener en cuenta a la hora evaluar la relevancia particular de las distintas especies. Así, las especies de maduración temprana (mayo) (p.e. *Echium plantagineum*) son el único alimento disponible para los reproductores durante la primera mitad de su periodo reproductivo, tanto en zonas forestales como agrícolas. Avanzado el verano, comienzan a madurar los campos de cereal (cebada y trigo), así como las semillas silvestres de maduración más tardía (p.e. *Amaranthus deflexus*), lo que diversifica y aumenta las posibilidades tróficas de las aves. Asimismo, desde el momento en que se produce la maduración de los campos de cereal (trigo y cebada), las semillas silvestres, tanto tardías como tempranas, pasarían a un segundo plano, dada la preferencia de las tórtolas por las semillas cultivadas (Browne & Aebischer, 2003). En conjunto, esto implica que cuanto más se retrase en el tiempo la maduración de los cereales, o lo que es lo mismo, cuanto más septentrional se encuentre un área reproductiva, mayor relevancia trófica tendrán las semillas silvestres. De esta forma, en el sur peninsular el periodo entre la llegada de las tórtolas a sus territorios reproductivos y la maduración de los cereales podría llegar a durar la mitad de tiempo que, por ejemplo, en áreas de Galicia o norte de Castilla y León.

En la misma línea, las especies de semillas silvestres tempranas podrían alcanzar su máxima importancia en la dieta en áreas forestales, puesto que no existe disponibilidad

de cereales, o esta es muy reducida. Además, en el caso de áreas forestales mediterráneas como la estudiada, la mayor dificultad de las herbáceas de maduración tardía para desarrollarse abundantemente en este tipo de ambientes podría acentuar aún más la relevancia de las semillas tempranas. Esta dificultad estaría originada en la mayor presión por parte de los ungulados sobre herbáceas verdes una vez comenzado el periodo de agostamiento generalizado de los pastos, así como por la escasez de precipitaciones desde finales de primavera.

Dentro de la dieta se pudieron identificar varias semillas silvestres cuya presencia ya había sido descrita en trabajos similares (*Amaranthus*, *Silene*, *Rumex*, o *Chrozophota tinctoria*) (Jimenez *et al.* 1992; Dias & Fontoura, 1996, Murton *et al.* 1964, Browne & Aebischer, 2003). Este hecho podría ser indicativo de la importancia de determinadas especies herbáceas para la tórtola en el conjunto de su distribución europea. No obstante, especies de gran protagonismo en este trabajo como *Echium plantagineum* o *Geranium molle*, eran hasta el momento desconocidas como parte de la dieta de la tórtola, lo cual indica la también importancia de las especies existentes a nivel local. Por tanto, podrían existir determinadas semillas silvestres que tanto por sus características físico-químicas como por su maduración temprana tendrían una especial relevancia en la dieta de la tórtola. Esto invita al planteamiento de nuevos estudios que identifiquen las semillas silvestres consumidas por estas aves en los principales núcleos reproductivos existentes en la Península Ibérica.

6.3. Efecto de la composición herbácea y la disponibilidad de agua en la idoneidad del hábitat reproductivo

Una vez desarrollado un método de muestreo que permitiera estimar con rigor la abundancia de territorios de tórtola, sumado al conocimiento de las especies de semillas silvestres consumidas por estas aves en el área objeto de estudio, pude llevar a cabo un análisis más ambicioso sobre el hábitat reproductivo de la tórtola en un ambiente forestal mediterráneo. Así, el factor “composición del estrato herbáceo” dejó de ser desconocido, para ser un elemento más de los análisis. Hasta el momento, el único trabajo llevado a cabo en Europa respecto a la relación entre la tórtola y el estrato herbáceo se habían centrado exclusivamente en su estructura, pero no en la composición de los propios pastos (Dunn *et al.* 2015). En este caso, la abundancia de ungulados en el área de estudio supuso que la vegetación herbácea estuviera pisoteada y tuviera poca altura; es decir, su estructura no ha supuesto una limitación aparente para las aves.

Por otro lado, el modelo de gestión de los recursos naturales de ambas fincas, enfocado principalmente al fomento de la caza mayor, ha sido similar durante las últimas décadas. Ambos montes son espacios protegidos y de acceso restringido, siendo ecosistemas eminentemente forestales. Todo ello me ha permitido asociar las abundancias locales de territorios registradas en las parcelas de muestreo con la aptitud como hábitat reproductivo de dichos puntos. Es decir, al no darse factores lo suficientemente cambiantes entre años (molestias, cambios en la disponibilidad de agua, caza, siembras), puede afirmarse que las abundancias locales de tórtolas en cada parcela estudiada fue reflejo del grado de idoneidad de dicho lugar como hábitat reproductivo para la tórtola.

Los resultados mostraron que la abundancia en las inmediaciones de los nidos de determinadas especies herbáceas relevantes en la dieta de la tórtola, concretamente *Echium plantagineum* y *Silene* sp., suponen una mayor idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola independientemente de los recursos alimenticios situados a media-larga distancia. Este hecho es coherente con la importancia para las tórtolas juveniles de áreas ricas en semillas en las inmediaciones de los nidos descrita por Dunn *et al.* (2016). Del mismo modo, confirma la hipótesis planteada en el Capítulo II, en la que se sugería que determinadas especies silvestres podrían tener una especial relevancia trófica para la tórtola, dentro del conjunto de especies consumidas. Este hecho resulta de especial trascendencia, puesto que simplificaría la restauración/recuperación del hábitat reproductivo de la especie, de forma que la abundancia de alguna/as de las especies herbáceas localmente claves para la tórtola sería suficiente para mejorarlo substancialmente en términos de disponibilidad de alimento. Asimismo, la evaluación de la abundancia de semillas silvestres podría llegar a determinarse mediante la medición de la abundancia de las especies clave de cada zona.

Por otro lado, la abundancia de reproductores registrada en Lugar Nuevo fue substancialmente mayor que la observada en Selladores-Contadero, llegándose a doblar la abundancia local máxima de reproductores del primer monte respecto al segundo. Resulta plausible afirmar que la localización del límite sur de Lugar Nuevo a solo unos kilómetros de áreas cultivadas de cereal podría ser la causa que a largo plazo hubiera supuesto esta mayor abundancia de reproductores. Esta importancia del cereal en la dieta de la tórtola ha sido reflejada por diversos autores (Rocha & Hidalgo, 2002; Browne & Aebischer, 2003), de forma que su notable capacidad nutricional frente a las semillas silvestres (Díaz, 1990) podría por sí sola generar una mayor productividad de la especie frente a dietas carentes de semillas de cultivo (Murton *et al.* 1964b).

En este sentido, las semillas silvestres podrían ser un recurso alimenticio mucho más inestable entre años que los cereales. Así, mientras que la abundancia anual de las semillas silvestres de mayor relevancia en la dieta de la tórtola está muy supeditada al

régimen pluviométrico anual, los cultivos de cereal tienen capacidad de producir grano en cantidad suficiente para su consumo por las tórtolas incluso los años pluviométricamente “malos”. Este hecho permitiría que los reproductores ligados a zonas forestales ubicadas cerca de cultivos cerealistas sufran en menor medida los años meteorológicamente “duros” en los que las semillas silvestres son presumiblemente escasas. Así, el éxito reproductivo en áreas estrictamente forestales, como Selladores-Contadero, estaría estrictamente ligado a la condición anual de los pastos. Mientras que en áreas en contacto con zonas agrícolas podría apoyarse en una constante disponibilidad de alimento.

Estos matices entre áreas reproductivas tendrían un efecto a largo plazo en la abundancia local de reproductores, dada la filopatría de la especie, y resultarían coherentes con el mayor número de territorios registrados en Lugar Nuevo respecto a Selladores-Contadero. No obstante, la notable presencia de reproductores en Selladores-Contadero muestra cómo la ausencia de semillas de cultivo no resulta por sí sola un factor limitante para la presencia de territorios reproductivos de tórtola. Es decir, la disponibilidad de áreas ricas en las semillas silvestres consumidas por la tórtola supone una óptima base trófica para el éxito reproductivo de la especie. La disponibilidad de cereales implicaría un incremento substancial en la idoneidad del hábitat de nidificación, o lo que es lo mismo, de la capacidad de las tórtolas para alcanzar un mayor éxito reproductivo. Por tanto, una maximización del potencial reproductor de la tórtola común implica no solo la disponibilidad de áreas ricas en semillas silvestres en sus hábitats reproductivos (Browne & Aebischer, 2003), sino también de cereales maduros, preferiblemente desde el momento más temprano posible del periodo reproductivo.

Respecto a la relación entre la disponibilidad de agua y la presencia de territorios de tórtola, los resultados han manifestado un vínculo con la idoneidad del hábitat reproductivo muy a tener en cuenta. Así, la cercanía al agua ha dado indicios de tener una relación positiva con la presencia, que no abundancia, de reproductores, algo ya sugerido por (Dunn & Morris, 2012). Asimismo, dados los resultados, resulta esperable que en rangos de distancia no muy superiores a los estudiados (< 1.8 km) la distancia al agua podría ser un factor limitante para la presencia de territorios reproductivos. La red de puntos de agua existente en el área de estudio (charcas, abrevaderos, arroyos, manantiales, etc.) impide que existan lugares en ambos montes donde la distancia entre puntos de agua supere los cientos de metros, lo cual es fruto tanto de la gestión de la caza mayor como de tratarse de un área forestal protegida cuya marcada orografía favorece la existencia de manantiales, charcas y pozas con agua durante todo el estío.

6.4. Procesos ecológicos asociados al hábitat de la tortola

La abundancia de tortolas en ambos montes en general, y en el caso de Selladores-Contadero en particular, sugiere que la disponibilidad de semillas silvestres existente, concretamente de determinadas especies clave, supone por sí sola una base trófica suficiente para el éxito reproductivo de las tortolas. Esta disponibilidad de semillas silvestres es fruto de la gestión de la caza mayor existente, que supone el mantenimiento de una amplia superficie herbácea en la que las especies anuales consumidas por la tortola pueden llegar a ser abundantes (Nugent *et al.* 2011). La presencia de ungulados salvajes evita tanto que la vegetación leñosa colonice superficie estrictamente herbácea, como que la propia vegetación herbácea alcance una estructura que limite el acceso de las tortolas (Dunn *et al.* 2015) y una composición de especies diferente a la de su dieta (Noy-Meir & Briske, 1996). Sin embargo, el grado de herbivoría existente en Lugar Nuevo y Selladores-Contadero no es extrapolable al resto de montes y áreas forestales mediterráneas. Así, el abandono de la ganadería extensiva o la ausencia de poblaciones de ungulados salvajes en densidades equiparables han supuesto la reducción de la disponibilidad de las semillas silvestres consumidas por la tortola en amplias zonas forestales peninsulares. La forestación y cuasi-desaparición del sustrato herbáceo de numerosas zonas que antaño eran pastos utilizados por el ganado, y donde la tortola podía alimentarse, es un claro ejemplo de este proceso. (Lasanta-Martinez *et al.* 2005; Chauchard *et al.* 2010). Además de este tipo de procesos, resulta común que existan amplias zonas ocupadas por pastos herbáceos donde las especies cuyas semillas son consumidas por las tortolas están ausentes. Por ejemplo, en las zonas con un bajo nivel de herbivoría o ausencia de esta, las comunidades herbáceas anuales mediterráneas acaban siendo dominadas por unas pocas especies gramíneas de gran porte, competitivas y que inhiben la regeneración de especies subordinadas (Noy-Meir & Briske, 1996; Peco *et al.* 2012). Las especies dominantes en estos casos no coinciden con las consumidas por la tortola, y además suponen un impedimento para la presencia de las que sí consume.

En el mismo sentido, la intensificación del aprovechamiento ganadero o cinegético, que deriva en prácticas más rentables y que concentran una mayor cantidad de reses en superficies más reducidas (mayor carga), también lleva aparejada una disminución significativa de las semillas silvestres disponibles para las aves granívoras en general (Fenner & Thompson, 2005), y para la tortola en particular. Estos elevados grados de herbivoría acaban limitando la función de los pastizales como fuente de alimento para las tortolas, y puede acabar derivando en la ausencia de reproductores en zonas intensamente pastadas (Dunn & Morris, 2012). Por tanto, un exceso de carga ganadera o de ungulados salvajes resulta igual de perjudicial para la tortola que el propio abandono de la actividad ganadera. Deberá ser objeto de futuros estudios determinar los rangos en los que la herbivoría resulta compatible tanto con el regenerado del monte mediterráneo como con la abundancia de semillas silvestres para la tortola.

La práctica desaparición durante las últimas décadas de los cultivos de cereal en extensas áreas geográficas ibéricas, especialmente en áreas de montaña y de baja productividad (Lasanta-Martínez *et al.* 2005; Chauchard *et al.* 2007), podría haber supuesto un deterioro notable del hábitat reproductivo de la tórtola. Tanto la sustitución de los cereales por cultivos más rentables (olivar, regadío, etc.), como el abandono y matorralización de tierras agrícolas, son dos de las principales causas de esta reducción de la superficie de cereal en amplias regiones de la Península Ibérica. Así, aunque aparentemente la superficie cultivada de cebada y trigo es aún abundante; su concentración en las áreas más productivas donde el arbolado es escaso (véase grandes estepas cerealistas), la escasa disponibilidad de semillas silvestres arvenses debido a herbicidas y sobre-laboreo, o la ausencia de puntos de agua cercanos, impiden que su presencia sea en la mayoría de los casos suficiente por si sola para acoger territorios reproductivos de tórtola. Por tanto, se hace necesaria la existencia y fomento de una superficie mínima de cultivos de cereal en aquellas áreas donde se apueste por la restauración del hábitat reproductivo de la tórtola, sean zonas eminentemente forestales o agrícolas dominadas por regadíos u otro tipo de cultivos.

Por otro lado, la disponibilidad de agua existente en el área de estudio no resulta una imagen frecuente en la España mediterránea donde antaño la tórtola fue abundante. Lo más habitual en nuestros montes es que las distancias entre puntos de agua óptimos para la especie pueden llegar a ser de varios kilómetros. Esto es debido en gran medida a que en las últimas décadas se ha producido una desaparición progresiva de fuentes, abrevaderos, albercas ligadas a huertos, arroyos y puntos de agua de origen natural en la región mediterránea como causa de los cambios ocurridos en el modelo agrícola (Kirchmann & Torvaldsson, 2000; Garcia-Ruiz *et al.* 2010), la matorralización y forestación de amplias extensiones de campos abandonados (Begueria *et al.* 2006; Morán-Tejada *et al.* 2010), el descenso de las precipitaciones anuales (Ceballos-Barbancho *et al.* 2007) y el creciente abandono de la ganadería extensiva (Lasanta-Martínez *et al.* 2005). En el caso de las zonas agrícolas, el aumento de los pozos y regadíos ha afectado directamente sobre el nivel freático, disminuyendo su nivel y derivando en la pérdida de arroyos y otro tipo de puntos de agua antaño existentes. La forestación de zonas tradicionalmente cultivadas o pastoreadas ha supuesto una pérdida considerable del grado de escorrentía subsuperficial y subterránea que abastecía las fuentes y manantiales cercanas debido a su retención y evapotranspiración por la masa forestal. Del mismo modo, la desaparición de puntos de agua artificiales, como abrevaderos y charcas, los cuales fueron en su mayoría creados y conservados para abastecer de agua a los rebaños durante el verano (James *et al.* 1999; Schneider & Griesser, 2009), está relacionada con el progresivo y reciente abandono de la ganadería extensiva (Romero-Calcerrada & Perry, 2004). Así, los pastores eran los interesados en el mantenimiento de los abrevaderos, pilones y charcas para su ganado, por lo que desde el momento en que se produce el abandono de la actividad, estos puntos de agua comenzaron a degradarse hasta perderse. De esta forma, la pérdida de manantiales y abrevaderos, que en algunos casos llevaban activos durante más de un siglo, ha

supuesto que en muchas zonas mediterráneas los puntos de agua útiles como bebederos para las tórtolas se hayan rarificado hasta el punto de estar ausentes en centenares e incluso miles de hectáreas.

Desafortunadamente, los bebederos artificiales usados comúnmente para abastecer de agua a las perdices, los arroyos o puntos de agua temporales que se agotan entrada la primavera, o cualquier punto de agua que no resulte accesible para la especie por motivos de abundante maleza u otros motivos, no cumplen el rol de bebedero que la tórtola requiere durante su periodo reproductivo. Teniendo en cuenta todo lo anterior, el descenso de la disponibilidad de agua podría haber sido una de las principales causas de la disminución del hábitat reproductivo de la tórtola, al menos en la región mediterránea peninsular donde este recurso resulta escaso. Así, resultaría consustancial a una recuperación y mejora del hábitat reproductivo de la tórtola en ambientes mediterráneos la creación de puntos de agua accesibles y estables en el tiempo, favoreciendo en todo caso su cercanía a los lugares con aptitudes para acoger reproductores de tórtolas, y limitando la distancia máxima entre ellos a menos de 1.8 km.

6.5. La tórtola como especie bioindicadora

Finalmente, tras los resultados detallados en esta Tesis, puede afirmarse que la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola en ambientes forestales mediterráneos, más allá de la imprescindible vegetación arbórea-arbustiva (Boutin, 2001), está estrechamente ligada a: (1) la presencia de las especies de semillas silvestres claves en su dieta, (2) la existencia de puntos de agua accesibles y relativamente cercanos (≤ 1.8 km), y (3) la disponibilidad de cereales u otro tipo de semillas cultivadas a media-larga distancias (≤ 10 km).

Significativamente, la existencia de estos factores en los ecosistemas forestales ibéricos mediterráneos está en muchos casos íntimamente ligada a usos tradicionales del medio natural, y resulta antagónica a las prácticas agroganaderas más intensivas y en franco aumento durante las últimas décadas. Así, la existencia de áreas forestales ricas en las semillas silvestres consumidas por las tórtolas sólo es posible bajo la existencia de ganado en extensivo o ungulados salvajes en unas densidades mínimas. En los terrenos forestales donde la ganadería en extensivo resulta escasa o ausente, el estrato herbáceo no está compuesto por las especies cuyas semillas silvestres son consumidas por las tórtolas, o sencillamente ha sido sustituido por vegetación leñosa (Figura 1). Del mismo modo, la existencia y mantenimiento de pilares, charcas y abrevaderos ha estado también ligada en gran medida a este tipo de actividades ganaderas y/o de gestión de la caza mayor, por lo que la fuerte caída de la actividad ganadera extensiva ha reducido considerablemente el número de puntos de agua para las aves.

En la misma línea, la existencia de cultivos de cereal en áreas de montaña o de orografía accidentada, escasamente productivas en comparación con las grandes estepas o

campiñas, estuvo tradicionalmente asociada a una agricultura de subsistencia que exprimía cada centímetro cuadrado de tierra aprovechable. Así, las tierras menos válidas para la producción hortícola o frutícola se dedicaban al cultivo del cereal (cebada, trigo, centeno,...), base para la elaboración del pan. Asimismo, las abundantes explotaciones hortícolas de autoconsumo hacían un importante uso del agua existente durante el estío, de forma que dicho aprovechamiento ejercía un mantenimiento de los canales, pilares, fuentes y arroyos locales que facilitaba el acceso de las tórtolas al agua. Sin embargo, debido tanto al éxodo rural que se produjo en España durante la segunda mitad del S-XX como a la intensificación de la agricultura, la superficie de campos de trigo y huertas de autoconsumo en este tipo de áreas rurales fueron descendiendo hasta su práctica desaparición en amplias regiones de España (Figura 1). Actualmente, sólo en los pueblos en lo que aún se mantiene una cierta población activa pueden observarse huertas de ocio, aunque en menor medida y siempre cercanas al núcleo urbano. En el caso del cereal, su reducción en áreas montañosas o con un alto porcentaje de superficie forestal resulta más dramática, permaneciendo su cultivo sólo en terrenos con una orografía suave y con ciertas cualidades para su producción mecanizada, siendo en muchos casos siembras marginales con objeto cinegético o ganadero.

Las actividades tradicionales anteriormente descritas suponen la existencia de una serie de procesos ecológicos asociados a la actividad humana que son consustanciales al hábitat reproductivo de la tórtola. Así, la preferencia de la tórtola por este tipo de hábitats pudo beneficiarla substancialmente durante mediados del siglo XX, ya que el aumento de la superficie agrícola y la menor superficie cubierta por vegetación arbustiva y/o arbolada propia de esta época hicieron del medio rural español un lugar idílico para la reproducción de la especie. Por tanto, fue esta coevolución con las actividades propias del ser humano la que pudo determinar la distribución y densidades experimentadas por la especie hasta mediados del siglo pasado. Este hecho explica que desde el momento en que comenzaron a abandonarse este tipo de prácticas tradicionales en la segunda mitad del siglo-XX, la población de tórtola empezó a sufrir un progresivo declive que se extiende hasta nuestros días.

De esta forma, cuando el abandono de las prácticas agro-ganaderas tradicionales se manifiesta a nivel local, el hábitat reproductivo de la tórtola emprende un deterioro que puede acabar desembocando en la desaparición local de la especie. Basta analizar cualquier región mediterránea donde antaño hubo tórtolas reproduciéndose y hoy se encuentran ausentes, para comprobar que posiblemente las fuentes y manantiales se secaron, los pastos se convirtieron en matorral, o los trigos pasaron a ser cultivos más rentables. Del mismo modo, escuchar el canto primaveral de la tórtola en una comarca o término concreto puede ser un síntoma más que probable de la disponibilidad de agua cercana, rebaños que pastan sus montes, y agricultores que aún siguen cultivando cereal en pequeñas fincas.

Figura 1. A: Antigua área de cultivo de cereal aterrazada (Solana), hoy abandonada y poblada de vegetación herbácea silvestre; **B:** Antigua área de pastos y cultivos, hoy colonizada por piornal (*Cytisus* sp.); **C:** Antigua huerta junto a sotobosque, hoy colonizada por vegetación herbácea dominada por especies gramíneas de gran porte, y que podrían inhibir la regeneración de especies consumidas por las tórtolas (Noy-Meir & Briske, 1996), así como el acceso de las aves (Dunn et al. 2015). Sierra de la Paramera (Ávila).

La tórtola es por tanto una especie bioidicadora, cuya presencia o ausencia, al menos en el marco de los sistemas agroforestales mediterráneos, explica en qué medida los procesos ecológicos asociados a los usos tradicionales del terreno se mantienen o no activos. La fractura de estos procesos ya se ha materializado en una parte importante del territorio ibérico, y explica el marcado y reciente declive poblacional de la especie. Así, la pérdida de los procesos necesarios para la integridad ecológica del lugar no solo se refleja en la ausencia de tórtolas, sino que en la mayoría de los casos viene acompañada de una pérdida de biodiversidad que también se refleja en el declive de

otra mucha avifauna con requerimientos similares (p.e. perdiz roja *Alectoris rufa*, codorniz *Coturnix coturnix*, Alcaraván *Burhinus oedicnemus*, etc.).

Por otro lado, aunque esta Tesis no ha tenido por objeto evaluar el efecto que la intensificación agrícola ha tenido sobre las poblaciones de tórtola en la Península Ibérica, algunas de sus conclusiones su extrapolables a este tipo de ecosistemas. Así, el efecto negativo que el uso de fitosanitarios y sobre-laboreo ejerce sobre las disponibilidad de las semillas silvestres (Donald *et al.* 2001; Chamberlain *et al.* 2000), reduciría la disponibilidad de las semillas clave consumidas por las tórtolas en las inmediaciones de sus nidos ubicados en zonas agrícolas, lo que potencialmente limitaría la idoneidad de dichos ambientes como hábitat reproductivo. Asimismo, la sustitución del cultivo de cereal de invierno por cultivos de regadío o campos de frutales (p.e. Olivo o Almendro) también supondría un perjuicio para la especie, ya que reduciría substancialmente la disponibilidad de estas semillas cultivadas durante su periodo reproductivo. Es decir, tanto la intensificación como el abandono de los usos agrarios y forestales, favorecen la degradación y desaparición del hábitat reproductivo de la tórtola de las zonas en que estos fenómenos se producen.

Como contrapunto, cabe destacar que en circunstancias muy concretas la implementación del regadío (agricultura intensiva) podría suponer una mejora del hábitat reproductivo de la especie, mediante el incremento de la disponibilidad de agua en territorios o regiones donde se daban todas las condiciones para la existencia de reproductores salvo el recurso hídrico. Esta podría ser una de las causas por las que en la región de Murcia y parte de la Comunidad Valenciana existe la percepción generalizada de un incremento poblacional de tórtolas en las últimas décadas ligado al incremento de regadío.

6.6. Conservación y futuro de la especie

La elevada abundancia de territorios registrada en el área de estudio pone de relieve que la conservación del hábitat en sus áreas de nidificación es capaz por si sola de mantener regionalmente un buen estatus poblacional. Así, el carácter filopátrico de la tórtola permite que, en pleno contexto de declive poblacional, una región o área donde su hábitat reproductivo se conserva en buenas condiciones lleve aparejado un buen éxito reproductivo, y a su vez, unas óptimas densidades de reproductores. Puede entonces afirmarse que existe un importante margen de acción territorial en la recuperación de la especie en lo que a conservación del hábitat reproductivo se refiere.

No obstante, aunque existe capacidad de aumentar localmente el éxito reproductivo de la especie mediante la mejora de su hábitat, la recuperación poblacional de la tortola depende de que se lleven a cabo medidas estructurales que favorezcan la integridad ecológica de los sistemas agroforestales, es decir, que activen los procesos ecológicos que hacen posible su hábitat reproductivo. Para alcanzar este objetivo, resulta esencial revertir la actual tendencia de abandono del medio rural, y con ella, de sus usos tradicionales; la cual resulta incompatible con la conservación tanto de la tortola como de la biodiversidad propia de los ecosistemas agroforestales. Asimismo, resulta necesario establecer límites a la intensificación de los usos agro-ganaderos actualmente auspiciada por la PAC (Política Agraria Común). Deberá favorecerse una agricultura que coexista con linderos y herbáceas arvenses, y que contemple la presencia de rotaciones que permitan la existencia de tierras en descanso donde las herbáceas silvestres puedan vegetar durante la primavera (barbechos tradicionales).

Por otro lado, la reproducción exitosa de la tortola es en gran medida indicadora de que los procesos ecológicos propios de los sistemas agroforestales se mantienen activos. Es decir, la mejora y conservación de su hábitat reproductivo vendrá en todo caso acompañado de un incremento de la idoneidad del territorio para muchas más especies de fauna vertebrada e invertebrada, lo cual supondrá un incremento substancial de la biodiversidad local. Este planteamiento debería guiar cualquier plan de actuación sobre la recuperación de la tortola, que más allá de buscar el incremento numérico de una especie a diferentes escalas, deberá aspirar a recuperar un paisaje agropecuario donde la conservación de la biodiversidad y la diversificación de sus aprovechamientos (cinegético en este caso) acompañen la actividad humana. Por ello, la recuperación y/o conservación del hábitat reproductivo de la tortola común no solo aumentaría la abundancia de reproductores en un paraje determinado, sino que repercutiría positivamente en la presencia de multitud de aves granívoras, anfibios y fauna objeto de interés socioeconómico y ambiental. Aves como el alcaraván o el sisón *Tetrax tetrax* ejemplifican casos de aves esteparias en situación de declive cuyos requerimientos solapan ampliamente con los de la tortola (Carricondo *et al.* 2012). Del mismo modo, fauna objeto de aprovechamiento cinegético como la perdiz roja y codorniz se verían beneficiada de un correcto plan de mejora del hábitat de la tortola común.

Siguiendo con los vertebrados, un programa de recuperación de la tortola que favoreciese la creación y mantenimiento de puntos de agua favorecería substancialmente a los anfibios ibéricos, ya que la desaparición de humedales es una de sus mayores amenazas (Beja & Alcázar, 2003; Araujo *et al.* 2006). Asimismo, todo un conjunto de fauna invertebrada y flora acompañaría la recuperación de estos procesos, es decir, se produciría la integridad ecológica de estos sistemas agroforestales. Así, la presencia de flores de especies arvenses y ruderales favorecería a polinizadores como las abejas, hoy en franco retroceso.

De acuerdo con esto, parece deseable en términos económicos y ambientales la búsqueda de sinergias entre los diferentes sectores interesados en la recuperación del “hábitat reproductivo de la tórtola”. Entre estos colectivos podrían encontrarse los herpetólogos, los defensores de la ganadería extensiva, o aquellos centrados en la recuperación de especies esteparias protegidas como a las de carácter cinegético. Una acción conjunta, ahorraría esfuerzos y recursos económicos al erario público, y sería la base para la recuperación de un sistema agrosilvopastoral que satisfaga el interés común y la conservación del patrimonio natural ibérico.

7. CONCLUSIONES

1 – La mayor actividad de canto de la tórtola común en un ambiente mediterráneo ibérico se produce en la primera quincena de junio. Por tanto es en este periodo cuando se maximiza su detectabilidad y cuando deberían llevarse a cabo los muestreos de machos.

2 – La diversidad de especies de semillas silvestres consumidas por la tórtola es muy superior en zonas forestales que en zonas agrícolas, aunque solo unas pocas especies tienen una ocurrencia y volumen relevantes en la dieta de la tórtola.

3 – La abundancia en las inmediaciones de los nidos de determinadas especies herbáceas silvestres clave incluidas en la dieta de la tórtola, en este caso *Echium plantagineum* y *Silene* sp., supone una mayor idoneidad de dichas áreas forestales mediterráneas como territorios reproductivos, independientemente de la disponibilidad de otros recursos tróficos a media-larga distancia.

4 – La presencia de áreas de cultivo a media-larga distancia (hasta 10 km) de territorios reproductivos de tórtola ubicados en zonas forestales, tiene una influencia significativamente positiva en su idoneidad como hábitat de nidificación.

5 – La cercanía a puntos de agua (arroyos, pozas, abrevaderos, etc.) favorece la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola común, aunque la distancia mínima entre los nidos y dichos puntos no se han reflejado como un limitante para la presencia de reproductores en rangos de distancias inferiores a 1.8 km.

6 – La herbivoría ejercida por la ganadería extensiva o los ungulados salvajes puede favorecer la abundancia de las principales especies herbáceas consumidas por la tórtola común, evitando tanto los procesos de matorralización como el predominio de especies herbáceas cuyas semillas no son consumidas por las tórtolas.

7 – Los elementos asociados a la idoneidad del hábitat reproductivo de la tórtola en áreas forestales están íntimamente ligados a usos tradicionales del medio agroforestal en franco retroceso, por lo que la recuperación de la especie pasa por el incremento de dichos usos.

8 – La existencia de territorios reproductivos de tórtola común es un buen indicador de la integridad ecológica de los sistemas agroforestales, es decir, de la existencia de los usos tradicionales del terreno que mantienen vivos dichos procesos ecológicos.

8. BIBLIOGRAFÍA

Amat, J. A., & Varo, N. 2008. Grit ingestion and size-related consumption of tubers by Graylag Geese. *Waterbirds*, 31: 133-137.

Araújo, M. B., Thuiller, W., & Pearson, R. G. 2006. Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of biogeography*, 33: 1712-1728.

Augustine, D. J., & McNaughton, S. J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of wildlife management*, 1165-1183.

Bakaloudis, D. E., Vlachos, C. G., Chatzinikos, E., Bontzorlos, V. & Papakosta, M. 2009. Breeding habitat preferences of the turtle Dove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 597-602.

Balmori, A. 2004. [Turtle Dove, *Streptopelia turtur*]. In: R Martí & JC del Moral (eds), *Atlas de las Aves Reproductoras De España*: 306-307. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología.

Bartoń K. 2013. MuMIn: multi-model inference. R package version, 1. Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version, 1.

Beguiría, S. 2006. Changes in land cover and shallow landslide activity: a case study in the Spanish Pyrenees. *Geomorphology*, 74: 196-206.

Beja, P., & Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114: 317-326.

Belsky A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 187-200.

Bernis F. 1967. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. I, Fascículo 5º. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Best, L. B., & Petersen, K. L. 1982. Effects of stage of the breeding cycle on Sage Sparrow detectability. *The Auk* 99: 788-791.

Betts, M. G., Rodenhouse, N. L., Scott Sillett, T., Doran, P. J. & Holmes, R. T. 2008. Dynamic occupancy models reveal within-breeding season movement up a habitat quality gradient by a migratory songbird. *Ecography* 31: 592-600.

Bibby, C. J. 2004. Bird diversity survey methods. In: WJ Sutherland, I Newton & RE Green (ed.). Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford: Oxford University Press.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 2000. Bird Census Techniques. London: Academic Press.

BirdLife International. 2015. European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

BirdLife International. 2016. Species factsheet: *Streptopelia turtur*. <http://www.birdlife.org>. (accessed: on 09/02/2016).

Blondel J., Aronson J. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: Human and non-human determinants. In Davis, G.W. & Richardson, D.M. (eds) Ecological Studies 109: 43-119. Berlin: Springer-Verlag.

Bollinger E.K., Gavin T.A. 1989. The effects of site quality on breeding-site fidelity in Bobolinks. *The Auk* 106: 584-594.

Borrallho R., Rito A., Rego F., Simoes H., Pinto P.V. 1998. Summer distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis* 140: 620-625.

Braun-Blanquet J. 1979. Fitosociologia. Blume, 820 pp. Madrid.

Boutin, J.M., Lutz, M., & Jensen, F. P. 2007. Management Plan for turtle dove (*Streptopelia turtur*). European Commission. Luxembourg.

Boutin, J. M., Roux, C. & Eraud, D. 2003. Breeding bird monitoring in France: the ACT survey. *Ornis Hungarica* 12-13: 1-2.

Browne S.J., Aebischer N.J. 2004. Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis* 146: 125-137.

Browne, S. J., & Aebischer, N. J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis*, 145: 572-582.

Burdon J.J., Jarosz A.M., Brown A.H.D. 1988. Temporal patterns of reproduction and outcrossing in weedy populations of *Echium plantagineum*. *Biological Journal of the Linnean Society* 34: 81-92.

- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 49-97.
- Calladine, J., Buner, F. & Aebischer, N. J. 1999. Temporal variations in the singing activity and the detection of Turtle Doves *Streptopelia turtur*: implications for surveys. *Bird Study* 46: 74-80.
- Carricondo, A., Martínez, P., & Cortés, Y. 2012. Evaluación global de las medidas agroambientales para aves esteparias en España (2007–2013): Proyecto Ganga.
- Callaway, R. M., & Walker, L. R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology*, 78: 1958-1965.
Madrid: SEO/Birdlife.
- Carrascal, L. M. & Palomino, D. 2008. Las Aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006.
- Catchpole, C. K. & Slater, P. J. 2003. *Bird Song: Biological Themes and Variations*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Chase M.K., Nur N., Geupel G R. 2005. Effects of weather and population density on reproductive success and population dynamics in a Song Sparrow (*Melospiza melodia*) population: a long-term study. *The Auk* 122: 571-592.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & 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.
- Chauchard S., Carcaillet C., Guibal F. 2007. Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems* 10: 936-948.
- Ceballos-Barbancho, A., Morán-Tejeda, E., Luengo-Ugidos, M. Á., & Llorente-Pinto, J. M. 2008. Water resources and environmental change in a Mediterranean environment: the south-west sector of the Duero river basin (Spain). *Journal of Hydrology*, 351: 126-138.
- Coe S.J., Rotenberry J.T. 2003. Water availability affects clutch size in a desert sparrow. *Ecology* 84: 3240-3249.
- Cramp, S. (Ed.) 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, vol. 4. Oxford: Oxford University Press.

Crawley M.J. 2012. Statistical Modelling. Statistics: An Introduction using R, 103-124.

Culvenor C.C.J. 1956. The alkaloids of *Echium plantagineum* L. Echiumine and Echimidine. Australian Journal of Chemistry 9: 512 – 520.

De Buruaga, M. S. D., Onrubia, A., Fernández-García, J. M., Campos, M. Á., Canales, F., & Unamuno, J. M. 2013. Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. Ardeola, 59: 291-300.

Delibes-Mateos, M., Farfán, M. Á., Olivero, J., Márquez, A. L., & Vargas, J. M. 2009. Long-term changes in game species over a long period of transformation in the Iberian Mediterranean landscape. Environmental management, 43: 1256-1268.

Dias, S., Moreira, F., Beja, P., Carvalho, M., Gordinho, L., Reino, L., Oliveira, V. & Rego, F. 2013. Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. Eur. J. Wildl. Res. 59: 531-541.

Dias, S., & Fontoura, A. P. 1996. A dieta estival da rôla-brava (*Streptopelia turtur*) no sul de Portugal. Rev Flor, 9: 227-241.

Díaz-Fernández S., Arroyo B., Casas F., Martínez-Haro M., Viñuela J. 2013. Effect of game management on wild red-legged partridge abundance. PLoS one 8: e66671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0066671>

Díaz, M. 1996. Food choice by seed-eating birds in relation to seed chemistry. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology, 113(3), 239-246.

Díaz, M. 1990. Interspecific patterns of seed selection among granivorous passerines: effects of seed size, seed nutritive value and bird morphology. Ibis, 132: 467-476.

Diefenbach, D. R., Marshall, M. R., Mattice, J. A. & Brauning, D. W. 2007. Incorporating availability for detection in estimates of bird abundance. Auk 124: 96-106.

Dimiceli, J. K., Stouffer, P. C., Johnson, E. I., Leonardi, C., & Moser, E. B. 2007. Seed preferences of wintering Henslow's Sparrows. The Condor, 109: 595-604.

Dobson A. 2002. An introduction to Generalized Linear Models. Chapman & Hall, London.

Donald, P. F., Sanderson, F. J., Burfield, I. J., & Van Bommel, F. P. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. Agriculture, Ecosystems & Environment, 116: 189-196.

- Duckworth, W. 1992. Decline of the turtle Dove in the Saltford area. *Bristol. Ornithol.* 21: 64-66.
- Dunn P. 2004. Breeding dates and reproductive performance. *Advances in ecological research* 35: 69-87.
- Dunn, J. C. & Morris, A. J. 2012. Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove (*Streptopelia turtur*)? *Bird Study* 59: 394-402.
- Dunn, J. C., Morris, A. J., & Grice, P. V. 2015. Testing bespoke management of foraging habitat for European turtle doves *Streptopelia turtur*. *Journal for Nature Conservation*, 25: 23-34.
- Dunn J.C., Morris A.J., Grice P.V. 2016. Post-fledging habitat selection in a rapidly declining farmland bird, the European Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Bird Conservation International*, 1-13.
- Eberhard, J. R. & Ewald, P. W. 1994. Food availability, intrusion pressure and territory size: an experimental study of Anna's hummingbirds (*Calypte anna*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 34: 11–18.
- Eraud, C., Boutin, J., Riviere, M., Brun, J., Barbraud, C. & Lormee, H. 2009. Survival of turtle doves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. *Ibis* 151: 186-190.
- Eraud, C., Rivière, M., Lormée, H., Fox, J. W., Ducamp, J. J. & Boutin, J. M. 2013. Migration routes and staging areas of trans-Saharan turtle doves appraised from light-level geolocators. *PLoS One* 8: e59396. doi: 10.1371/journal.pone.0059396.
- Espigares T., Peco B. 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: impact of autumn drought. *Journal of Ecology* 83: 135-142.
- Fabrizio S., Newton I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.
- Farnsworth, G. L., Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Hines, J. E. & Sauer, J. R. 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *Auk* 119: 414-425.
- Fenner, M., & Thompson, K. 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press.
- Frazer, K. I., and S. R. McWilliams. 2002. Determinants of dietary preference in Yellowrumped Warblers. *Wilson Bulletin* 114:243–248.

Fontoura P. Dias S. 1996. Productivity of a turtle dove (*Streptopelia turtur*) population in the Northwest of Portugal; In proceeding of: In Botev N (ed) The Game and the Man. In Proceedings of the XXII Congress of the IUGB, At Sofia, Bulgaria, Volume: pp (pp. 1-6).

Fuller R.J. 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. In: The Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds (eds. NJ Aebischer, AD Evans, PV Grice & JA Vickery), 5–16. British Ornithologists' Union, Tring, UK.

Garson, P. J., & Hunter, M. L. 1979. Effects of temperature and time of year on the singing behaviour of wrens *Troglodytes troglodytes* and great tits *Parus major*. *Ibis* 121: 481-487.

Gea-Izquierdo, G., Allen-Díaz, B., San Miguel, A., & Cañellas, I. 2010. How do trees affect spatio-temporal heterogeneity of nutrient cycling in mediterranean annual grasslands?. *Annals of forest science*, 67(1), 112.

Gottlander, K. 1987. Variation in the song rate of the male Pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*: causes and consequences. *Anim. Behav.* 35: 1037-1043.

Gregory, M. R., & Ryan, P. G. 1997. Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. In *Marine Debris* (pp. 49-66). Springer New York.

Grigulis K., Sheppard A. W., Ash J.E., Groves R.H. 2001. The comparative demography of the pasture weed *Echium plantagineum* between its native and invaded ranges. *Journal of Applied Ecology* 38: 281-290.

Grime, J. P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American naturalist*, 1169-1194.

Gutiérrez, J. E. 2001. Les populations de Tourterille de Bois en Andalousia. *Faune sauvage, Cahiers Techniques* 253: 36-43.

Gutiérrez-Galán, A. & Alonso, C. 2013. Evaluación del método de estaciones de escucha para el inventario de Tórtola común (*Streptopelia turtur*). In: 6º Congreso Forestal Español. Vitoria-Gasteiz.

Gutzwiller, K. J., Wiedenmann, R. T., Clements, K. L. & Anderson, S. H. 1994. Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. *Auk* 111: 28-37.

James C.D., Landsberg J., Morton S.R. 1999. Provision of watering points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *J Arid Environ* 41:87–121.

- Jimenez, R., Hodar, J. A., & Camacho, I. 1992. Summer diet of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in the south of Spain. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 119–126.
- Johansen, S. M., Horn, D. J., & Wilcoxon, T. E. 2014. Factors Influencing Seed Species Selection by Wild Birds at Feeders. *The Wilson Journal of Ornithology*, 126(2), 374-381.
- Jones, N. E., Burn, A. J. and Clarke, J. H. 1997. The effects of herbicide input level and rotation on Winter seed availability for birds. 1161–1166. Brighton: 1997. Brighton Crop Protection Conference – Weeds.
- Jordano, P. 2000. Fruits and frugivory. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2: 125-166.
- Junta de Andalucía 2009. Mapa de usos y coberturas vegetales de Andalucía 1956-1999-2003, escala 1:25,000. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla, España.
- Hamao, S., Watanabe, M. & Mori, Y. 2011. Urban noise and male density affect songs in the great Tit *Parus major*. *Ethol. Ecol. Evol.* 23: 111-119.
- Hanane, S., & Besnard, A. 2014. Are nest-detection probability methods relevant for estimating Turtle dove breeding populations? A case study in Moroccan agroecosystems. *European journal of wildlife research*, 60: 673-680.
- Hanane, S., & Baamal, L. 2011. Are Moroccan fruit orchards suitable breeding habitats for Turtle Doves *Streptopelia turtur*? *Bird Study*, 58: 57-67.
- Handford, P. & Loughheed, S. C. 1991. Variation in duration and frequency characters in the song of the rufous-collared sparrow, *Zonotrichia capensis*, with respect to habitat, trill dialects and body size. *Condor* 93: 644-658.
- Hasan, N. M. 2010. The effect of environmental conditions on the start of dawn singing of blackbirds (*Turdus merula*) and bulbuls (*Pycnonotidae*). *Jordan J Biol* 3: 13-16.
- Hussell, D. J. 2012. The influence of food abundance on nest-box occupancy and territory size in the tree swallow, a species that does not defend a feeding territory. *Condor* 114: 595-605.
- Hutchinson, J. M. C. 2002. Two explanations of the dawn chorus compared: how monotonically changing light levels favour a short break from singing. *Anim. Behav.* 64: 527-539.
- Kafi, F., Hanane, S., Bensouilah, T., Zeraoula, A., Brahmia, H., & Houhamdi, M. 2015. Les facteurs déterminants le succès de reproduction de la Tourterelle des bois

(*Streptopelia turtur*) dans un milieu agricole Nord-Africain. *Revue d'Écologie (Terre Vie)*, 70: 271-9.

Lacasa V.R.G., García-Abad C.S., Martín R.P., Rodríguez D.J.B., Garrido J.A.P., de La Varga M.E.A. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European journal of wildlife research* 56: 591-599.

Laiolo, P. & Tella, J. L. 2007. Vocal diversity patterns - Reply. *Front. Ecol. Environ.* 5: 406-407.

Laist, D.W., 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (Eds.), *Marine Debris Sources, Impacts and Solutions*. Springer-Verlag, New York, 99–139.

Lampe, H. M. & Espmark, Y. O. 1987. Singing activity and song pattern of the redwing *Turdus iliacus* during the breeding season. *Ornis Scand.* 18: 179-185.

Landsberg, J., James, C., Morton, S., Hobbs, T., Stol, J., Drew, A., & Tongway, H. 1997. The effects of artificial sources of water on rangeland biodiversity.

Lasanta-Martínez, T., Vicente-Serrano, S. M., & Cuadrat-Prats, J. M. 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography*, 25(1), 47-65.

Leck, M. A. (Ed.). 2012. *Ecology of soil seed banks*. Elsevier.

Lindborg, V. A., Ledbetter, J. F., Walat, J. M., & Moffett, C. 2012. Plastic consumption and diet of Glaucous-winged Gulls (*Larus glaucescens*). *Marine pollution bulletin*, 64, 2351-2356.

López-Carrasco, C., López-Sánchez, A., San Miguel, A., & Roig, S. 2015. The effect of tree cover on the biomass and diversity of the herbaceous layer in a Mediterranean dehesa. *Grass and Forage Science*, 70: 639-650.

López-Sánchez A., San Miguel A., Dirzo R., Roig, S. 2016. Scattered trees and livestock grazing as keystone organisms for sustainable use and conservation of Mediterranean dehesas. *Journal for Nature Conservation* 33: 58-67.

MAGRAMA, 2011. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Anuario de estadística 2011. Superficies y producciones de cultivos, Alimentación y Medio Ambiente, España, [<http://www.magrama.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/cultivos-herbaceos/cereales/#para2>].

MAGRAMA, 2012. Anuario de estadística forestal 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 100 pp. Madrid. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/AVANCE_2012_VERSION_WEB_tcm7-215492.pdf

Manzaneque F.G, Juaristi C.M., Molina J.R., Carrera T. 2002. Catálogo florístico de la finca Lugar Nuevo (Sierra Morena, Jaén, España). Monografías del Jardín Botánico de Córdoba 10: 1-35.

Manzaneque F., Martinez Garcia F., Morla Juaristi C., Roig Gómez S. 2011. Los pastos en las fincas de Lugar Nuevo y Selladores-Contadores (S^a de Andújar, Jaén): tipología, calidad y distribución espacial. En: 50^a Reunión Científica de la SEEP. Toledo, Spain. <http://oa.upm.es/11192/>

Marone L. 1992. Seasonal and Year-to-Year Fluctuations of Bird Populations and Guilds in the Monte Desert, Argentina (Fluctuaciones Estacionales e Interanuales de Poblaciones y Gremios de Aves en el Desierto del Monte, Argentina). *Journal of Field Ornithology* 63: 294-308.

Marchetti, K., & Price, T. 1989. Differences in the foraging of juvenile and adult birds: the importance of developmental constraints. *Biological Reviews*, 64: 51-70.

Marshall, E. J. P., Brown, V. K., Boatman, N. D., Lutman, P. J. W., Squire, G. R., & Ward, L. K. 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields*. *Weed research*, 43: 77-89.

Martin T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual review of ecology and systematics* 18: 453-487.

Martin T.E. 1992. Interaction of nest predation and food limitation in reproductive strategies. *Current ornithology* 9: 163-197.

Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., Kaminuma, T., 2001. Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology* 35: 318–324.

Mendelsohn M.B., Boarman W.I., Fisher R.N. & Hathaway S.A. 2007. Diversity of terrestrial avifauna in response to distance from the shoreline of the Salton Sea. *J Arid Environ* 68: 574–587.

Montoya, J. M. & Mesón, M. 2002. Manejo de especies migratorias: La tórtola común (*Streptopelia turtur* L.) en España.

Montoya, J.M. 2009. Media Veda: Codorniz, tórtola y palomas. Edit. Solitario. Madrid.

Morán-Tejeda, E., Ceballos-Barbancho, A., & Llorente-Pinto, J. M. 2010. Hydrological response of Mediterranean headwaters to climate oscillations and land-cover changes: The mountains of Duero River basin (Central Spain). *Global and Planetary Change*, 72: 39-49.

Murton, R.K. 1968. Breeding, migration and survival of Turtle Doves. *Br. Birds* 61: 193 – 212.

Murton R.K., Westwood N.J., Isaacson A.J. 1964a. The feeding habits of the Woodpigeon *Columba palumbus*, Stock Dove *C. oenas* and Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Ibis* 106: 174-188.

Murton, R.K., Westwood, N.J. & Isaacson, A.J. 1964b A preliminary investigation of the factors regulating population size in the woodpigeon. *Ibis*, 106: 482-507.

Nagy L. R., Holmes R. T. 2005. Food limits annual fecundity of a migratory songbird: an experimental study. *Ecology* 86: 675-681.

Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic press. Boston.

Newton, I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146: 579-600.

Noy-Meir I., Gutman M., Kaplan, Y. 1989. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290 – 310.

Noy-Meir I., Briske D.D. 1996. Fitness components of grazing-induced population reduction in a dominant annual, *Triticum dicoccoides* (wild wheat). *Journal of Ecology* 84: 439-448.

Noy-Meir I. 1998. Effects of grazing on Mediterranean grasslands: the community level. In: Papanastasis VP, Peter D (eds) *Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems*. Official Publications of the European Communities, Luxemburg, pp. 27-39.

Nugent G., McShea W.J., Parkes J., Woodley S., Waithaka J., Moro J., Smith-Flueck J.M. 2011. Policies and management of overabundant deer (native or exotic) in protected areas. *Animal Production Science* 51: 384-389.

O'Connor, R. J. & Hicks, R. K. 1980. The influence of weather conditions on the detection of birds during common birds census fieldwork. *Bird Study* 27: 137-151.

Osem, Y., Perevolotsky, A., & Kigel, J. 2006. Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual plant community: The role of productivity and grazing. *Journal of Vegetation Science*, 17: 29-36.

PECBMS .2012. Population trends of common European breeding birds 2012. Prague: CSO.

Peco B., de Pablos I., Traba J., Levassor, C. 2005. The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6: 175-183.

Peco, B., Espigares, T., & Levassor, C. 1998. Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Applied Vegetation Science*, 1: 21-28.

Peiro, V. 1990. [Aspectos de la reproducción de la Tórtola común (*Streptopelia turtur*) en Madrid]. *Mediterranea Serie de Estudios Biológicos* 12: 89-96.

Popay I., Field, R. 1996. Grazing animals as weed control agents. *Weed Technology* 10: 217-231.

Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Klotz, S. 2011. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* 46: 303-325.

Provencher, J. F., Gaston, A. J., Mallory, M. L., O'hara, P. D., & Gilchrist, H. G. 2010. Ingested plastic in a diving seabird, the thick-billed murre (*Uria lomvia*), in the eastern Canadian Arctic. *Marine pollution bulletin*, 60: 1406-1411.

Ralph, C. J., Droege, S. & Sauer, J. R. 1995. *Managing and Monitoring Birds Using Point Counts*. Albany, California: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station.

Ripmeester, E. A. P., Kok, J. S., van Rijssel, J. C. & Slabbekoorn, H. 2010. Habitat-related birdsong divergence: a multi-level study on the influence of territory density and ambient noise in European blackbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64: 409-418.

R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R 700 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.

Rivas Martínez, S. 1985. [Mapa de series de vegetación de España]. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.

Robertson, E. P., & Olsen, B. J. 2014. Density, sex, and nest stage affect rail broadcast survey results. *The Journal of Wildlife Management* 78: 1293-1301.

Robinson R.A., Wilson J.D., Crick H.Q. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38: 1059-1069.

Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J. 2002. La tórtola común (*Streptopelia turtur*): análisis de los factores que afectan a sus status.

Rocha, G., & Quillfeldt, P. 2015. Effect of supplementary food on age ratios of European turtle doves (*Streptopelia turtur* L.). *Animal Biodiversity and Conservation*, 38, 11-21.

Royle, J. A. & Nichols, J. D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecol.* 84: 777-790.

Ryan, P.G., 1988. Effects of plastic ingestion on seabird feeding: evidence from chickens. *Marine Pollution Bulletin* 19, 125–128.

San Miguel-Ayanz A., García-Calvo R.P., García-Olalla M. 2010. Wild ungulates vs extensive livestock. Looking back to face the future. *Options Méditerran.* 92: 27-34.

Schneider N.A., Griesser M. 2009. Influence and value of different water regimes on avian species richness in arid inland Australia. *Biodiversity and Conservation* 18: 457-471.

Scholes, R. J. y Archer, S. R. 1997. Tree–grass interactions in savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:517–544.

Selmi, S. & Boulinier, T. 2003. Does time of season influence bird species number determined from point-count data? A capture-recapture approach. *J. Field Ornithol.* 74: 349-356.

SEO/BirdLife 2012. Resultados del programa de seguimiento de aves comunes en primavera de SEO/BirdLife. SEO/BirdLife-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid.

Sexton, K., Murphy, M. T., Redmond, L. J. & Dolan, A. C. 2007. Dawn song of eastern kingbirds: intrapopulation variability and sociobiological correlates. *Behaviour* 144: 1273-1295.

Simons, T. R., Alldredge, M. W., Pollock, K. H. & Wettroth, J. M. 2007. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *Auk* 124: 986-999.

- Slagsvold, T., Dale, S. & Sætre, G. P. 1994. Dawn singing in the great tit (*Parus major*): mate attraction, mate guarding, or territorial defence? *Behaviour* 131: 115-138.
- Sol, D., Santos, D. M., & Cuadrado, M. 2000. Age-related feeding site selection in urban pigeons (*Columba livia*): experimental evidence of the competition hypothesis. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 144-149.
- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Ungar, E. D., & Kigel, J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 37: 224-237.
- Strain, J. G., & Mumme, R. L. 1988. Effects of food supplementation, song playback, and temperature on vocal territorial behaviour of Carolina wrens. *The Auk* 105: 11-16.
- Sutherland, W.J. (Ed.). 2006. *Ecological Census Techniques. A Handbook*. 2nd edition. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tárrega R., Calvo L., Taboada Á., García-Tejero, S., Marcos, E. 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest ecology and management* 257: 731-738.
- Trost, R. E. 1981. Dynamics of grit selection and retention in captive mallards. *The Journal of Wildlife Management*, 64-73.
- Venables W.N., Ripley B.D. 2002. Random and mixed effects. In *Modern Applied Statistics with S* (pp. 271-300). Springer New York.
- Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Bairlein, F., Škorpilová, J., & Gregory, R. D. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis*, 156(1), 1-22.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agr. Ecosyst. Environ.* 75: 13-30.
- Zwarts, L., Bijlsma, R., van der Kamp, K., and Wymenga, E. 2009. *Living on the edge: wetlands and birds in a changing Sahel*. Zeist: KNNV Publishing.

9. ANEXOS

Anexo 1. Distribución de los distintos tipos de muestreos en el periodo de estudio comprendido entre mayo de 2013 y agosto de 2015. LN =Lugar Nuevo; SC: Selladores-Contadero.

Tipo de muestreo/Fecha	2013								2014								2015							
	MAYO		JUNIO		JULIO		AGOSTO		MAYO		JUNIO		JULIO		AGOSTO		MAYO		JUNIO		JULIO		AGOSTO	
	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª	1ª	2ª
Actividad de canto machos cantores		3 días SC 4 días LN	3 días SC 4 días LN	3 días SC 4 días LN	3 días SC 4 días LN	3 días SC 4 días LN																		
Recogida de ejemplares para análisis dieta							Apertura Media Veda								Apertura Media Veda									Apertura Media Veda
Muestreo composición de pastos herbaceos	3 días SC 4 días LN								3 días SC 4 días LN								3 días SC 4 días LN							
Estimación anual de abundancia de machos cantores			3 días SC 4 días LN								3 días SC 4 días LN								3 días SC 4 días LN					

Anexo 2. Descripción de las 24 parcelas estudiadas en la evaluación del hábitat reproductivo de la tortola en Lugar Nuevo. Las 19 parcelas en las que también fue estudiada la actividad de canto son señaladas en la última columna. La abundancia local de machos anual fue estimada mediante el método de escucha sin límite de distancia alguno.

PARCELA	ENCLAVE	Distancia al agua	Tipología punto de agua	Fcc arbolado	Fcc arbustiva	Fcc Pasto	Promedio de Machos 2013 - 2015	Coordenadas GPS	Evaluación actividad de canto
1	Pinar Bogas	504	Río Jándula	80	5	100	1,6	38.121870, -4.082235	X
2	Pinar Vendaval	452	Río Jándula	75	15	80	2,67	38.114368, -4.094180	X
3	Torreta Valdelipe	190	Manantial-Pozas	50	25	92	2,8	38.101165, -4.069926	X
4	Collado el Lobo	120	Manatíal	40	60	76	3,2	38.099467, -4.062800	X
5	Pilares Valdelipe	20	Abrevadero	20	60	80	3,6	38.096376, -4.070004	X
6	Pinar Pozas Valdelipe	360	Arroyo- Pozas	50	60	100	2,8	38.094763, -4.082242	X
7	Pinar Casa Valdelipe	430	Río Jándula	60	20	60	2	38.094573, -4.089291	X
8	Casa Valdelipe	65	Arroyo - Pozas	20	20	100	4	38.091199, -4.091160	X
9	Barranco Mengüano	498	Río Jándula	35	40	92	2,6	38.098518, -4.093001	X
10	Puente Zapera	138	Río Jándula	50	5	96	4,2	38.108785, -4.088650	X
11	Pantanillos colmatados	500	Pantanillo	15	40	84	2,2	38.170435, -4.075067	X
12	Raso la Nava	86	Río Jándula	20	0	100	1,8	38.145705, -4.108456	X
13	Dehesa Cruce Centenera	119	Arroyo - Pozas	40	0	96	2,2	38.138327, -4.118579	X
14	Subida Vendrales	557	Río Jándula	95	0	84	2	38.126647, -4.085745	
15	Collado Vendrales	1200	Río Jándula	60	5	80	2,67	38.130322, -4.081478	
16	Jose Prieto	484	Río Jándula	25	10	84	1	38.153552, -4.070931	X
17	Llano Romería	85	Charca	30	0	100	3	38.156821, -4.044782	X
18	Dehesa Coscojal	260	Abrevadero	20	5	76	1,4	38.160065, -4.004234	X
19	Dehesa Granja	160	Río Jándula	60	0	100	4,2	38.156121, -4.055985	X
20	Estrecho	300	Río Jándula	30	0	53	1,33	38.146939, -4.039744	X
21	Pedernales	477	Charca	20	40	80	1,4	38.162905, -4.077871	X
22	Pantanos Majadillas	5	Pantanillos	50	10	80	0	38.158066, -4.110118	
23	Subida Majadillas	349	Pantanillos	85	10	35	0	38.151857, -4.120077	
24	Membrillejo	832	Abrevadero - pozas	30	40	60	0	38.171549, -4.030365	

Anexo 3. Descripción de las 22 parcelas estudiadas en la evaluación del hábitat reproductivo de la tortola en Selladores-Contadero. Entre estas, las 13 parcelas en las que también fue estudiada la actividad de canto son señaladas en la última columna. La abundancia local de machos anual fue estimada mediante el método de escucha sin límite de distancia alguno.

PARCELA	ENCLAVE	Distancia al agua (m)	Tipología punto de agua	Fcc arbolado (%)	Fcc arbustiva (%)	Fcc Pasto (%)	Promedio de Machos 2013 - 2015	Coordenadas GPS	Evaluación actividad de canto
1	Pilar Encebras	283	Abrevadero	20	75	80	0,33	38.353840, -3.870728	X
2	Corral La Rana	340	Pantanillo	10	5	100	0,33	38.309823, -3.882576	X
3	Barranca Vallejones	600	Pantanillo	20	5	72	1,67	38.302697, -3.825360	X
5	Pilar Dehesa Pinar	220	Abrevadero	25	40	44	1,33	38.361747, -3.845156	X
6	Cruce camino Manzano	562	Pantano Jándula	35	90	4	1	38.345617, -3.901911	X
7	Barranco La Rana	922	Pantanillo	40	75	52	1	38.298564, -3.891957	X
8	Charca cortafuegos	145	Charca	50	60	80	1,67	38.312674, -3.810464	X
9	Mirador Pastores	560	Abrevadero	45	25	60	0,67	38.318534, -3.819482	X
10	Rancho Guindilla	20	Charca	70	25	40	0,33	38.374037, -3.835677	X
11	Dehesa Carretera	275	Abrevadero	40	0	92	1,33	38.317780, -3.829712	X
12	Pinar Raso Manzano	528	Pantano Jándula	70	70	84	2,67	38.346419, -3.908943	X
13	Dehesa Vallejones	476	Abrevadero	10	5	100	0	38.313405, -3.824987	
14	Raso Encebras	280	Pantanillo	10	0	48	0	38.364910, -3.862973	
15	Bajada Atilejos	1017	Pantanillo	75	70	76	0,33	38.336815, -3.878915	X
16	Pinar cerrado	1007	Abrevadero	90	10	5	0	38.334476, -3.829471	
17	Pantano Maraňal	5	Pantanillo	20	100	0	0	38.362891, -3.871689	
18	Dehesa encebras	736	Pantanillo	40	90	5	0	38.372770, -3.863448	
19	Dehesa Contadero	1150	Abrevadero	20	0	100	0	38.325977, -3.843460	
20	Pinar Contadero	891	Abrevadero	50	15	90	0	38.329896, -3.862776	
21	Barranco Navidad	1800	Abrevadero	50	40	30	0	38.354396, -3.891148	
22	Pinar Abrevadero Manzano	50	Abrevadero	85	30	5	0	38.340768, -3.872155	

Anexo 4. Mapa de vegetación del Monte Lugar Nuevo (Organismo Autónomo Parques Nacionales).

LUGAR NUEVO - Vegetación

- Agua
- Artificial
- Herbazal
- Lentiscar - Acebuchar
- Matorral
- Monte mediterráneo
- Olea Europaea
- Pinus pinaster
- Pinus pinea
- Quercus sp.
- Vegetación de Ribera

Anexo 5. Mapa de vegetación del Monte Selladores-Contadero (Organismo Autónomo Parques Nacionales).

European Turtle Dove *Streptopelia turtur* diet composition in Southern Spain: the role of wild seeds in Mediterranean forest areas

Alejandro Gutiérrez-Galán and Carlos Alonso

Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, Spain

ABSTRACT

Capsule: The diet of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Mediterranean forest contained a large volume of wild plant seed but from a small number of key species.

Aims: To determine which seed species are consumed by Turtle Doves in Mediterranean forest areas.

Methods: Digestive tract contents were identified and evaluated for 222 Turtle Doves shot by hunters during three consecutive years.

Results: Thirty seed species were identified in the diet, but only a few species represented most of the volume and frequency. Wild plant seeds appeared in 65.8% of digestive tracts and showed significant variation between years. Although the main wild seed species consumed each year varied annually, certain species were found in the diet every year in high volume and frequency. Adults showed a more diverse and numerous consumption of wild seeds than did juveniles. Plastic granules were also found in 3.8% of individuals.

Conclusion: A greater number of wild seed species was found in the diet in contrast to previous studies performed in farmland. *Echium plantagineum* and *Amaranthus deflexus* could be important seed sources for Turtle Doves in Mediterranean forest. Additionally, the herbaceous species found in the diet whose seeds ripen earlier in the season might play an important role in Turtle Dove reproductive performance, since they are frequently the only available food in the first half of the breeding season.

ARTICLE HISTORY

Received 9 March 2016

Accepted 20 July 2016

Population decline of the European Turtle Dove *Streptopelia turtur* (hereafter Turtle Dove) across Europe over the last few decades (BirdLife International 2016) has been directly linked to the modification and reduction of its breeding habitat (Boutin 2001, Boutin *et al.* 2007, Vickery *et al.* 2014). Habitat modification induces changes in the spatial and temporal availability of food in nesting areas, and has been suggested as a factor that may reduce breeding success (Browne & Aebischer 2003). The diet of Turtle Doves is entirely granivorous and is mainly based on cultivated crops and seeds from plant species growing within those crops, but regarded as weeds (Cramp 1985). Wild plant seeds are an important component of the diet of Turtle Doves (Murton *et al.* 1964, Jiménez *et al.* 1992, Dias & Fontoura 1996), and their availability is considered one of the main breeding habitat requirements (Browne & Aebischer 2003, Dunn & Morris 2012).

During recent decades, agricultural intensification has caused a serious decrease in weed seed abundance in European farmland areas (Jones *et al.* 1997, Wilson

et al. 1999, Gibbons *et al.* 2006). This is a stressor for both the Turtle Dove population and most other farmland bird species in Europe (Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2006, BirdLife International 2016). In this context, several environmental measures have been suggested to improve seed availability in arable lands (Baker *et al.* 2012, Bright *et al.* 2015). However, a large number of breeding Turtle Doves also nest in forest areas (Bakaloudis *et al.* 2009, Dias *et al.* 2013), where seed diversity and abundance is not directly limited by agricultural practices. Forest grasslands can be important foraging habitats for many granivorous species, including Turtle Doves (Buckingham *et al.* 2010). Hence, in cases where forest areas are distant from cultivated areas, non-crop seeds are the only available food for Turtle Doves during the breeding season in this type of habitat. Nevertheless, Turtle Doves are able to forage over a distance radius of several kilometres (Browne & Aebischer 2003); therefore, those that nest in forest areas close to farmland can also feed on weed seeds found in cultivated areas as well as on cultivated seeds.

CONTACT Alejandro Gutiérrez-Galán gutierrezgalan.a@gmail.com Departamento de Sistemas y Recursos Naturales, Universidad Politécnica de Madrid, Ciudad Universitaria, Madrid 28040, Spain

© 2016 British Trust for Ornithology

Knowledge of the plant species that are ingested by Turtle Doves during the breeding period is necessary in order to carry out specific management actions which can increase the abundance of important dietary components (Boutin *et al.* 2007). However, most studies focused on diet composition of Turtle Doves have been carried out in agricultural landscapes and not forests (Murton *et al.* 1964, Jiménez *et al.* 1992, Dias & Fontoura 1996, Browne & Aebischer 2003). Seeds consumed by Turtle Doves in extensive forest areas might differ from the ones consumed in farmland areas due to a greater herbaceous richness in pastures than in more intensely managed arable field margins (Weibull *et al.* 2003). In addition, seed availability in forest areas is not limited by the effects of modern agriculture, but depends both qualitatively and quantitatively on other factors such as grazing, tree interactions and weather (Belsky 1992, Scholes & Archer 1997, Augustine & McNaughton 1998, Peco *et al.* 1998, Lopez-Carrasco *et al.* 2015). Similarly, forest areas usually extend along less fertile ground than farmland (Delibes-Mateos *et al.* 2009), which might determine the species composition of herbaceous species in such cases.

Turtle Doves have a strong presence in forest areas of southern Europe (Bakaloudis *et al.* 2009, Dias *et al.* 2013). Specifically, southern Spain is one of the main Turtle Dove breeding areas in Europe (Boutin 2001) and 52% of its surface consists of forestry area (MAGRAMA 2012). Therefore, the greatest densities occur in the thermo-Mediterranean and meso-Mediterranean areas, particularly in pine *Pinus* forest (16 Turtle Doves/km²) and Holm Oak *Quercus ilex* woods (17 Turtle Doves/km²) (Carrascal & Palomino 2008). Despite the great importance of these forest breeding areas for the species conservation in general, there is a lack of data about specific feeding habits in these areas. This lack of knowledge prevents effective management actions from being applied in a great portion of the Turtle Dove geographic range.

This work aimed to identify the main seed species consumed by Turtle Doves in a representative forest area of southern Spain. Knowledge of the main seeds included in the diet will help managers in planning grazing schemes that might increase the abundance of important seeding species in the spring (Sternberg *et al.* 2000, Buckingham *et al.* 2010, Howland *et al.* 2016) and, consequently, improve Turtle Dove breeding habitat in forest areas (Browne & Aebischer 2003). We also assessed the differences in diet between adult and juvenile birds in order to detect possible effects of age group on seed consumption. Quantitative and qualitative differences in diet between years were

also evaluated, which provided data that could foster further studies on how environmental factors might have an impact on relevant food resources for the Turtle Dove.

Methods

Study area

The study was conducted in Sierra de Andújar Natural Park (38°17'N 4°05'W), a protected forest area of southern Spain included in the Natura 2000 Network which extends over 74 774 ha (Figure 1). Macroclimate is of the Mediterranean type and is characterized by low annual rainfall (400–700 mm) and dry summers. Monthly mean temperatures lie between 9.0°C and 28.8°C, with high temperatures in summer, usually above 35°C. Soils are acidic and poor in nutrients with a lithological substrate of quartzite, slate and sandstone. The pasture consists of natural herbaceous communities dominated by annual species, which turn into fodder and dry pasture in summer as is typical in Mediterranean southern Spain (Gómez-Manzanque *et al.* 2002). The small area of low shrubland, partly related to the high presence of wild ungulates and livestock, leads to an abundance of pasture and patches of grassland in the study area. Vegetation is dominated by forests of Holm Oak, Cork Oak *Quercus suber* and Portuguese Oak *Quercus faginea* together with planted forests of Maritime Pine *Pinus pinaster* and Stone Pine *Pinus pinea*, and evergreen shrubs such as *Arbutus*, *Phillyrea*, *Olea*, *Pistacia* and *Cistus*. The Jándula River crosses the Natural Park from north to south and represents an important source of water for wildlife. Wild ungulates (Red Deer *Cervus elaphus*, Fallow Deer *Dama dama* and Wild Boar *Sus scrofa*) have a high density in the study area (Nugent *et al.* 2011) although, to a lesser extent, there is also extensive livestock, mainly domestic herds of cattle *Bos taurus* and sheep *Ovis aries*. Arable croplands are extremely scarce and occur in only small areas; these are generally used to provide food for game species.

Traditionally, southern Spain has a high level of hunting activity (Delibes-Mateos *et al.* 2009), particularly in Sierra de Andújar Natural Park. Hunting of Turtle Doves is allowed during the late summer (between 21 August and 15 September, approximately). Supplementary food based on mixtures of Corn *Zea mays*, wheat *Triticum* sp., Sunflower *Helianthus annuus*, barley *Hordeum* sp. and Common Vetch *Vicia sativa* is frequently used by hunters to attract Turtle Doves to their hunting grounds (Rocha & Quillfeldt 2015). Supplementary food is provided from late June/early July up to the start of

Figure 1. Map showing the location of study area on Sierra de Andujar Natural Park in the Province of Jaén, Andalusian región. The rectangle identifies the area where Turtle Doves were shot.

hunting. During this period, large numbers of Turtle Doves usually gather at supplementary food sources. These birds may come from a wide area of several km² as the Turtle Doves fly distances up to 10 km between nesting sites and foraging areas (Calladine *et al.* 1999, Browne & Aebischer 2003).

Data collection

We examined the contents of digestive tracts (crops and gizzards) from 222 Turtle Doves shot by hunters between 2013 and 2015 (109 in 2013, 70 in 2014 and 43 in 2015). Turtle Doves were hunted in two private estates located at the southern border of the protected area (Figure 1) which, at their closest point are 900 m apart. Most of the Turtle Doves which regularly foraged in these supplemented areas came from their nesting areas north of both estates. Each day, these Turtle Doves only spent a limited time foraging in the food plots and, afterwards, they returned to their

nesting areas. Thus, since the Turtle Doves were shot at the time they were arriving at the food plots, it is likely that most of the weed seeds contained in their digestive tracts were consumed over a wide surface of the area under study.

Samples were collected each year only in a single location. In 2013 and 2014, the campaigns were conducted in a non-fenced estate where livestock (mainly sheep and cattle) and large wild mammals (Red Deer, Fallow Deer and Wild Boar) were present. In 2015 samples were collected at the second estate which is fenced, and where large herbivores were absent. In both estates, supplementary food consisted of a mixture of wheat, corn, sunflower and vetch. The supplemented area was restricted to only 0.5–1 ha in each estate. This food was dispersed periodically from early July up to the start of hunting. The main difference between the two locations lies in the fact that large herbivores consumed part of the supplementary food in the non-fenced area, whereas in

the fenced area there was no such competition for the spilt grain. As a result, a high and stable quantity of supplementary food was available in 2015, whereas it was limited and more irregular in 2013 and 2014.

Each year, the collected Turtle Doves were hunted over one single morning (07:30–12:30 hours) between 23 and 25 August, coinciding with the beginning of the legal hunting period of the species.

We measured the volume and frequency of the food contained in the digestive tract (crop and gizzards) of every individual. All seeds were identified and quantified, both in volume and number, in each crop and gizzard. Assessing both measures allowed us to discriminate the possible effect of seed size on the volume consumed. The volume of contents was obtained by calculating the volume differences in a measuring cylinder, whereas the size of items was measured by a digital calliper. Seed taxonomic identification was carried out on the basis of specialized bibliography (Villarias 2006, Anthos 2015) and also was supported by seeds collected from plants in the field and used as a reference. Those seeds that could not be visually determined were germinated and the plants identified. Seeds identified in the diet were classified between those that were ripe and available for Turtle Dove consumption from the first half of May (early seeds) and those which were ripe and available from late June/early July (late seeds) (Blanca *et al.* 2009). We assumed that the seeds were available for Turtle Dove consumption from the moment they ripen and were ready to be dispersed by the parent plant. We also considered that seeds contained within large pods (e.g. Wild Radish *Raphanus raphanistrum*) cannot be consumed by birds until they have been scattered, whereas externally developed seeds (e.g. fumitory *Fumaria* sp.) can be consumed from the moment they begin to ripen. Age groups of the analysed birds were differentiated by plumage characteristics (Cramp 1985), being a total of 52.7% of juveniles ($N=117$) and 47.3% of adults ($N=105$).

Statistical analysis

We combined gizzard and crop data for each Turtle Dove to analyse the contents of the digestive tract. All empty crops ($N=77$) were removed from the analysis of number of seeds and species. To analyse the differences in the diet composition, understood as the frequencies of consumption of different plant species, between years and age groups we used the function Adonis, based on Bray–Curtis distance matrices (Anderson 2001), within the ‘vegan’ package for R 3.1.0 (R Core Team 2016) software (Oksanen *et al.* 2015). ADONIS analyses and segments sums of

squares using semi-metric and metric distance matrices. It is directly analogous to multivariate analysis of variance (MANOVA), since it splits sums of squares of a multivariate data set (Anderson 2001, McArdle & Anderson 2001). It is a robust alternative to both parametric MANOVA and to ordination methods for describing how variation is attributed to different uncontrolled covariates.

We used Kruskal–Wallis tests (H), using the R function `kruskal.test`, to analyse the differences between number of seeds and species richness among years and between age classes. In those cases where the response variable was binary (presence of items or not), the analyses were conducted by non-parametric chi-squared tests (χ^2) using R function `chisq.test`.

Results

A total of 30 species of wild seeds were found in digestive tract contents, ten of which could not be taxonomically identified (Table 1). Eighteen species were taxonomically recognized by visual identification, while germination allowed the identification of two other species. Germination only took place in 2 out of 12 processed species. Most of the seeds matched a few species, while the rest were found infrequently and in small volumes. Thus, each year only three species accounted for around 90% of the total number of wild plant seeds contained in digestive tracts (89.8%, $N=80$ in 2013; 92.7%, $N=40$ in 2014 and 100%, $N=13$ in 2015). The rest of the plant material identified in the diet consisted of different types of cultivated seeds (mainly corn, wheat, vetch, barley and sunflower), which are the same as the ones used by hunters in the study area to attract Turtle Doves. Animal material was only represented in the diet by four species of snails (*Ferussacia follicula*, *Microxeromagna armillata*, *Rumina decollata* and *Cochlicella barbara*), which appeared in 2.7% of birds ($N=6$), but only during the first two years of study and in small numbers.

A total of 34.7% of the Turtle Doves ($N=77$) did not have food in their digestive tract. In the rest of the analysed Turtle Doves ($N=145$), wild plant seeds appeared in all individuals, while cultivated seeds occurred in 56.2% ($N=82$). Results showed a strong influence of age group on diet composition and diversity and number of wild plant seeds, although the presence of wild and cultivated seeds was similar between adults and juveniles.

The number of wild plant seeds in digestive tracts (median $\pm$ inter-quartile range), 19 ± 34.5 seeds ($N=145$), was significantly higher in adults (27.5 ± 104 , $N=70$) than in juveniles (10.5 ± 38 seeds, $N=75$; Kruskal–

Table 1. Percentage (%) of occurrence, mean volume and mean number of food items found in crops and gizzards each study year in the period 2013–2015. Items are grouped within five categories: cultivated seeds, early wild seeds, late wild seeds, non-identified seeds (NI) and plastic pellets (PP). The percentages of volume and number were made taking into account only birds which had food in their digestive tract.

	Spp.	2013 (N = 89)			2014 (N = 43)			2015 (N = 13)		
		%	Volume	Number	%	Volume	Number	%	Volume	Number
Cultivated seeds	<i>Triticum</i> sp.	29.2	26.6	6.8	7.0	6.6	0.7	23.1	74.8	34.0
	<i>Helianthus annuus</i>	13.5	9.3	2.3	16.3	9.2	1.0	7.7	6.2	2.8
	<i>Hordeum vulgare</i>	4.5	2.3	0.5	–	–	–	–	–	–
	<i>Viola sativa</i>	11.2	2.4	0.5	7.0	2.0	0.2	–	–	–
	<i>Zea mays</i>	2.2	4.4	0.4	4.7	7.4	0.3	7.7	7.8	1.4
Early wild seeds	<i>Echium plantagineum</i>	76.4	39.0	56.2	4.7	0.4	0.3	7.7	0.2	0.7
	<i>Silene</i> sp.	36.4	1.6	14.3	2.3	0.1	0.1	–	–	–
	<i>Geranium molle</i>	37.1	2.4	10.7	4.7	0.1	0.2	23.1	1.0	9.2
	<i>Salsola kali</i>	1.2	0.1	0.1	–	–	–	–	–	–
	<i>Callendula arvensis</i>	4.5	0.3	0.1	–	–	–	7.7	0.8	0.7
	<i>Asperula</i> sp.	–	–	–	2.9	0.1	0.2	–	–	–
	<i>Stellaria media</i>	1.2	0.4	0.1	–	–	–	–	–	–
	<i>Polygonum lapathifolium</i>	4.2	0.1	0.1	–	–	–	–	–	–
	<i>Malva</i> sp.	4.8	0.1	0.1	2.9	0.1	0.1	7.7	0.1	0.7
	<i>Amaranthus deflexus</i>	6.7	0.2	1.0	48.8	36.1	78.0	30.8	4.4	39.7
Late wild seeds	<i>Chrozophora tinctoria</i>	–	–	–	7.0	20.2	2.9	–	–	–
	<i>Raphanus raphanistrum</i>	16.9	1.2	0.5	7.0	2.6	0.6	7.7	0.8	0.7
	<i>Rumex</i> sp.	2.2	0.5	1.2	11.0	2.8	3.0	–	–	–
	<i>Trifolium stellatum</i>	–	–	–	25.6	0.7	1.5	15.4	0.3	2.8
	<i>Viola</i> sp.	–	–	–	7.0	9.2	4.0	7.7	1.9	3.5
	<i>Convolvulus arvensis</i>	6.0	0.5	0.2	–	–	–	–	–	–
	<i>Silybum marianum</i>	2.2	7.1	1.6	–	–	–	–	–	–
	<i>Cynara humilis</i>	2.4	1.0	0.1	–	–	–	–	–	–
	<i>Ranunculus</i> sp.	–	–	–	7.0	0.6	2.7	–	–	–
	<i>Ornithopus compressus</i>	–	–	–	16.3	0.4	0.8	–	–	–
	Others (ten spp.)	12.2	0.7	3.0	14.0	1.3	3.7	23.1	1.6	2.1
NI										
PP	Plastic Pellets	5.6	1.8	0.8	4.7	0.3	0.1	15.4	0.2	1.4

Wallis $H = 8.42$, $df = 1$, $P = 0.004$; Figure 2). The diversity of wild plant seeds found in digestive tracts (mean $\pm$ se; $N = 145$) was marginally higher in adults (2.1 ± 0.2 species) than juveniles (1.8 ± 0.2 ; Kruskal–Wallis $H = 2.95$, $df = 1$, $P = 0.086$). We also found significant differences between age groups in the species composition of wild seeds found in the digestive tracts

(ADONIS $F = 1.03$, $df = 1$, $R^2 = 0.0167$, $P = 0.004$). For instance, *Echium plantagineum*, *Silene* sp., *Geranium molle* and *R. raphanistrum* were consumed more frequently by adults (54.7%, 27.4%, 27.1% and 16.7%, respectively) than juveniles (30.6%, 11.8%, 17.6% and 5.9%). Similarly, *Silybum marianum*, *Stellaria media*, *Polygonum lapathifolium* and *Cynara humilis* were

Figure 2. The median number ($\pm$ inter-quartile range) of wild plant seeds contained in Turtle Dove digestive tracts ($N = 145$) in relation to age group (a) and year of study (b). P refers to Kruskal–Wallis tests given in text.

only consumed by adults. On the contrary, a total a seven species (*Convolvulus* sp., *Asperula* sp. and five non-identified spp.) were only found in juveniles.

Snails appeared in 4% ($N=3$) of the juveniles and in 4.3% ($N=3$) of adults. Cereal grains and other cultivated seeds (barley, wheat, corn, sunflower and vetch) did not differ in the frequency of occurrence between adults (60%, $N=42$) and juveniles (53.3%, $N=40$; $\chi^2=0.308$, $df=1$, $P=0.58$).

Diet showed substantial variation between years in the majority of variables analysed except for the presence of cultivated seeds, which was similar throughout the study period. The proportion of digestive tracts containing wild seeds was significantly higher in the first year of study (81.6%, $N=89$) than second and third years (61.4%, $N=43$ and 30.2%, $N=13$, respectively; $\chi^2=38.4$, $df=2$, $P<0.001$). Similarly, the number of wild seeds found in birds was similar between the years of study (Kruskal-Wallis $H=21.1$, $df=2$, $P<0.001$) (Figure 2). The diversity of wild seeds per individual (mean $\pm$ se) was significantly different between the years of study (2.2 ± 0.1 in 2013, 1.7 ± 0.1 in 2014 and 1.5 ± 0.2 in 2015; Kruskal-Wallis $H=11.1$, $df=2$, $P=0.004$). The frequency of the main identified wild seed species varied annually throughout the study period (ADONIS $F=4.48$, $df=1$, $R^2=0.081$, $P<0.001$). Early seed species were dominant in 2013 in contrast with the following years when late seeds were dominant. In addition, 17% of the species, specifically *E. plantagineum*, *G. molle*, *Amaranthus deflexus*, *R. raphanistrum* and *Malva* sp., appeared in the diet throughout the three years of study. Similarly, 43.3% of the species were found in the diet in at least two years (i.e. *Silene* sp., *Rumex* sp. and *Trifolium stellatum*),

while 46.7% of the species identified were found in the diet only during one year and usually at low frequencies (<3.3% of frequency each year). Presence of cultivated seeds was similar between years (42.2%, $N=46$ in the first year, 35.7%, $N=32$ in the second year and 25.6%, $N=11$ in the third year; $\chi^2=3.75$, $df=2$, $P=0.155$).

The mean ($\pm$ s.d.) diameter of the weed seeds identified was 2.5 ± 1.0 mm ($N=30$), and ranged between 0.75 mm for *Silene* sp. and 6 mm for *S. marianum*. We counted significantly fewer grit particles in digestive tracts (mainly concentrated in gizzards) during 2014 than in the other years ($H=25.69$; $df=2$, $P<0.001$, Figure 3). However, the number of grit particles was similar between adults and juveniles (Kruskal-Wallis, $H=1.06$; $df=1$, $P=0.362$; Figure 3). The size of the grit particles was smaller than 4 mm, and most (81.9%) ranged between 1 and 3 mm in diameter.

Virgin plastic granules were found in 3.8% ($N=9$) of birds (4.65%, $N=5$ in the first year, 2.95%, $N=2$ in the second year and 4.65%, $N=2$ in the third year). The mean ($\pm$ s.d.) diameter of granules was 3.4 ± 0.5 mm ($N=50$). Most plastic granules were contained in gizzards, with the exception of one bird which had them in its crop. Forty virgin plastic granules were found in a single gizzard, although in the rest of the cases they were found in small quantities (1–3 granules).

Discussion

Our results showed that Turtle Doves are able to feed on a great number of wild plant seeds, but most of the volume and number of seeds corresponded to only a

Figure 3. The median number ($\pm$ inter-quartile range) of grit particles contained in Turtle Dove digestive tracts ($N=222$) in relation to age group (a) and year of study (b). P refers to Kruskal-Wallis tests given in text.

few species. This is consistent with results described in most of the similar studies carried out in farmland (Murton *et al.* 1964, Jiménez *et al.* 1992, Dias & Fontoura 1996, Browne & Aebischer 2003). Similarly, the number of wild seed species found within digestive tracts was small, which is consistent with the findings reported by Jiménez *et al.* (1992) and Dias & Fontoura (1996). Additionally, wild seed species richness in the diet (30 spp.) is much greater than previously observed in Mediterranean farmland areas (five species, Jiménez *et al.* 1992; ten species, Dias & Fontoura 1996), which might be related to a greater diversity of herbaceous species in grasslands than in more intensely managed cereal and ley field margins (Weibull *et al.* 2003).

In addition to wild plant seeds, we found small amounts of a cultivated seed mixture similar to that provided by hunters in the supplemented area, and occasionally snails. The fact that the Turtle Doves were shot at the time they arrived to the food plot implies that most of the birds had not fed on cultivated seeds. However, it is likely that during the food supplementation period the main part of the diet consists of cultivated seeds, whereas wild plant seeds would only be present in a small percentage of the total volume in the same period. The presence of a small number and frequency of snails in the diet is consistent with results shown by most authors studying Turtle Dove diet (Murton *et al.* 1964, Goodwin 1970, Jiménez *et al.* 1992, Dias & Fontoura 1996). The presence of snails in juvenile birds would mean that their consumption is not just limited to the calcium requirements of breeding birds (Mänd *et al.* 2000, Reynolds & Perrins 2010) but accidental ingestion cannot be ruled out.

Adults showed a higher number and diversity of wild plant seeds in their diet than did juveniles. Additionally, Dias & Fontoura (1996) also detected a greater number of wild seeds consumed by adults than juveniles in Portugal. These differences in diet might be related to experience of older birds in feeding tactics (Marchetti & Price 1989, Sol *et al.* 2000). This could also suggest that juvenile Turtle Doves are more dependent on the availability of seed-rich areas (Dunn *et al.* 2016), while adults might be more efficient in finding wild seeds and may also forage over a wider area.

The relative importance of the main wild plant seed species consumed varied substantially between years, which has been observed in other avian species (Moorcroft *et al.* 2006) and could be particularly linked to inter-annual variation in the abundance of herbaceous species in Mediterranean grasslands (Callaway & Walker 1997, Gea-Izquierdo *et al.* 2010). During the spring season of the first year, a general abundance of *E. plantagineum* was observed in the

study area, in contrast to the second year when the species was practically absent (Gutiérrez-Galán *et al.* unpubl. data). This coincides with the relative occurrence of *E. plantagineum* in the diet during 2013 and 2014 (Table 1). Additionally, there were important differences in the annual frequency of wild seeds in the diet, which could be related to changes in the availability of both wild and cultivated seeds (Browne & Aebischer 2003). Specifically, the availability of cultivated seeds was much greater during the last year of the study due to the absence of cattle and wild ungulates in the food plot, which enabled a stable quantity of seeds (mainly sunflower and wheat) for Turtle Dove consumption from early July to the start of the hunting season. Similarly, as indicated above, the abundance of the main herbaceous species whose seeds were found in the diet suffered strong changes between years, which could indicate annual changes in the overall availability of wild seeds for Turtle Dove consumption. However, a lack of accurate data on the availability of wild and cultivated seeds means that further studies are needed to understand better the variation in Turtle Dove diet.

Despite the absence of data on wild seed species consumed by Turtle Doves in the first half of the breeding season, it is likely that most of the early season species identified could also be consumed by Turtle Doves in this period. This is because most of the wild seeds identified in the diet belonged to annual ruderal species that, consequently, produce a great quantity of seeds (Grime 1977), which might allow their availability for Turtle Dove consumption from ripening to the end of the breeding season (Leck *et al.* 1989, Osem *et al.* 2006). Additionally, since wild seeds were classified between those with early and late ripening, it is likely that diet composition varied throughout the breeding season according to changes in their availability (Moorcroft *et al.* 2006). Hence, since late seeds do not ripen until the end of June, the diet of Turtle Doves during the first half of the breeding season might only consist of early seeds. On the contrary, during the second half of the breeding season, the diet might be similar to the one described in this study, which incorporates early, late and cultivated seeds. This concurs with what has been noted by Murton *et al.* (1964), who found different diet composition between the first and second half of the breeding season. According to this, early seeds represent the only food available in Southern Spain in May and most of June; therefore, they could have a special importance to foraging area suitability compared to late seeds (Meijer & Langer 1995, Verhulst & Nilsson 2008, Dunn & Morris 2012),

especially in forest areas. Further studies could usefully evaluate the relationship between early seed abundance and Turtle Dove foraging area suitability in forest areas.

Interestingly, certain wild seed species have been of special importance due to their greater volume and frequency in the diet, as well as for their known consumption by Turtle Doves in other regions and countries. Thus, *E. plantagineum*, *A. deflexus*, *G. molle* and *R. raphanistrum* were found in the diet throughout the three years of the study and were, in most cases, among the most consumed species. Additionally, several of the identified species had been previously observed in similar studies, as it is the case of *Amaranthus* sp., *Chrozophora tinctoria*, *Rumex* sp. and *Convolvulus* sp. in the Southern Iberian Peninsula (Jiménez *et al.* 1992, Díaz & Fontoura 1996) and *Silene* sp., *Polygonum* sp., *Ranunculus* sp., *Rumex* sp. and *Trifolium* sp. in the UK (Murton *et al.* 1964, Browne & Aebischer 2003). The consumption of the same wild seed species in different geographical and climatic regions might indicate a preference of Turtle Doves for some wild seed species, as has been noted in other bird species (Díaz 1990, 1996, Dimiceli *et al.* 2007, Johansen *et al.* 2014). In contrast to this, there are other species such as *E. plantagineum* or *G. molle* that showed a high volume and frequency in the diet but which have not previously been recorded as components of the Turtle Dove's diet; suggesting localized effects on dietary range. In the same way, seeds of some herbaceous species consumed by Turtle Doves in other studies (*S. media* or *Viola arvensis*; Murton *et al.* 1964, Browne & Aebischer 2003) were absent in the diet or appeared in very small quantities despite their existence in the study area (Gómez-Manzanque *et al.* 2002). This could be related to lower availability of these species in the study area, therefore, further studies should identify regional dietary differences and take into account the availability of seeds within the birds' environment (Dimiceli *et al.* 2007), and especially in their breeding areas (Boutin *et al.* 2007).

The consumption of virgin plastic granules by 3.8% of Turtle Doves and their presence throughout the three years of study showed an unprecedented case of ingestion of plastic material by wild doves. Until now, the consumption of shot pellets (lead or steel) by doves (Schulz *et al.* 2002, 2006) has been reported but there were no records of plastic ingestion. The plastic granules had rounded forms, which contrasts with the irregular and polygonal forms of grit usually ingested by Turtle Doves. Therefore, we presume that they might have been consumed mistakenly by Turtle Doves as legume seeds. This consumption could be related to the availability of plastic granules on the banks of the

Jándula River, probably derived from industrial discharge in the past (Gregory & Ryan 1997). We do not have enough data to interpret the variation in the number of grit particles found in digestive tracts throughout the three years, specifically in 2014. This question should be clarified in future studies.

Finally, although a greater richness of herbaceous species was found in the diet in contrast to farmland areas, only a few wild species were dominant in the study area. Diet composition was not limited by seed accessibility in the terms described by Dunn *et al.* (2015), since grazing by wild ungulates strongly reduces the density and height of pasture in the study area. *A. deflexus* and *E. plantagineum* showed the highest frequency and volume throughout the study period. Among all the wild seeds found in the diet, a few could be especially relevant, though not significantly abundant, for their role as food items available early in the season. *G. molle* and *Silene* sp. are two examples of this type of species in our study area. The next step to understanding the factors limiting the breeding performance of Turtle Doves in forest areas is to assess the relevance of the relative availability of wild seed species in the foraging areas, together with other habitat features. This will enable landscape managers and conservation ecologists to integrate strategies that reconcile Turtle Dove population recovery and land use.

Acknowledgements

We thank: the hunting organizers for allowing us to take the samples which enabled us to conduct this study; Javier Moro for providing all the facilities to complete the field study; the rangers E. Cubillas, L. M. Muñoz, P. Guerrero, R. Gutiérrez and E. Cuenca for their field assistance; David Medel, Judit Maroto, F. Gómez Manzanque and C. Morla for their assistance in the germination and identification of seeds; and David Blázquez and Luis de Santiago for their field assistance during sampling.

ORCID

Alejandro Gutiérrez-Galán <http://orcid.org/0000-0001-8894-9904>

Carlos Alonso <http://orcid.org/0000-0002-2395-4259>

References

- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* **26**: 32–46.
- Anthos. 2015. *Information System of the Plants of Spain*. Real Jardín Botánico, CSIC – Fundación Biodiversidad. www.anthos.es. Consultation carried out in September 2015.
- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *J. Wildl. Manage.* **62**: 1165–1183.

- Bakaloudis, D.E., Vlachos, C.G., Chatzidakis, E., Bontzorlos, V. & Papakosta, M. 2009. Breeding habitat preferences of the turtledove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 597–602.
- Baker, D.J., Freeman, S.N., Grice, P.V. & Siriwardena, G.M. 2012. Landscape-scale responses of birds to agri-environment management: a test of the English environmental stewardship scheme. *J. Appl. Ecol.* 49: 871–882.
- Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *J. Veg. Sci.* 3: 187–200.
- BirdLife International. 2016. *Species factsheet: Streptopelia turtur*. <http://www.birdlife.org> on 27/01/2016.
- Blanca, G., Cabezudo, B., Cueto, M., Fernández López, C. & Morales Torres, C. 2009. *Flora Vascular de Andalucía Oriental*. Consejería de Medio Ambiente, Sevilla.
- Boutin, J.M. 2001. Elements for a Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) management plan. *Game Wildlife Sci.* 18: 87–112.
- Boutin, J.M., Lutz, M. & Jensen, F.P. 2007. *Management plan for Turtle dove (Streptopelia turtur) 2007–2009*. European Commission, Luxembourg.
- Bright, J.A., Morris, A.J., Field, R.H., Cooke, A.I., Grice, P.V., Walker, L.K. & Peach, W.J. 2015. Higher-tier agri-environment scheme enhances breeding densities of some priority farmland birds in England. *Agric. Ecosyst. Environ.* 203: 69–79.
- Browne, S.J. & Aebischer, N.J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145: 572–582.
- Buckingham, D.L., Atkinson, P.W., Peel, S. & Peach, W. 2010. *New conservation measures for birds on grasslands and livestock farms*. Proceedings of the British Ornithologists' Union – Lowland Farmland Birds III, 1–13.
- Calladine, J., Buner, F. & Aebischer, N.J. 1999. Temporal variations in the singing activity and the detection of Turtle Doves *Streptopelia turtur*: implications for surveys. *Bird Study* 46: 74–80.
- Callaway, R.M. & Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958–1965.
- Carrascal, L.M. & Palomino, D. 2008. *Las Aves Comunes Reproductoras en España. Población en 2004–2006*. SEO/BirdLife, Madrid.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C. & Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771–788.
- Cramp, S. 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Delibes-Mateos, M., Farfán, M.A., Olivero, J., Márquez, A.L. & Vargas, J.M. 2009. Long-term changes in game species over a long period of transformation in the Iberian Mediterranean landscape. *Environ. Manage.* 43: 1256–1268.
- Dias, S. & Fontoura, A.P. 1996. A dieta estival da rôla-brava (*Streptopelia turtur*) no sul de Portugal. *Revista Forestal* 9: 227–241.
- Dias, S., Moreira, F., Beja, P., Carvalho, M., Gordinho, L., Reino, L. & Rego, F. 2013. Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 531–541.
- Díaz, M. 1990. Interspecific patterns of seed selection among granivorous passerines: effects of seed size, seed nutritive value and bird morphology. *Ibis* 132: 467–476.
- Díaz, M. 1996. Food choice by seed-eating birds in relation to seed chemistry. *Comp. Biochem. Physiol. A: Physiol.* 113: 239–246.
- Dimiceli, J.K., Stouffer, P.C., Johnson, E.I., Leonardi, C. & Moser, E.B. 2007. Seed preferences of wintering Henslow's Sparrows. *Condor* 109: 595–604.
- Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J. & van Bommel, F.P. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116: 189–196.
- Dunn, J.C., & Morris, A.J. 2012. Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove *Streptopelia turtur*? *Bird Study* 59: 394–402.
- Dunn, J.C., Morris, A.J., & Grice, P.V. 2015. Testing bespoke management of foraging habitat for European turtle doves *Streptopelia turtur*. *J. Nat. Conserv.* 25: 23–34.
- Dunn, J.C., Morris, A.J., & Grice, P.V. 2016. Post-fledging habitat selection in a rapidly declining farmland bird, the European Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Bird Conservation International*. Available on CJO2016. doi:10.1017/S0959270916000022
- Gea-Izquierdo, G., Allen-Díaz, B., San Miguel, A. & Cañellas, I. 2010. How do trees affect spatio-temporal heterogeneity of nutrient cycling in Mediterranean annual grasslands? *Ann. For. Sci.* 67: 112–122.
- Gibbons, D.W., Bohan, D.A., Rothery, P., Stuart, R.C., Haughton, A.J., Scott, R.J., Wilson, J.D., Perry, J.N., Clark, S.J., Dawson, R.G. & Firbank, L.G. 2006. Weed seed resources for birds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. *Proc. R. Soc. B* 273: 1921–1928.
- Gomez-Manzanque, F., Juaristi, C.M., Molina, J.R. & Carrera, T. 2002. Catálogo florístico de la finca Lugar Nuevo (Sierra Morena, Jaén, España). *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 10: 1–35.
- Goodwin, D. 1970. *Pigeons and Doves of the World*, 2nd edn. British Museum (Natural History), London.
- Gregory, M.R. & Ryan, P.G. 1997. Pelagic plastics and other seaborne persistent synthetic debris: a review of Southern Hemisphere perspectives. In: Coe, J.M., Rogers, D.B. (eds.) *Marine Debris*, 49–66. Springer, New York.
- Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111: 1169–1194.
- Howland, B.W., Stojanovic, D., Gordon, I.J., Radford, J., Manning, A.D. & Lindenmayer, D.B. 2016. Birds of a feather flock together: Using trait-groups to understand the effect of macropod grazing on birds in grassy habitats. *Biol. Cons.* 194: 89–99.
- Jimenez, R., Hódar, J.A. & Camacho, I. 1992. Summer diet of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in the south of Spain. *Gibier Faune Sauvage* 9: 119–126.
- Johansen, S.M., Horn, D.J. & Wilcoxon, T.E. 2014. Factors influencing seed species selection by wild birds at feeders. *J. Wilson Ornithol.* 126: 374–381.
- Jones, N.E., Burn, A.J. & Clarke, J.H. 1997. The effects of herbicide input level and rotation on winter seed availability for birds. *Proc. 1997 Brighton Crop Protection Conference – Weeds* 3: 1161–1166.

- Leck, M.A., Parker, V.T. & Simpson, R.L. 1989. *Ecology of Soil Seed-banks*. Academic Press, San Diego, CA.
- López-Carrasco, C., López-Sánchez, A., San Miguel, A. & Roig, S. 2015. The effect of tree cover on the biomass and diversity of the herbaceous layer in a Mediterranean dehesa. *Grass Forage Sci.* 70: 639–650.
- MAGRAMA. 2012. *Anuario de Estadística Forestal* 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Mänd, R., Tilgar, V. & Leivits, A. 2000. Calcium, snails and birds: a case study. *Web Ecol.* 1: 63–69.
- Marchetti, K. & Price, T. 1989. Differences in the foraging of juvenile and adult birds: the importance of developmental constraints. *Biol. Rev.* 64: 51–70.
- McArdle, B.H. & Anderson, M.J. 2001. Fitting multivariate models to community data: a comment on distance-based redundancy analysis. *Ecology* 82: 290–297.
- Meijer, T. & Langer, U. 1995. Food availability and egg-laying of captive European starlings. *Condor* 7: 18–728.
- Moorcroft, D., Wilson, J.D. & Bradbury, R.B. 2006. Diet of nestling Linnets *Carduelis cannabina* on lowland farmland before and after agricultural intensification. *Bird Study* 53: 156–162.
- Murton, R.K., Westwood, N.J. & Isaacson, A.J. 1964. The feeding habits of the Woodpigeon *Columba palumbus*, Stock Dove *C. oenas* and Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Ibis* 106: 174–188.
- Nugent, G., McShea, W.J., Parkes, J., Woodley, S., Waithaka, J., Moro, J. & Smith-Flueck, J.M. 2011. Policies and management of overabundant deer (native or exotic) in protected areas. *Anim. Prod. Sci.* 51: 384–389.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M.H.H., Oksanen, M.J. & Suggests, M.A.S.S. 2007. The 'vegan' package. *Community Ecol. Package* 1: 10–17.
- Osem, Y., Perevolotsky, A. & Kigel, J. 2006. Similarity between seed bank and vegetation in a semi-arid annual plant community: the role of productivity and grazing. *J. Vet. Sci.* 17: 29–36.
- Peco, B., Espigares, T. & Levassor, C. 1998. Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Appl. Veg. Sci.* 1: 21–28.
- R Core Team. 2016. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>.
- Reynolds, S.J. & Perrins, C.M. 2010. Dietary calcium availability and reproduction in birds. *Current Ornithol.* 17: 31–74.
- Rocha, G. & Quillfeldt, P. 2015. Effect of supplementary food on age ratios of European turtle doves (*Streptopelia turtur* L.). *Anim. Biodivers. Conserv.* 38: 11–21.
- Scholes, R.J. & Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 28: 517–544.
- Schulz, J.H., Millsaugh, J.J., Washburn, B.E., Wester, G.R., Lanigan III, J.T. & Franson, J.C. 2002. Spent-shot availability and ingestion on areas managed for mourning doves. *Wildl. Soc. Bull.* 30: 112–120.
- Schulz, J.H., Millsaugh, J. J., Bermudez, A.J., Gao, X., Bonnot, T.W., Britt, L.G. & Paine, M. 2006. Acute lead toxicosis in mourning doves. *J. Wildl. Manag.* 70: 413–421.
- Sol, D., Santos, D.M. & Cuadrado, M. 2000. Age-related feeding site selection in urban pigeons (*Columba livia*): experimental evidence of the competition hypothesis. *Can. J. Zool.* 78: 144–149.
- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Ungar, E.D. & Kigel, J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *J. Appl. Ecol.* 37: 224–237.
- Verhulst, S. & Nilsson, J.Å. 2008. The timing of birds' breeding seasons: a review of experiments that manipulated timing of breeding. *Philos. Trans. R. Soc. London B: Biol. Sci.* 363: 399–410.
- Vickery, J.A., Ewing, S.R., Smith, K.W., Pain, D.J., Bairlein, F., Škorpiľová, J. & Gregory, R.D. 2014. The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis* 156: 1–22.
- Villarias, J.L. 2006. *Atlas de Malas Hierbas*. Mundi-Prensa Libros, Madrid.
- Weibull, A.C., Östman, Ö. & Granqvist, Å. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodivers. Conserv.* 12: 1335–1355.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* 75: 13–30.

Anexo 7 - Artículo científico:

Seasonal and abundance-related changes in the singing activity of the European Turtle Dove *Streptopelia turtur* in Mediterranean conditions

Short title: Singing activity patterns of the turtle dove

Gutiérrez-Galán, A.¹, Solana-Gutiérrez, J.¹, Alonso-González, C.¹

¹Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria. CP 28040, Madrid, Spain.

Corresponding author: gutierrez.galan.a@gmail.com

Summary

The observed decline in the breeding population of the turtle dove (*Streptopelia turtur* L.) on the Iberian Peninsula during recent decades entails the need for recording reliable data on the spatial distribution and population abundance of the turtle dove. The most commonly used method for conducting a turtle dove census is to listen to male songs during the breeding period. Current knowledge of male singing activity is based on observations performed in central Europe. However, during the breeding season, Mediterranean weather conditions differ significantly from those in central Europe. It is therefore relevant to test whether the sampling protocols that are currently used in central Europe are also the most advisable for use in Mediterranean Europe. Additionally, little is known about the effects of male local abundance on the singing activity of the turtle dove. The aim of this study was to analyse turtle dove singing activity during the reproductive period to propose an efficient protocol for recording male turtle dove songs that produces unbiased abundance estimations. During the turtle dove breeding season of 2013, turtle dove nesting populations were sampled at two representative natural estates in southern Spain: the Lugar Nuevo and Selladores-Contadero estates (in Jaén). The results showed that peak of detectability of singing turtle doves occurs in the first half of June and tends to decrease as the breeding season progresses. Therefore, the temporal changes in the singing activity of the turtle dove in the Mediterranean area are similar to those in central Europe. Additionally, singing activity is significantly lower where point counts are less than 70-136 males/km² and on anomalous meteorological days. Thus, under regular meteorological conditions, the most efficient period for sampling turtle doves on the southern Iberian Peninsula is the first half of June.

Introduction

A marked population decline of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) has occurred in Europe in recent decades (BirdLife International 2016). This decrease of more than 77% since 1980 (PECBMS, 2012) is mainly attributed to a combination of degradation of its breeding habitat (Browne & Aebischer 2003, Dunn & Morris 2012) and overwintering factors (Eraud et al. 2009). The European Management Plan for Turtle Dove (Lutz & Jensen 2007) required EU member countries to develop studies to obtain accurate knowledge of the major nesting areas, quantitative status, and drivers of the decline of this species. Consequently, a continued census of breeding locations and counts of reproductive pairs should be considered a priority in European environmental policy. This task should be performed by developing systematic inventories in different regions with a common protocol that would allow abundance assessments and feasible comparisons between times and places to be obtained (Bibby et al. 2000). In addition, the sampling protocol should standardize the sampling effort, avoid count biases and limit uncertainties from meteorological and behavioural anomalies that might prevent the comparison of different breeding populations (Bibby 2004). However, data on the

regional ethology of turtle dove breeding populations for establishing sampling periods during which animals are more conspicuous (Sutherland 2006) have not yet been evaluated.

The most frequent method used for turtle dove sampling during the breeding period is to record singing males during the first hours after sunrise (Calladine et al. 1999, Boutin et al. 2003, Dunn & Morris 2012). Most studies conducted in central Europe indicate that turtle dove detectability is lower at the second half of the breeding (Kotov 1974, Duckworth 1992, Calladine et al. 1999). This temporal decrease in detectability has been suggested by Calladine et al. (1999) to be a consequence of a reduction in singing activity or emigration. Regarding emigration, the marked philopatry of this species makes movements to other nesting areas during the breeding period unlikely (Cramp 1985). Nevertheless, changes throughout the day in the availability of males at nesting sites could have a great effect on their detectability (Farnsworth et al. 2002, Diefenbach et al. 2007). Additionally, temporal changes in singing activity throughout the breeding season are known in several avian species (Ralph et al. 1995). In this context, weather conditions have been suggested as one of the main reasons for temporal changes in singing activity (Slagsvold et al. 1994, Catchpole & Slater 2003, Hasan 2010). Thus, differences in the geoclimatic locations of turtle dove breeding populations may cause dissimilar singing activities throughout the season (Gottlander 1987, Handford & Loughheed 1991). However, the regional differences in the singing activity of European turtle dove throughout their distribution have not yet been evaluated.

Male local abundance is another factor that might change the singing activity of birds (Royle & Nichols 2003). In particular, positive effects of male density on singing activity have been observed in several avian species (Laiolo & Tella 2007, Sexton et al. 2007, Hamao et al. 2011, Warren et al. 2013). However, little is known about the effects of this parameter on the singing activity of the turtle dove. This knowledge could be useful in preventing the potential underestimation of males in low-density populations caused by hypothetically lower individual vocal performance.

Turtle dove breeding areas are widely distributed in southern Europe (Bakaloudis et al. 2009, Dias et al. 2013), where the Mediterranean climate is predominant. Specifically, Spain has one of the largest populations (BirdLife Internacional, 2015), and the highest densities are located mainly in its southern (Mediterranean) regions (Carrascal & Palomino 2008). Despite the importance of the turtle dove in Spain and for overall species conservation, most of the studies conducted in Spain have not used a common sampling protocol, which would allow population comparisons to be made between different areas and years (Peiro 1990, Gutiérrez 2001, Rocha & Hidalgo 2002, Buruaga et al. 2013). This state of affairs may produce a bias in species detectability if it is not taken into account. All these factors limit the comparison of densities between different breeding populations.

No systematic data on the singing of the turtle dove in Spain are found in the literature published to date. Current knowledge of male singing activity is based on observations performed in central Europe (Calladine et al. 1999). However, Mediterranean weather conditions, very hot and dry summers, differ significantly from those in central Europe

especially during the breeding season. This differences in the range of ambient temperatures could cause geographical variations in the singing activity of birds (Garson & Hunter 1979, Strain & Mumme, 1988). In addition, due to the low abundance of nesting turtle doves over wide areas of this species' range in Spain (Balmori 2004), it is necessary to understand the ethology of the studied populations to establish peak sampling periods when animals are more conspicuous (Sutherland 2006) and are therefore more effectively detectable. Thus, turtle dove sampling conducted outside the busiest singing dates could generate a negative bias and result in underestimation in low-density areas (Bibby et al. 2000).

In 2011, a study on the activity of singing of turtle doves carried out in a forested area in the south of Spain revealed that the number of singing males decreased steadily from early June until the end of the reproductive period in August (Gutiérrez-Galán & Alonso 2013). To understand this phenomenon, a more ambitious study was performed over a wider area at the same location (Sierra de Andújar Natural Park). This area is considered a representative habitat within the Iberian Mediterranean area that is currently occupied by breeding turtle doves. Within this extensive park, two different breeding areas were monitored during the reproductive period of 2013.

The aim of this study was to assess the changes in the singing activity of the turtle dove throughout the breeding season under Mediterranean climate conditions. Additionally, variation associated with population social competition among males was taken into account by entering the maximum number of singing males in each survey plot as a measure of male local abundance. A derivative objective was to establish a protocol for sampling turtle dove populations that maximizes the probability of species detection, in such a way that a high detectability range is expected to counterbalance sensitivity of the detection parameter to sampling variation (Gerber et al. 2014).

The results will allow the establishment of a protocol for sampling turtle dove populations that maximizes the probability of species detection. Additionally, a standard sampling protocol will allow the comparison of different breeding populations in Mediterranean areas and, thus, accurate assessment of the relationship between local habitat characteristics and the abundance of the turtle dove.

Methods

Study area

The study was conducted in Sierra de Andújar Natural Park (38° 90'N, 4° 30'W; Jaén province), specifically on two estates: Lugar Nuevo (38° 90' N, 4° 30' W; 9,355 ha) and Selladores-Contadero (38° 23' N, 3° 47' W; 10,455 ha) (Figure 1).

This meso-Mediterranean area (Rivas Martínez 1985) exhibits maximum summer temperatures exceeding 40°C and monthly average temperatures between 14.3 and 18.4°C. The average annual rainfall is approximately 500-600 mm, and summers are markedly dry. Both estates are densely forested with Mediterranean forest (mainly

Pinus pinea and *Quercus ilex*) adapted to intense periods of summer aridity, and both estates lack agricultural crops.

Selladores-Contadero is located in the north of the Natural Park and is surrounded by large forest estates where turtle dove hunting is not conducted. Conversely, Lugar Nuevo is located south of the Natural Park, only a few miles away from cereal crops, and is surrounded by farms where the turtle dove is hunted during late summer.

Data collection

We measured the local abundance of singing turtle dove males in a total of 32 survey plots, including 19 in Lugar Nuevo and 13 in Selladores-Contadero, using the point-count technique (Bibby et al. 2000). The survey plots were located at a distance of at least 500 m from each other, which prevents the double counting of males (Carrascal and Palomino, 2008), and were distributed across all environments and habitats present in the study area (Sutherland 2006). All survey plots were selected from a larger set by excluding those plots that did not show the presence of singing male turtle doves in a previous (2011) survey (Gutiérrez-Galán & Alonso 2013). The survey plots were sampled every fifteen days between late May and late July in 2013; they were always sampled by the same person and during the first two hours after sunrise, following the indications of Calladine et al. (1999). According to the marked philopatry of Turtle Dove (Cramp 1985), we assume that males occupied the same nesting sites throughout the breeding season.

Only those males that sang during the initial 10 minutes at unlimited distance sampling points were recorded (Ralph et al. 1995). Additionally, to assess the individual vocal performance of singing males, each count period was divided into sub-periods of one minute, during which it was indicated whether each registered male showed any singing activity (Farnsworth et al. 2002). Based on these song records, the following variables were estimated per bird basis: song output (proportion of 1-minute intervals with vocalization occurring); maximum period of silence (number of accumulated one-minute intervals without singing activity); and first record (the time at which singing began after the arrival of the sampler). Sampling was not carried out in rainy weather or on windy days ($> 4 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$) (Bibby et al. 2000, Simons et al. 2007).

A battery of ANOVAs and random effects linear models (LMMs) were conducted to evaluate the significance of the effects produced by date factors, the local abundance of singing males, the site and the interactions between these variables on the number of records of singing males and their frequency of singing (Zuur 2009).

Results

The number of singing male turtle doves recorded periodically in the survey plots ranged from 16 to 49 in Lugar Nuevo and 8 to 16 in Selladores-Contadero. The number of registered singing males varied significantly with the date and between study sites

($p < 0.05$) (Table 1). The average maximum number of singing males (mean $\pm$ sd) detected at each station was 3.05 ± 1.5 in Lugar Nuevo and 1.69 ± 0.9 in Selladores-Contadero. The peak number of registered singing males occurred in the first half of June on both forest estates (Figure 2), and after that time, a steady decline of records was observed until the end of the season.

There were no statistically significant interactions between the site and date (Table 1). Nevertheless, there was a decline in the number of singing turtle dove males recorded between the peak of activity (2.03 ± 1.3 singing males in early June) and the second half of July (0.75 ± 1.3 singing males) (Figure 2).

An overall count of 289 instances of singing was used for the analysis of the individual vocal performance of males. On average, the song output of male singing was 4.8 ± 2 one-minute intervals and varied significantly with the date and singing male density (computed as the greatest number of males registered in each survey plot), but not with the site (Table 1). The song output was significantly lower in late May (2.3 ± 1.3 one-minute intervals) than during the rest of the season ($p < 0.05$) (Figure 3) and was also significantly lower at sites with a local abundance of less than three singing males than in those with greater abundances ($p < 0.05$) (Figure 3). None of the interactions with site as a factor were significant, nor were there any two-way interactions (Table 1).

The maximum duration of silence during the singing activity of turtle dove males was 4.6 ± 3 one-minute intervals, with significant variation being observed among singing male densities and dates (Table 1). Thus, for densities of less than three singing males, the average duration of the silent period was 5.4 ± 2.5 one-minute intervals (Figure 4), and this duration was significantly shorter under higher densities, at 4.4 ± 2.7 one-minute intervals ($p < 0.05$). In late May, the average maximum period of silence during singing (5.9 ± 3.7 one-minute intervals) was significantly ($p < 0.05$) longer than during the rest of the study period (4.3 ± 2.6 one-minute intervals) (Figure 4). No significant interactions with site or season were found (Table 1).

The first record occurred at 2.7 ± 2.6 one-minute intervals on average, which was similar for different sites ($p = 0.453$), dates ($p = 0.312$) and male densities ($p = 0.245$). Nevertheless, although the first record did not show substantial differences between male densities, the earliest record occurred earlier on average during the first five minutes of counts in high-density plots (Figure 6). Conversely, the average timing of the first record during the second half of the listening period was similar regardless of the male abundance.

Discussion

The number of singing males showed a peak in the first half of June, which was immediately followed by a decline in the number of records throughout the season. This decline was perceived on both estates (Figure 2). This result is in agreement with similar declines observed in the preliminary study (Gutierrez-Galan & Alonso 2013) and in central Europe (Callandine et al. 1999). Remarkably, the total number of singing males

detected during the second half of May was significantly lower than in the first half of June. This difference was not observed in the preliminary study (Gutiérrez-Galán & Alonso 2013). A number of migratory species are known to show a peak of singing activity earlier in the season (Ralph et al. 1995, Selmi & Boulinier 2003, Amrhein et al. 2007). Therefore, in the present study, the lower number of records for late May could be related to anomalous inhibition, as most males had already returned from their wintering areas (Peiro 1990, Montoya & Mesón 2002, Eraud et al. 2013). This result might have occurred due to a pronounced drop in temperature during that week (O'Connor & Hicks 1980, Thomas 1999, Hutchinson 2002). Accordingly, all the individual song performance-related variables showed a punctual decrease in late May (Figure 3,4). Therefore, it seems plausible that the peak of singing activity could have been extended to the second half of May if weather anomalies had not appeared. However, this explanation cannot be confirmed based on this study and should be tested in future works.

The decline in the number of records of singing males throughout the season might be linked to a decrease in singing activity (Ralph et al. 1995, Calladine et al. 1999). However, as the individual vocal performance of males did not show substantial changes from the peak of the records to the end of the season, the reduction in the number of records could have resulted from inhibition of the singing activity of a portion of the males during sampling. This potential inhibition may be linked with the breeding stage (Best & Petersen, 1982, Wilson & Bart, 1985, Robertson & Olsen, 2014). Nevertheless, since turtle is able to perform at least two broods in one same season (Murton et al. 1968, Peiro, 1990), the stage of the breeding cycle is not sufficient to explain, in itself, the decrease in the number of records. Further studies were required to evaluate the effect of breeding stage on the detectability of turtle dove singing males.

Moreover, the detectability of singing males could be related to the availability of males at their nesting sites (Farnsworth et al. 2002, Diefenbach et al. 2007). In particular, the availability of singing males could be linked to changes in the distance between foraging and nesting areas throughout the season (Eberhard & Ewald 1994, Adams 2001, Betts et al. 2008, Hussell 2012). These movements might be dependent on food availability, as observed in great tits (*Parus major*) (Ydenberg 1984). Further studies should clarify the influence of such movements on the detectability of singing turtle dove males, for instance, through radiotracking of individuals in different foraging habitat scenarios.

Male local abundance showed a marked influence on the individual vocal performance of singing males, specifically in terms of the song output and maximum period of silence. Thus, we identified two different ranges of singing activity according to male local abundance: one for a number of at least three males/survey plot (high densities) and the other for abundances of less than three males (low densities). Thus, the average maximum period of silence was almost a minute longer in high-density plots. Similarly, 34.3% of the individual vocal performances showed silent periods longer than five minutes in high-density plots, whereas this proportion was 40.9% in the case of low densities (Figure 5). These differences are probably linked to the lower activity of singing males where there is less competition for territory (Lampe & Espmark 1987, Bibby et al.

2000). This explanation agrees with the positive relationship between density or population size and individual vocal performance that has been shown in several species (Laiolo & Tella 2007, Sexton et al. 2007, Hamao et al. 2011).

In addition, the earlier first record during the first five minutes in high density plots could suppose that the performing of point-counts for five minutes or less would yield abundance estimates approximately 20% lower than sampling for 10 minutes. The possibility of increased vocal defence of territory at higher male densities (Lampe & Espmark 1987, Bibby et al. 2000, Ripmeester et al. 2010) may reduce the effects of potential inhibition of the singing of the turtle dove as a consequence of the arrival of the sampler at survey plots (Gutzwiller et al. 1994). In this regard, it appears that the effect of local abundance decreases during the count period; therefore, performing acoustic sampling for at least five minutes would not cause underestimation of the number of males present in low-density areas. However, the possible effects of the presence of a sampler on the inhibition of male singing in low-density areas might be greater in transect walks than when the point-count technique is used because in the former method, the movements of the sampler are permanent. Likewise, if the time spent crossing the area in which singing males can be detected (< 120 m; Carrascal & Palomino 2008) in transect walks is less than 5 min (Ralph et al. 1995), it may result in an underestimation of singing males according to the maximum period of silence registered at low densities. However, this issue should be clarified in future studies.

Conclusions

The first half of June appears to be the period in which the detectability of singing turtle dove males in the study area is maximal. The detectability of singing males throughout the season was similar to that in central Europe, despite the weather and geographical differences associated with Mediterranean conditions (Calladine et al. 1999). Thus, geoclimatic conditions show less relevance to turtle dove detectability than expected. Thus, fluctuation patterns in singing activity tend to depend more on local weather changes and temporal factors than on geoclimatic conditions. Additionally, individual vocal performance was greater at male densities above three singing males/point count. However, as the turtle dove local abundance in most parts of the European distribution is presumably below this number, individual vocal performance in low-density areas should be considered in the planning of future sampling. Thus, we recommend that the sampling of singing males should last longer than five minutes to prevent underestimation of the number of males present in low-density areas and even the potential recording of false sampling absences.

Effects of the stage of the breeding cycle on bird detectability should be taken into account, especially if counts were conducted in different times (Robertson & Olsen, 2014) (Browne & Aesbicher, 2004): The peak period of Turtle Dove territorial activity appears to be early June, when the maximum number of apparently occupied territories was recorded

Acknowledgements

We thank Javier Moro and Francisco Chinchilla for giving us permission to conduct the field study. We are also indebted to the environmental agents and forest guards of Lugar Nuevo and Selladores-Contadero, especially to L.M. Muñoz, E. Cubillas and P. Guerrero, for their field assistance.

References

- Adams, E. S. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32: 277-303. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114034.
- Amrhein, V., Kunc, H. P., Schmidt, R. & Naguib, M. 2007. Temporal patterns of territory settlement and detectability in mated and unmated nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* 149: 237-244. doi: 10.1111/j.1474-919X.2006.00621.x.
- Bakaloudis, D. E., Vlachos, C. G., Chatzinikos, E., Bontzorlos, V. & Papakosta, M. 2009. Breeding habitat preferences of the turtle Dove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *Eur. J. Wildl. Res.* 55: 597-602. doi: 10.1007/s10344-009-0287-y.
- Balmori, A. 2004. [Turtle Dove, *Streptopelia turtur*]. In: R Martí & JC del Moral (eds), *Atlas de las Aves Reproductoras De España*: 306-307. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. (In Spanish).
- Best, L. B., & Petersen, K. L. (1982). Effects of stage of the breeding cycle on Sage Sparrow detectability. *The Auk* 99(4): 788-791.
- Betts, M. G., Rodenhouse, N. L., Scott Sillett, T., Doran, P. J. & Holmes, R. T. 2008. Dynamic occupancy models reveal within-breeding season movement up a habitat quality gradient by a migratory songbird. *Ecography* 31: 592-600. doi: 10.1111/j.0906-7590.2008.05490.x.
- Bibby, C. J. 2004. Bird diversity survey methods. In: WJ Sutherland, I Newton & RE Green (ed.). *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 2000. *Bird Census Techniques*. London: Academic Press.
- BirdLife International. 2015. *European Red List of Birds*. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BirdLife International. 2016. Species factsheet: *Streptopelia turtur*. <http://www.birdlife.org>. (accessed: on 09/02/2016)>.
- Boutin, J. M., Roux, C. & Eraud, D. 2003. Breeding bird monitoring in France: the ACT survey. *Ornis Hungarica* 12-13: 1-2.

- Browne, S. J. & Aebischer, N. J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145: 572-582. doi: 10.1046/j.1474-919X.2003.00185.x.
- Buruaga, M. S. D., Onrubia, A., Fernández-García, J. M., Campos, M. A., Canales, F. & Unamuno, J. M. 2013. Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola* 59: 291-300.
- Calladine, J., Buner, F. & Aebischer, N. J. 1999. Temporal variations in the singing activity and the detection of Turtle Doves *Streptopelia turtur*: implications for surveys. *Bird Study* 46: 74-80. doi: 10.1080/00063659909461116.
- Carrascal, L. M. & Palomino, D. 2008. Las Aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006. (Interface (Spanish)).
- Catchpole, C. K. & Slater, P. J. 2003. Bird Song: Biological Themes and Variations. Cambridge: Cambridge University Press.
- Cramp, S. (Ed.) 1985. The Birds of the Western Palearctic, vol. 4. Oxford: Oxford University Press.
- Dias, S., Moreira, F., Beja, P., Carvalho, M., Gordinho, L., Reino, L., Oliveira, V. & Rego, F. 2013. Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. *Eur. J. Wildl. Res.* 59: 531-541. doi: 10.1007/s10344-013-0702-2.
- Diefenbach, D. R., Marshall, M. R., Mattice, J. A. & Brauning, D. W. 2007. Incorporating availability for detection in estimates of bird abundance. *Auk* 124: 96-106. doi: 10.1642/0004-8038(2007)124[96:IAFDIE]2.0.CO;2.
- Duckworth, W. 1992. Decline of the turtle Dove in the Saltford area. *Bristol. Ornithol.* 21: 64-66.
- Dunn, J. C. & Morris, A. J. 2012. Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove (*Streptopelia turtur*)? *Bird Study* 59: 394-402.
- Eberhard, J. R. & Ewald, P. W. 1994. Food availability, intrusion pressure and territory size: an experimental study of Anna's hummingbirds (*Calypte anna*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 34: 11-18. doi: 10.1007/BF00175453.
- Eraud, C., Boutin, J., Riviere, M., Brun, J., Barbraud, C. & Lormee, H. 2009. Survival of turtle doves *Streptopelia turtur* in relation to western Africa environmental conditions. *Ibis* 151: 186-190. doi: 10.1111/j.1474-919X.2008.00876.x.
- Eraud, C., Rivière, M., Lormée, H., Fox, J. W., Ducamp, J. J. & Boutin, J. M. 2013. Migration routes and staging areas of trans-Saharan turtle doves appraised from light-level geolocators. *PLoS One* 8: e59396. doi: 10.1371/journal.pone.0059396.

- Farnsworth, G. L., Pollock, K. H., Nichols, J. D., Simons, T. R., Hines, J. E. & Sauer, J. R. 2002. A removal model for estimating detection probabilities from point-count surveys. *Auk* 119: 414-425. doi: 10.2307/4089888.
- Garson, P. J., & Hunter, M. L. 1979. Effects of temperature and time of year on the singing behaviour of wrens *Troglodytes troglodytes* and great tits *Parus major*. *Ibis* 121: 481-487.
- Gottlander, K. 1987. Variation in the song rate of the male Pied flycatcher *Ficedula hypoleuca*: causes and consequences. *Anim. Behav.* 35: 1037-1043. doi: 10.1016/S0003-3472(87)80160-4.
- Gutiérrez, J. E. 2001. Les populations de Tourterelle de Bois en Andalousia. *Faune sauvage, Cahiers Techniques* 253: 36-43.
- Gutiérrez-Galán, A. & Alonso, C. 2013. Evaluación del método de estaciones de escucha para el inventario de Tórtola común (*Streptopelia turtur*). In: 6º Congreso Forestal Español. Vitoria-Gasteiz. (in Spanish).
- Gutzwiller, K. J., Wiedenmann, R. T., Clements, K. L. & Anderson, S. H. 1994. Effects of human intrusion on song occurrence and singing consistency in subalpine birds. *Auk* 111: 28-37. doi: 10.2307/4088502.
- Hamao, S., Watanabe, M. & Mori, Y. 2011. Urban noise and male density affect songs in the great Tit *Parus major*. *Ethol. Ecol. Evol.* 23: 111-119. doi: 10.1080/03949370.2011.554881.
- Handford, P. & Loughheed, S. C. 1991. Variation in duration and frequency characters in the song of the rufous-collared sparrow, *Zonotrichia capensis*, with respect to habitat, trill dialects and body size. *Condor* 93: 644-658. doi: 10.2307/1368196.
- Hasan, N. M. 2010. The effect of environmental conditions on the start of dawn singing of blackbirds (*Turdus merula*) and bulbuls (*Pycnonotidae*). *Jordan J Biol* 3: 13-16.
- Hussell, D. J. 2012. The influence of food abundance on nest-box occupancy and territory size in the tree swallow, a species that does not defend a feeding territory. *Condor* 114: 595-605. doi: 10.1525/cond.2012.100231.
- Hutchinson, J. M. C. 2002. Two explanations of the dawn chorus compared: how monotonically changing light levels favour a short break from singing. *Anim. Behav.* 64: 527-539. doi: 10.1006/anbe.2002.3091.
- Kotov, A. A. 1974. Ecology of the Turtle Dove in the southern Urals. *Byull. Mosk. Obshch. Ispyt. Prir. Otd. Biol.* 79: 36-43. (in Russian).
- Laiolo, P. & Tella, J. L. 2007. Vocal diversity patterns - Reply. *Front. Ecol. Environ.* 5: 406-407. doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[406b:TAR]2.0.CO;2.
- Lampe, H. M. & Espmark, Y. O. 1987. Singing activity and song pattern of the redwing *Turdus iliacus* during the breeding season. *Ornis Scand.* 18: 179-185. doi: 10.2307/3676764.

- Lutz, M. & Jensen, F. P. 2007. Management Plan for Turtle Dove (*Streptopelia turtur*): 2007–2009. Station Biologique de la Tour du Valat. European Communities 44.
- Montoya, J. M. & Mesón, M. 2002. [Manejo de especies migratorias: La tórtola común (*Streptopelia turtur* L.) en España]. (Interface (Spanish)).
- Murton, R.K. 1968. Breeding, migration and survival of Turtle Doves. *Br. Birds* 61: 193 – 212.
- O'Connor, R. J. & Hicks, R. K. 1980. The influence of weather conditions on the detection of birds during common birds census fieldwork. *Bird Study* 27: 137-151. doi: 10.1080/00063658009476672.
- PECBMS .2012. Population trends of common European breeding birds 2012. Prague: CSO.
- Peiro, V. 1990. [Aspectos de la reproducción de la Tórtola común (*Streptopelia turtur*) en Madrid]. *Mediterranea Serie de Estudios Biológicos* 12: 89-96. (In Spanish).
- Ralph, C. J., Droege, S. & Sauer, J. R. 1995. Managing and Monitoring Birds Using Point Counts. Albany, California: USDA Forest Service, Pacific Southwest Research Station.
- Ripmeester, E. A. P., Kok, J. S., van Rijssel, J. C. & Slabbekoorn, H. 2010. Habitat-related birdsong divergence: a multi-level study on the influence of territory density and ambient noise in European blackbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 64: 409-418. doi: 10.1007/s00265-009-0857-8.
- Rivas Martínez, S. 1985. [Mapa de series de vegetación de España]. Madrid: Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. (In Spanish).
- Robertson, E. P., & Olsen, B. J. 2014. Density, sex, and nest stage affect rail broadcast survey results. *The Journal of Wildlife Management* 78(7): 1293-1301.
- Rocha, G. & Hidalgo de Trucios, S. J. 2002. [La tórtola común (*Streptopelia turtur*): análisis de los factores que afectan a sus status]. (Interface (Spanish)).
- Royle, J. A. & Nichols, J. D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecol.* 84: 777-790. doi: 10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2.
- Selmi, S. & Boulinier, T. 2003. Does time of season influence bird species number determined from point-count data? A capture-recapture approach. *J. Field Ornithol.* 74: 349-356. doi: 10.1648/0273-8570-74.4.349.
- Sexton, K., Murphy, M. T., Redmond, L. J. & Dolan, A. C. 2007. Dawn song of eastern kingbirds: intrapopulation variability and sociobiological correlates. *Behaviour* 144: 1273-1295. doi: 10.1163/156853907781890922.
- Simons, T. R., Alldredge, M. W., Pollock, K. H. & Wettroth, J. M. 2007. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. *Auk* 124: 986-999. doi: 10.1642/0004-8038(2007)124[986:EAOTAD]2.0.CO;2.

- Slagsvold, T., Dale, S. & Sætre, G. P. 1994. Dawn singing in the great tit (*Parus major*): mate attraction, mate guarding, or territorial defence? *Behaviour* 131: 115-138. doi: 10.1163/156853994X00244.
- Strain, J. G., & Mumme, R. L. 1988. Effects of food supplementation, song playback, and temperature on vocal territorial behaviour of Carolina wrens. *The Auk* 105: 11-16.
- Sutherland, W.J. (Ed.). 2006. *Ecological Census Techniques. A Handbook*. 2nd edition. Cambridge: Cambridge University Press.
- Thomas, R. J. 1999. Two tests of a stochastic dynamic programming model of daily singing routines in birds. *Anim. Behav.* 57: 277-284. doi: 10.1006/anbe.1998.0956.
- Warren, C. C., Veech, J. A., Weckerly, F. W., O'Donnell, L. & Ott, J. R. 2013. Detection heterogeneity and abundance estimation in populations of golden-cheeked warblers (*Setophaga chrysoparia*). *Auk* 130: 677-688. doi: 10.1525/auk.2013.13022.
- Wilson, D. M., & Bart, J. 1985. Reliability of singing bird surveys: effects of song phenology during the breeding season. *Condor* 87: 69-73.
- Ydenberg, R. C. 1984. The conflict between feeding and territorial defence in the great Tit. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 15: 103-108. doi: 10.1007/BF00299376.
- Zuur, A. F. 2009. Leno, E.N. In: NJ Walker, AA Saveliev & GM Smith. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. New York: Springer-Verlag.

Tables

Table 1. Results of ANOVA evaluating the influence of date (half-month), site, singing males maximum local abundance and their interactions on the number of singing males, song output, maximum period of silence and first record of singing males.

Source of variation	<i>Singing males frequency</i>			<i>Song output</i>		<i>Maximum period of silence</i>		<i>First record</i>	
	<i>Estimates</i>	<i>df</i>	<i>F-value</i>	<i>df</i>	<i>F-value</i>	<i>df</i>	<i>F-value</i>	<i>df</i>	<i>F-value</i>
Date (Random effects)	mean = 0.86; sd = 0.41	4,154	12.96**	4,229	4.21***	4,228	4.96***	4,208	1.37
Site	1.05	1,154	29.9***	-	-	1,228	3.06 .	1,208	1.40
Males density	-	-	-	5,229	3.89***	5,228	2.47*	5,208	1.01
Males density x Date	-	-	-	-	-	-	-	20,208	1.71.
N = 160; . p < 0,1; *p < 0.05; **p < 0.01; ***p < 0.001									

Figure legends

Figure 1. Map of the study areas in the Sierra de Andújar Natural Park. ● = Point-counts.

Figure 2. The mean number $\pm$ se of singing turtle doves recorded in point-counts through the season in both sites. Data from Lugar Nuevo (LN) in dash line and Selladores-Contadero (SC) in continuous line.

Figure 3. Song output $\pm$ se clustered by maximum number of singing male categories (a) and throughout the season (b).

Figure 4. Maximum period of silence (one-minute intervals) during males singing activity based on maximum number of singing male categories (a) and throughout the season (b).

Figure 5. Percentage of singing males throughout sampling period and divided in local abundance classes.

Figure 6. Singing male first song record probability modelling [exponential model $F(t) = 1 - \exp(-t \cdot b)$] divided in high density (Δ) and low density ($\circ$).

Figures

Figure 1.

Figure 2.

Figure 3.

Figure 4.

Figure 5.

Figure 6.

Anexo 8 – Artículo científico:

Effects of weed species composition on European Turtle Dove *Streptopelia turtur* nesting habitat suitability

GUTIÉRREZ-GALÁN, A¹, LÓPEZ-SÁNCHEZ, A¹ & ALONSO, C¹.

¹Departamento de Sistemas y Recursos Naturales. Universidad Politécnica de Madrid. Ciudad Universitaria. 28040, Madrid, Spain.

Correspondence author: gutierrez.galan.a@gmail.com Fax: (+34) 91. 336.63.86

ABSTRACT

Weed-rich areas have been reported as a principal breeding habitat requirement for the Turtle dove. Nevertheless, remains unclear the relevance of each dietary weed species in the suitability of this sort of foraging areas. We assessed the relation between the abundance of the weed species locally consumed by Turtle Dove and the nesting habitat suitability in two forest protected farms of Mediterranean southern Spain. A total of 46 survey plots were sampled during the spring of the years 2014 and 2015 to evaluate the abundance of weed species which consumption by Turtle Dove in the study area is known, as well as the local abundance of breeding birds. The results showed that local abundance of breeding Turtle Doves was significantly high in the nesting sites where two particular herbaceous species (*Echium plantagineum* and *Silene* sp.) abounded. Likewise, the abundance of Turtle Dove was strongly greater in one of the farms notwithstanding their vegetal similarity, which can be linked with its vicinity (only a few kilometres) to cereal crops. We suggest that the abundance of few key weed species close to nesting sites can improve substantially the breeding habitat suitability regardless of long distance food resources.

Key words: Trans-Saharan migrants, forest management, granivorous birds, grazing management, habitat restoration, weed seeds, *Echium plantagineum*

Short title: Effects of key weed species on Turtle Dove habitat

INTRODUCTION

The European Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) is a Trans-Saharan bird whose population has suffered a strong decline over the last decades (BirdLife International 2016). Recent changes in the features of the species breeding areas, specifically in foraging areas, have been suggested as one of the main reasons of the population decrease (Browne and Aebischer 2004, Dunn and Morris 2012). Turtle Dove is an entirely granivorous species whose diet consists of weed seeds and cultivated seeds (Murton *et al.* 1964a, Jimenez *et al.* 1992, Dias and Fontoura 1996). Weed-rich areas have been indicated as a principal breeding habitat requirement for the species (Browne and Aebischer 2003; Dunn and Morris 2012). Likewise, the close proximity to nesting sites of seed-rich areas has also been suggested as an improvement of species juvenile survival (Dunn *et al.* 2016). Nevertheless, despite weed seed species which compose the diet of Turtle Dove are in many cases locally known, remains unclear the effect of weed species composition on the suitability of the weed-rich areas used by Turtle Doves as foraging sites.

Turtle Dove is essentially considered a farmland bird (Cramp 1985). However, a large number of breeding Turtle Doves also nest in extensive forest areas (Bakaloudis *et al.*

2009, Dias et al. 2013). Forest grasslands can be, therefore, important foraging habitats for Turtle Doves. Differently to farmland areas, where weed seeds are directly limited by agricultural practices, factors as scattered tree presence, grazing and annual rainfall are the main drivers of herbaceous community characteristics in forest areas (Peco et al. 1998, Peco et al. 2005, López-Carrasco et al. 2015, López-Sánchez et al. 2016). The abundance of weed species whose seeds are consumed by Turtle Dove in this type of habitats vary depending on grazing management (Tarrega et al. 2009, López-Sánchez et al. 2016). In this way, Dunn & Morris (2012) noted that intensive grazed areas had a negative association with Turtle Dove presence, which may be due to a scarcity of weed seeds consumed by species (Popay & Field 1996). On the contrary, in the absence of grazers, annual plant communities are commonly dominated by a few tall, competitive, large-seeded annual grasses (Noy-Meir & Briske 1996, Peco et al. 2005) which are not known in Turtle Dove diet. Nevertheless, grazing programs aimed to improve the foraging habitat of Turtle Dove in forest areas cannot be planned since it is currently unknown the relevance of each weed species as food source for the birds.

The local relevance of certain weed seeds in Turtle Dove diet has been reported by several authors (Jimenez et al. 1992, Dias & Fontoura 1996, Browne & Aesbicher 2003, Gutierrez-Galan & Alonso in press). In this way, Murton et al. (1964a) already noted the strong relevance of *Fumaria sp.* on Turtle Dove distribution in UK during the years before farming intensification. This situation is also reflected in forest areas, where despite the number of weed species consumed by Turtle Dove is greater than farmland areas, only a few were relevant in the diet (Gutierrez-Galan & Alonso. In press). In the cases where forest areas are distant from cultivated areas, weed seeds are the only available food for Turtle Doves throughout the entire breeding season. Hence, the abundance close to

nesting sites of certain weed species whose seeds are importantly consumed by Turtle Dove might suppose a greater suitability of their breeding habitat. Nevertheless, this has not been evaluated so far.

On the other hand, water availability has also been considered as relevant factor in the breeding habitat of Turtle Dove (Dunn et al. 2012), as well as in the case of several avian species (Landsberg et al. 1997, Borralho et al. 1998, Coe & Rotenberry 2003; Schneider & Griesser 2009, Diaz-Fernandez et al. 2013). Indeed, Turtle Dove are typically associated with river woodlands (Bernis 1967, De Buruaga et al. 2013). However, the relevance of water availability on Turtle Dove breeding habitat suitability has not been evaluated in European Mediterranean areas, where water is a limited resource during summer (Blondel & Aronson 1995).

In this study, we assess the nesting habitat suitability of Turtle Dove on the assumption that the local abundance of breeding birds is a measure of territory quality (Bollinger & Gavin 1989; Fabrizio & Newton 2003). Thus, we test the following two hypotheses: (1) the abundance in nesting sites of main weed seed species known in Turtle Dove local diet has a positive association with the local abundance of breeding birds; and (2) the distance between nesting areas and their nearest water points has a negative effect on Turtle Dove presence/abundance. We carried out this study in a large forest area where a similar forest management and land uses have been applied during the last decades. Hence, the long-term effect of the evaluated habitat features on Turtle dove local abundance may be discerned. The determination of weed seed species whose abundance might have a positive relation with Turtle Dove density will allow to evaluate more accurately the suitability of pastures as Turtle Dove relevant food sources, as well

as the future assessment of the relation between grazing degree and Turtle Dove foraging areas suitability in Mediterranean grasslands. Additionally, testing the importance of water distance on breeding habitat suitability it will allow to carry out more accurately species habitat restoration programs in Mediterranean lands, where water availability is scarce.

METHODS

Study area

We conducted this study in Lugar Nuevo (38° 90' N, 4° 30' W) and Selladores-Contadero (38° 23' N, 3° 47' W), two state properties of 9.355 ha and 10.455 ha respectively within Sierra de Andujar Natural Park (38° 90'N, 4° 30'W; Jaén province; Figure 1). Both locations are representative of Mediterranean forest areas of Southern Spain, and they are protected areas within Natura 2000 Network. Vegetation is dominated by both pine forests (*Pinus pinaster* and *Pinus pinea*) and oak forests (*Quercus ilex*, *Quercus suber* and *Quercus faginea*), and other evergreen shrubs (*Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Olea europaea* and *Pistacia lentiscus*). Differently, Lugar Nuevo is located less than 3 km to farmland area, while Selladores-Contadero is only surrounded by large forest areas in a radius of longer than 10 kilometres. The elevation ranges from 200 to 958 m a.s.l., and the climate is Mediterranean with a highly variable precipitation (400-700 mm annual rainfall, average 535 mm) and a 3 month dry summer. Monthly mean temperatures are between 14.3 and 18.4° C (Manzanque et al. 2002), with very high temperatures in summer (usually above 35° C). Soils are acidic and poor in nutrients with a lithological

substrate of quartzites, slates and sandstones. Wild ungulates such as red deer (*Cervus elaphus*), wild boar (*Sus scrofa*) and fallow deer (*Dama dama*) are abundant in the study area (Nugent *et al.* 2011).

Turtle dove are abundant in Sierra de Andujar Natural Park, being one of the most important breeding population of Southern Spain. Hunting of Turtle Dove is usually practised in the region, but it is not permitted in Lugar Nuevo and Selladores-Contadero. However, hunts where food are provided to attract Turtle Doves are common in the surrounding of Lugar Nuevo (Gutierrez-Galán & Alonso in press), which is not the case of Selladores-Contadero.

Sample design and data collection

We evaluated the weed species composition, distance to water and local abundance of breeding birds, in a total of 46 survey plots (24 in Lugar Nuevo and 22 in Selladores-Contadero) (Figure 1). Survey plots (at least separated 500 m) were placed by stratified sampling distribution according to vegetation structure and water point's vicinity. For the vegetation structure measures we analysed tree and shrub canopy within 150 m of radio centred on the established survey plot points (Howe *et al.* 1997). We measured the distance (m) between the centre of each survey plot and the closest water point. Only were accepted as water points those locations with remaining water throughout the entire breeding season (streams, rivers, ponds or cattle trough). Number of singing males was sampled in each survey plot by *point-counts* (Bibby 2000), and they were registered at unlimited distance and only during two hours before sunrise (Callandine *et*

al. 1999). At least three visits to each survey plot between late May and late June were realized every year since 2013 up 2015 (three years). We assumed the average of maximum number of singing males registered in survey plots as an annual index of breeding birds' local abundance in each farm. In addition, at each survey plot, 25 subplots (100 x 100 cm) were distributed systematically in a grid. A total of 1150 subplots were analyzed and studied in years 2014 and 2015. In each subplot over the two-year period, we quantified the abundance (cover) of the weed species included in the Turtle Dove diet described by Gutierrez-Galán & Alonso (in press) in the same study area, and using categories according to Braun-Blanquet (1979). To statistical analyses, we grouped the Braun-Blanquet categories in three abundance categories as follow: "null" for no apparent species presence, "low" for a species abundance <25%, "medium" for a species abundance 25-75%, and "high" for a species abundance >75%.

Variables analysed and statistical analysis

Data processing and statistics were performed using R 3.2.2 (R Core Team, 2016) with the modules "lme4" (Bates et al. 2014), "MuMIn" (Barton 2013). In order to analyze Turtle Dove density as a function of farm, distance to water and found herbaceous species, we developed generalized linear models (GLMs, Dobson 2002), with number of Turtle Dove as the response variable. The models included farm (Lugar Nuevo and Selladores-Contadero), distance to water and herbaceous species as predictors. Density of Turtle Dove was fitted to Gaussian error distribution with an identity link function. Additionally, we developed GLMs with presence and absence of Turtle Dove as the

response variable; and farm, distance to water and herbaceous species as predictors. Presence vs. absence of Turtle Dove was fitted to binomial error distribution with a logit link function.

In addition to density of Turtle Dove, occurrences of all found herbaceous species were analyzed as response variable by means of generalized linear mixed models (GLMMs, Zuur et al. 2009). Beyond herbaceous species occurrence, abundance of herbaceous species was analyzed using three categories (low, medium and high presence; see above) by means of a multinomial log-linear mixed models (Venables & Ripley 2002). The analyses considered plot nested within farm as a random effects structure. The models included farm, microsite (“rock”, “shrub”, “tree-shrub”, “tree” & “open”) and year as fixed effects. Occurrences of both herbaceous species presence were fitted to a binomial error distribution with a logit link, and abundance of herbaceous species was fitted to a multinomial error distribution with a cumulative logit link. We used the model averaging approach (Burnham & Anderson 2002) in all cases. We first fitted the maximal model, containing all the predictors. Then, we performed model comparison of all possible models by using the AIC weights. For model comparison we used the “dredge” function within the “MuMIn” package of R. Finally, we obtained the model-average coefficients as well as the importance of each predictor (from 0 to 1) by using the “model.avg” function of “MuMIn”. We calculated the explained deviance as well as dispersion parameter of each model to evaluate its fits and ensure no overdispersion (Crawley 2012).

RESULTS

Local abundance of Turtle Dove depending on herbaceous species, farm and distance to water

We found that the local abundance of Turtle Dove differed strongly depending on the farm (Table 1). In the Selladores-Contadero farm the local abundance of Turtle Dove was significantly lower ($P=0.003$), 0.86 ± 0.5 males/plot, than in Lugar Nuevo, 2.6 ± 0.6 males/plot (Figure 2). Once controlled the factor farm, the local abundance of Turtle Dove was significantly high in areas where the herbaceous species *Echium plantagineum* or *Silene sp.* abounded (Table 1). The local abundance of Turtle Dove showed no significant differences across the distance to water range present in our study area (Table 1).

When we analyzed only the presence vs. absence of Turtle Dove, we found that their presence depended on the farm (Table 2), finding higher probability of presence in Lugar Nuevo than Selladores-Contadero (Table 2). We did not found strong relation between Turtle Dove presence and distance to water range present in our study area. However, it showed a slight tendency ($P=0.08$, marginally significant results) of higher probability in Turtle Dove presence in areas close to water points.

Weed species depending on farm, year and microsite

We only found relevant presence of two of total target herbaceous species during field sampling: *Echium plantagineum* (Ep) and *Silene sp.* (Sp). The presence of the other target

species was very low (<1% or null in most of the cases, Table 3). Furthermore, only these two relevant species were significant in the above analysis of Turtle Dove local abundance.

The probability of *Ep* occurrence and their abundance strongly depended on farm, year and microsite (Table 4 and 5). In Selladores-Contadero farm the probability to find *Ep* was significantly lower (mean probability of 0.15), less than half of that found in Lugar Nuevo farm (mean of probability 0.30; Table 4, Figure 3a). For *Ep* abundance categories (low, medium and high), were also significant higher in Lugar Nuevo than Selladores-Contadero (Figure 3a). In addition, in 2015 the probability to find *Ep* was significantly higher (mean probability of 0.40) than in 2014 which was very low in both farms (Table 4; Figure 3b). Thus, in 2014 *Ep* was present in low abundance (less than 25%; Figure 3b). Finally, the microsite had a significant effect in the presence and abundance of *Ep* (Table 4 and 5). In open areas the probability to find *Ep* was higher (mean probability of 0.35) than any other microsite, and showed higher *Ep* abundance (Table 4; Figure 4). Under tree canopy, we found some *Ep* presence but in low occurrence (less than 25%; Figure 4)

The probability of *Sp* presence and their abundance depended on farm and microsite (Table 4 and 5). In the Selladores-Contadero farm the probability to find *Sp* was significantly lower (mean probability of 0.10), less than half of that found in Lugar Nuevo farm (mean of probability 0.20; Table 4, Figure 5a). For *Sp* low abundance category was also significant higher in Lugar Nuevo than Selladores-Contadero (Figure 5); however, for medium abundance category we did not find significant differences between farms since in both, the probability to find *Sp* presence with a 25-75% cover (medium category)

was almost inestimable. Furthermore, in the case of *Sp*, there was not higher abundance presence (>75% cover) in any subplot. In addition, the microsite had a significant effect in the presence of *Sp* (Table 4 and 5). In open areas the probability to find *Sp* was higher (mean probability of 0.25) than in rock or shrub microsites (Table 4; Figure 5). We found the same probability to find *Sp* under canopy than in open areas (Figure 5). We did not find significant differences in *Sp* presence between studied years.

DISCUSSION

Relation between the abundance of *Echium plantagineum* and *Silene sp.* and Turtle Dove local abundance

The abundance of *Ep* and *Sp* close to the nesting sites showed an important positive effect in Turtle Dove abundance. This support the hypothesis that only a few weed seed species are important in local diet (Gutierrez-Galan and Alonso in press). Accordingly, the abundance of such species in nesting sites may improve substantially the breeding habitat suitability regardless of long distance food resources. In this respect, Murton et al. (1964a) suggested that turtle dove distribution in UK before farming intensification was overlapped with *Fumaria* distribution. However, key weed species may not be the same across Turtle Dove European distribution due to geographical differences in the existing vegetation. Thus, despite the relevance of *Echium plantagineum* in our study, it was not known in the literature as a part of Turtle Dove's diet (Murton et al. 1964a, Jimenez et al. 1992, Dias & Fontoura 1996, Browne & Aebischer 2003). Therefore, further studies should regionally determine key species of Turtle Dove diet throughout

their main European breeding grounds (Lutz & Jensen 2007), as well as the factors which explain their abundance.

The absence in sampling subplots of other target species notwithstanding their previous mentions in study area (Manzaneque et al. 2002) may be related to the lack of their specific requirements. Likewise, the low coverage of most found target species may be linked with the particular grazing management in study area. Thus, the grazing intensity from wild ungulates may limit the presence of most of target species in both farms (Noy-Meir 1998, Sternberg 2000, Bakker et al. 2006). On the contrary, the same grazing degree may favour the abundance of *Ep* and *Sp*, as much for their low palatability as for the reduction of competition by other herbaceous species more palatable (Belsky 1992, Augustine & McNaughton 1998, Peco et al. 1998, López-Sánchez et al. 2016). Specifically, it is known that *Ep* presence can be favoured by moderate ungulates grazing (Noy-Meir et al. 1989, Grigulis et al. 2001). Further studies should provide detailed and accurate reporting about effects of grazing on the abundance of *Ep* and *Sp* as well as the main species consumed by Turtle Dove.

Furthermore, the positive relation of *Ep* and *Sp* abundance with the number of breeding birds might be linked with the early ripening of their seeds (Gutierrez-Galan & Alonso in press). This allows Turtle Doves to feed on seeds from *Ep* and *Sp* from the moment they arrival at its nesting territories in mid-May (Peiró 1990, Eraud et al. 2013). The special importance of early ripening weed seeds to Turtle Doves breeding success was suggested by Dunn & Morris (2012), and is particularly relevant in large forest areas where weed seeds are the only food resource in this period (Gutiérrez-Galán & Alonso in press). In addition, the ability of both herbaceous species to produce a high number

of seeds (Burdon et al. 1988), makes them quantitatively relevant food resource for Turtle Dove. Nevertheless, it cannot be excluded that other early target species (e.g. *Geranium molle* or *Rumex sp.*) would have been also relevant for Turtle Dove abundance if they had had a larger coverage abundance.

Distribution of *Echium plantagineum* and *Silene sp.* on microhabitat and their relationship with Turtle Dove abundance

The lower abundance of *Ep* and *Sp* in Selladores-Contadero than in Lugar Nuevo might be related to factors as soil characteristics and grazing degree, which are slightly different depending on farm (Manzaneque et al. 2011). Regarding microhabitat, the abundance of *Ep* and *Sp* was mainly associated to open areas (Figure 2 and 3). Therefore, the presence of grasslands and dehesas generate optimal conditions for the abundance of relevant food resources for Turtle Dove as suggested by several authors (Browne & Aebischer 2003, Bakaloudis et al. 2009, Dias et al. 2013). Presence of wild ungulates at moderate densities, as well as extensive livestock, are linked with the preservation of open areas and dehesas (San Miguel-Ayanz et al. 2010), as occurs in the case of study area. Conversely, the absence of grazing could have a long-term negative effect in the suitability of Turtle Dove foraging areas, as it suppose an increase of woody vegetation coverage (Prévosto et al. 2011). Hence, the abandonment of livestock occurred in large areas of Mediterranean mountain lands during the last decades (Lasanta-Martinez et al. 2005, Chauchard et al. 2007) could have meant a big loss of foraging sites for Turtle Doves, and consequently, a reduction of the species distribution in forest areas (Browne

& Aebischer 2003, Dunn et al. 2012) as occurred in the cases of other avian species (Laiolo et al. 2004).

Furthermore, the strong variation in the abundance of *Ep* between years 2014 and 2015 can be linked with the annual differences in weather conditions. These changes in the annual abundance of single herbaceous species, mainly related to annual rainfall, were common in Mediterranean grasslands (Espigares & Peco 1995, Peco et al. 1998). This might involve a significantly inter-annual variation in the food availability for Turtle Dove. Thus, a succession of drought years may suppose a strong negative impact in the availability of relevant food resources for Turtle Dove, and consequently, a fall in the breeding success in this type of habitat (Marone 1992, Newton 1998, Chase et al. 2005). This might have high relevance in forest areas placed far away from crop seeds, since weed seeds would be the only food available throughout the species breeding season.

Relation between farm and Turtle Dove abundance

The abundance of Turtle Dove was clearly higher in Lugar Nuevo than Selladores Contadero. This can be strongly linked with differences in their foraging suitability since vegetal structure and weather conditions are similar in both farms. One of the main reasons might be the greater overall abundance of *Ep* and *Sp* in Lugar Nuevo compared to Selladores-Contadero, since both herbaceous species showed a positive relation with Turtle Dove local abundance (Table 1). Thus, the higher abundance of both herbaceous species in Lugar Nuevo may suppose a high productivity of Turtle Doves in this farm as a consequence of a major available food quantity (Newton 1998, Dunn 2004). In addition, the vicinity of arable lands just a few kilometres to Lugar Nuevo, in contrast to

Selladores-Contadero where cereal crops were absent in a radius of many kilometres around their borders, may also be related to the greater average density of Turtle Dove in this farm as a result of a better long-distance foraging conditions (Robinson et al. 2001). Thus, the availability of cultivated seeds in the surroundings of Lugar Nuevo might involve a greater productivity of Turtle Doves in this farm, mainly due to greater nutritive conditions of wheat and barley than weed seed (Murton et al. 1964b, Diaz 1990, Newton 1998, Nagy & Holmes 2005). Further studies should examine accurately the importance of the availability of cultivated seeds on the productivity of Turtle Doves.

Water distance and Turtle Dove abundance/presence

Results showed that Turtle Dove presence are marginally higher in areas close to water points, which agree with noted by Dunn et al. (2012). However, it seems that the distance range from which water can become to be a limiting factor for Turtle Dove presence it might be greater than measured in this study. The presence of a network of water points (waterholes and troughs) proportionally distributed through both farms in order to support water for wild ungulates (Vicente et al. 2007) prevented the possibility of a longer distances than evaluated. Nevertheless, this water point network may increase overall Turtle Dove breeding habitat suitability in the study area, which have also been observed in a number of granivorous birds (Borrvalho et al. 1998, James et al. 1999, Lacasa et al. 2010, Diaz-Fernández et al. 2013). In addition, distance to water points did not appear as linked to Turtle Dove local abundance, probably due to unlimitation of water in terms of consumption of the resource (Newton 1998). Further

studies should assess the relation between Turtle Dove presence and distance to water points in an extended range of distances, above all taking into account that distance between water points in Mediterranean areas tends to be much higher than studied here.

Conclusions

Turtle Dove showed good densities in forest areas where cultivated seeds are not available due to their remoteness (Selladores-Contadero), which suppose that species can reproduce successfully by a weed seed-based diet. In addition, long-distance food resources (specifically cereal crops) may mean a much greater Turtle Dove's abundance, which should be accurately evaluated in future studies. Water distance did not involve a limit to Turtle Dove presence in the studied range, although it appears that its absence in larger areas may prevent the presence of species breeding territories. Therefore, future Turtle Dove habitat restoration programmes in Mediterranean areas need to take into account distance to water points as a relevant habitat factor for the species breeding habitat.

Finally, the average local abundance of Turtle Dove found in study area (0.86 ± 0.5 males/plot in Selladores-Contadero and 2.6 ± 0.6 males/plot in Lugar Nuevo) appears to be higher than observed in other regional studies. Thus, using Callandine et al. (1999) detection rate and Carrascal & Palomino (2008) maximum distance range of detection, we obtained a population index of 14-27.2 males/km² in Selladores-Contadero and 52.3-100 males/km² in Lugar Nuevo, which are much higher than noted in the Iberian literature (Fontoura & Dias 1996, Rocha & Hidalgo 2002, Balmori 2004, Carrascal &

Palomino 2008). This indicate an exceptional breeding habitat suitability in both farms (Bollinger & Gavin 1989; Fabrizio & Newton, 2003). Hence, the abundance of only certain key weed species close to nesting sites, in this case *Ep* and *Sp*, can itself result in excellent foraging habitat suitability regardless of long-distance food resources. In this way, the promotion of those herbaceous species which are locally important in Turtle Dove diet, for example, through a specific grazing management, should be taken into account when nesting habitat restoration will be designed.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Javier Moro for providing all the facilities to complete the field study. We also thank the rangers E. Cubillas, L. M. Muñoz, P. Guerrero, P. Cubillas, P. Novoa and R. Gutiérrez for their field assistance.

REFERENCES

- Augustine D.J., McNaughton S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *The Journal of wildlife management* 62: 1165-1183.
- Bakaloudis D.E., Vlachos C.G., Chatzinikos E., Bontzorlos V., Papakosta M. 2009. Breeding habitat preferences of the turtledove (*Streptopelia turtur*) in the Dadia-Soufli National Park and its implications for management. *European journal of wildlife research* 55: 597-602.
- Bakker E.S., Ritchie M.E., Olff H., Milchunas D.G., Knops J.M. 2006. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. *Ecology Letters* 9: 780-788.
- Balmori A. 2004. [Tórtola común, *Streptopelia turtur*] In Madroño, A., Gonzalez, C., Atienza, J.C. (Eds). *Libro Rojo de las Aves de España*, 71-73. (In Spanish)
- Bartoń K. 2013. MuMIn: multi-model inference. R package version, 1.

- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. 2014. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version, 1.
- Belsky A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. *Journal of Vegetation Science* 3: 187-200.
- Bernis F. 1967. Aves Migradoras Ibéricas. Vol. I, Fascículo 5º. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Bibby C. 2000. Bird census techniques. Elsevier.
- BirdLife International 2016. Species factsheet: *Streptopelia turtur*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 27/07/2016.
- Blondel J., Aronson J. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: Human and non-human determinants. In Davis, G.W. & Richardson, D.M. (eds) *Ecological Studies* 109: 43-119. Berlin: Springer-Verlag.
- Bollinger E.K., Gavin T.A. 1989. The effects of site quality on breeding-site fidelity in Bobolinks. *The Auk* 106: 584-594.
- Borrallho R., Rito A., Rego F., Simoes H., Pinto P.V. 1998. Summer distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis* 140: 620-625.
- Braun-Blanquet J. 1979. *Fitosociologia*. Blume, 820 pp. Madrid.
- Browne S.J., Aebischer N.J. 2003. Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145: 572-582.
- Browne S.J., Aebischer N.J. 2004. Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis* 146: 125-137.
- Burdon J.J., Jarosz A.M., Brown A.H.D. 1988. Temporal patterns of reproduction and outcrossing in weedy populations of *Echium plantagineum*. *Biological Journal of the Linnean Society* 34: 81-92.
- Burnham K.P., Anderson D.R. 2002. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 49-97.
- Calladine J., Buner F., Aebischer N.J. 1999. Temporal variations in the singing activity and the detection of Turtle Doves *Streptopelia turtur*: implications for surveys. *Bird Study* 46: 74-80.
- Carrascal L.M., Palomino D. 2008. [Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006.] SEO/BirdLife. Madrid (in Spanish).

- Chase M.K., Nur N., Geupel G R. 2005. Effects of weather and population density on reproductive success and population dynamics in a Song Sparrow (*Melospiza melodia*) population: a long-term study. *The Auk* 122: 571-592.
- Chauchard S., Carcaillet C., Guibal F. 2007. Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in Mediterranean mountains. *Ecosystems* 10: 936-948.
- Coe S.J., Rotenberry J.T. 2003. Water availability affects clutch size in a desert sparrow. *Ecology* 84: 3240-3249.
- Cramp S. 1985. *The Birds of the Western Palearctic*, Vol. IV: pp. 353–363. Oxford: Oxford University Press.
- Crawley M.J. 2012. *Statistical Modelling. Statistics: An Introduction using R*, 103-124.
- Culvenor C.C.J. 1956. The alkaloids of *Echium plantagineum* L. Echiumine and Echimidine. *Australian Journal of Chemistry* 9: 512 – 520.
- De Buruaga M.S., Onrubia A., Fernández-García J.M., Campos M.Á., Canales F. Unamuno J.M. 2012. Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in Northern Spain. *Ardeola* 59: 291-300.
- Dias S., Fontoura A.P. 1996. A dieta estival da rôla-brava (*Streptopelia turtur*) no sul de Portugal. *Revista Forestal* 9: 227-241 (in Portuguese).
- Dias S., Moreira F., Beja P., Carvalho M., Gordinho L., Reino L., Rego, F. 2013. Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. *European Journal of Wildlife Research* 59: 531-541.
- Díaz-Fernández S., Arroyo B., Casas F., Martínez-Haro M., Viñuela J. 2013. Effect of game management on wild red-legged partridge abundance. *PLoS one* 8: e66671. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0066671>
- Díaz M. 1990. Interspecific patterns of seed selection among granivorous passerines: effects of seed size, seed nutritive value and bird morphology. *Ibis* 132: 467-476.
- Dobson A. 2002. *An introduction to Generalized Linear Models*. Chapman & Hall, London.
- Dunn P. 2004. Breeding dates and reproductive performance. *Advances in ecological research* 35: 69-87.
- Dunn J.C., Morris A.J. 2012. Which features of UK farmland are important in retaining territories of the rapidly declining Turtle Dove *Streptopelia turtur*? *Bird Study* 59: 394-402.
- Dunn J.C., Morris A.J., Grice P.V. 2015. Testing bespoke management of foraging habitat for European turtle doves *Streptopelia turtur*. *Journal for Nature Conservation* 25: 23-34.

- Dunn J.C., Morris A.J., Grice P.V. 2016. Post-fledging habitat selection in a rapidly declining farmland bird, the European Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Bird Conservation International*, 1-13. <http://orcid.org/0000-0002-6277-2781>
- Eraud C., Rivière M., Lormée H., Fox J.W., Ducamp J.J., Boutin J.M. 2013. Migration routes and staging areas of trans-Saharan Turtle Doves appraised from light-level geolocators. *PloS one* 8: e59396.
- Espigares T., Peco B. 1995. Mediterranean annual pasture dynamics: impact of autumn drought. *Journal of Ecology* 83: 135-142.
- Fabrizio S., Newton I. 2003. Occupancy as a measure of territory quality. *Journal of Animal Ecology* 72: 857-865.
- Fontoura P. Dias S. 1996. Productivity of a turtle dove (*Streptopelia turtur*) population in the Northwest of Portugal; In proceeding of: In Botev N (ed) *The Game and the Man*. In *Proceedings of the XXII Congress of the IUGB*, At Sofia, Bulgaria, Volume: pp (pp. 1-6).
- Fuller R.J. 2000. Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations: an overview. In: *The Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds* (eds. NJ Aebischer, AD Evans, PV Grice & JA Vickery), 5–16. British Ornithologists' Union, Tring, UK.
- Grigulis K., Sheppard A. W., Ash J.E., Groves R.H. 2001. The comparative demography of the pasture weed *Echium plantagineum* between its native and invaded ranges. *Journal of Applied Ecology* 38: 281-290.
- Gutiérrez-Galán A., Alonso C. 2016. European Turtle Dove *Streptopelia turtur* diet composition in Southern Spain. The role of wild seeds in Mediterranean forest areas. *Bird Study*. In Press: <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2016.1236070>
- Howe R. W., Niemi G. J., Lewis S. J., Welsh D. A. 1997. A standard method for monitoring songbird populations in the Great Lakes region. *Passenger Pigeon* 59: 183-194.
- James C.D., Landsberg J., Morton S.R. 1999. Provision of watering points in the Australian arid zone: a review of effects on biota. *Journal of arid environments* 41: 87-121.
- Jimenez R., Hodar J. A., Camacho I. 1992. Summer diet of the turtle dove (*Streptopelia turtur*) in the south of Spain. *Gibier Faune Sauvage* 9: 119-126.
- Lacasa V.R.G., García-Abad C.S., Martín R.P., Rodríguez D.J.B., Garrido J.A.P., de La Varga M.E.A. 2010. Small game water troughs in a Spanish agrarian pseudo steppe: visits and water site choice by wild fauna. *European journal of wildlife research* 56: 591-599.
- Laiolo P., Dondero F., Ciliento E., Rolando A. 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology* 41: 294-304.

- Landsberg J., James C., Morton S., Hobbs T., Stol J., Drew A., Tongway H. 1997. The effects of artificial sources of water on rangeland biodiversity. final report to the Biodiversity Convention and Strategy Section of the Biodiversity Group, Environment Australia (unpublished report, CSIRO, Canberra).
- Lasanta-Martínez T., Vicente-Serrano S.M., Cuadrat-Prats J.M. 2005. Mountain Mediterranean landscape evolution caused by the abandonment of traditional primary activities: a study of the Spanish Central Pyrenees. *Applied Geography* 25: 47-65.
- López-Carrasco C., López-Sánchez A., San Miguel A., Roig S. 2015. The effect of tree cover on the biomass and diversity of the herbaceous layer in a Mediterranean dehesa. *Grass and Forage Science* 70: 639-650.
- López-Sánchez A., San Miguel A., Dirzo R., Roig, S. 2016. Scattered trees and livestock grazing as keystone organisms for sustainable use and conservation of Mediterranean dehesas. *Journal for Nature Conservation* 33: 58-67.
- Lutz M., Jensen, F.P. 2007. Management Plan for Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) 2007–2009. Station Biologique de la Tour du Valat. European Communities 44.
- Manzanque F.G, Juaristi C.M., Molina J.R., Carrera T. 2002. Catálogo florístico de la finca Lugar Nuevo (Sierra Morena, Jaén, España). *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 10: 1-35. (In spanish).
- Manzanque F., Martínez García F., Morla Juaristi C., Roig Gómez S. 2011. Los pastos en las fincas de Lugar Nuevo y Selladores-Contadores (S^a de Andújar, Jaén): tipología, calidad y distribución espacial. En: 50^a Reunión Científica de la SEEP. Toledo, Spain. <http://oa.upm.es/11192/> (In Spanish).
- Marone L. 1992. Seasonal and Year-to-Year Fluctuations of Bird Populations and Guilds in the Monte Desert, Argentina (Fluctuaciones Estacionales e Interanuales de Poblaciones y Gremios de Aves en el Desierto del Monte, Argentina). *Journal of Field Ornithology* 63: 294-308.
- Martin T.E. 1987. Food as a limit on breeding birds: a life-history perspective. *Annual review of ecology and systematics* 18: 453-487.
- Martin T.E. 1992. Interaction of nest predation and food limitation in reproductive strategies. *Current ornithology* 9: 163-197.
- Murton R.K., Westwood N.J., Isaacson A.J. 1964a. The feeding habits of the Woodpigeon *Columba palumbus*, Stock Dove *C. oenas* and Turtle Dove *Streptopelia turtur*. *Ibis* 106: 174-188.
- Murton R.K., Westwood N.J., Isaacson A.J. 1964b. A preliminary investigation of the factors regulating population size in the woodpigeon. *Ibis* 106: 482-507.
- Nagy L. R., Holmes R. T. 2005. Food limits annual fecundity of a migratory songbird: an experimental study. *Ecology* 86: 675-681.
- Newton I. 1998. Population limitation in birds. Academic press. Boston.

- Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- Noy-Meir I., Gutman M., Kaplan, Y. 1989. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290 – 310.
- Noy-Meir I., Briske D.D. 1996. Fitness components of grazing-induced population reduction in a dominant annual, *Triticum dicoccoides* (wild wheat). *Journal of Ecology* 84: 439-448.
- Noy-Meir I. 1998. Effects of grazing on Mediterranean grasslands: the community level. In: Papanastasis VP, Peter D (eds) *Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems*. Official Publications of the European Communities, Luxemburg, pp. 27-39.
- Nugent G., McShea W.J., Parkes J., Woodley S., Waithaka J., Moro J., Smith-Flueck J.M. 2011. Policies and management of overabundant deer (native or exotic) in protected areas. *Animal Production Science* 51: 384-389.
- Peco B., Espigares T., Levassor C. 1998. Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Applied Vegetation Science* 1: 21-28.
- Peco B., de Pablos I., Traba J., Levassor, C. 2005. The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6: 175-183.
- Peiró V. 1990. Aspectos de la reproducción de la tórtola común (*Streptopelia turtur*, L.) en Madrid. *Mediterránea: serie de estudios biológicos* 12: 89-95.
- Popay I., Field, R. 1996. Grazing animals as weed control agents. *Weed Technology* 10: 217-231.
- Prévosto B., Kuiters L., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Klotz, S. 2011. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* 46: 303-325.
- R Core Team 2016. R: A language and environment for statistical computing. R 700 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Robinson R.A., Wilson J.D., Crick H.Q. 2001. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38: 1059-1069.
- Rocha G., Hidalgo S. 2002. La Tórtola común *Streptopelia turtur*. Análisis de los factores que afectan a su status. Universidad de Extremadura. (In Spanish).
- San Miguel-Ayán A., García-Calvo R.P., García-Olalla M. 2010. Wild ungulates vs extensive livestock. Looking back to face the future. *Options Méditerran.* 92: 27-34.
- Schneider N.A., Griesser M. 2009. Influence and value of different water regimes on avian species richness in arid inland Australia. *Biodiversity and Conservation* 18: 457-471.

- Sternberg, M. Gutman M., Perevolotsky A., Ungar E.D., Kigel J. 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology* 37: 224-237.
- Tárrega R., Calvo L., Taboada Á., García-Tejero, S., Marcos, E. 2009. Abandonment and management in Spanish dehesa systems: effects on soil features and plant species richness and composition. *Forest ecology and management* 257: 731-738.
- Venables W.N., Ripley B.D. 2002. Random and mixed effects. In *Modern Applied Statistics with S* (pp. 271-300). Springer New York.
- Vicente J., Höfle U., Garrido J.M., Acevedo P., Juste R., Barral M., Gortazar C. 2007. Risk factors associated with the prevalence of tuberculosis-like lesions in fenced wild boar and red deer in south central Spain. *Veterinary research* 38: 451-464.
- Zuur A.F., Leno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A., Smith, G.M. 2009. Zero-truncated and zero-inflated models for count data. In *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (pp. 261-293). Springer New York.

TABLES

Table 1. Summary of the Linear Models fitted to analyze the local abundance of Turtle Dove

Response variable	Predictors	Importance	Factors	Coeff.	SE	z-value	P
Density	Intercept			1.467	0.385	3.736	<0.001
of Turtle	Farm	0.98	SC	-1.038	0.336	3.005	0.003
Dove	Distance	0.54		-0.001	0.001	1.405	0.160
	Echium	0.82		0.025	0.012	2.095	0.036
	Silene sp.	0.78		0.326	0.160	1.986	0.047

SC: Selladores-Contadero

Table 2. Summary of the Linear Models fitted to analyze the Turtle Dove presence.

Response variable	Predictors	Importance	Factors	Coeff.	SE	z-value	P
Turtle	Intercept			2.138	0.743	2.817	0.005
Dove	Farm	0.76	SC	-1.568	0.788	1.936	0.042
presence	Distance	0.66		-0.002	0.001	1.673	0.084

SC: Selladores-Contadero

Table 3. Cover (% of 25m²) of weed species from Turtle Dove diet found in the study area (Gutiérrez-Galán and Alonso in press).

Species	Total	2014			2015		
		LN	SC	Total	LN	SC	Total
<i>Echium plantagineum</i>	11.31	0.06	0.59	0.31	16.75	4.71	10.97
<i>Geranium molle</i>	0.07	0.08	0.03	0.05	0.00	0.04	0.02
<i>Silene sp</i>	1.19	1.00	0.07	0.55	0.70	0.60	0.63
<i>Malva sp</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Rumex sp</i>	0.08	0.12	0.00	0.06	0.03	0.00	0.02
<i>Cynara humilis</i>	0.20	0.03	0.01	0.02	0.32	0.02	0.18
<i>Rhapanus raphanistrum</i>	0.01	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00
<i>Vicia sp</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Chrozopora tinctoria</i>	0.22	0.00	0.00	0.00	0.43	0.00	0.22
<i>Ornithopus compressus</i>	0.34	0.00	0.26	0.12	0.27	0.14	0.21
<i>Trifolium stellatum</i>	0.49	0.00	0.00	0.00	0.30	0.68	0.49

Table 4. Summary of the Generalized Linear Mixed Models fitted for occurrence of herbivory as the response variable.

Response variable	Predictors	Importance	Factors	Coeff.	SE	z-value	P
Probability of <i>Ep</i> specie occurrence	Intercept			-3.288	0.049	66.95	<0.001
	Farm	1.00	SC	-1.838	0.001	1605.94	<0.001
	Year	1.00	2015	3.876	0.012	311.83	<0.001
	Microsite	1.00	Rock	-3.138	0.036	86.77	<0.001
			Shrub	-3.217	0.030	108.07	<0.001
			Tree-Shrub	-2.439	0.058	42.14	<0.001
			Tree	-1.225	0.010	113.89	<0.001
	Intercept			-1.225	0.196	6.239	<0.001
Probability of <i>Sp</i> specie occurrence	Farm	1.00	SC	-0.878	0.269	3.258	0.001
	Year	1.00	2015	0.152	0.120	1.262	0.207
	Microsite	1.00	Rock	-2.287	0.597	3.828	<0.001
			Shrub	-1.564	0.290	5.384	<0.001
			Tree-Shrub	-0.699	0.404	1.729	0.084
			Tree	-0.107	0.151	0.708	0.479

Ep: *Echium plantagineum*; *Sp*: *Silene sp*; SC: Selladores-Cortadores

Table 5. Summary of the multinomial log-linear mixed models (Likelihood-ratio χ^2 test) to analyze the *Echium Plantagineum* (Ep) and *Silene* sp. (Sp) abundance

Response variable	Predictors	Importance	d.f	LR χ^2	P
Abundance of <i>Ep</i>	Farm	1.00	3	51.16	<0.001
	Year	1.00	3	504.00	<0.001
	Microsite	1.00	12	287.09	<0.001
Abundance of <i>Sp</i>	Farm	1.00	2	34.609	<0.001
	Year	0.46	2	3.694	0.158
	Microsite	1.00	8	82.272	<0.001

FIGURES AND FIGURE LEGENDS

Figure 1. Location of both farms (Lugar Nuevo and Selladores-Contadero) in the study area, as well as a diagram which shows the hierarchy in the data collection.

Figure 2. Annual average number of singing males in survey plots for each farm.

Figure 3. Predicted probability of *Echium plantagineum* occurrence in survey plots according to the farm (a) and year (b).

Figure 4. Predicted probability of *Echium plantagineum* occurrence according to microsite (Rock, Shrub, Tree-shrub, Tree or Open).

Figure 5. Predicted probability of *Silene sp.* occurrence in survey plots according to the farm (a) and year (b).

Figure 1.

Figure 2.

Figure 3.

Figure 4.

Figure 5.