



VNIVERSITAT  
DE VALÈNCIA

Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva  
Programa de Doctorado en Biodiversidad y Biología Evolutiva

---

**Ecología y selección de hábitat de la tórtola  
común (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) y  
tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky,  
1838) en el Este de España**

---

**ALAN OMAR BERMÚDEZ CAVERO**

**Directores:**

José Antonio Gil-Delgado Alberti

Germán Manuel López Iborra

Junio - 2020

Tesis titulada: “Ecología y selección de hábitat de la tórtola común (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) y tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838) en el Este de España” presentada por ALAN OMAR BERMÚDEZ CAVERO para optar el Grado de Doctor en Biodiversidad y Biología Evolutiva por la Universitat de València.



Firmado: Alan Omar Bermúdez Cavero

Tesis dirigida por los doctores José Antonio Gil-Delgado Alberti (ICIBIBE, Universitat de València) y Germán Manuel López Iborra (Universitat d'Alacant).



Fdo.: José Antonio Gil-Delgado  
Universitat de València

Fdo.: Germán Manuel López Iborra  
Universitat d'Alacant

*"Quien quiere hacer algo  
encuentra un medio, quien no  
quiere hacer nada encuentra una  
excusa."*

*Proverbio Árabe*

*A mi familia*

## Agradecimientos

En esta etapa de mi tesis doctoral y, escribiendo a varios kilómetros del “otro lado del charco”, quiero agradecer a mi familia, por un gran soporte en esta fase de mi formación profesional y académica y por su apoyo constante para culminar de escribir mi tesis.

A mi tutor y director de tesis, José Antonio Gil-Delgado, por el estímulo, ayuda, confianza y orientación académica que me ha brindado durante el desarrollo del presente trabajo de investigación; tanto sus enseñanzas como el trabajo compartido representaron un salto cualitativo en mi formación académica.

A mí también director de tesis, Germán López Iborra, quien me proporcionó tan gentilmente parte de sus datos para el desarrollo de la presente tesis; así como, por su orientación en la redacción y raciocino para la escritura de los artículos que se obtendrán de la presente tesis. Agradecerles a ambos por su orientación académica y enseñarme con su ejemplo lo que no se debe hacer en ciencia.

A los profesores del Instituto Cavanilles de Biodiversidad y Biología Evolutiva, en especial a Paco Mesquita, Xavier Armengol y Juan Monrós, quienes me brindaron sabios consejos, desde otra perspectiva, para continuar con el desarrollo de la tesis.

El desarrollo de una tesis supone trabajos de campo y mucha paciencia. Durante esta etapa conté con el apoyo de Edgar Bernat, Iván Rodríguez y Carmen Fernández. A ellos mis respetos, admiración y su paciencia para este trabajo y, compartir conmigo los días en el campo en distintas ocasiones, ayudándome en el trabajo y/o aligerando mi labor con su presencia y sus estimulantes discusiones que permitieron lograr los objetivos de la presente investigación.

Mi estancia en el Laboratorio de Biodiversidad y SIG de la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, Perú, fue de gran aprendizaje gracias al Dr. Carlos E. Carrasco Badajoz, y a su experiencia. He tenido la posibilidad de entender el uso de herramientas de información geográfica para los estudios de biodiversidad. Junto a Miguel Tipismana, Víctor Ramos y Ausbel Cépida, tuvimos grandes jornadas de campo, gracias por su paciencia.

Durante este tiempo he tenido la posibilidad de conocer a muchas personas que de una u otra manera me han apoyado y quiero agradecer. Durante mis inicios en Sevilla, agradezco la hospitalidad y las tardes noches de póker a Pablo Burraco, Pablo Lucas, Fran Oficialdegui, Manuel “J” Vidal, Eduardo Rodríguez, Rafael

Gutiérrez, las feria Sevilla, junto a ellos y Noa González, Rosa Arribas, Vanessa Céspedes, Mari Piñero, gracias por acogerme.

A mi llegada a Valencia, agradecer a Andreu Castillo, Luis Valls Adrià Viñals, Juan Rueda, María Antón, Carla Olmo, Eyda Moreno, Mariela Forti, Marjorie Machado, Xavi Soria, Mike Corrales, por las tardes de película y las noches de “chupitos”. A Maycon Sigales, Priscila Pons y Vanessa Brito, mis compañeros brasileños.

Quiero hacer una mención especial a Carlos Carrasco, Pablo Burraco, María Antón y a dos revisores anónimos, quienes, con sus correcciones y sabios consejos, ayudaron a mejorar mi tesis, nuevamente ¡GRACIAS!

A todos y cada uno de ellos, muchas gracias, y a los que no haya nombrado, también muchas gracias, ya que de una u otra manera, no hubiese sido posible este proceso, y lograr la culminación de esta ¡*COVID-TESIS*!

¡GRACIAS, MILES!

# ÍNDICE GENERAL

<b>Resumen</b> .....	vii
<b>Abstract</b> .....	ix
<b>Capítulo I.</b> Introducción General.....	1
<b>Capítulo II.</b> Metodología.....	11
Área de estudio.....	12
Métodos.....	18
<b>Capítulo III.</b> Tendencia de la población y el éxito reproductor de la tórtola común europea ( <i>Streptopelia turtur</i> Linnaeus, 1758) en los naranjales.....	21
<b>Capítulo IV.</b> Modelling the distribution of the European turtle dove ( <i>Streptopelia turtur</i> Linnaeus, 1758) in south eastern Iberian Peninsula.....	43
<b>Capítulo V.</b> Urban landscape selection by Eurasian collared dove ( <i>Streptopelia decaocto</i> Frivaldszky, 1838) in eastern Spain.....	63
<b>Capítulo VI.</b> Habitat-occupancy associations by the Eurasian collared dove ( <i>Streptopelia decaocto</i> Fivaldszky, 1838) in a semi-arid environment.....	79
<b>Capítulo VII.</b> Estimaciones de poblaciones de aves urbanas: un ejemplo con la tórtola turca ( <i>Streptopelia decaocto</i> Fivaldszky, 1838).....	103
<b>Capítulo VIII.</b> Conclusiones Generales.....	121
<b>Referencias Bibliográficas</b> .....	127

## Resumen

Los organismos seleccionan el hábitat y responden a la estructura del paisaje a diferentes escalas. Se piensa que la forma en que las aves perciben el área y los objetos en el paisaje determina el uso que hacen de ese hábitat. Esto a su vez se rige por su propia historia natural: necesidades de alimentación y nidificación, tamaño corporal y relaciones con la comunidad. En la presente tesis se estudia la ecología y selección del hábitat de una especie en declive, la tórtola común europea (*Streptopelia turtur*) y de su congénere, la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) cuya población y distribución se encuentra en expansión. Los objetivos específicos se concentran en: i) evaluar la tendencia poblacional de la tórtola común europea durante un período de 45 años (1975-2019) en los naranjales del este de España., ii) modelar la distribución de la tórtola común europea en el sureste de la Península Ibérica para identificar las variables que expliquen mejor su área de distribución a partir de muestras recogidas cuando la especie no se encontraba en declive, iii) determinar los factores que favorecen la expansión de la tórtola turca y las preferencias del microhábitat en áreas humanizadas, iv) modelar el hábitat que ocupa la tórtola turca en ambientes semiáridos del sureste de España, y v) estimar la abundancia de la tórtola turca en ambientes urbanos del este de España. La selección de hábitat de las dos especies de tórtolas a nivel de macrohábitat, fueron modelados a partir de valores de presencia colectados durante los censos de la base de datos utilizado para la realización del “Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante”, donde se tomaron 113 variables predictivas englobadas en grupos que hacen referencia a: hábitats y uso de suelo, topografía, red hidrográfica, canales y balsas, urbanizaciones, vías de comunicación y clima. Para estimar la densidad y la preferencia a nivel de microhábitat, de la tórtola turca, realicé censos a través de muestreos aleatorios estratificados mediante puntos de escucha en pueblos y ciudades de las provincias

de Valencia y Alicante. La tendencia poblacional de la tórtola común europea se estimó a través de censos anuales utilizando el método de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas. El número de parejas por temporada reproductora influye sobre la producción de volantones y el éxito reproductor, de manera que tiende a ser mayor en aquellos años en que la abundancia de parejas reproductoras es mayor. La tórtola común europea se presenta en áreas de menor altitud y áreas forestales, en zonas abiertas y arboladas, dominadas por bosques de pino de desarrollo medio y aquellos mezclados con matorrales, mientras que la tórtola turca se asocia positivamente con la presencia de cuerpos de agua, longitud de caminos pavimentados y sin pavimentar, superficie de casas aisladas y plantaciones agrícolas de árboles, principalmente almendros y cítricos. Nuestros resultados muestran que la densidad de grupos e individuos de tórtola turca es menor en zonas urbanas en comparación con los parques y la zona periurbana.



## Abstract

The organisms select habitat and at what level they respond to the structure of the landscape at different scales. The way in which birds perceive the area and objects is thought to determine their use of that habitat. This in turn is governed by their own natural history: feeding and breeding needs, body size and community relationships. This thesis research the ecology and habitat selection of a species in decline, the European turtle dove (*Streptopelia turtur*) and its congener, the Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) whose population and distribution are expanding. The specific objectives are: i) to evaluate the population trend of the European turtle dove during a period of 45 years (1975-2019) in the orange groves of eastern Spain, ii) to model the distribution of the European turtle dove in the southeast of the Iberian Peninsula in order to identify the variables that best explain its range from samples collected when the species was not in decline, iii) to determine the factors that favour the expansion of the Eurasian collared dove and the preferences of the microhabitat in humanized areas, iv) to define the habitat occupied by the Eurasian collared dove in semiarid environments in southeastern Spain, and v) to estimate the abundance of the Eurasian collared dove in urban environments in eastern Spain. The habitat selection of the two doves species at the macro-habitat level was modeled from occurrence data obtained during census for the "Atlas of Breeding Birds of the Alicante Province", among the 113 variables available, we estimate a total of 25 representing multiple territories characteristics that may influence on distribution of the doves, i.e. habitats and land use, topography, hydrological web, urbanizations, communication ways and climate. To estimate density and preference at the microhabitat level of the Eurasian collared dove we using a without limit radius point-count methodology in towns and cities of Valencia and Alicante Provinces. The population trend of European turtle dove was estimated through annual

census by the number of breeding pairs in the plot by means of exhaustive nest searching. The number of breeding pairs per season influences fledgling production and breeding success, so that it tends to be higher in those years when the abundance of breeding pairs is greater. The European turtle dove occurs in lower altitude areas and forest areas, in open and wooded zones, dominated by medium-developed pine forests and those mixed with shrublands, while the Eurasian collared dove is positively associated with the presence of water bodies, length of paved and unpaved roads, surface of isolated houses and agricultural tree plantations, mainly almond and citrus. In microhabitat level the density of Eurasian collared dove groups and individuals is lower in urban areas compared to parks and periurban areas.

# CAPÍTULO I

## Introducción General



*Streptopelia decaocto* (Frisvaldszky, 1838)



*Streptopelia turtur* (Linnaeus, 1758)

### Introducción General

Los organismos seleccionan el hábitat y responden a la estructura del paisaje a diferentes escalas. Se piensa que la forma en que las aves perciben el área y los objetos en el paisaje determina el uso que hacen de ese hábitat. Esto a su vez se rige por su propia historia natural: necesidades de alimentación y nidificación, tamaño corporal y relaciones con la comunidad. Por ejemplo, el gorrión común (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758), es un ave granívora que se alimenta en el suelo y anida en grietas, prefiere los entornos urbanos a pesar de la prevalencia de factores que le afectan negativamente como son el tráfico de vehículos y de peatones entre otros (Shaw *et al.*, 2008; Menon *et al.*, 2013; Bernat-Ponce *et al.*, 2018).

En las comunidades de aves, el equilibrio y la densidad de las poblaciones están regulados por una combinación de tipo de dieta, del hábito de forrajeo, el tipo de nidificación y la sociabilidad. La calidad del hábitat para la alimentación, el acceso a agua, y el descanso también son vitales (Emlen, 1974). Los gremios de búsqueda de alimento documentados incluyen semillas, insectos y comederos de néctar. También es importante conocerla calidad del hábitat de los insectívoros y, saber si los insectos se extraen del suelo, del tronco o del follaje de los árboles, o del aire. Todas estas características se ven alteradas por el incremento de las áreas urbanas y, la medida en la cual las aves pueden sobrevivir a las perturbaciones, determina su densidad, distribución y diversidad en las ciudades (Hagen *et al.*, 2017; Phillips *et al.*, 2018).

La pérdida de hábitat se acelera con la urbanización y otros cambios de uso de suelo que fragmenta el hábitat. Estos procesos, fragmentación y pérdida de hábitat, ocurren simultáneamente. La fragmentación del hábitat a nivel de paisaje (Fahrig, 1999) es causa de la distribución del hábitat en parches (Bunnell, 1999).

Muchas especies son capaces de sobrevivir en los parches, sin embargo a medida que la fragmentación aumenta, el tamaño del parche disminuye (Bunnell, 1999). Adicionalmente, la pérdida de hábitat por sí sola puede disminuir el tamaño del parche y aumentar el grado de aislamiento, aunque los remanentes más grandes que no se fragmenten, pero sí pueden estar más separados (Fahrig, 1999). Las implicaciones para la conservación de las especies son diferentes y no siempre directas, lo que depende del proceso dominante. Así, si una especie está amenazada por la pérdida de hábitat, la solución es directa: conservar y restaurar el hábitat. Cuando además hay un proceso de fragmentación, el tratamiento puede consistir en restaurar sólo el hábitat suficiente para conectar los fragmentos entre sí (Fahrig, 1999), y así minimizar el mayor efecto de la pérdida de hábitat en la supervivencia de las especies.

La teoría de la biogeografía insular (MacArthur y Wilson, 1967) puede aplicarse a la dinámica de los parches de hábitat urbano cuando los paisajes pueden separarse en hábitats adecuados e inadecuados (Melles *et al.*, 2003). Incluso el hábitat más pobre puede ofrecer oportunidades por la disponibilidad de alimento y refugio (Melles *et al.*, 2003), y por lo tanto no es hostil a todas las especies. No obstante, el tamaño del parche, su ubicación en relación con el paisaje circundante y el grado de conectividad con zonas de hábitat similar son variables críticas a considerar.

Las aves de la familia Columbidae, representada por 315 especies (del Hoyo *et al.*, 1997; Gibbs *et al.*, 2010), están distribuidas en todos los continentes con la excepción de la Antártida (del Hoyo *et al.*, 1997; Walker, 2007; Gibbs *et al.*, 2010). Esta distribución está facilitada por su gran capacidad de dispersión (Pereira *et al.*, 2007). A pesar de su éxito evolutivo (Lapiedra *et al.*, 2013), la familia contiene una proporción significativamente mayor de especies amenazadas de lo esperado (Bennett y Owens, 1997; Walker, 2007),

posiblemente porque es una de las familias de aves más propensa a la persecución humana, a los depredadores introducidos y a la pérdida de hábitat (Owens y Bennett, 2000). Las especies de esta familia son agentes importantes en la dispersión de frutos y semillas para la recuperación de bosques tropicales en las islas (Whittaker y Jones, 1994; Thorton *et al.*, 1996). En casos extremos, la pérdida de especies de colúmbidos puede dar lugar a que algunas especies de plantas pierdan sus dispersores (McConkey y Drake, 2002).

La caza de algunas especies de esta familia es legal en ciertos países y existen evidencias de que la captura y el comercio ilegal de especies globalmente amenazadas aún existen (Walker, 2007).

En resumen, las principales amenazas para los colúmbidos son: (i) la transformación de hábitats naturales para la agricultura y para la extracción de madera, (ii) la caza para alimentación y, (iii) la introducción de especies invasoras que en muchos casos son depredadores. La pérdida y fragmentación del hábitat son la principal amenaza para los colúmbidos en general, mientras que la caza es una amenaza para las especies grandes, especialmente en Asia, Australasia y Oceanía (Walker, 2007; Gibbs *et al.*, 2010). Por efectos de la caza desapareció en USA la paloma migratoria (*Ectopistes migratorius* Linnaeus, 1766), ejemplo que está ampliamente referenciado en las historias sobre las extinciones contemporáneas (véase Stanton, 2014). Además, algunas especies siguen siendo vulnerables a los depredadores introducidos (Owens y Bennett, 2000; Walker, 2007; Gibbs *et al.*, 2010).

Las palomas y tórtolas que crían en la Península Ibérica están representadas por cinco especies (Cramp, 1985), de las que dos son las especies de tórtolas, tórtola común europea (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) y tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838), sobre las que trata esta tesis doctoral.

Como en el caso de la familia a la que pertenece, el género *Streptopelia* se encuentra ampliamente difundida en nuestra Tierra pues falta únicamente en el Continente Antártico, y, está representada por 16 especies (del Hoyo *et al.*, 1997).

La tórtola común europea es una especie clásica entre las aves ibéricas mientras que la tórtola turca es una especie que ingresa en la avifauna ibérica en la década de los años sesenta del siglo pasado (Hume, 2002).

En la estación reproductora la tórtola común europea se distribuye por Europa, Rusia, Asia menor y el norte de África, mientras que en invierno se desplaza a la África Subsahariana (Cramp, 1985; del Hoyo *et al.*, 1997; Gibbs *et al.*, 2010). En la migración otoñal, las poblaciones de Europa Occidental utilizan un corredor atlántico, a través del suroeste de Francia y la Península Ibérica (Eraud *et al.*, 2013; Hanane, 2017; Lormée *et al.*, 2016), donde se unen a las aves que han criado en España y Portugal, atraviesan Marruecos y Mauritania y, finalmente, invernando en las sabanas boscosas de África tropical occidental (Moreau, 1956).

La especie utiliza una gran variedad de tipos de bosques, así como estepas y semidesiertos (del Hoyo *et al.*, 1997), y con frecuencia depende de las tierras agrícolas para su alimentación (Tucker y Heath, 1994). Puede utilizar setos, bordes de bosques, arboledas, matorrales, cultivos, matorrales y garrigas entre otros ambientes (Tucker y Heath, 1994). Tolerancia a los asentamientos humanos, pero no se reproduce cerca de las ciudades o pueblos (del Hoyo *et al.*, 1997).

Esta especie se reproduce a elevaciones que no superan los 500 msnm en la zona templada y hasta los 1,000-1,300 msnm en las zonas mediterráneas. La época de reproducción comienza en abril y puede durar hasta septiembre. Tiene hasta dos nidadas y en cada una pone uno o dos huevos. El nido es una pequeña plataforma de ramas revestidas de materiales vegetales y colocado en las partes

más bajas de los árboles, arbustos o setos (Cramp, 1985; Tucker y Heath, 1994; del Hoyo *et al.*, 1997). En un estudio realizado en Marruecos se comprobó que la fecha de puesta puede influir en el éxito de los volantones, ya que los nidos tempranos son más productivos. En las tierras agrícolas, los nidos de los olivares producen más volantones que los de los huertos de naranjos, debido a que estos están bajo continuo manejo humano en comparación con los huertos de olivos, donde las intervenciones son esporádicas (Hanane, 2016). La especie se alimenta principalmente en el suelo, de donde recoge semillas de cereales y semillas y frutos y, ocasionalmente bayas, hongos e invertebrados (Fadhila, 2015).

La población europea de la tórtola común europea se estima entre 3,150.000-5,940.000 parejas, lo que equivale a 6,310.000-11,900.000 individuos maduros (BirdLife International, 2015). En Europa, se estima que el tamaño de la población disminuirá entre un 30 y un 49% en 16 años (BirdLife International, 2015). En Europa, las tendencias desde 1980 muestran que las poblaciones han sufrido una disminución moderada, según los datos del Sistema Común Pan-Europeo de Vigilancia de las aves (Voříšek *et al.*, 2008). En Asia Central (Afganistán, Kazajistán, Kirguistán, Tayikistán, Turkmenistán y Uzbekistán), el análisis de las observaciones de la especie sugiere que ha experimentado una disminución moderada y posiblemente fuerte en los últimos dos a cuatro decenios. En Uzbekistán, la especie ha disminuido en los últimos treinta años (Voříšek *et al.* 2008). Se sospecha que su declive es debido a la continua destrucción del hábitat y a los niveles insostenibles de explotación.

La segunda especie, la tórtola turca, se cree que tiene su origen en la India, Sri Lanka y Myanmar, desde donde se extendió hacia Turquía y los Balcanes en el siglo XVIII a través de la dispersión natural y/o la introducción humana (Smith, 1987; Romagosa y McEaney, 1999). A partir de la década de 1930 comenzó su expansión por Europa (Hudson, 1965), en donde en la década de los 2010s



colonizó áreas remotas y alcanzó los límites de su nicho climático (Fujisaki *et al.*, 2010). Entre las razones de esta rápida expansión después de un largo lapso se puede incluir la creciente urbanización y/o el cambio climático, que permite prolongar las temporadas de reproducción (Crooks y Soulé, 1999). El patrón de dispersión progresó en una dirección generalmente noroccidental y se basó en pequeños focos que se encuentran por delante de las regiones colonizadas (Bagi *et al.*, 2017). Con el tiempo, estos focos fueron llenando las zonas vacías a medida que crecía la población local, siguiendo un patrón de dispersión a saltos (Hudson, 1972; Romagosa y Labisky, 2000). Las introducciones intencionales, por ejemplo con fines de caza, y las introducciones accidentales han contribuido a este método de dispersión (Manchester y Bullock, 2000; Fujisaki *et al.* 2010).

En Europa, las preferencias de hábitat han sido bien estudiadas para esta especie. Su distribución está típicamente asociada a asentamientos humanos, como jardines suburbanos y parques urbanos con una mezcla de cubierta arbustiva y arbórea, incluyendo estructuras hechas por el hombre (Coombs *et al.*, 1981; Hengeveld, 1988). También abundan en la costa o cerca de ella en paisajes de mosaico que incluyen pequeños campos, pastizales para ganado, horticultura, cultivo de granos y matorrales marginales. Tienden a evitar las zonas de cultivo intensivo y los bosques (Hudson, 1972). Como ejemplo de paisajes mosaicos utilizados en Europa, parecen preferir las dehesas o parques de la Península Ibérica que contienen encinas y/o alcornoques (*Quercus* sp.), entremezclados con tierras de cultivo y bosque mediterráneo (Rocha-Camarero y de Trucios, 2002). En Francia, la probabilidad de detección y tasa de ocupación de la especie fueron bajas en regiones con una gran proporción de zonas boscosas y montañosas (Eraudet *et al.*, 2007). En los Estados Unidos, factores ambientales similares a los de Europa afectan a la abundancia y distribución de la especie (Coombs *et al.*, 1981; Hengeveld, 1988; Beckett *et al.*, 2007).

La tórtola turca se alimenta principalmente de semillas y granos de cereales, pero también consume frutas, bayas, plantas y pequeños invertebrados. Depende en gran medida de los alimentos proporcionados por los seres humanos, incluidos los comederos para aves, los cereales agrícolas y los piensos para animales. La mayor parte de su alimentación se realiza en el suelo picoteando semillas, pero también se alimenta de comederos elevados para pájaros y de bayas en arbustos y árboles (Hanane, 2017).

Las aves incrementan su área de distribución de manera natural en respuesta a actividades antropogénicas (Blackburn *et al.*, 2009). Las invasiones naturales tienen causas diferentes pues el incremento de las temperaturas permite que algunas especies colonicen ambientes más septentrionales (Barrientos *et al.*, 2009; Hoffmann y Courchamp, 2016; Rodríguez-Merino *et al.*, 2019), mientras que otras se dispersan y colonizan nuevas áreas por otras causas incluyendo aquellas ayudadas por el hombre (Hengeveld, 1993; Bucher y Aramburú, 2014). La problemática de los invasores tiene consideraciones y efectos múltiples pues desde la perspectiva humana hay especies que se definen como plagas (Mooney y Cleland, 2001; Ojasti, 2001; Simberloff *et al.*, 2013), mientras otros son considerados neutros y otras, a veces, gozan del beneplácito humano tal y como ocurre con las especies cinegéticas (Fortuna, 2002). Por otra parte, la introducción de especies, ya sea intencional o accidental, debido a la dispersión de la especie que puede moverse grandes distancias (Ojasti, 2001), y su capacidad para establecerse en áreas geográficas fuera de su distribución original (Bucher y Aramburú, 2014), son consideradas junto a la destrucción de los hábitats una amenaza para la biodiversidad global (Glowka *et al.*, 1994; SEO/BirdLife, 2010). Ejemplos de estos procesos son abundantes siendo la invasión de la isla de Guam por la serpiente *Boiga irregularis* una referencia ilustrativa al provocar la

desaparición de la avifauna autóctona por el efecto de la depredación de una especie invasora (Savidge, 1987).

Las especies invasoras (véase Blackburn *et al.*, 2009), una vez establecidas, pueden entrar en competencia con las especies locales por los recursos alimenticios y por la ocupación del hábitat, en un proceso que puede desplazar a la fauna nativa (Ramírez-Albores y Chapa-Vargas, 2015). Así, en Hungría la tórtola turca desplazó a la tórtola común (Bernis *et al.*, 1985).

La colonización por aves se da tanto a escala continental como local (Romagosa y Labisky, 2000; Fujisaki *et al.*, 2010). La tórtola turca es una de las especies con más éxito en la colonización de nuevas áreas en tiempos recientes (Bledet *et al.*, 2011), por lo que se les puede observar en una amplia gama de ambientes (Fujisaki *et al.*, 2010). A inicios del siglo XX esta especie empezó a invadir el continente europeo (Bernis *et al.*, 1985), y actualmente tiene una rápida expansión en Estados Unidos (Romagosa y Labisky, 2000; Fujisaki *et al.*, 2010). En otras especies (al igual que la tórtola turca en Estados Unidos), la colonización de nuevas áreas está ligada a individuos que escaparon de la cautividad (Romagosa y Labisky, 2000), tal como la cotorra de Kramer (*Psittacula krameri* Scopoli, 1769) y la cotorra monje (*Myiopsita monachus* Boddaert, 1783) (Abellán *et al.*, 2016; Carrete y Tella, 2008).

En este contexto, y desde un enfoque de la biología de la conservación, me centré en estudiar la selección de hábitat de la tórtola común europea (*Streptopelia turtur*) y su declive a lo largo de 45 años. En paralelo analicé la selección de hábitat a nivel macro y micro de su congénere, la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*).

Los datos se obtuvieron del Atlas de las aves nidificantes de la Provincia de Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015). En total utilicé la información básica para

generar una matriz de 113 variables y a partir de estas determinar aquellas que favorecían o en su caso tenían efectos negativos sobre las dos especies tratadas.

De este modo, esta tesis tiene como objetivo principal analizar el estado actual de estas especies dentro de ambientes mediterráneos de España (Valencia y Alicante), así como identificar qué variables son las más importantes para explicar su distribución, presente y potencial. Para ello se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1º Evaluar la tendencia poblacional de la tórtola común europea durante un período de 45 años (1975-2019) en los naranjales del este de España (Capítulo III).

2º Con base en la distribución de la tórtola común europea en el sureste de la Península Ibérica, identificar las variables que expliquen mejor su área de distribución a partir de muestras recogidas cuando la especie no se encontraba en declive (Capítulo IV).

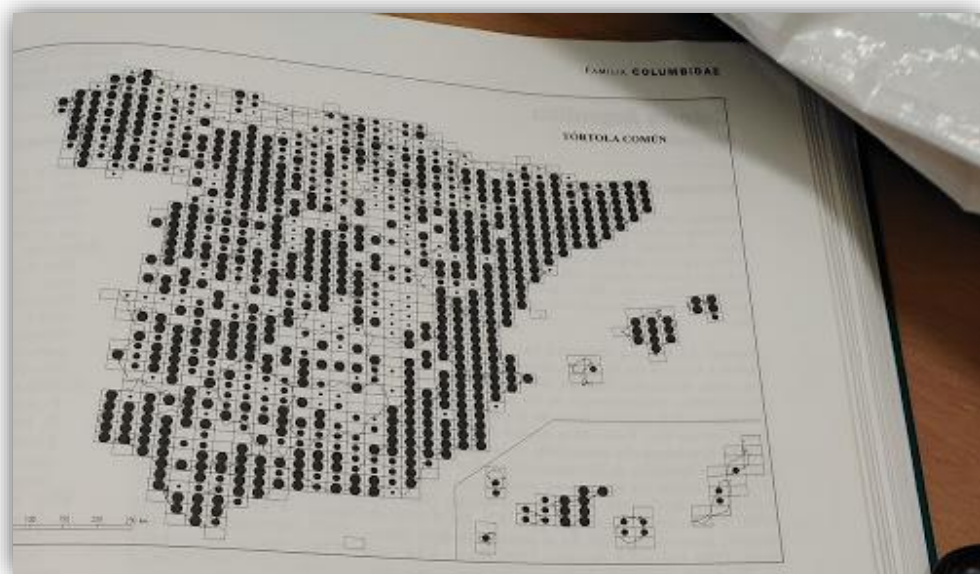
3º Determinar los factores que favorecen la expansión de la tórtola turca y las preferencias del microhábitat en áreas humanizadas (Capítulo V).

4º Definir el hábitat que ocupa la tórtola turca en ambientes semiáridos del sureste de España (Capítulo VI).

5º Estimar la abundancia de la tórtola turca en ambientes urbanos del este de España (Capítulo VII).

## CAPÍTULO II

### Metodología



Mapa que muestra las cuadrículas de censo de aves. Tomado Atlas de las aves de España (1975 - 1995)

### Área de estudio

La Comunidad Valenciana, es una región española de 23.305 km<sup>2</sup> situadas en el sector Este de la Península Ibérica (Figura 2.1) y que limita con el Mar Mediterráneo (Martín-Echevarría, 1932; López-Davalillo, 2014). Esta región se extiende entre los 37° 52' y los 40° 45' de latitud N, y las longitudes 02°09' W y 04° 12' E (Martín-Echevarría, 1932; Aguilera *et al.*, 2010). El clima es predominantemente termomediterráneo (Rivas-Martínez, 1987), favoreciendo diversas formaciones vegetales (Rivas-Martínez, 1987; Rigual 1972). La influencia mediterránea hace que la temperatura media anual sea de 17,4° C (Tabla 2.1), superándose los 18°C en una extensa zona del sur de Alicante; mientras que en zonas sobre los 1,200 msnm presentan valores medios más bajos, inferiores a los 10°C, con unos inviernos con temperaturas suaves y veranos calurosos que pueden superar los 40°C. (López-Davalillo, 2014).

En la Comunidad Valenciana, las precipitaciones varían entre los 400 a 600 mm (López-Davalillo, 2014), elevándose estos valores en el extremo septentrional de la Comunidad, donde alcanza los valores máximos de 956 mm (Rigual, 1972). Por lo contrario, las precipitaciones más bajas se presentan en las comarcas centrales y meridionales, donde alcanzan un máximo de 178 mm (Aguilera *et al.*, 2010).



**Figura 2.1.** Imagen de la Comunidad Valenciana obtenida con el visor de mapas del Instituto Cartográfico Valenciano (<http://www.icv.gva.es/>).

La precipitación y la temperatura son los parámetros climáticos que inciden de una manera más significativa sobre los seres vivos, siendo influenciada por la vegetación (Rivas-Martínez, 1987). De estos parámetros se pueden establecer los termotipos (Tabla 2.1) y ombrotipos (Tabla 2.2), los cuales delimitan los pisos bioclimáticos (López *et al*, 2015). En la Comunidad Valenciana se pueden diferenciar dos pisos bioclimáticos, el mediterráneo pluviestacional-oceánico, que ocupa la mayor parte del territorio y, el mediterráneo xérico-oceánico, restringido a las comarcas semiáridas centrales y meridionales (Rivas-Martínez, 2007).

**Tabla 2.1.** Valores máximos y mínimos de las temperaturas medias anual (T), máximas (M) y mínimas (m) y del índice de termicidad ( $It = (T+M+m)*10$ ) para los diferentes termotipos de la Comunidad Valenciana.

<b>Termotipo</b>	<b>T (°C)</b>	<b>M (°C)</b>	<b>m (°C)</b>	<b>It</b>
Termomediterráneo (TM)	17-19	14-18	4-10	350-450
Mesomediterráneo (MM)	13-17	9-4	-1 - 4	220-350
Supramediterráneo (SM)	8-13	2-9	-4 - -1	120-210
Oromediterráneo (OM)	4-8	0-2	-7 - -4	-

*Datos tomados de Aguilera et al. (2010)*

**Tabla 2.2.** Valores máximo y mínimo del índice ombrotérmico ( $Io$ ) y de las precipitaciones anuales (P) para los diferentes ombrotipos de la Comunidad Valenciana.

<b>Ombrotipo</b>	<b>Io</b>	<b>P (mm)</b>
Semiárido (Sa)	1,0-2,0	200-350
Seco (S)	2,0-3,6	350-600
Subhúmedo (Sh)	3,6-6,0	600-100
Húmedo (H)	6,0-12,0	100-1600

*Datos tomados de Aguilera et al. (2010)*



### *Provincia de Valencia*

La provincia de Valencia tiene una superficie de 10.806,09 km<sup>2</sup>, se extiende entre los 30° 41' y 40° 12' de latitud norte, y las longitudes 0° 01'E y 1° 31' W. Limita con las provincias de Alicante, Albacete, Cuenca, Teruel, Castellón y el Mar Mediterráneo. El lado noroeste de la provincia está en la zona montañosa del Sistema Ibérico. Parte de su territorio, el Rincón de Ademuz, enclavado entre las provincias de Cuenca y Teruel (Piqueras Haba, 1992). La provincia de Valencia, como el resto de la región, es montañosa en el interior, particularmente en el norte y el oeste, con el Sistema Ibérico de norte a sur y las estribaciones del Penibético de oeste a este. Este interior montañoso presenta profundos y escarpados valles formados por los principales ríos que lo atraviesan. La llanura de Valencia, es la segunda llanura costera más grande del país, situada en la región baja entre los valles de los ríos Júcar y Turia. Los otros ríos principales son el Palancia y el Serpis. El Altiplano de Requena-Utiel, en el interior de la Comunidad Valenciana (Piqueras Haba, 1992), tiene una altitud media de unos 750 msnm.

Valencia tiene un clima mediterráneo subtropical (AEMET, 2020), con inviernos cortos y muy suaves y veranos largos, calurosos y secos (Pérez Cueva, 1994, Kottek *et al.*, 2006). Su temperatura media anual es de 18,4°C; 23,0°C durante el día y 13,8°C durante la noche. En el mes más frío, enero, la temperatura máxima típicamente durante el día oscila entre 14 y 21°C, la temperatura mínima típicamente durante la noche oscila entre 5 y 10°C. En el mes más cálido, agosto, la temperatura máxima durante el día suele oscilar entre 28 y 34°C, y alrededor de 21 a 23°C por la noche. En general, las temperaturas similares a las experimentadas en el norte de Europa en verano duran unos 8 meses, de abril a noviembre. Marzo es de transición, la temperatura a menudo supera los 20°C, con una temperatura media de 19,3°C durante el día y 10,0°C por la noche. Diciembre, enero y febrero son los meses más fríos, con temperaturas medias de

alrededor de 17°C durante el día y 8°C por la noche. Las horas de duración de la insolación son 2.696 por año, desde 155 (promedio de casi 5 horas de duración de la insolación por día) en diciembre hasta 315 (promedio de más de 10 horas de duración de la insolación por día) en julio. La temperatura media del mar es de 15-16°C durante los inviernos y de 26-28°C durante los veranos (Pérez Cueva, 1994). La humedad relativa media anual es del 65% (AEMET, 2020).

### *Provincia de Alicante*

La provincia de Alicante tiene una extensión de 5.816,53 km<sup>2</sup> y está situada a orillas del mar Mediterráneo en el sector oriental de la Península Ibérica, presentando un relieve accidentado, con excepción del sector sur-sureste, donde se localizan las zonas húmedas como el Hondo de Elche y, el curso bajo del río Segura (Gil-Delgado *et al.*, 1989; Piqueras Haba, 1992). Las precipitaciones presentan dos máximos, primavera y otoño, siendo octubre el mes más lluvioso (más de 60 l/m<sup>2</sup>). La temperatura es benigna y el mes más frío, enero, presenta temperaturas medias entre 10°-12°C en la franja costera y entre 5°-7°C en las zonas del interior. Estas últimas áreas registran heladas ocasionales. Los veranos son secos y calurosos (Piqueras Haba, 1992).

La mayor parte de la provincia presenta un clima semiárido (López-Davalillo, 2014). Se extiende a lo largo de la llanura costera desde La Vila Joiosa hasta la frontera más meridional. Los veranos son muy largos, de calurosos a muy calurosos y muy secos, los inviernos son de frescos a suaves y su característica más destacada son las escasas precipitaciones, típicamente por debajo de los 300 mm por año y lo más probable es que ocurra durante la primavera y el otoño (Pérez Cueva, 1994). Las razones de esta falta de precipitaciones son principalmente el marcado efecto de sombra de la lluvia causado por las colinas al oeste de la provincia de Alicante y, en menor grado, las de la parte norte de la

provincia que, a su vez, potencian el efecto de levantamiento orográfico inverso alrededor del Cabo de La Nao. La mayoría de sus pocos días de lluvia se producen durante el otoño y la primavera (Olcina Cantos y Martínez Ibarra, 2009). Presenta un clima mediterráneo seco a mediterráneo continental, al interior de la provincia (por ejemplo, Villena) y algunos más cercanos al mar, pero a mayor altura (por ejemplo, Alcoy). Aquí los inviernos son de frescos a fríos y no son raros los días de nieve; los veranos son de suaves a cálidos y las lluvias tienen un promedio de unos 500 mm anuales y se distribuyen ligeramente más uniformemente a lo largo del año que en las zonas mencionadas anteriormente. La parte más interior de este dominio es más seca, mientras que la parte montañosa alcanza precipitaciones ligeramente superiores que permiten el desarrollo de los carrascales, como el de La Carrasqueta o el de la sierra de Mariola, ambos cerca de Alcoy (Rigual, 1972; López-Davalillo, 2014).

El clima mediterráneo está presente en las zonas nororientales alrededor del Cabo de La Nao, sobre todo al norte, pero también al sur, en grados decrecientes hasta desaparecer ligeramente al norte de Benidorm. Se extiende aproximadamente a lo largo de la llanura costera desde el límite norte de la provincia hasta la zona de Benidorm. Las laderas septentrionales de las montañas de la Marina Alta tienen un microclima notablemente más húmedo con un promedio de hasta 900 mm de precipitación anual debido al levantamiento orográfico, y la mayor parte de las precipitaciones se producen en otoño y primavera. La precipitación en esta zona es en promedio cuatro veces mayor que la del sur semiárido, con esta gran brecha de precipitación que se produce en sólo 100 km (López-Davalillo, 2014). Sobre la flora y vegetación de la Provincia de Alicante y de los principales accidentes geográficos hay extensas obras de consulta (Rigual, 1972; Piqueras, 1992). Anotaciones particulares del área de

estudio en los distintos capítulos se explican en cada uno de ellos en mayor extensión.

### Métodos

Modelé la selección de hábitat de las dos especies de tórtolas a nivel de macrohábitat a partir de valores de presencia/ausencia extraídos de la información de un banco de datos utilizado para la realización del “Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante” (López-Iborra *et al.* 2015), de la cual se tomaron 113 variables predictivas englobadas en grupos que hacen referencia a: hábitats y uso de suelo, topografía, red hidrográfica, canales y balsas, urbanizaciones, vías de comunicación y clima.

Para estimar la preferencia de la tórtola turca a nivel de microhábitat, se realizaron censos a través de muestreos aleatorios estratificados mediante puntos de escucha en pueblos y ciudades de las provincias de Valencia y Alicante.

Se realizaron diversos análisis estadísticos, dependiendo de cada objetivo. Para modelar los factores que influyen en la presencia de las tórtolas, realizamos un análisis de partición jerárquica (HP, por sus siglas en inglés Hierarchical Partitioning Analysis, Chevan y Sutherland, 1991; MacNally, 2002). Su propósito es cuantificar la correlación "independiente" de cada variable predictiva con la variable de respuesta. Funciona midiendo la mejora en el ajuste de todos los modelos con un predictor particular en comparación con el modelo equivalente sin ese predictor y la mejora en el ajuste se promedia en todos los modelos posibles con ese predictor. Podemos utilizar cualquiera de las medidas de ajuste, pero para los modelos lineales, es conveniente utilizar  $R^2$  (Quinn y Keough, 2002). Estos análisis también se aplicaron para explorar las preferencias que la tórtola turca muestra en sus ambientes preferidos.

Para estimar la densidad de las tórtolas utilizamos el muestreo por distancias (distance sampling). Este puede realizarse de dos maneras: (i) utilizando un punto-transecto, en el que el punto de observación puede considerarse un transecto de longitud cero, o (ii) utilizando un transecto lineal. La función de detección es el concepto principal del muestreo por distancia, y describe la probabilidad de detectar un objeto a una distancia y situada cerca del punto de observación del transecto (Buckland *et al.*, 1993; Thomas *et al.*, 2010). En la mayoría de los casos la función de detección disminuye al aumentar la distancia, pero siempre es posible afirmar que  $0 \leq g(x) \leq 1$  (Buckland *et al.*, 1993). Entre las ventajas del muestreo a distancia está la posibilidad de estimar la densidad absoluta de una población con intervalos de confianza y coeficiente de variación sin necesidad de detectar todos los animales que habitan en la zona, y la posibilidad de utilizar todas las observaciones colectadas en el análisis (Buckland *et al.*, 2001; Thomas *et al.*, 2010). Información particular en extenso sobre los métodos y los análisis estadísticos se describen detalladamente en cada uno de los capítulos de la presente tesis.

La serie temporal sobre la evolución de la población de la tórtola común en un tipo de cultivos ampliamente extendidos en la Comunidad Valenciana (Zaragoza, 1988), se basa en una técnica mixta mediante la aplicación del método de la parcela (mapping method) y el de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas (Blondel, 1969; Sutherland, 1996). Ampliamos la información en el capítulo correspondiente (capítulo 3 de esta tesis doctoral), pero sobre la superficie de estudio hay información previamente publicada (p.e. Gil-Delgado *et al.*, 2005).



## CAPÍTULO III

Tendencia de la población y el éxito reproductor de la tórtola común europea (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) en los naranjales



Naranjales de Sagunto, Comunidad Valenciana

### Introducción

En una revisión reciente sobre la tórtola común europea en el norte de África (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) se expone la necesidad de incrementar el conocimiento sobre aspectos demográficos, migratorios y ecológicos entre otros (Hanane, 2017). La información en la Península Ibérica es algo más extensa y existe referencias de su presencia la Comunidad Valenciana, Euskadi, Extremadura y además de señalamientos en atlas y libros rojos de las aves en España (Peiró, 1990; Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios, 2002b; Madroño *et al.*, 2004; Hidalgo de Trucios y Rocha-Camarero, 2005; Saenz de Buruaga *et al.*, 2012), e información procedente de los censos de las aves comunes promovida por la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife, 2012).

En los últimos tiempos hay un consenso sobre la tendencia decreciente de sus poblaciones en el ámbito europeo, principalmente notoria en los países del centro y oeste de Europa (PECBMS, 2018). El declive muestra un fuerte decrecimiento de sus poblaciones en la década de los 80 para continuar con un declive suave hasta el tiempo presente. Este patrón se repite en España (Lormée *et al.*, 2019).

El objetivo de este estudio es conocer la tendencia de una población de tórtola común europea asentada en una parcela durante un período de 45 años. Información previa sobre los primeros años fue dada por Gil-Delgado (1981), durante los primeros años de la serie y en los que las densidades establecidas se situaban en un máximo de 1,1 parejas/10 ha. Este valor era inferior al citado para olivares (5 parejas/10 ha), pero superior al de las áreas mezcladas con cultivos de cereal (Peiró, 1990). Un segundo objetivo trata de la fenología reproductora atendiendo al comienzo de la estación reproductora, el tamaño de la puesta, el éxito reproductor y la producción del número de pollos por pareja y año. De algunas de estas variables hay referencias y se ha determinado que la especie



muestra un tamaño de la puesta que no varía en el curso de la estación de nidificación (Crick *et al.*, 1993), ni entre años (Peiró, 1990). El éxito reproductor calculado a partir del número de huevos se encuentra entre el 35-40% (Cramp, 1985; Peiró, 1990), aunque se ha indicado que las puestas de 1 huevo tienen un éxito reproductor inferior al de aquellas nidadas con dos huevos (Murton, 1958).

Las series que identifican el tamaño de la población insinúan patrones de tipo fluctuante que en nuestro caso implicarían patrones similares en el área que estudiamos, y el éxito reproductor se debería encontrar entre los porcentajes indicados. Además, no esperamos variaciones del número de huevos según avanza la estación reproductora y es probable que tampoco lo haga el éxito reproductor.

## Métodos

El estudio fue realizado en un área destinada al cultivo de naranjas, municipio de Sagunto (39° 42' N, 0° 15' O, 30 msnm), en la provincia de Valencia, este de España. El área tiene una superficie aproximada de 17 ha. Las menores precipitaciones se presentan en los meses de julio y agosto, mientras que en los meses de septiembre y octubre las precipitaciones son más altas, que pueden provocar inundaciones. Las temperaturas máximas promedio se alcanzan en julio y agosto, el período más cálido y, las temperaturas mínimas promedio durante diciembre y enero, el período más frío (Gil-Delgado *et al.*, 2002).

Desde 1975, se ha aplicado un método mixto el denominado de la parcela y el de la búsqueda de nidos sobre superficies conocidas (Gil-Delgado, 1981; Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado y Lacort, 1996; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2005). En cada estación de nidificación, la búsqueda de nidos comenzó en la

primera semana de marzo y continuó hasta principios de agosto. Por consiguiente, con antelación suficiente a la llegada de las primeras tórtolas comunes procedentes del África Subsahariana (Cramp, 1985). El trabajo de campo comenzó incluso antes en algunos años debido al canto continuo de otras especies de aves (Belda *et al.*, 1995; Gil-Delgado *et al.*, 2005), lo que posiblemente indicaba que la temporada sería temprana. En este estudio, los datos básicos utilizados provienen de la tórtola común europea. Al ser la tórtola común europea una especie migradora y que llega a nuestras latitudes después de finales de marzo (Cramp, 1985), el protocolo seguido permite seguir su estación reproductora desde sus inicios.

Los árboles se revisaron cada 7-12 días. La frecuencia era mayor cuando el árbol contenía algún nido al visitar cada árbol repetidamente (Gil Delgado y Escarré, 1977; Gil-Delgado *et al.*, 2005). Esta periodicidad facilita el encuentro de nidos antes o durante el momento de la puesta. Hay estudios previos más detallados sobre el protocolo seguido, pero en cualquier caso la periodicidad hace que con una muy alta probabilidad se terminen encontrando todos los nidos construidos en la parcela (Gil-Delgado *et al.*, 2005). Los nidos encontrados se visitaron cada 3-6 días y en síntesis el trabajo de campo consistió en la búsqueda y seguimiento intensivo de los nidos. En el caso de la tórtola común europea, con el fin de evitar molestias, el intervalo entre visitas se incrementaba cuando se tenía conocimiento exacto del día de puesta y del tamaño de la puesta.

La frecuencia de visitas a cada árbol hace muy probable que en cada temporada reproductora se encontrara la totalidad de los nidos construidos en la parcela. Con esta premisa, determinamos la supervivencia sobre los 210 nidos encontrados. Este procedimiento descrito como estimas aparentes de supervivencia lo hemos preferido a las estimas corregidas por el tiempo de exposición (p.e. Mayfield, 1975), por trabajar con todos aquellos que se

encontraron con restos, por consiguiente, contruidos y utilizados, y que constituyen el 18% de las muestras y no pueden ser incluidos en técnicas que necesitan más de una visita por nido (Mayfield, 1975). En el 90% de los restantes nidos se conoce la totalidad de su historia. En siete nidos, en la fecha de encuentro, los huevos se encontraron en el suelo debajo del nido y que siendo dos se utilizaron para determinar el tamaño de la puesta. En estos casos no son ajenas las labores de poda (Belda *et al.*, 1995).

Un segundo aspecto versa sobre la clasificación de cada puesta como primera, segunda o de reposición. Una primera sospecha de la presencia de una pareja de tórtolas comunes era detectar la presencia mediante la vocalización y los vuelos indicadores de los lugares en los que se dispondrán los nidos. Es la primera indicación de la asociación de una pareja de tórtolas comunes a un espacio determinado. Este método se basa en la técnica de la parcela (Sutherland 1996, pero véase Gil-Delgado y Escarré, 1977). El encuentro posteriormente del nido confirma la pareja reproductora. Este proceder permite evaluar cuáles eran las primeras puestas y entonces el número total de parejas está dado por el máximo número de nidos activos diarios que en general coincide con el número de parejas. Hay años, en que el número máximo de nidos activos diarios es inferior al número de parejas, pero se puede inferir el número de parejas. Este suceso ocurre cuando hay alguna pareja que se desincroniza con el resto de las parejas reproductoras. Por ejemplo, según avanza la estación reproductora en sus inicios el número de nidos activos se incrementa. En teoría el número máximo debe de coincidir con el número de parejas excepto cuando en el período de incremento del número de nidos alguna de las parejas pierda su nidada y debe de reiniciar todo el proceso. Si cuando comienza la nueva nidada se ha perdido alguno de los iniciados, el número de nidos activos es inferior al número de parejas, y esta sucesión de eventos se puede prorrogar durante toda la estación reproductora. A partir de aquí

es sencillo asignar puestas de repetición y segundas puestas. Por ejemplo, entre dos parejas cercanas, aunque no inicien la puesta al mismo tiempo, se solapan durante una parte del período en que el nido está activo. Si el fracaso en una de las parejas es temprano, el siguiente nido comenzado entre las dos se considera que pertenece a la que muestra el fracaso, y más cuando aparece una segunda puesta en las inmediaciones de donde se encuentra la primera de las parejas. Este protocolo hace coincidir o casi coincidir el número de parejas con el máximo número de nidos activos. Un aspecto complementario es que en los huertos donde se instala la pareja no se han encontrado otros nidos que pudieran hacer sospechar de una puesta más adelantada. Todos los nidos son eliminados después de ser utilizados y al final de la estación reproductora hay una limpieza generalizada de todos los correspondientes a las especies que crían en la parcela (véase Gil-Delgado, 1981; para un listado de especies).

### *Análisis estadístico*

La base de datos procede de la colección de fichas de la parcela saguntina (colección de J.A. Gil-Delgado), en la que se contiene el número de parejas reproductoras y la historia completa de cada uno de los nidos encontrados. El uso de esta colección ha generado estudios sobre otras especies (p.e. Belda *et al.*, 1995; Ponz *et al.*, 1996; Gil-Delgado *et al.*, 2005).

Definimos la *fecha de puesta* como la fecha en la que la pareja puso el primer huevo (día 1 = 1 de abril). Las *primeras puestas* son aquellas que corresponden a los primeros nidos encontrados sin otros en sus cercanías. El *año*, es la temporada reproductora (abril-agosto) del que proceden las muestras y, que transcurre desde 1975 a 2019. El *tamaño de puesta* fue considerado como el número de huevos por nido. El *éxito reproductivo* (0: fracaso, es decir, ningún pollo volandero; 1:

éxito, es decir, al menos un pollo deja el nido) fue tomado de los nidos donde se depositó al menos un huevo. El *éxito de volantones* fue medido como el número de volantones por pareja que lograron volar, incluyendo aquellos nidos en los que no se lograron sacar pollos. La *producción de volantones* fue medida como número total de volantones entre el número total de parejas por año. El *número de parejas reproductoras* fue medido como el número de parejas totales de tórtolas comunes europeas que anidaron en el área de estudio. La *productividad* fue medida como el número de volantones por pareja.

Con esta base ajustamos los datos a ecuaciones cuadráticas de mínimos cuadrados sobre la producción de volantones como una forma de describir las tendencias estacionales. Siendo la variable independiente la fecha de puesta y la producción de volantones la variable dependiente (Crick *et al.*, 1993; Gil-Delgado *et al.*, 2005).

Evaluamos las tendencias a lo largo de las series temporales de la fecha de puesta, tamaño de puesta, el éxito de volantones y el éxito reproductivo de la tórtola común europea. Para la fecha de puesta, consideramos como variables predictoras: el año y el número de parejas. Para el tamaño de puesta, se consideraron las mismas variables predictoras más la fecha de puesta. Para el éxito de volantones, las variables predictoras fueron el número de parejas, el tamaño de puesta y la fecha de puesta. Así mismo, evaluamos el efecto de la fecha de puesta, el año, el tamaño de la puesta y el número de parejas sobre el éxito reproductivo.

Un modelo lineal generalizado (GLM) con error binomial y una función conectora (transformación) “logística” fue realizado para evaluar el efecto de las variables predictoras citadas arriba sobre el éxito reproductivo. Subsecuentemente evaluamos el efecto de las predictoras en conjunto sobre la

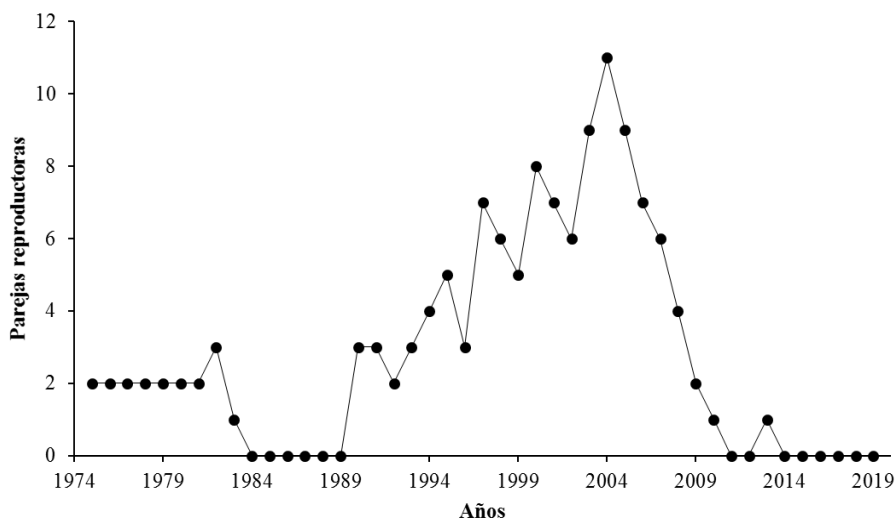
fecha de puesta, tamaño de puesta y éxito de volantones por medio de GLM's con errores de distribución de Poisson y una función conectora (transformación) “logarítmica”. Cada nido ( $N = 158$ ) estaba representado por un valor de cada variable dependiente. La significación de las covariables se evaluó mediante pruebas de chi cuadrado del índice de verosimilitud (GLM), realizadas con la librería *car* del programa R (Fox y Weisberg, 2019).

Se ajustó en primer lugar un GLM con todas las variables predictoras y a partir de este modelo se fueron eliminando variables explicativas por pasos hacia atrás (*backward stepwise*) si esa eliminación conllevaba un descenso de AIC (criterio de información de Akaike). Las variables explicativas marginalmente significativas fueron incluidas.

## Resultados

### *Población reproductora*

Entre 1975 y 2019, el número de parejas de tórtola común europea criando en la superficie controlada varió entre 0 y 11. En los primeros años la población se mantuvo en dos parejas, para declinar a 0 y mantenerse así durante unos años y entonces remontar hasta alcanzar las 11 parejas mediante un patrón fluctuante creciente. A partir del máximo situado en las 11 parejas la población muestra un declive continuo hasta que acaba desapareciendo (Figura 3.1). Hay diferencias entre los períodos con valores de 0 pues mientras en la segunda mitad de los 80 la tórtola común europea se sigue observando en los alrededores de la parcela, a partir de 2014 desaparece de los naranjales de Sagunto al menos en el entorno del área de estudio. Esto se puede aseverar dado que era fácil avistar a la especie por su tendencia a posarse en el cableado eléctrico.



**Figura 3.1.** Variación anual en el número de parejas reproductoras de tortola común europea en la parcela de 17 ha en los naranjales de Sagunto, entre 1975 y 2019.

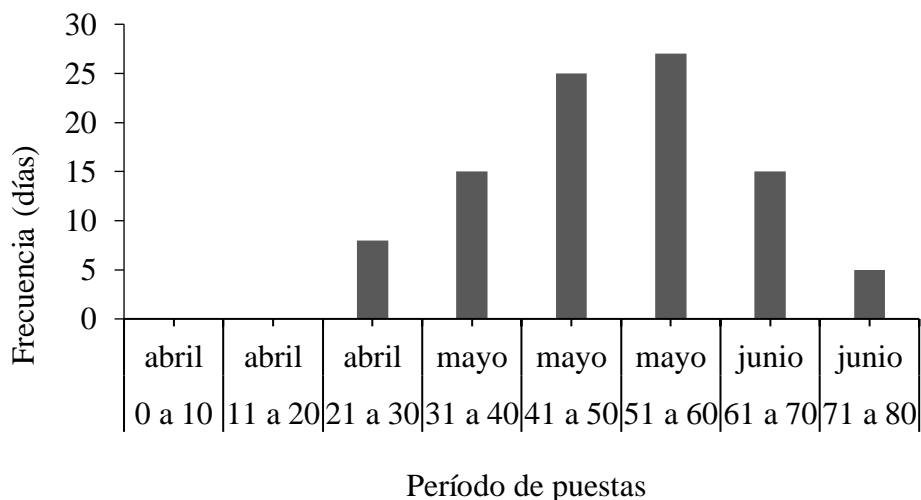
*Número de nidadas por pareja y año*

A partir del número de nidos construidos y el número de parejas que han nidificado en la parcela, se estimó que cada pareja generó  $1,98 \pm 0,14$  puestas anuales por pareja (N = 22 años). Esto incluyó datos de reproducción de la tortola común europea durante 1976-2013 (faltan los años con 0 tortolas comunes europeas y los años 1978, 1979, 1981, 1982). El número de parejas evaluadas por año varió de 1 (2010 y 2013) a 11 (2004) (mediana = 7; N = 22 años).

*Primeras puestas*

Durante los años de estudio, la puesta más temprana fue el 25 de abril y la más tardía el 19 de junio, mientras que la mayoría de las primeras puestas se concentraron en la última semana de mayo (21 al 30 de mayo; N = 95; fecha

media de las primeras puestas =  $49,9 \pm 16,96$  días; Figura 3.2). La prueba de Kruskal-Wallis para diferencias entre las medias de las primeras puestas no mostró diferencias significativas entre años (K-W test  $X^2 = 24,25$ ; g.l. = 19,  $p > 0,05$ ; N = 22).



**Figura 3.2.** Cronología de las primeras puestas de la tórtola común europea entre 1995 y 2008. Día 1 = 1 de abril; día 80 = 19 de junio.

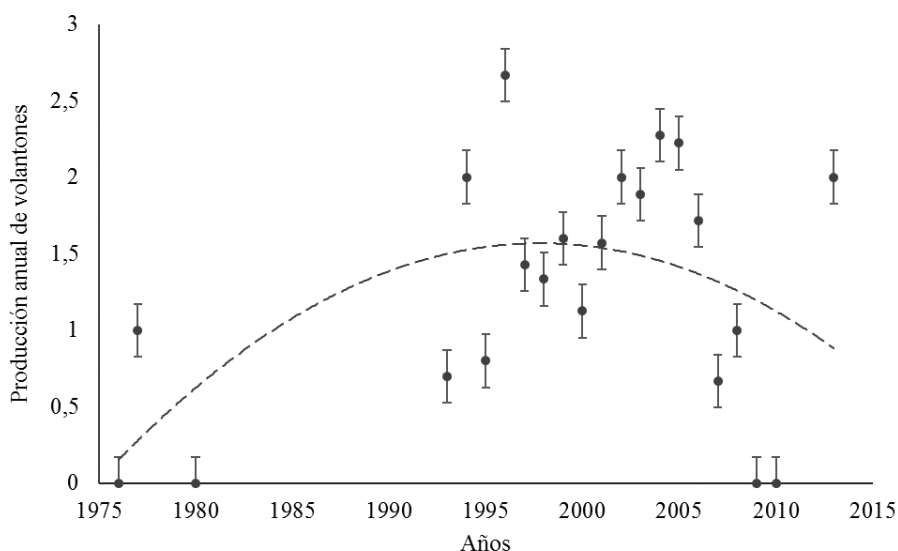
#### *Tamaño de puesta.*

De las parejas reproductoras en la parcela de Sagunto casi la totalidad de las puestas estuvo compuesta por 2 huevos (> 99%). El tamaño medio de la puesta fue de  $1,95 \pm 0,25$  ( $n = 179$ ). El tamaño de la puesta no varía con la fecha de puesta de manera que no cambia a lo largo de la estación reproductora ( $R^2 = 0,004$ ;  $F_{1,171} = 0,64$ ;  $p = 0,43$ ).



*Éxito reproductivo*

El 40,5% del total de nidos evaluados (N = 210), tuvieron éxito reproductivo. La mayoría de nidos con éxito consiguieron producir dos pollos ( $1,9 \pm 0,34$ ; N = 85). En la parcela de estudio, la producción de volantones cada año varió entre 0 y 25 y cada pareja produjo anualmente entre 1 y 2 pollos por temporada reproductora ( $1,21 \pm 0,76$ ; N = 22), aunque el éxito nulo se estimó en años con tamaño muestral muy reducido (2 nidos, Tabla 3.1). No se consideraron los años en los que no hubo parejas en la parcela. Destacan los primeros cinco años del siglo XXI en que la producción se acercó o superó los 2 pollos por pareja y año. Temporalmente el patrón se ajusta a una ecuación cuadrática (Número medio de volantones =  $1,5 + 1,53\text{Año} - 3,04\text{Año}^2$ ;  $r^2 = 0,1813$ ,  $n = 179$ ;  $F = 19,5$ ;  $p < 0,001$ ; g.l. = 176), en donde la producción se eleva inicialmente para declinar a continuación (Figura 3.3).



**Figura 3.3.** Variación anual de la producción de volantones del total de parejas de tórtola común europea en los naranjales de Sagunto entre 1976 y 2013. La línea discontinua marca el ajuste a la ecuación cuadrática en lugar de las medias.

**Tabla 3.1.** Número de parejas, productividad anual y producción de volantones en los años de estudio en Sagunto.

Año	Número de parejas	Número de volantones	Producción de volantones
1976	2	0	0
1977	2	2	1
1980	2	0	0
1993	3	2	0,7
1994	2	4	2
1995	5	4	0,8
1996	4	8	2
1997	7	10	1,4
1998	6	8	1,3
1999	5	8	1,6
2000	8	9	1,1
2001	7	11	1,6
2002	6	12	2
2003	9	17	1,9
2004	11	25	2,2
2005	9	20	2,2
2006	7	10	1,4
2007	6	4	0,7
2008	5	4	0,8
2009	2	0	0
2010	1	0	0
2013	1	2	2

Las variables predictoras no tuvieron efecto significativo sobre la fecha de puesta ni el tamaño de puesta (Tabla 3.2) por lo que el modelo final en estos casos contiene solo el intercepto (no mostrado en la Tabla 3.2).

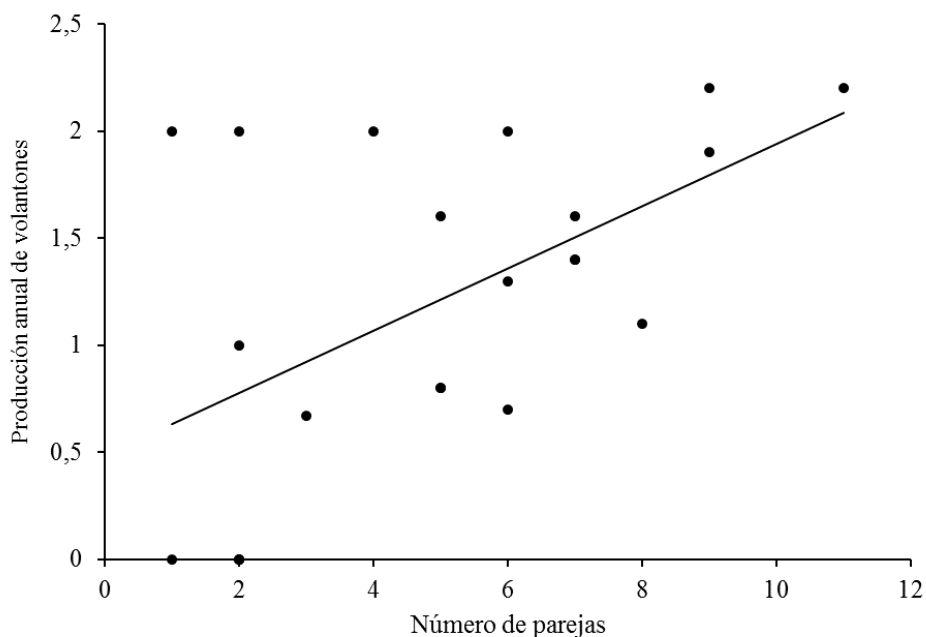
**Tabla 3.2.** Efecto de las variables predictoras sobre la fecha y el tamaño de puesta de la tortola común europea. El coeficiente ( $\beta$ ) y el error estándar (SE) fueron obtenidos del GLM. Los valores de  $p$  se basan en los resultados de la prueba de chi cuadrado del índice de verosimilitud (IV).

VARIABLES PREDICTORAS	$\beta$	SE	IV $\chi^2$	$p$
Variable respuesta: Fecha de puesta				
Intercepto	10,211	6,094		
Año	-0,003	0,003	0,998	0,318
Parejas	0,009	0,006	2,403	0,121
Variable respuesta: Tamaño de puesta				
Intercepto	-1,922	34,833		
Año	0,001	0,017	0,006	0,940
Parejas	-0,001	0,032	0,001	0,974
Fecha de puesta	-0,0005	0,003	0,037	0,849

El GLM muestra que el éxito de los volantones tiende a incrementarse con el número de parejas y el tamaño de puesta, pero estos efectos fueron marginalmente significativos, y tuvo un AIC de 414,11. El modelo creado con la selección de variables paso a paso incluyó solo el tamaño de puesta y tuvo un AIC de 411,89 (Tabla 3.3). Así mismo, el número de parejas incrementa el éxito reproductivo de la tortola común, con un efecto significativo ( $p = 0,08$ ) tanto en el GLM (AIC 223,5) como en modelo creado con la selección de variables paso a paso (AIC 219,77; Tabla 3.3; Figura 3.4).

**Tabla 3.3.** Efecto de las variables predictoras sobre el éxito de volantones y reproductivo de la tórtola común europea. El coeficiente ( $\beta$ ) y el error estándar (SE) fueron obtenidos del GLM. Los valores de  $p$  se basan en los resultados de la prueba de chi cuadrado del índice de verosimilitud (IV). La significancia ( $p > 0,05$ ) se muestra en negrita.

VARIABLES predictoras	B	SE	IV $\chi^2$	P
Variable respuesta: Éxito de volantones				
Intercepto	50,716	52,947		
Parejas	0,080	0,047	2,936	<b>0,087</b>
Tamaño de puesta	1,036	0,714	3,003	<b>0,083</b>
Año	-0,027	0,027	1,020	0,312
Fecha de puesta	-0,003	0,004	0,782	0,376
AIC	414,11			
Modelo final				
Intercepto	-2,1638	1,4166		
Tamaño de puesta	1,065	0,712	3,249	<b>0,071</b>
AIC	411,89			
Variable respuesta: Éxito reproductivo				
Intercepto	54,147	99,265		
Fecha de puesta	-0,008	0,007	1,189	0,276
Año	-0,028	0,050	0,321	0,571
Tamaño de puesta	0,678	0,889	0,613	0,434
Parejas	0,178	0,094	3,692	<b>0,055</b>
AIC	223,5			
Modelo final				
Intercepto	-1,101	0,653		
Parejas	0,151	0,085	3,237	<b>0,072</b>
AIC	219,77			



**Figura 3.4.** Producción anual media de volantones por pareja (PVP) en relación con el número de parejas (PAR). La ecuación lineal es  $PVP = 0,48 + 0,15PAR$  ( $r^2 = 0,305$ ;  $F = 8,78$ ;  $p < 0,01$ ;  $n = 22$ ).

## Discusión

### *Reproducción*

En los países del Mediterráneo Occidental, la tórtola común europea también establece sus nidos en los naranjales (Gil-Delgado, 1981; Peiró, 1990; Hanane y Baamal, 2011). En esa región, las primeras puestas se localizan a finales de abril y las últimas, durante el mes de julio, con algunos pollos que se desarrollan durante agosto, fechas que son posteriores a las reportadas en Extremadura (Hidalgo de Trucios y Rocha-Camarero, 2001), pero anteriores a las de Madrid (Peiró, 1990). En Marruecos, la primera puesta comienza en la primera quincena

de abril (Hanane y Maghnouj, 2005; Hanane y Baamal, 2011), mientras que, en Gran Bretaña, la primera puesta tiene lugar hacia mediados de mayo (Browne y Aebischer, 2004). Presumiblemente estas diferencias están influenciadas por la fecha de llegada de la especie (Hanane y Baamal, 2011), que se atiene a un patrón latitudinal con comienzos más tardíos en latitudes mayores (Moreno, 2004; Post *et al.*, 2018).

En una temporada reproductora comúnmente cada pareja tiende a realizar dos puestas (véase Cramp, 1985; Gibbs *et al.*, 2010). En muchos casos las segundas puestas constituyen puestas de reposición y no verdaderas segundas puestas. La capacidad de establecer segundas puestas verdaderas, considerando el período de puesta descrito para Sagunto, la podrían conseguir todas aquellas parejas que inician sus puestas durante abril y mayo, ya que el período de incubación es de 14 días y el necesario para que los pollos abandonen el nido es de 20 días que los pollos necesitan para abandonar el nido (Cramp, 1985).

El tamaño de la puesta está compuesto en su mayoría por dos huevos, y no varía según avanza la estación reproductora. Este resultado coincide con los señalados para esta especie tanto en España como en otros países. Así en Cambridgeshire, Gran Bretaña, se citan 1,9 huevos por puesta (Browne y Aebischer, 2004), en Marruecos, 1,96 (Hanane y Maghnouj, 2005), en el sudoeste de Madrid, 1,98 (Peiró, 2001) y en Extremadura, 1,96 (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios, 2002).

Su patrón estacional es invariable pese a su pertenencia al grupo de especies de aves que genera cada año más de una puesta. En teoría, el éxito reproductor depende también del número de puestas, y en este caso la carencia de variación no concuerda con el patrón descrito para las especies con puestas múltiples o simples que tiende a cambiar el tamaño de la puesta según avanza la estación

reproductora, excepción que ya fue descrita para esta especie y para los chotacabras (Crick *et al.*, 1993).

En los huertos de naranjos de Sagunto, cuatro de cada diez nidos logran sacar uno de los pollos (40,5%). Este porcentaje es inferior al 55% en el centro de España (Peiró 1990) y 53,1% en Extremadura (Hidalgo de Trucios y Rocha-Camarero, 2005). En Inglaterra tal porcentaje es de 44,5% (Browne *et al.*, 2005) y en Marruecos, entre el 48-55,1% (Hanane y Maghnoúj, 2005; Hanane y Baamal, 2011; Fadhila, 2015).

El número medio de volantones por nido ( $0,76 \pm 0,02$ ;  $N = 210$ ) en Sagunto es menor que la registrada en Gran Bretaña de  $1,6 \pm 0,1$  volantones por nido (Browne y Aebischer, 2005), y los citados para Marruecos de  $1,04 \pm 0,08$  pollos por nido (Hanane y Baamal, 2011). Además, cada uno de los nidos que tuvo éxito tiende a conseguir que todos los pollos abandonen el nido. En síntesis, en los naranjales cada pareja hace dos puestas, compuesta por dos huevos cada una de ellas y tiende a producir  $1,5 (\pm 0,54)$  pollos anuales, con parejas que tuvieron éxito y lograron producir volantones ( $N=18$ ); sin embargo, al incluir nidos en los cuales las parejas no lograron producir volantones, la producción disminuye ( $1,21 \pm 0,76$ ;  $N = 22$ ). En cualquier caso, en Sagunto cada pareja produce menor número de volantones que los referenciados (Browne y Aebischer, 2005; Hanane y Baamal, 2011). En el área de estudio, el éxito reproductivo anual de la tórtola común europea se explica mejor por el número de nidadas, debido a que las dos anuales consiguen sacar más de un pollo cada año.

Una mayor disponibilidad de recursos alimentarios tiene efectos sobre la densidad y sobre la supervivencia de los jóvenes. Así, cuando la disponibilidad alimentaria es mayor el número de volanderos suele incrementarse (Newton, 1998; Browne y Aebischer, 2003; Hanane y Yassin, 2017). Además, ambientes

con mayor cantidad de recursos disponibles tienen densidades mayores (Phillips *et al.*, 1996; Rocha-Camarero y Quillfeldt, 2015). Estas variaciones ocurren temporalmente y podríamos sospechar que los años de incremento de la población coinciden con años favorables sobre la cantidad de alimentos disponibles. En estas condiciones una mayor cantidad de alimentos además redundaría en un mayor número de pollos producidos.

### *Población*

La mayoría de las tórtolas comunes europeas anidan en árboles espinosos dentro ambientes dominados por arbustos (Browne *et al.*, 2005). La elección de naranjos no indica una atracción particular, sino más bien la disponibilidad de árboles que no superan los 5 metros de altura en estos hábitats (Gil-Delgado *et al.*, 2005; Hanane, 2016).

En Inglaterra a partir de la década de 1980 la población de la tórtola común europea disminuyó debido a la baja productividad de volantones (Browne y Aebischer, 2004). En países como Austria y República Checa, su densidad varía entre 0,7 a 13,2 parejas/10ha, mientras que, en Eslovaquia, varía entre 1,3 a 3,2 parejas/10ha (Fisher *et al.*, 2018). En este estudio la población reproductora fue variable. Se inició con 1,2 parejas/10 ha en 1975 y alcanzó su pico máximo en 2004, con 11 parejas, y a partir de ese año inició un declive hasta que desapareció la especie. Estos valores establecen una densidad que varía entre 0 y 6,5 parejas/10 ha, mayores que los encontrados en Bulgaria, (Gruychev y Mihaylov, 2019), pero, menores a los registrados en Argelia (Yahiaoui *et al.*, 2014).

La historia de las poblaciones de la especie en Austria, República Checa y Eslovaquia refleja la de otros países europeos, exhibiendo un declive de sus poblaciones de entre 30-49% en solo tres generaciones, por lo que se encuentra



en la categoría de especie vulnerable (Gruychev y Mihaylov, 2019; Lormée *et al.*, 2019). En Alemania central, la población disminuyó a la mitad de 1998/99 a 2012 (Kleemann y Quillfeldt, 2014). En el período 1996-2001, la población de tórtola común europea tuvo una tendencia negativa en España con un declive en Andalucía (Martí y Del Moral, 2003). Sin embargo, durante ese período, la población en los naranjales de Sagunto no solo se mantuvo estable, sino que mostró un fuerte incremento durante los primeros cinco años del siglo XXI. Este incremento podría tener su explicación en una serie de años favorables en una mayor producción de volantones. Si fuera así, implicaría cierta filopatria en la población reproductora en los naranjales saguntinos.

Se ha sugerido que una de las principales causas de estas disminuciones de la población europea de la especie es su caza deportiva (Hidalgo de Trucios y Rocha-Camarero, 2005), o furtiva (Brochet *et al.*, 2016). Estudios recientes (por ejemplo, Sanderson *et al.* 2006) han identificado que las tórtolas comunes europeas que invernan en África están disminuyendo en sus áreas de cría, en particular en Europa occidental, con una disminución de más del 80% en los últimos 30 años. Las aves residentes, en cambio, no están disminuyendo, o no en el mismo grado (Berthold *et al.*, 1998). Esto demuestra claramente que las causas se relacionan con las áreas de paso durante la migración o con su área de distribución invernal. Nuestros datos sugieren que debe haber razones generales que vinculen las disminuciones de población de la mayoría de los migrantes, además de razones específicas de la especie. No obstante, no descartamos el impacto potencias de los cambios acaecidos en los naranjales durante las últimas décadas.

Los alimentos y otros recursos están involucrados en la regulación de las poblaciones porque influyen en la calidad y la capacidad de carga de los hábitats (Newton, 2008). La producción de alimentos para las tórtolas en los cultivos de

frutales fluctúa entre años, pero pueden seguir estando disponibles durante la estación seca (Newton, 2008). Las especies herbáceas que se encuentran en la dieta cuyas semillas maduran más temprano en la temporada podrían desempeñar un papel importante en el rendimiento reproductivo de la tórtola europea, ya que con frecuencia son el único alimento disponible en la primera mitad de la temporada de cría (Gutiérrez-Galán y Alonso, 2016). Con fines agrícolas, desde mediados de junio el tapiz de herbáceas se elimina casi por completo. Esta eliminación del tapiz vegetal solía realizarse mediante la roturación del suelo (Zaragoza 1988), pero actualmente dicha práctica se ha sustituido por el uso de herbicidas. Al mismo tiempo, el riego por goteo, que se está generalizado en el área de estudio a partir de 2005, provoca la inundación continua de los huertos de naranjo. Es probable que la disminución del número de tórtolas comunes esté ligada también a este tipo de manejo de estos cultivos. El goteo elimina el tapiz vegetal con excepción de los espacios más cercano a los árboles y su efecto ya parece tener efecto sobre otras especies de plantas en este tipo de ambientes. Por ejemplo, durante la década de los setenta y ochenta del siglo pasado eran numerosos los nidos que los gorriones comunes (*Passer domesticus*) construidos en los árboles de este tipo de cultivos (Gil-Delgado *et al.*, 1979). La población que utilizaba los árboles para criar ha desaparecido y la historia del declive y sus causas se pusieron de manifiesto y se discutieron hace más de una década (Gil-Delgado *et al.*, 2002).

Una alta densidad poblacional tiende a tener una mayor competencia por los recursos disponibles en el hábitat y por ende se incrementa la pérdida de crías (Miller y Spoolman, 2008). Considerando que la tórtola común europea exhibe filopatria natal (Cramp, 1985; Browne y Aebischer, 2004) cabe esperar que las mismas zonas sean ocupadas sucesivamente por las mismas parejas y mantengan su abundancia local, a menos que interfieran factores extrínsecos (Dias, 2016).

En nuestra área de estudio se da el caso de que, a más densidad, más producción, lo que permitiría aumentar el reclutamiento en el caso de que sobrevivan los descendientes y la población debería incrementarse en años sucesivos. Como una población no puede crecer indefinidamente, teóricamente, este patrón no tendría lugar si la densidad estuviera cerca o en coincidencia con la capacidad de carga del medio (límite K, véase Miller y Spoolman, 2008). Las poblaciones de tórtolas comunes europeas muestran patrones fluctuantes (Browne *et al.*, 2005; Calderón *et al.*, 2016) alternando períodos de incremento y declive. Si el hábitat cambia durante un período, como ha cambiado en Sagunto el manejo de los cultivos, hay condiciones para impedir la recuperación. Aspectos externos como la caza y empeoramiento de las condiciones en sus áreas invernales puede acentuar el declive.

Los resultados muestran que en los naranjales de Sagunto el número de parejas reproductoras y éxito reproductivo han disminuido considerablemente, desde que inició el estudio en 1975, y en la actualidad han desaparecido las parejas reproductoras.



## CAPÍTULO IV

Modelling the distribution of the European turtle dove (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) in south eastern Iberian Peninsula



Formación forestal de pinar en El Vinalopó Mitjà, Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015)

### Introduction

The European distribution and population size of numerous species of birds are currently decreasing. This decline has been explained by many factors, usually anthropogenic (Purvis *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2010). To recover their populations, the detailed untangling of the species' habitat preferences and the effects of biotic and abiotic drivers of their presence or absence in different environments is needed (Guisan and Zimmermann, 2000).

The European turtle dove (*Streptopelia turtur* Linnaeus, 1758) is a migratory species that winters in sub-Saharan Africa, but breeds from North Africa to Asia, and throughout Europe (Cramp, 1985).

The European populations of European turtle dove (hereafter ETD) are declining (BirdLife International, 2016), and the species is listed in Annexe II/2 of the EU Birds Directive and as SPEC 1 (unfavorable conservation status in Europe, vulnerable in Europe) (BirdLife International, 2004; 2017). In Spain, it is listed as Vulnerable in the official bird Red Data Book (Madroño *et al.*, 2004). This negative trend has been noticeable in recent decades across Western Europe (BirdLife International, 2017). In Spain its population trend has been monitored from 1996, when populations of common birds began to be assessed (SEO/BirdLife, 2010). In this period, the ETD has had declining populations similar to the rest of Europe (Saenz de Buruaga *et al.*, 2012).

The main habitat of pigeons and doves is associated with open forests and agricultural environments (Gibbs *et al.*, 2010). Some studies on doves suggest that landscape changes constitute an important factor that influences habitat selection of these species (Ostrand *et al.*, 1996; Catry *et al.*, 2000; Bolton *et al.*, 2016). Thus, analyze the use of these transformed landscapes by different species is essential to develop pertinent management plans of habitats and species.

As the ecological and spatial processes and patterns that determine species distribution are based on habitat and resources availability features (Wiersma *et al.*, 2011), and as agriculture intensification, habitat loss and fragmentation are factors that contribute to species declines (Donald *et al.*, 2010) it is necessary to determine the impacts caused by changes in landscape on species' distribution and abundance (Guisan and Zimmermann 2000). Furthermore, if we know changes occurred in the preferred environments of a certain species, we can make propositions to recover previous, more favorable conditions. In the UK, these studies have contributed to implement species management measures which allowed to palliate the population decline of some species (Chamberlain and Crick 1999, Chamberlain *et al.*, 2000; Gregory *et al.*, 2001). Clearly, unravelling how biotic and abiotic variables drive the likelihood of presence and abundance of ETD is a profitable endeavor. An analysis of the data base used to estimate the ETD distribution in the province of Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015), can provide relevant information to understand these relationships, and to devise plans to warrant ETD conservation (e.g. Martí and Del Moral, 2003; Madroño *et al.*, 2004; SEO/BirdLife 2012).

Previous studies on ETD have looked at nesting habitat preference (Calladine *et al.*, 1999; Browne and Aebischer, 2004; Bakaloudis *et al.*, 2009; Hanane and Baamal, 2011), and studies about habitat selection have been conducted by linear regression modelling (Browne and Aebischer, 2003; Saenz de Buruaga *et al.*, 2012). In Spain, higher densities were present in thermo-meso-Mediterranean environments, especially in pine forests and wooded farmlands (Carrascal and Palomino, 2008). The data analyzed herein come from an area in Spain that is precisely inserted into the thermo- and meso-Mediterranean region with large tracts of woodland crops and pine forest, where the highest abundances have been detected (Carrascal and Palomino, 2008), thus being a good model to study

species-habitats relationship. The landscape in this area has undergone major changes in recent decades (López-Iborra *et al.*, 2015) as a result of the EU Common Agricultural Policy (Sánchez-Oliver *et al.*, 2015) and tourism development. Such changes are among the main factors that explain the decline of many species around the world (Donald *et al.*, 2010).

### Methods

#### *Study area*

We carried out our study in the province of Alicante in southeastern Spain. This province covers about 5,800 km<sup>2</sup>, which includes mountainous areas in the north and west, while the south-eastern and southern sections are constituted by plains and wetlands. The study area has a Mediterranean semi-arid climate (Rivas-Martinez, 1987). Average annual precipitation varies from 300 to 600 mm, and rainfalls take place in autumn and winter (Rivas-Martinez, 1987). Landscapes dominated by scrublands of different types and by mixtures of scrub and forest of Aleppo (*Pinus halepensis*) and other pine species, interspersed with farmland (Rigual, 1972).

#### *Presence and abundance of ETD*

European turtle dove occurrence data was gleaned from the surveys conducted for the Atlas of Breeding Birds of the province of Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015). The censuses were conducted in a stratified random sampling of 132 2×2-km UTM grid cells, which covered approximately 10% of the province. Within each 1-km<sup>2</sup> cell, one 1-km linear transect was walked twice on foot during one



breeding season between 2001 and 2004 in every cell of 1 km<sup>2</sup>. The specie was detected in 147 cells.

### *Predictive variables*

Among the 113 variables that were recorded for the Atlas and were therefore available (see López-Iborra *et al.*, 2015), we selected 25 that we considered to have higher biological significance (Table 4.1), which were classified into six groups (López-Iborra *et al.*, 2015): i) size of the areas of natural vegetation (forest, scrubs, and a mixture of both habitats); ii) surface of farmlands; iii) hydrological web (artificial and natural water bodies); iv) topographic variables; v) climate variables; vi) variables related to anthropogenic habitat transformation (urbanized surface and parks) (Table 4.1). The data from all these were at the 2x2-km cells used for the Atlas.

Since topography and water availability defined the development of vegetation cover, the forest variables, scrubs and mixtures of both were subdivided into ombrotypes (semi-arid, dry, subhumid), bioclimatic belts (thermo-Mediterranean, meso-Mediterranean, supra-Mediterranean, and aspect (north, south). Thus, 12 types of scrubs and 10 mixtures of scrubs-pines were obtained, which were used to calculate the Shannon-Wiener Diversity Index (Margalef, 1973) in each surveyed cell. The Shannon-Wiener Diversity Index values calculated for forests, herbaceous cultures and tree crops were obtained from the forest covers and crop types taken from digital land use maps.

We have previously explored the collinearity between the predictive variables using Pearson's correlation coefficient (Mason and Perreault, 1991; Burnham and Anderson 2002). We considered a high collinearity when Person's  $r > 0.7$  (Mason and Perreault, 1991). For instance, ponds and pools water bodies were highly

correlated and here we use the number of water bodies (hereafter NWB). Other cases, such as sub-humid thermo-Mediterranean scrubs in the south and north slopes, showed a high correlation ( $r = 0.89$ ), so that we considered scrubs as one group. Pine-scrubs and scrubs mixtures were not collinear. Hence, we used both variables in our analysis. Regarding anthropic variables, the numbers of isolated houses and their surfaces were also correlated ( $r = 0.74$ ). Thus, the area covered by houses was used (Table 4.1).

### *Statistical analysis*

We used hierarchical partitioning (HP) analysis to assess the variables that best explained the presence and abundance of ETD, as it is used in ecological issues to model distributions or to find environmental key factors for the abundance of species (López-Iborra *et al.*, 2011). Thus, to identify the variables better related with occurrence probability, we performed HP analysis using the “hier.part” package in the R software. HP computes all the possible hierarchical models in a set of independent predictive variables, and its explanation is generated for the individual effect  $I$  and the joint effect  $J$  with other variables (MacNally, 2002). A negative joint effect can be possible for variables that act as suppressors of other variables (Chevan and Sutherland, 1991). To model the presence of ETD according to the each variables group (Table 4.1), we used logistic regression and log-likelihood as the goodness-of-fit measure (Jongman *et al.*, 1995). ETD abundance was modelled following the same steps, but we used Poisson regressions and  $R^2$  as the measure of goodness of fit (Jongman *et al.*, 1995).

To test the relative importance of each variable, we first did an HP analysis for each group of variables (Table 4.1). We also ran an HP analysis of the variables into which scrub, forest area and the scrub-pine mixture were

subdivided (according to ombrotypes, bioclimatic belts and aspect). Each analysis was performed with a maximum of eight independent variables and a spatial term because the R package gives errors with more than nine variables (Walsh and MacNally, 2015). The spatial term was calculated as a cubic function of the geographic coordinates to control for autocorrelation effects (Legendre, 1993). The significance of the independent contribution of environmental variables was obtained by a bootstrap test based on 999 randomizations (MacNally, 2002). To obtain the sign of each significant variable, we used univariate regressions.

The percentage of deviance (%D) explained by each variable within each group was calculated using the follow equation:  $(I.perc/100)*\%Dev$  (Table 4.2). Furthermore, the scrub, pine mixture and forest areas disaggregated variables were analyzed also in a separate HP (Table 4.3) to test if we could identify subtypes of these habitats that are more relevant to explain ETD presence. Both analyses of the general and secondary variables were ranked decreasingly according to their percentage of deviance explained. The eight significant variables were then combined in a final HP analysis, which was carried out using only the 126 out of 147 cells where ETDs were observed. The 126 cells belong to those samples of second session because in the first session some cells could have had ETD from the spring migration, but not nesting there. Concordant with this, many cells that had ETD in the first but no in the second session contained the highest abundance values ( $N > 7$ ), while in the second session  $< 3$ . ETD abundance was analyzed in the same way as ETD presence.

**Table 4.1.** Group of the environmental variables used. A more detailed list can be found in López-Iborra *et al.* (2015). The total forest surface was the sum of the development stages (young, middle and mature) of pine covers, associated with other tree crops and new repopulated pines. From the total extent of tree crops, three variables were obtained: the first was the sum of almond trees (almonds, mixture of almond trees and vineyards, mixture of almond trees and other crops). The second was the total olive area (olive trees, mixture of olive trees and other crops). The third was total vineyard areas (vineyard, mixture of vineyards and other crops), citrus crops area, cherry, pomegranate and fig trees. The addition of other fruit crops was included. The total area of tree crops consisted in intensive labor on dry land, which has also been associated with tree crops and vineyards, herbaceous crops on irrigated fields, forced crops, and other crops (López-Iborra *et al.*, 2015).

Variable	Description
<b>NATURAL VEGETATION (area in ha, except Diversity Indices)</b>	
Scrubs	Area covered by any kind of scrubs
ScrubPine	Area covered by a mixture of pines and scrubs
Forest	Area covered by forest
DivForest	Shannon Diversity Index for forest types
DivScrub	Shannon Diversity Index for scrub types
DivScrubPines	Shannon Diversity Index for pine-scrub mixture
<b>FARMING (area in ha, except Diversity Indices)</b>	
DivTreeCrop	Shannon Diversity Index for tree crops
DivHerbCrop	Shannon Diversity Index for herbaceous crops
TreeCrop	Area covered by tree crops
HerbCrop	Area covered by herbaceous crops
<b>HYDROLOGICAL WEB</b>	
River	Length (m) of rivers
RavGullies	Summation of length of ravines and gullies
WBN	Summation of water bodies number (pounds and pools)
TotalChan	Length (m) of channels and ditches
<b>ANTHROPIC</b>	
Unproductive	Area covered by unproductive vegetation
IsolHouses	Area (m <sup>2</sup> ) covered by isolated houses
HousDevel	Area (m <sup>2</sup> ) covered by housing developments
Urban	Area (m <sup>2</sup> ) occupied by cities
PavRoad	Length (km) of paved roads
UnPavRoad	Length (km) of unpaved roads
<b>CLIMATIC</b>	
OmbrIndex	Ombrothermic Index
ThermIndex	Thermicity Index
<b>TOPOGRAPHY</b>	
DistCoast	Distance to the coast (km)
AltMean	Average altitude (m)
Slope	Average slope

### Results

#### *Presence model*

According to the HP analysis, human pressure explained the largest percentage of deviance. The variables on natural vegetation and cultivated land were next in explaining a high percentage of deviance (Table 4.2). Variables that significantly explained ETD data belong to six groups of variables (Table 4.2). Spatial term was used as a control variable, and 13 out of 25 variables influenced ETD positively (seven) and seven negatively (Table 4.2)

The natural vegetation group showed the higher number of significant and selected variables. Then, we have disaggregated this group in seven subgroups that without the spatial term contained 21 variables. As in the previous analysis, each group contained one or more significant selected variable (Table 4.3). Forest group contains one significant and positive variable (Pin\_Mid); the mixture scrub and pine orientation show one variable that is selected positively ScPineS; the scrub and pine thermotype mixture contain one significant variable and selected positively too (ScPineTme); the scrub and pine ombrotype mixture only one (ScPineSa). There are five selected and significant variables that were negatives and distributed between the three scrub groups (scrub orientation, scrub thermotype and scrub ombrotype) (Table 4.3). We also disaggregated farmland in two groups, within which perennial tree crops contained three positive and one negative significant variable, while annual herbaceous crops had to two significant variables that influenced negatively (Table 4.3).

**Table 4.2.** Results of the HP analysis performed with each group on presence and abundance. I and J = independent and joint effect of each variable in the model. *I.perc* = percentage of independent contribution of each variable in the group. Logistic regression model, including the spatial term, was performed to obtain the sign. Zscore = randomization test of independent contribution, each calculated with 999 randomizations. %Dev = percentage of deviance accounted for by the logistic regression model, including the variables in each group. %DV = percentage of deviance accounted for by each variable in the group. \* $p < 0.05$ , \*\* $p < 0.01$ , \*\*\* $p < 0.001$ .

	Presence					Abundance						
	I	J	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign	%DV	I	J	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign	%DV
Scrub	3.77	2.95	14.62	4.68***	-	1.30	0.00	0.00	0.47	-0.69		
ScrubPines	4.29	3.25	16.67	5.53***	+	1.48	0.01	0.00	5.53	-0.15		
Forest	3.58	-0.44	13.88	4.3***	+	1.23	0.00	0.00	2.07	-0.53		
DivForest	0.03	-0.03	0.13	-0.65		0.01	0.01	0.00	6.58	-0.02		
DivScrub	1.69	1.56	6.54	1.8*	-	0.58	0.00	0.00	1.07	-0.62		
DivScrubPines	2.37	1.90	9.20	2.56***	+	0.82	0.01	0.00	9.07	0.2		
SpatialTerm	10.03	1.05	38.94	14.97***		3.46	0.08	0.01	75.20	6.29***		
%Dev	8.88											
DivTreeCrop	0.74	-0.31	3.25	0.3			0.00	0.00	1.32	-0.64		
DivHerbCrop	0.99	0.97	4.33	0.67		0.34	0.00	0.00	1.72	-0.57		
TreeCrop	4.74	2.07	20.73	6.24***	+	1.63	0.00	0.00	2.39	-0.51		
HerbCrop	8.00	2.29	34.99	10.32***	-	2.76	0.01	0.01	12.62	0.38		
SpatialTerm	8.39	2.69	36.70	10.33***		2.89	0.08	0.01	81.94	5.91***		
%Dev	7.88											
River	2.05	-0.13	11.91	1.94*	+	0.71	0.00	0.00	0.48	-0.65		0.09
RavGullies	0.72	-0.06	4.20	0.3		0.25	0.01	0.00	7.66	0.42		1.46
WatBodPoint	0.66	0.08	3.85	0.21		0.23	0.04	0.00	28.26	3.22*	+	5.40
TotalChan	2.17	-0.12	12.64	2.24*	-	0.75	0.02	0.00	9.56	0.61		1.83
SpatialTerm	11.57	-0.49	67.40	15.3***		3.99	0.09	0.00	54.04	7.56***		10.32
%Dev	5.92						19.09					

Table 4.2. continued ...

	Presence					Abundance				
	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign %DV	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign %DV
	Human Pressure									
Unproductive	0.58	0.90	2.19	0.1		0.00	0.00	3.24	-0.36	
IsolHouses	0.15	-0.08	0.57	-0.55		0.01	0.00	9.86	0.29	
HousDevel	2.06	1.78	7.72	1.7*	-	0.00	0.00	0.34	-0.63	
Urban	0.09	0.14	0.35	-0.62		0.01	0.00	4.71	-0.21	
PavRoad	2.53	0.72	9.50	2.71**	-	0.00	0.00	2.05	-0.47	
UnPavRoad	12.25	0.03	45.97	18***	+	0.00	0.00	2.92	-0.41	
SpatialTerm	8.98	2.10	33.70	10.61***		0.09	0.00	76.89	8.19***	
%Dev	9.19									
	Climate									
OmbIndex	0.63	0.75	4.82	0.23		0.01	0.00	9.87	0.2	1.28
ThermIndex	2.56	1.16	19.44	2.95**	+	0.03	0.02	27.86	2.01*	3.60
SpatialTerm	9.97	1.11	75.74	14.57***		0.07	0.02	62.27	5.09***	8.04
%Dev	4.54					12.92				
	Topography									
DistCoast	0.71	0.79	5.32	0.26		0.01	0.01	5.48	-0.2	0.67
MeanAlt	2.41	1.05	18.10	2.56**	-	0.03	0.02	30.25	2.08*	3.71
Slope	0.36	-0.35	2.69	-0.21		0.00	0.00	3.12	-0.46	0.38
SpatialTerm	9.84	1.25	73.89	11.97***		0.06	0.02	61.14	5.74***	7.50
% Dev	4.59					12.26				

**Table 4.3.** Results the HP analysis performed with several groups of secondary variables. The area covered by scrub and the scrub/pine mixture according to their aspect (north, south), ombrotype (semiarid -Sa-, dry and subhumid -Subh-) and bioclimatic belts (thermo-Mediterranean -Tme-, meso-Mediterranean -Mme-, supra-Mediterranean -Sme). The forest cover was formed by stage pines: Pin\_TreeCrop = pines associated with tree crops, Pin\_Mid = medium-sized pines with Fustal < 50 + Latizal ≥ 50 + pines with no specific structure, Pin\_Young = young pines with Latizal < 50, Pin\_Mat = mature pines with Fustal ≥ 50 and Pin\_Repl = pine repopulation, more scrubs. The area covered by tree crops was formed by: Almond trees = total sum of almond trees, almond trees and other crops, almond trees and vines, Citrus, sum of Pomegranate and Fig (Pome\_Fig) trees, Olive = sum of olive trees, and olive trees and other crops, Vineyard = sum of vines and vineyards with other crops. Other Fruit (Other Fru) crops, Cherries and Palms. The total area of tree crops is composed of intensive labour in dry land (IntenLab), which is also associated with tree crops (IntenLab\_TC) and vineyards (IntenLab\_Viney), herbaceous crops on irrigated crops (HerbCrop) and forced crops (HerbCropFor) associated with other crops (HerbCrop\_OC). DV = deviance of each variable.

Variable	I	J	I%	Zscore	Sign	%DV
<b>Forest</b>						
Pin_TreeCrop	0.26	-0.11	1.60	-0.65		0.09
Pin_Mid	3.98	-0.68	24.08	5.07***	+	1.37
Pin_Young	0.02	0.00	0.13	-0.67		0.01
Pin_Mat	0.30	-0.22	1.82	-0.28		0.10
Pin_Repl	0.10	0.02	0.59	-0.59		0.03
SpatialTerm	11.88	-0.79	71.78	14.94***		4.09
%Dev	5.70					
<b>ScrubOrientation</b>						
ScrubS	3.05	1.53	17.00	3.67***	-	1.05
ScrubN	4.04	1.57	22.47	5.45***	-	1.39
SpatialTerm	10.87	0.21	60.53	14.76***		3.75
%Dev	6.19					
<b>ScrubThermotype</b>						
ScrubMme	6.62	0.74	28.02	9.16***	-	2.28
ScrubTme	0.08	-0.02	0.32	-0.6		0.03
ScrubSme	6.16	0.27	26.07	6.73***	-	2.12
SpatialTerm	10.77	0.31	45.59	14.33***		3.71
%Dev	8.14					
<b>ScrubOmbrotype</b>						
ScrubSa	0.34	-0.34	1.38	-0.25		0.12
ScrubDry	13.56	0.20	54.66	17.5***	-	4.67
ScrubSubh	0.21	0.04	0.84	-0.41		0.07
SpatialTerm	10.70	0.38	43.13	15.61***		3.69
%Dev	8.55					
<b>Mixture Scrub and Pine Orientation</b>						
ScPineS	5.63	1.81	34.22	7.04***	+	1.94
ScPineN	1.07	1.30	6.52	0.74		0.37
SpatialTerm	9.76	1.32	59.26	14.19***		3.36
%Dev	5.67					



**Table 4.3.** *continued...*

Variable	I	J	I%	Zscore	Sign	%DV
<b>Scrub and Pine Thermtotype Mixture</b>						
ScPineSme	0.09	0.03	0.61	-0.71		0.03
ScPineMme	0.24	0.10	1.66	-0.41		0.08
ScPineTme	4.32	1.26	30.06	5.07***	+	1.49
SpatialTerm	9.71	1.37	67.67	12.92***		3.35
%Dev	4.95					
<b>Scrub and Pine Ombrotype Mixture</b>						
ScPineSa	8.97	1.76	47.53	11.83***	+	3.09
ScPineDry	0.47	0.18	2.50	-0.06		0.16
SpatialTerm	9.43	1.65	49.97	12.3***		3.25
%Dev	6.51					
<b>TreeCrops</b>						
Almond	4.09	0.19	17.00	5.2***	+	1.41
Cherry	2.20	-0.28	9.13	1.7**	-	0.76
Citrus	3.03	0.92	12.58	3.24***	+	1.04
Pome_Figs	0.04	-0.04	0.18	-0.7		0.01
Olive	1.50	1.00	6.23	1.37		0.52
OtherFrut	2.92	-0.88	12.10	3.31***	+	1.00
Palms	1.78	0.15	7.38	1.16		0.61
Vineyard	0.24	-0.01	1.00	-0.36		0.08
SpatialTerm	8.29	2.80	34.40	11.67***		2.86
%Dev	8.30					
<b>HerbaceousCrops</b>						
HerbCrop	5.05	0.36	26.25	6.68***	-	1.74
HerbCrop_OC	0.48	-0.23	2.51	-0.09		0.17
HerbCropFor	0.67	0.10	3.50	0.01		0.23
IntenLab_TC	0.04	-0.04	0.19	-0.66		0.01
IntenLab_Viney	0.02	0.01	0.09	-0.81		0.01
IntenLab	3.61	1.27	18.78	3.82***	-	1.25
SpatialTerm	9.37	1.71	48.68	12.9***		3.23
%Dev	6.63					

### *Final general model*

When considering the variables with a higher percentage of explained deviance, the highest independent contribution percentage positive was that of shrub-pine mixtures in semi-arid environs. Further, the length of unpaved roads also had a positive effect, while some variables like herbaceous crops and dry scrub had a negative influence (Table 4.4).

On the other hand, the HP analysis of ETD abundance disclosed that NWB and the thermicity index had a significant positive effect (Table 4.2). In the final general model, only NWB had a significant effect, which was positive (Table 4.4).

**Table 4.4.** Results of the HP analysis performed with the variables with the highest independent contribution of each group on presence and abundance of ETD according to the percentage of deviance.

Variable	Presence					Abundance						
	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign	%DV	<i>I</i>	<i>J</i>	<i>I.perc</i>	Zscore	Sign	%DV
ScrubDry	8.49	5.27	14.73	11.15***	-	2.92	0.04	0.01	27.66	2.68**	+	4.48
UnPavRoad	9.85	2.43	17.10	12.85***	+	3.39	0.02	0.03	16.17	1.32		2.62
ScPineSa	11.80	-1.06	20.49	15.87***	+	4.07	0.02	0.03	12.71	0.85		2.06
HerbCrop	9.75	0.53	16.93	11.67***	-	3.36	0.06	0.02	43.46	4.8***		7.04
TreeCrop	3.74	3.07	6.49	4.39***	+	1.29	16.19					
Forest	4.86	-1.73	8.44	6.08***	+	1.68						
MeanAlt	1.78	1.68	3.09	1.61		0.61						
River	1.12	0.79	1.95	0.84		0.39						
SpatialTerm	6.20	4.88	10.77	7.59***		2.14						
%Dev	19.85											

### Discussion

In the province of Alicante, ETD selected basically four environments: shrub-pine mixture in semi-arid, unpaved roads, tree crops and pine forests. As for pine forests, ETD selected those that are located in thermo- and meso-Mediterranean habitats, in Rivas-Martinez' (1987) Mediterranean belt, in which pine forest can be intermixed with scrub communities and tree crop. ETD avoided scrublands and herbaceous farmlands, presumably for the lack of trees in them. Tree presence is obligate as they are necessities for ETD nesting (Cramp, 1985). We must point out those variables selected negatively because could bring us a clue around habitats avoided by ETD.

The preference of the meso- and thermo-Mediterranean belts by the ETD in Spain has been noted previously (Carrascal and Palomino, 2008). In Alicante, we uncovered ETD preferences that agreed with those indicated by Sáenz de Buruaga *et al.*, (2012) in Basque Country (north Spain), where ETD is associated with patches of trees and scrubs. In countries like the UK and Greece, this species prefers forest but also surfaces with medium-sized trees and abundant shrubby vegetation (Browne *et al.*, 2005; Bakaloudis *et al.*, 2009). All these concur in the understanding that the species' presence is limited by the availability of nesting sites (Browne *et al.*, 2004). Our analyses agree also with other studies of the species in a landscape covered by medium-aged pines (Bakaloudis *et al.*, 2009; Hanane and Yassin, 2017). In Alicante, ETD selects also sunny spaces to breed, as has been indicated previously in other regions (Browne *et al.*, 2005; Bakaloudis *et al.*, 2009). Not surprisingly, in Morocco ETDs prefer thuya forests (*Tetraclinis articulata*), which are characterized by high temperatures and low rainfall (Hanane and Yassin, 2017).

The length of unpaved roads was another variable that positively influenced. This variable showed the greatest independent contribution among human pressure variables. The positive influence of these spaces can be explained as due to its food availability (Dunn and Morris, 2012; Gutiérrez-Galán and Alonso, 2016). The edges of these unpaved roads are a favorable environment to ruderal plant species (Rigual, 1972), which provide the main food, seeds and grains, for the ETD (Cramp, 1985; Browne and Aebischer, 2003).

ETDs use man-made environments devoted to agriculture, but only that of orchards (Gil-Delgado, 1981; Carrascal and Palomino, 2008; Hanane and Baamal, 2011). When we disaggregated the farmland group, a positive selection appeared for citrus and almond groves, which are concordant with previous findings of the use of orange groves (Gil-Delgado, 1981; Hanane and Baamal, 2011). Orange and almond groves provide not only an adequate plant structure but also a quiet environment when ETD arrives from its wintering areas, an environment that remains quiet for the whole duration of the breeding season. These crops provide also a high protection from human uses, especially before the start of the hunting season (Hanane, 2017), in Spain this type of groves is free, at least theoretically, of hunters.

ETD presence was significantly and positively related with length of rivers. The water requirements of ETD (Cramp, 1985), and the vegetation associated with rivers, can explain the tendency of the species to concentrate in habitats with greater water availability (Saenz de Buruaga *et al.*, 2012).

The probability of the ETD presence decreases with increases in altitude, a fact that can be related with a lowering temperature (Carrascal and Díaz, 2003) as was suggested in Morocco (Hanane and Yassin, 2017). In Morocco, ETDs preferred both warmer conditions and lower precipitations were pointed out

Morocco (Hanane, 2007). This characteristic agrees with findings by Martínez (2004), and predicts its preference of areas nearby to Mediterranean coast, characterized by higher temperatures at the time when ETD settles in Alicante.

In Alicante, ETDs avoided residential areas (HouseDevelop). Thus, the transformation of rural areas into urbanized areas and isolated houses reduce natural habitat availability for ETD. This result, disagrees with the report by Mason and Macdonald (2000), because in the UK its presence was associated with residential areas, which might have to do with difference between the conditions in both rural and residential areas in both countries. The traffic-related variables had opposite effects, as ETD was negatively related with paved roads, but positively with unpaved road ones. This difference relates to the more urban nature of the prior and rural nature of the latter.

The abundance of ETD was explained by only one variable; namely, NWB, a variable that did not explain ETD presence/absence. This might have been a consequence of the negative general impact of anthropic areas, characterized by urbanizations and paved roads, but the same having often abundant water bodies in the form of ponds and swimming pools. Analyzing only the points at which there were ETDs, NWB increased the probability of finding a larger number of ETD. Among other doves there is evidence of the need to resort to water, partly because it dehydrates and increases daily weight loss (Bartholomew and Macmillen, 1960; Macmillen, 1962; Willoughby, 1966; McKechnie *et al.*, 2016). Therefore, the proximity of water bodies should favor ETD populations.

ETD currently exhibits a generalized decline in the Western Palearctic (Dias *et al.*, 2013; Hanane, 2017). Our study shows that in Alicante the species prefer areas of lower altitude and forested areas, and that they prefer sunny areas in pine woodlands of medium development and pine-scrub mixtures. In contrast, the

species avoided farmlands without tress (i.e. lands dedicated to annual, herb crops), as well as residential areas and areas with paved roads. The recent urban develop in Alicante of human settling in areas near the coast (Serrano-Estrada *et al.*, 2016), many forest fires that have occurred in the last years (Hanane, 2017) have reduced the preferred habitats of ETD. Furthermore, fires eliminate the forest coverage and thus also breeding sites. Lastly the positive relationship between abundance of the ETD and NWB reflects clearly the dependence of the species on available water. Thus, increases in water bodies would favor its populations.





## CAPÍTULO V

Urban landscape selection by Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838) in eastern Spain



Vista panorámica de un punto de conteo de tórtola turca en Oriols, Valencia

### Introduction

The extent of urban areas is increasing around the world and nowadays, most humans live in them (Johnson and Munshi-South, 2017). Urbanization has a strong impact on natural habitats and resources (Murgui and Hedblom, 2017) and these modifications can have an effect on species distribution, abundance and communities (Lancaster and Rees 1979; Dowd, 1992).

In the future, urban population is expected to grow rapidly (United Nations Organization, 2012) and this trend suggests that human activities will substantially reduce and transform natural habitats to meet the demands of a growing population and a higher level of resources consumption (Hutton and Leader-Williams, 2003). The emergence of new urban areas, small and nearby to big cities, would be ideal to continue the expansion of the Eurasian collared dove (ECD hereafter) *Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838 for more than 40 years (Eraud *et al.*, 2011). This species came from South Asia (Baptista *et al.*, 1997). It is expanding through Europe due to corridors that facilitate invasions according to processes that are known for more than 40 years (see Udvardy, 1969). Climatic and biogeographic changes play a role in the expansion of the species (Ziska and Dukes, 2014). For example, at the beginning of the last century in Europe, increased rainfall weakened the North Balkan barrier, facilitating the expansion of the Eurasian collared dove from Turkey (Bernis *et al.*, 1985) and its spread since the 1930s (Hengeveld and van den Bosch, 1991).

This species is one of the most successful invasive bird species due to its ability to travel long distances and also because it is a multi-brooded species (Bernis *et al.*, 1985). Its expansion started in Europe and North Africa over the two past centuries (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002a; Eraud *et al.*, 2007). It started the expansion to the Iberian Peninsula from France (Bernis *et al.*,

1985), and in Spain the first individual was observed in Asturias in 1960, spreading out rapidly along the Cantabrian coast, crossing the central area of the country, even colonizing the Mediterranean coast (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002). Recently it has arrived to and colonized North America (Hengeveld, 1993; Fujisaki *et al.*, 2010), and it is postulated that the species will continue its expansion in this continent including Central and South America (Romagosa and Labisky, 2000; Fujisaki *et al.*, 2010).

The link of ECD with urban areas is known since long time ago (Hengeveld, 1993; Romagosa and Labisky, 2000), as well as its expansion throughout Europe (Hengeveld and van den Bosch, 1991). However, studies about their preferences in urban landscapes are scarce. In Great Britain, the ECD is linked to humanized zones, especially to parks with trees of the genus *Pinus*, which provide food resources (Coombs *et al.*, 1981), while they avoid areas where intensive agriculture is developed (Hudson, 1972). However in Spain it inhabits other environments such as the dehesas (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002).

An analysis of the characteristics of the urban landscape will allow us to determine which factors influence the presence and abundance of the ECD in a colonized area of Europe. Given the prediction that the species will keep on expanding, this study aims to determine the most important factors that could favor the ECD expansion in its non-native area, as can be the newly occupied areas in America. At the same time, we discuss the microhabitat preferences of the ECD in humanized areas that, to our knowledge, have been poorly studied.

### Methods

The study was carried out in 46 representative localities of the geographical framework of the Valencian Community (eastern Spain) (37°51' - 40°47' North and 02°09' West - 04°12' East; Table 5.1), which occupies the central sector of eastern Iberian Peninsula and covers an area of 23.31 km<sup>2</sup> (Murgui, 2001; Aguilera *et al.*, 2010).

The presence and abundance of the ECD was determined by point counts in urban and periurban areas of the 46 selected localities with a different number of point counts per locality depending on its surface and its human population. In total, we surveyed once 220 random non-limited radial point counts for 5 minutes (Table 5.1), with an additional minute devoted to settlement. Counts started at sunrise and lasted three hours. Birds were recorded by sight and vocalizations (Hutto *et al.*, 1986; Kasprzykowski and Gołowski, 2009). These point counts were carried out from fall 2015 to spring 2016 by 1 observer per point count.

Geographical coordinates and altitude were obtained from SigPac (SigPac 2016) while temperatures and rainfall were extracted from World Climate Data (<http://es.climate-data.org/>). The area and human population of each locality were obtained from the Spanish Statistical Office (Instituto Nacional de Estadística, 2016).

We split the towns into two areas based on type of buildings, traffic and the number of pedestrians: the urban and the periurban zones. The urban area was composed of commercial buildings, apartments, public/private green areas and high number of cars and people while periurban zone was composed of residential and private neighborhoods with low traffic.

**Table 5.1.** Demographic (INE, 2016), geographic (SigPac, 2016) and climatic (WCD, 2016) information of the 46 selected localities (Eastern Spain) to study the presence and abundance of the Eurasian collared dove.

Locality	Total Point Counts	Altitude (masl)	Area (km <sup>2</sup> )	Number of inhabitants	Mean annual temperature (°C)	Average annual precipitation (mm)	Survey zone
Devesa*	2	0	0.21	0	7	427	Periurban
El Saler	2	3	8.2	1699	7	427	Urban
Muntanyeta dels Sants	3	27	0.1	0	7	427	Periurban
Vinarós	7	7	95.5	28190	5.7	515	Urban/Periurban
Morella *	4	984	413.5	2575	0	570	Urban
Villobres*	2	661	5.3	37	0.5	516	Urban
Forcall*	3	699	39.2	476	1.2	497	Urban
Sant Mateu	5	322	64.6	1995	3.9	518	Urban/Periurban
L'Eliana	6	93	8.8	17436	6.1	433	Urban/Periurban
Pobla de Vallbona	7	102	33.1	22994	6	424	Urban/Periurban
Liria	7	164	228	22745	5.5	424	Urban/Periurban
Onil	5	697	48.4	7548	2.3	480	Urban/Periurban
Benilloba	3	520	9.5	786	3.4	508	Periurban
Banyeres	5	816	50.3	7155	1.6	519	Urban/Periurban
Alcoi	8	562	129.9	59567	3.2	493	Urban/Periurban
Cocentaina	6	430	52.9	11406	3.9	480	Urban/Periurban
Chiva*	6	270	178.7	15004	4.5	429	Urban
Utiel	6	720	236.9	11915	1.1	438	Urban/Periurban
Requena	7	692	814.2	20621	1.7	437	Urban/Periurban
Titaguas*	3	720	63.2	473	0.6	446	Urban
Chelva	4	475	190.6	1446	3	401	Urban
Losa del Obispo	3	520	12.2	502	3.6	409	Urban/Periurban
Burjassot	8	59	3.4	37546	6.7	442	Urban/Periurban
Torrent	9	49	69.3	80107	6.5	440	Urban/Periurban

Table 5.1. continued...

Locality	Total Point Counts	Altitude (masl)	Area (km <sup>2</sup> )	Number of inhabitants	Mean annual temperature (°C)	Average annual precipitation (mm)	Survey zone
Valencia	16	15	136.4	786189	6.8	445	Urban
Viver	4	559	49.9	1558	2.8	450	Urban/Periurban
Pina de Montalgrao*	2	1039	31.6	129	0	522	Urban/Periurban
Barracas*	2	981	42.2	181	0.1	507	Urban/Periurban
Azuébar*	2	298	23.4	325	4.8	453	Urban/Periurban
Chóvar*	2	415	18.3	327	3.8	483	Urban/Periurban
Aín*	2	498	12.3	131	3.5	480	Urban/Periurban
Altura	4	391	129.5	3647	4	446	Urban/Periurban
Segorbe	5	368	106.1	9073	4.2	441	Urban/Periurban
Port Sagunt	5	0	3.61	40842	6.4	441	Urban
Sagunt	3	49	132.4	64944	6.4	441	Urban
Canet de Berenguer	5	10	38	6426	6.7	441	Urban/Periurban
Canals	6	160	21.8	13628	5.4	426	Urban/Periurban
Navarres	4	275	47	3104	4.6	433	Urban/Periurban
Sumacàrcer*	4	45	20.1	1168	5.9	408	Urban/Periurban
Xàtiva	7	115	76.6	29095	5.8	431	Urban/Periurban
Quesa	3	200	73.2	690	5	412	Urban/Periurban
Vallada*	4	300	61.5	3121	4.5	421	Urban/Periurban
Faura	4	27	1.2	3477	6.5	433	Urban/Periurban
Benavites	3	36	4.3	626	6.5	435	Urban/Periurban
Benicarló	7	21	47.9	26403	5.7	508	Urban/Periurban
Peñíscola	5	46	79	7444	5.9	499	Urban/Periurban

\*Unregistered towns ECD

Eighteen explanatory variables were considered within limit radius of 50 meters of the point counts to detect those factors that have a positive or negative effect on the presence and abundance of the ECD. These variables were grouped into three general categories: resources, urban structure and human presence (Table 5.2). Resources group contained eight dichotomous variables related to the presence of anthropogenic scrap food sources and natural food, water and shelter: presence of (1) parks, (2) fountains water, (3) restaurants, (4) schools, (5) roundabouts, (6) native vegetation, (7) exotic vegetation and (8) crops. The second group (urban structure) was composed by six variables paying special attention to localities characteristics and urban infrastructures: (9) altitude above sea level, (10) urban/periurban area, (11) town surface (km<sup>2</sup>), (12) mean annual temperature (°C), (13) mean annual precipitation (mm) and (14) average number of floors of the 8 closest buildings to the point count. Finally, last group (human presence) was composed by four variables related to human pression on the localities: (15) vehicular traffic, (16) pedestrian traffic, (17) cars parked in the point count, and (18) town inhabitants (Table 5.2).

### *Statistical analysis*

We used a hierarchical partitioning (HP) analysis to assess the variables that best explained the presence and abundance of ECD. Hierarchical partitioning analysis is used in ecology to model species distributions or to find environmental key factors for the abundance of species (López-Iborra *et al.*, 2011). Hierarchical partitioning analysis is a multiple regression technique that estimates the independent effect (*I*) of each predictor variable on the response variable, and also the percentage (*I*%) of the total group *I* counted in each variable (Chevan and Sutherland, 1991; MacNally, 2000; Quinn and Keough, 2002). Hierarchical

partitioning analysis for presence/absence data of the ECD was conducted using logistic regression and log-likelihood as the goodness-of-fit measure. For abundance data, we used the HP analysis with Poisson regressions and  $R^2$  as the goodness-of-fit measure (Jongman *et al.*, 1995). In both cases, the effects significance were determined with 999 randomizations (MacNally 2002), where the random distribution of  $I$  was generated. A significant contribution of each variable was determined when, the observed  $I$  was within the 95-percentile with Z-scores  $\geq 1.65$  (Hallstan *et al.* 2010).

**Table 5.2.** Variables used in habitat description used to hierarchical partitioning analysis.

Category	Variable
Resources group	Presence/absence of parks
	Presence/absence of fountains water
	Presence/absence of restaurants
	Presence/absence of schools
	Presence/absence of roundabouts
	Presence/absence of native vegetation
	Presence/absence of exotic vegetation
	Presence/absence of crops
Urban structure group	Altitude above sea level (m)
	Urban/periurban area
	Town surface (km <sup>2</sup> )
	Mean annual temperature (°C)
	Mean annual precipitation (mm)
Human presence group	Average of the number of floors of the 8 near buildings to the point count
	Average per minute of pedestrians entering the evaluation radius
	Average per minute of vehicles entering the evaluation radius
	Number of inhabitants of town
	Number of cars parked within the evaluation radio

For each one of the three groups of variables, an initial HP was performed for both, presence and abundance data. Due to the distribution of the eighteen



variables in 3 groups we avoided carrying out HP analysis with more than 9 variables which would produce minor rounding errors (Walsh and MacNally, 2015). In abundance HP analysis we only included those localities with Eurasian collared dove presence. The spatial term was calculated as a cubic function of coordinates to control the effect of autocorrelation in the presence and abundance HP analysis and it was included in both of them (Legendre, 1993). The combined analysis of all the three groups of variables together, for presence and abundance separately, included the significant variables of each one of the three groups in their respective analyses (presence or abundance).

Hierarchical partitioning analyses were carried out using the “hier.part” package (Walsh and MacNally, 2015) in RStudio 3.5.1 (R Development Core Team 2016).

Before abundance HP analyses of each group of variables, we carried out Poisson regression models with the variables of each group using the ‘glm’ function with the canonical link ‘log’ in RStudio to obtain the sign of the variable. Also, the variance inflation factor (VIF) among variables was calculated to detect multicollinearity in each group, using the function ‘vif’ of the package ‘car’. We consider multicollinearity when VIF values  $>5$  (Zuur *et al.*, 2010). In this case, the variable of the highest VIF or the second one, if the first one was considered of key biological relevance, was removed from the analysis. This proceeding was repeated to test if the reduced group of variables showed multicollinearity also prior to the combined HP and the before the presence HP analyses of each group of variables to obtain the variable sign and to test multicollinearity. In this case, we used binomial regression models with the variables of each group out using the ‘glm’ function with the canonical link ‘logit’. Altitude and mean minimum annual temperature were highly correlated (VIF  $> 5$ ) in presence and abundance analyses. For that reason, the first variable was not included in the HP analyses.

We used parametric test when the normality (Shapiro-Wilk test) and homogeneity (Levene test) assumption were met and non-parametric Mann-Whitney  $U$  test (“wilcox.test” function) when the data lacked normality and homoscedasticity.

### Results

The ECD was present in 33 out of 46 towns. Its mean abundance in the periurban area was  $5.3 (\pm 0.89, N = 60)$  individuals while in urban areas the mean abundance was lower ( $3.0 \pm 0.38, N = 122$ ). However, these differences were not significant (Mann Whitney test = 1.897;  $p = 0.058$ ).

The HP analysis showed that at least one variable within each group had a significant positive effect for the presence and abundance of the ECD. Regarding its presence our HP results showed that in the first group (resources), the positive and significant variables were parks, schools and exotic vegetation. In the second group (urban structure), only the mean annual temperature had a positive and significant effect. In the third group (human factors), human population was the only significant and positive variable. The control variable (spatial term) had a positive influence on Eurasian collared dove presence in every analyzed group. Negative and significant variables were two, restaurant presence (resources), and pedestrian traffic (human presence) (Table 5.3). The output of the combined analysis showed that the seven variables and the spatial term were significant. The spatial term ( $I\% = 23.77$ ), inhabitants' number ( $I\% = 15.0$ ) and parks ( $I\% = 14.56$ ) showed the highest independent effects to explain the presence of the ECD (Table 5.4).

The same analysis considering abundance showed four significant and positive variables for the Eurasian collared dove in the resources group (park, water, native and exotic vegetation), the mean annual temperature in the urban structure group and the number of inhabitants from the third group. Negative and significant variables were three: presence of restaurants (resources), pedestrian traffic (human presence) and urban area (urban structure) (Table 5.3). The spatial term was positive and significant for the abundance of ECD in each analyzed group. The combined HP analysis could not be carried out with the 9 significant variables plus the control variable (spatial term). For this reason, a previous combined analysis without the control variable was carried out to test if one of those 9 variables were not significant in combination. Restaurants ( $I\% = 5.52$ ) was not significant in this first approximation and was replaced by the spatial term in a final combined HP analysis. The final combined HP showed that mean annual temperature was non-significant while the other eight had a significant influence, but variable, importance for the Eurasian collared dove abundance (Table 5.4).

**Table 5.3.** Results of hierarchical partitioning analysis for each group of variables in both, presence and abundance data of Eurasian collared dove in Eastern Spain. Results are expressed as %I.  $p < 0.05$  are marked as \*. Note that signs are only expressed for significant variables.

	Presence		Abundance	
	%I	sign	%I	sign
<i>RESOURCES GROUP</i>				
Spatial term	46.80*	+	20.81*	+
Parks	14.81*	+	14.26*	+
Restaurants	9.82*	-	9.94*	-
Fountains water	0.64		12.22*	+
Schools	12.42*	+	1.03	
Roundabouts	0.38		1.66	
Native vegetation	4.03		21.55*	+
Exotic vegetation	9.61*	+	13.95*	+
Crops	1.50		4.58	
Urban area	4.89		36.11*	-
<i>URBAN STRUCTURE GROUP</i>				
Spatial term	63.27*	+	33.21*	+
Town surface	2.70		2.67	
Mean temperature	24.27*	+	19.18*	+
Mean precipitation	3.69		1.97	
Buildings	1.18		6.86	
<i>HUMAN PRESENCE GROUP</i>				
Spatial term	51.65*	+	35.61*	+
Pedestrian traffic	13.51*	-	25.24*	-
Cars parked	4.46		2.33	
Vehicular traffic	2.13		10.06	
Town inhabitants	28.60*	+	26.76*	+

**Table 5.4.** Results of combined hierarchical partitioning analysis for presence and abundance data of Eurasian collared dove in Eastern Spain. Results are expressed as %I.  $p < 0.05$  are marked as \*. Note that signs are only expressed for significant variables. Variables without values were not included in the combined analyses because were not significant in the previous HP analyses by groups.

	Presence		Abundance	
	%I	sign	%I	sign
Spatial term	23.77*	+	12.62*	+
<i>RESOURCES GROUP</i>				
Parks	14.56*	+	11.42*	+
Fountains water			8.76*	+
Restaurants	5.54*	-		
Schools	12.11*	+		
Native vegetation			17.59*	+
Exotic vegetation	6.26*	+	10.05*	+
<i>URBAN STRUCTURE GROUP</i>				
Mean temperature	10.39*	+	4.44	
Urban area			10.82*	-
<i>HUMAN PRESENCE GROUP</i>				
Pedestrian traffic	12.63*	-	13.76*	-
Town inhabitants	15.00*	+	10.55*	+

## Discussion

The ECD is abundant in urban and periurban landscapes of Eastern Spain. There are some key factors that determine its presence and abundance and our study showed that they were similar in both cases. Thus, parks, exotic vegetation, pedestrian traffic and number of inhabitants explain the presence and abundance of ECD. There were other variables that only explain the abundance such as the native vegetation, water presence and the area (urban/periurban). This latest variable showed negative effects of urban areas on abundance of ECD in comparison to the positive effects of periurban areas. Regarding the variables that

only explain the presence of the ECD, we found that the schools and the mean annual temperature showed a positive effect, while the influence of restaurants was negative.

Our results show a clear preference of the Eurasian collared dove for green areas, such as parks and urban areas with exotic vegetation. This preference could be explained because the species nests in trees and feeds especially in green areas (Coombs *et al.*, 1981). Park selection must be associated to tree presence. This variable explains the presence and abundance of Eurasian collared dove with a difference linked to native and exotic vegetation, because native vegetation was not selected in the presence analysis. The different selection of native vegetation must be associated to its distribution. Thus, native vegetation occurs in every locality while exotic vegetation must present differential distribution between localities being more abundant in coastal localities. However, in areas with ECD presence both native and exotic vegetation are selected to explain the abundance. A higher presence of tree vegetation increases the places to build its nests (Coombs *et al.*, 1981). ECD is a largely resident species (Cramp, 1985) what would explain their presence in vegetated areas with trees in non-breeding season.

Birds respond in different ways according to the characteristics of the landscape (Villegas and Garitano-Zavala, 2010). This study has showed that was more probable to find high abundances of Eurasian collared doves on periurban areas. In urban areas, the green areas are associated to parks and avenues (Fernández-Juricic, 2000; González-Oreja *et al.*, 2012; Aram *et al.*, 2019) while in periurban areas, together with parks and avenues we must add a higher number of private gardens. Thus, the surface covered by vegetation increases in these periurban areas. We have not found significant differences between urban and periurban densities of ECD although the significance level was close to be significant. Furthermore, towns with a higher human population increase the

probability to find Eurasian collared dove but also its abundance. A higher number of inhabitants is associated to towns with higher surfaces which also increases its periurban areas and the number of schools (Giménez García *et al.*, 2018), key variables positively linked to its abundance and presence, respectively. Moreover, big towns must contain a higher number of parks, avenues and other green areas (Russo and Cirella, 2018). However, there is a negative effect because an increase in pedestrian traffic decreases the probability to find ECD and also its abundance. Surfaces with a higher pedestrian traffic are coincident with those areas with a greater concentration of buildings and commercial areas, which diminishes the space and limits the access to food and shelter resources. These periurban areas provide the necessary resources for species that avoid urban areas (Blair, 1996; Chapman and Reich, 2007). The characteristics of this environments to support and provide resources would facilitate its use as new corridors for invasive species (Ziska and Dukes, 2014).

The spatial term explains both the presence and abundance of ECD. In the first case this variable shows the differences between localities with or without ECD, resulting in higher probability to find this species in coastal localities of Eastern Spain (Zaragozí *et al.*, 2015). In the second case, it explains the differences in abundance between localities in spite of in this analysis the localities without ECD were not included and the results confirms that the ECD is more abundant in coastal areas (Zaragozí *et al.*, 2015).

The expansion of the ECD is linked to specific environmental gradients, such as temperature and precipitation (Bled *et al.*, 2011). Our study showed that the presence of the ECD is restricted by the mean annual temperature of the localities, being less probable to be established in the coldest areas. Meteorological variables also explain the presence of the ECD in USA where precipitation is a negative predictor of the ECD presence (Fujisaki *et al.*, 2010; Bled *et al.*, 2011;

Scheidt and Hurlbert, 2014). However, while precipitation was relevant in USA in Eastern Spain was not selected. The climate of our study area is Mediterranean, where precipitations are scarce and irregular and also temperatures are warm (Pérez-Cueva, 1994). Thus, the mean annual temperatures must be more restrictive to presence (Altwegg *et al.*, 2008). This is corroborated when we eliminate those localities without ECD of abundance analyses because the mean annual temperature was not selected to explain it. Thus, in warm and dry areas, precipitation does not have effect and then the temperature could have more influence.

The success of invasive species, especially in arid areas, is limited by lack of water (Macmillen, 1962). Thus in areas with Mediterranean climate, is limited by water since it is an essential resource for species, especially in summer (George, 1975; Taylor *et al.*, 2006), so the presence of water sources, artificial or natural, would be necessary to meet their water requirement. Our results showed that water had a positive effect on ECD abundance.

In conclusion, our study shows the key factors for the presence and abundance of a species in expansion in Europe and invasive in America. These microhabitat preferences in urbanized landscapes had been poorly studied but now our results can be useful to predict which non-colonized areas are more plausible to be colonized and/or invaded by the ECD. Furthermore, our results could be used to predict those areas that will harbor more individuals in those invaded areas and would be key for the management of the Eurasian collared dove in its native and non-native area of distribution.



## CAPÍTULO VI

Habitat-occupancy associations by the Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto* Fivaldszky, 1838) in a semi-arid environment



Labrados y eriales a las afueras de la Huerta de Villena, Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015)

### Introduction

Human perturbations such as massive agriculture and housing developments, modify the landscape and the ecosystem, which can even lead to extinction of native species (Eraud *et al.*, 2007; Blackburn *et al.*, 2007). Other species benefit from human presence because of their colonize and increase their population size under these new conditions. Some non-native species are invaders (di Castri, 1990; Duncan *et al.*, 2003) which means that they colonize they are also introduces either intentionally or accidentally by humans (Ojasti, 2001). In the latter case, the new population-native species usually has higher densities than in their native range (Bled *et al.*, 2011). Invasive species and habitat fragmentation are considered the main drivers of biodiversity loss (Glowka *et al.*, 1994; Wilcove *et al.*, 1998). Therefore, to understand the distribution of non-native species, as well as the environmental factors that facilitate their establishment, are key to predict their future distribution and the impact on endemic and native (Guisan and Zimmermann, 2000; Vall-Llosera and Sol, 2009). Some species are more successfully efficient than other when colonizing new environments (Blackburn and Duncan, 2001a). Among invasive species, Eurasian collared dove (hereafter ECD; *Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838) is a successful specie invader due to its high colonization capacity and tolerance to human presence (Gibbs *et al.*, 2010). ECD is native of South Asia (del Hoyo *et al.*, 1997), but was recorded in Bulgaria in 1838, and its expansion started towards central and western Europe in the early 1930s (Bernis *et al.*, 1985). This specie has recently invaded North America and is currently expanding its distribution range (Smith, 1987; Hengeveld, 1993). In the Iberian Peninsula, dispersal patterns are typical of most recent invaders (Fujisaki *et al.*, 2010). In Spain the first individuals were recorded in Asturias (North Spain) in the early 1960s, and quickly spread from there to the

Mediterranean coast (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002; Fujisaki *et al.*, 2010).

In Europe, ECD is almost exclusively linked to anthropic environments. Nests are built between March and November in dense trees (Bernis *et al.*, 1985; Svensson *et al.*, 2010; Barthel and Dougalis, 2010). Nevertheless, in some regions of Spain (e.g., Extremadura), this species often inhabits within parkland that have *Quercus* sp. intermixed with cropland and scrubs, called “dehesas” (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 1998; Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002a). There are many suggestions that explain the Eurasian collared dove’s range expansion (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002a). Within its native range, ECD prefer wooded areas located far from anthropic habitats (Stresemann and Nowak, 1958). In the original eastern areas, this species occupies semidesert and dry landscapes with low tree presence, and often avoids cities (Baptista *et al.*, 1997). However, in the invaded areas, this species settles in wooded landscapes available in the new environment, including the establishment in parks, gardens and urban habitats with lower human density. Alternatively, some authors have the expansion of this species to climate change. In the first decades of the 20th century, winters have been characterized by increased rainfall, which might have facilitated its expansion through the Balkan North barrier (Bernis *et al.*, 1985).

This study aimed to identify environment variables related to the presence of ECD in a dry region in eastern Spain (Alicante province). Studies on distribution of the ECD have been mostly carried out in landscapes with higher rainfall rates as those located in north Spain (i.e. Pyrenees; Eraud *et al.*, 2007; Gibbs *et al.*, 2010), or in dry regions (Romagosa and Labisky, 2000; Fujisaki *et al.*, 2010). Therefore, the use of semiarid environments by this species is still unexplored. The analysis of climate data, vegetation cover and urban expansion would help to

determine the relative importance of each variable in the expansion and establishment in dry regions of this species. Thus, we used models that considered these environment variables to detect which were important for explaining its presence. At the same time, this may allow us to know which factors caused its larger population sizes and how it can become future sources of invaders (Blackburn and Duncan, 2001a). We used the hierarchical partitioning analysis, an intensive method that analyses all the possible models with a set of predictor variables, to identify the variables that most contributed to explain the distribution of this species (Chevan and Sutherland, 1991; MacNally, 1996; Brito *et al.*, 1999).

## Methods

### *Study area*

The province of Alicante covers an area of approximately 5,800 km<sup>2</sup>. This area includes mountains to the north and west whereas the southern sectors are dominated by wetlands and flat land. Annual average rainfall varies from 300-600 mm, and precipitations occur mostly in autumn and winter (Rivas-Martinez, 1987). Scrubs and forest-scrub mixtures characterize environments with less human impact, where pine (*Pinus halepensis*) is the most abundant tree. These areas are often composed of interspersed agriculture fields (Rigual, 1972). The study area has a semiarid Mediterranean climate (Rivas-Martinez, 1987).

### *Presence and abundance of Eurasian collared doves*

The occurrence and abundance data of ECD came from surveys conducted for the Atlas of nesting birds in the province of Alicante (López-Iborra *et al.*, 2015). Bird

counts were performed in 132 2x2 km cells (UTM grid), randomly selected. These cells covered about 10% of the area in the province of Alicante. Each 1-km<sup>2</sup>, within the square of 2x2 km, was surveyed twice during the breeding seasons of 2001-2004 along a linear transect of 1-kilometre. ECDs were detected in 123 1 km<sup>2</sup> cells. In all cases, observers recorded the numbers of ECD and other species detected along each transect.

### *Predictive variables*

In the Atlas mentioned above, the environmental variables were classified into six groups (López-Iborra *et al.*, 2015): i) natural vegetation surface (forest, scrubland, and mixes of both); ii) agriculture landscape; iii) hydrological web (natural and artificial water bodies); iv) topographic variables; v) climatic variables; vi) variables related to human pressure (Table 6.1).

The area of natural vegetation (forests, scrublands) and crop types were obtained from the land use maps (1:50,000) from the Spanish Ministry of Agriculture. The area of scrubland and scrub-pine mixture categories were further subdivided into categories depending of the ombrotypes (semiarid, and dry subhumid), thermotypes (thermo-, meso- and supra-Mediterranean) and orientation (sunny, shady). In total 12 types of scrubland and 10 scrubland-pine mixtures were obtained. The Shannon-Wiener Diversity Index (Margalef, 1973) was used to compute index of diversity of some categories of vegetation cover in each cell (Table 6.1).

We conducted an analysis of collinearity in each group of environmental variables to discard possible redundant correlations between variables (Mason and Perreault, 1991; Burnham and Anderson, 2002). High collinearity was considered when  $r > 0.7$  (Mason and Perreault, 1991). From pairs of correlated

variables, the variable considered of more biological significance was selected. We generated the variable number of water bodies (NWB) by adding the number of pools and water stores in each cell. Presence of water has a particular biological significance in warmer environments associated with scarce rainfall.

We calculated *total forest area* as the sum of surface of patches at different developmental stages (young, middle, mature) of pine forests. These forests are associated with other tree crops and recent pine plantations. We calculated *tree crop areas* by adding the surface almond trees (almonds, almonds and other crops, almond trees and vines), olive trees (olives and olive trees with agricultural fields), vineyards (vines and vineyards with other crops), citrus, cherry, pomegranate and fig trees (López-Iborra *et al.*, 2015).

We obtained spatial variation of temperature and rainfall from the climatic atlas of the Valencian Region (Pérez-Cueva, 1994).

### *Statistical analyses*

To identify the variables that better explained the occurrence and collared dove abundance, we conducted hierarchical partitioning analyses (HP) using the “*hier.part*” package (Walsh and MacNally, 2015) in R software (R Development Core Team 2016). Hierarchical partitioning computes all of the possible hierarchical models within a set of independent predictive variables. It means that if U, V and W are variables includes in the analysis, HP computes single-order (U, V, W), second order (UV, UW, VW) and higher-order (UVW) models and tests whether the addition of a given improves the goodness of fit (López-Iborra *et al.*, 2011) and its explanation is generated for individual effect *I* and joint effect *J* with other variables (MacNally, 2002). A negative joint effect is possible for variables that act as suppressors of other variables (Chevan and Sutherland,

1991). HP for presence used logistic regression and log-likelihood as the goodness-of-fit measure were used (Jongman *et al.*, 1995). We modelled ECD abundance following Poisson regressions and we used  $R^2$  as the goodness-of-fit measure (Jongman *et al.*, 1995).

To test the relative importance of each variable, first an HP analysis for each group of variables in Table 6.1 was performed. An HP analysis was also carried out to disaggregate the variables including the same component (e.g. scrub was included as a single component but also combined with pine forest and depending on ombrotype, thermotype and orientation). The same was done for herbaceous and tree crops. Following Walsh and MacNally (2015) we avoided included more than nine variables in the hierarchical model since it can leas error. In particular, our models contained a maximum of eight independent variables plus a spatial term. The spatial term was calculated as a cubic function of coordinates in order to control by any possible autocorrelation (Legendre, 1993). The significance of the independent contribution of the environmental variables was evaluated by a randomization test based on 999 randomizations (MacNally, 2002). For each significant variable, univariate regressions were used to obtain the sign of the effect.

For each variables group, the percentage of deviance (%Dev) that explained each variable was calculated. Both analyses of general and secondary variables were decreasingly ranked according to their %Dev. The final model included the eight variables that explained a higher %Dev.

### Results

The hierarchical analyses, showed that anthropic variables represented the group that explained the highest %Dev, followed by crops and natural vegetation. At least one variable within each group had a significant positive effect on the presence of the ECD, except for the natural vegetation and topography groups, in which all the variables had a negative effect. Among the individual variables, and in addition to the spatial term, the thermicity index and the NWB displayed a higher independent (*I*) contribution to explaining presence of ECD (Table 6.2).

The variables related to crop fields showed a positive relationship with presence of ECD. The total area of tree plantations showed the strongest effect positive. Among the different tree plantations, citrus ( $I = 8.75$ ) and total almond ( $I = 3.6$ ) were significant ( $p < 0.001$ ), and showed positive correlation with presence of ECD. In the disaggregated analysis of the total area of herbaceous fields, intensive labor with tree crops (InLab\_TC) ( $I = 4.16$ ) and forced crops (ForC) ( $I = 3.86$ ) had a significant contribution on the presence of the ECD ( $p < 0.001$ ), which was also positive (Appendix 2: Table 3).

The anthropic variables were significantly and positively related with presence of ECD. Among them, surface of isolated buildings and length of paved and unpaved roads were the variables that contributed the most to explain presence of ECD.

All topography variables showed significant negative relation with the occurrence of ECD. The variables regarding natural vegetation also had a significant and negative effect on the presence of ECD.



**Table 6.1.** Environmental variables used for modelling. A more detailed list can be found in López-Iborra *et al.* (2015).

Variable	Description
<b>NATURAL VEGETATION (area in ha, except diversity indexes)</b>	
Scrublands	Area covered by any kind scrublands
ScrubPine	Area covered by a mixture of pines and scrublands
Forest	Area covered by forest
DiversityForest	Shannon diversity index to forest types
DiversityScrubland	Shannon diversity index of scrubland types
DiversityScrubPines	Shannon diversity index of pine-scrubland mixture
<b>FARMING (area in ha, except diversity indexes)</b>	
DiversityTreeFar	Shannon diversity index of tree crops
DiversityHerbFar	Shannon diversity index of herbaceous crops
TreeFarming	Area covered by tree crops
HerbFarming	Area covered by herbaceous crops
<b>HYDROLOGICAL WEB</b>	
River	Length (m) of rivers
RavinesGullies	Summation of length of ravines and gullies
NWB	Summation of water bodies
TotalChan	Length (m) of channels and ditches
<b>ANTHROPIC</b>	
Unproductive	Area covered by unproductive uses
IsolHouses	Area (m <sup>2</sup> ) covered by isolated houses
HousDevel	Area (m <sup>2</sup> ) covered by housing developments
Urban	Area (m <sup>2</sup> ) occupied by cities
PavRoad	Length (km) of paved roads
UnPavRoad	Length (km) of unpaved roads
<b>CLIMATIC</b>	
OmbIndex	Ombrothermic index
ThermIndex	Thermicity index
<b>TOPOGRAPHY</b>	
DistCoast	Distance to the coast (km)
AltMean	Average altitude (m)
Slope	Average slope

Regarding natural vegetation, scrub and total forest cover were the most important variables for ECD (Table 6.2). The models based on classifications that divided the scrub variable in several ones reported similar predictive value (% Dev = 12.8-14.9). The scrub subtypes had a significant and negative effect on the presence of ECD, and included dry scrub (I = 36.1%), followed by the meso-Mediterranean scrub (I = 27.7%). The scrub-pine models subdivided according to different criteria also had a similar predictive capacity (% Dev = 11.6-11.9) and a negative effect on all the material types, which was slightly lower than scrubs (I = 21.8% meso-Mediterranean scrub-pine). A minor independent contribution appeared when grouping all the variables in this group.

The full model, i.e., the model that includes the eight variables that contributed more to explained deviance, had higher explanatory power than any of the models made that included other groups containing several variables (Table 6.3). The number of water bodies was the variable that contributed more to explain the presence of ECD probability, followed by paved roads and surface of isolated buildings (Table 6.3). These three variables explained about 42% of the reduction in deviance. The total area of tree crops was the variable that less contributed to explain the presence of ECD (Table 6.3).

**Table 6.2.** Results of the hierarchical partitioning analyses to presence and abundance of EC on each group variables.

Variable	Presence					Abundance						
	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
<b>NATURAL VEGETATION</b>												
Scrublands	9.90	2.58	20.06	12.56***	-	3.45	0.00	0.01	1.54	-0.34		
ScrubPine	4.83	2.00	9.78	5.67***	-	1.68	0.00	0.00	0.58	-0.53		
Forest	6.01	-1.51	12.18	7.57***	-	2.10	0.01	0.01	2.11	-0.19		
DiversityForest	0.16	-0.14	0.33	-0.49		0.06	0.00	0.00	0.81	-0.51		
DiversityScrubland	2.60	3.27	5.26	2.84**	-	0.91	0.01	0.01	1.89	-0.23		
DiversityScrubPines	3.23	3.40	6.54	3.52***	-	1.13	0.00	0.00	1.25	-0.38		
SpatialTerm	22.63	4.22	45.84	32.93***		7.88	0.26	0.01	91.83	20.79***		
%Dev	17.20											
<b>FARMING</b>												
DiversityTreeFar	2.83	-0.38	5.68	3.35***	+	0.99	0.00	0.00	0.33	-0.64		
DiversityHerbFar	2.88	0.51	5.79	3.32***	+	1.01	0.01	0.00	4.39	0.42		
TreeFarming	10.44	-1.72	20.95	14.55***	+	3.64	0.00	0.00	1.16	-0.42		
HerbFarming	1.95	-0.04	3.91	1.9**	+	0.68	0.00	0.00	0.99	-0.42		
SpatialTerm	31.74	-4.90	63.68	43.21***		11.08	0.27	0.00	93.13	22.21***		
%Dev	17.40											
<b>HYDROLOGICAL WEB</b>												
River	0.06	-0.04	0.13	-0.62		0.02	0.01	0.01	2.48	-0.07		
RavinesGullies	0.66	0.48	1.42	0.18		0.23	0.01	0.01	2.60	-0.09		
NWB	23.42	6.94	50.85	32.74***	+	8.17	0.03	0.01	9.24	1.61		
TotalChan	1.25	-0.38	2.72	0.91		0.44	0.00	0.00	0.27	-0.56		
SpatialTerm	20.66	6.18	44.87	28.91***		7.21	0.25	0.02	85.41	19.84***		
%Dev	16.07											

**Table 6.2. continued...**

Variable	Presence						Abundance					
	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
<b>ANTHROPIC</b>												
Unproductive	7.20	14.24	10.19	9.00***	+	2.52	0.07	0.11	20.10	4.44***	+	5.71
IsolHouses	15.53	10.15	21.96	19.86***	+	5.42	0.00	0.00	0.56	-0.48		0.16
HousDevel	8.88	12.43	12.56	11.13***	+	3.10	0.09	0.12	26.66	5.26***	+	7.58
Urban	1.03	1.42	1.46	0.46		0.36	0.01	0.01	2.42	-0.06		0.69
PavRoad	12.44	16.74	17.60	15.48***	+	4.35	0.00	0.00	0.95	-0.44		0.27
UnPavRoad	12.66	4.51	17.91	15.53***	+	4.42	0.00	0.00	1.14	-0.39		0.32
SpatialTerm	12.96	13.88	18.33	17.24***	+	4.53	0.16	0.11	48.16	12.87***		13.68
%Dev	24.70						28.41					
<b>CLIMATIC</b>												
OmbIndex	2.02	3.41	4.95	2.3*	-	0.70	0.01	0.01	2.85	-0.01		
ThermIndex	24.67	13.04	60.50	33.75***	+	8.61	0.00	0.00	0.89	-0.5		
SpatialTerm	14.08	12.76	34.54	19.8***		4.91	0.26	0.01	96.26	19.35***		
%Dev	14.22											
<b>TOPOGRAPHY</b>												
DistCoast	4.84	8.81	10.12	6.22***	-	1.69	0.00	0.00	0.99	-0.5		
AltMean	14.42	14.50	30.16	19.04**	-	5.03	0.01	0.01	3.49	0.13		
Slope	17.47	21.87	36.55	23.4***	-	6.10	0.01	0.01	2.69	-0.08		
SpatialTerm	11.07	15.77	23.17	14.63***		3.86	0.25	0.02	92.83	21.49***		
%Dev	16.68											

**Table 6.3.** Results of the hierarchical partitioning analyses to presence and abundance according to their percentage of explained deviation

	Presence				Abundance					
	I	J	I.perc	Z.score	sign	I	J	I.perc	Z.score	sign
NWB	11.86	18.50	15.21	15.04***	+	0.09	0.12	29.06	6.64***	+
PavRoad	10.89	18.29	13.96	14.45***	+	0.07	0.11	21.44	4.89***	+
AltMean	10.74	28.60	13.76	13.34***	-	0.15	0.12	49.50	12.76***	
IsolHouses	10.42	15.26	13.36	11.84***	+	25.56				
Slope	7.40	21.51	9.49	10.09***	-					
DryScrub	7.26	7.84	9.31	8.44***	-					
UnPavRoad	4.95	12.23	6.34	6.41***	+					
TreeFarming	2.89	5.83	3.70	3.24***	+					
SpatialTerm	11.60	15.24	14.87	14.40***						
%Dev	27.22									

According to the HP analysis, only unproductive land and housing developments has a significant positive effect on abundance ECD (Table 6.2). The general model including these two variables offered a higher explanatory power than the models including other remaining variables of this group. Housing developments had a slightly higher individual contribution on the abundance of ECD (Figure 6.2). Both variables explained 51% of the reduction in deviation (Table 6.3).

### Discussion

Presence of ECD in the province of Alicante was positively associated with several landscape characteristics. In particular, the number of water bodies, length of roads, isolated houses surface, and tree agricultural plantations (mostly almond and citrus trees). The model selected other environmental characteristics negatively, e.g. average altitude, slope and dry scrub. Other environmental characteristics, such as forest diversity in its different successional stages, had no effect on the presence of ECD. In the province of Alicante, the occurrence of primary forest is often a consequence of previously burned areas.

The number of water bodies variable had the highest explanatory power to determine the presence of ECD. The model predicted that the number of ponds, pools or any other type of water stores -including swimming pools-, increased the probability of finding ECD. A larger number of water bodies facilitated the access to water resources (Fielder *et al.*, 2012), and water is a limited resource for this species (George, 1975; Taylor *et al.*, 2006). In summer, the climate in Alicante is warm and dry, caused by high temperatures associated and by a scarce or even lack of rainfall, thus as the models determined, the access to water clearly represents an advantage for this species. These results suggest that artificial water

surfaces are favorable for ECD populations. Isolated houses and NWB did not correlate with ECD's presence, but swimming pools, which is a water body store, was associated with houses. The province of Alicante has an extensive water network, but rivers and streams usually remain dry in summer. As an alternative to this lack of water availability, water bodies artificially maintained by humans are frequently use by doves during summer. Previous studies (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2002; Eraud *et al.*, 2007; Eraud *et al.*, 2011; Dulisz and Nowakowski, 2011) have not referred to water among the requirements for presence of ECD. These studies were conducted in temperate climates across Europe, where the presence of water is continuous and temperatures are lower than in the other our study area (Eraud *et al.*, 2007; Eraud *et al.*, 2011; Dulisz and Nowakowski, 2011). The province of Alicante is a semiarid region with high temperatures, particularly in spring and summer (López *et al.*, 2015), and has the peculiarity that doves and pigeons strongly depend on water (Bartholomew and Macmillen, 1960; Macmillen, 1962; Willoughby, 1966; McKechnie *et al.*, 2016).

The presence of isolated houses also contributed to explain the likelihood to detect ECD. These surfaces are suburban areas in which each building is surrounded by gardens, and it is know the preference of some exotic species for humanized environments (Blackburn *et al.*, 2009). In addition, species under demographic expansions may requires to colonize new settlements (Chapman and Reich, 2007), which is favored by isolated houses away from cities. Our results indicated that an increase in suburban areas should favor ECD settlements. According to this model, growth of towns and cities would also favor the transfer of these species because they form invasion corridors (Clergeau *et al.*, 2006). References about the use of these anthropic corridors have long since been known. As an example, the dispersion of forest bird species from the east to the west of USA took place via anthropic routes according to new urbanizations

occurs (Udvardy, 1969). An increase in the size of urbanized areas from small number of isolated houses can finally allow the dispersion of this species as a result of the distance effect, which generates new starting points for colonization (MacArthur and Wilson, 1967; Udvardy, 1969; Brown and Lomolino, 1998). Isolated houses are associated with garden areas, mostly accompanied by native or exotic ornamental trees (Clergeau *et al.*, 2006; Chapman and Reich, 2007), which can represent nesting resource (Stresemann and Nowak, 1958; Bernis *et al.*, 1985). Our results are also consistent with the pattern of ECD distribution in Great Britain and Ireland (Hudson, 1972; Hutchinson, 1989). In those locations, the presence of this species is associated with gardens of houses in which the number of trees of the genus *Pinus* is abundant. Pines provide adequate nesting sites and protect against adverse weather and predation decline (Albano, 1992; Eeva *et al.*, 2002; Simberloff and Rejmánek, 2011).

We also found a positive association between paved roads and the buildings and development of suburban areas. Roads facilitate access to suburban areas, usually surrounded by gardens. Suburban areas are close to agricultural fields (Gibbs *et al.*, 2010). One of the main functions of roads is transport between towns (Donaldson and Bennett, 2004), and adjacent vegetation can provide forms of dispersion. Also, longer paved roads (even in those areas where unpaved roads are prevalent) increased the probability to detect ECD.

Collared doves possess a great affinity for herbaceous and tree crops as they are sources of man-made food (Dulisz and Nowakowski, 2011). In our study, tree crops were relevant for presence of ECD. In particular, citrus and almond trees were positively associated trees with this species. Trees can be a food source, but also provide refuge from climatic adversities and predation (Albano, 1992; Eeva *et al.*, 2002; Simberloff and Rejmánek, 2011). Carrascal and Palomino (2008) found that the most favorable environments for presence and abundance of the



ECD are thermo-Mediterranean tree cultures and meso-Mediterranean irrigation systems. Greenhouses have a positive effect on herbaceous fields, which indicates the high adaptability of this species. These greenhouses produce vegetables throughout the year (Asociación Española de Entomología 2013), representing a relevant food resource for ECD subsequently link the presence of this species with human activity.

Some variables showed a negative selection effect on the presence of ECD. In particular, topographic variables as a mountain slope and altitude negatively impacted on the likelihood of finding an ECD in the Alicante region. An increase in slopes and altitude is associated with mountain landscapes and with denser forests (Lancaster and Rees, 1979; Jokimäki and Suhonen, 1998). Like other invasive bird species, ECD displayed a negative response to natural vegetation. Our results agree with previous studies showed that ECD avoid using natural vegetation (Eraud *et al.*, 2007; Fujisaki *et al.*, 2010; Veech *et al.*, 2011).

Regarding the avoidance of forests by ECD, we would expect forest cover to act as a barrier in dispersal (Scheidt and Hurlbert, 2014), a result that agrees with found in the USA (Bonter *et al.*, 2010; Veech *et al.*, 2011). Likewise, the probability to find this species is lower (Chapman and Reich, 2007) and mountainous areas (Eraud *et al.*, 2007).

To sum up, the abundance of introduced species is often positively to the degree of urbanization (Coombs *et al.*, 1981; Devictor *et al.*, 2007). Our study agrees with this hypothesis, as we found a significant positive relationship between the presence of ECD and both urbanized areas and unproductive areas. In addition, the generalist diet of ECD may explain its invasive success, as they are frequently found in areas with large trees like those found in parks and avenues (Rocha-Camarero and Hidalgo de Trucios, 2004). In contract,

differences in the abundance of ECD is only explained by the area covered by unproductive and house development contribute to explain the abundance of ECD. The fragmentation of lands in Alicante and surrounding areas create local conditions to establishment of ECD. The abundance of ECD show a similarity behavior to Algeria, where the more abundance is in suburban areas (Bendjoudi *et al.*, 2015). Unproductive are urban-related land uses, this area can be providing indirect supplementation of food from humans, such as grain (Smith, 1987).

**APPENDICES**

Appendix 1. Collinearity analysis

Table 1A. Collinearity analysis of scrub (Sc) variable about ombrotpe: semi-arid (Sa), dry (D) y subhumid (Su); thermotype: thermomediterranean (Tme), meso-Mediterranean (Mme) y supra-Mediterranean (Sme) and orientation: north (N) and south (S).

	ScSaMmeS	ScSaMmeN	ScSaTmeS	ScSaTmeN	ScSeMmeS	ScSeMmeN	ScSeTmeS	ScSeTmeN	ScSuTmeS	ScSuTmeN
ScSaMmeS	1	0.65	-0.08	-0.03	-0.11	-0.09	-0.06	-0.04	-0.04	-0.04
ScSaMmeN		1	-0.06	-0.01	-0.08	-0.06	-0.04	-0.03	-0.03	-0.03
ScSaTmeS			1	0.48	-0.11	-0.09	-0.05	-0.04	-0.04	-0.04
ScSaTmeN				1	-0.06	-0.04	-0.03	-0.02	-0.03	-0.02
ScSeMmeS					1	0.48	0.06	0.01	-0.002	-0.02
ScSeMmeN						1	-0.01	0.05	-0.03	0.01
ScSeSmeS							1	0.37	-0.03	-0.02
ScSeSmeN								1	-0.02	-0.02
ScSeTmeS									1	0.57
ScSeTmeN										1
ScSuTmeS										
ScSuTmeN										

Table 1B. Collinearity analysis of hydrological web: pounds (SPd) and pool (SPool) and its number (NPd, Npool), small (Sm), medium (Med) y large (La).

	SPdLa	SPdMed	SPdSm	SPool	NPdLa	NPdMed	NPdSm	NPool
SPdLa	1	0.06	0.00	0.01	0.72	0.06	0.00	0.02
SPdMed		1	0.06	0.02	0.19	0.99	0.05	0.02
SPdSm			1	0.73	0.04	0.09	0.99	0.65
SPool				1	0.05	0.05	0.75	0.98
NPdLa					1	0.20	0.03	0.05
NPdMed						1	0.08	0.05
NPdSm							1	0.66
NPool								1

Table 1C. Collinearity analysis of anthropic variables: isolated houses (IsolHouses) and its number (NIsolHouses), parks and gardens surface (SParGa), housing developments (HousDevel) and cities (Urban).

	IsolHouses	SParGa	HousDevel	Urban	NIsolHouses
IsolHouses	1	-0.02	-0.01	0.06	0.75
SParGa		1	0.6	0.31	-0.04
HousDevel			1	0.12	-0.02
Urban				1	0.05
NIsolHouses					1

Appendix 2. Results of HP analysis of variables disaggregated

Table 2A. Result of HP analysis to forest variable disaggregated. Pin=pine, TreeC=tree crops, Int=intermediates, You=young, Mat=matures, Repl=repopulations

	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
Pin_TreeC	1.2	0.4	3.38	0.57		0.419
Pin_Int	1.05	-0.55	2.95	0.75		0.366
Pin_You	1.75	0.26	4.92	1.38		0.61
Pin_Mat	4.74	1.51	13.33	5.65***	-	1.653
Pin_Repl	2.22	-0.05	6.24	2.02*	-	0.774
SpatialTerm	24.62	2.23	69.19	31.46***		8.579
%Dev	12.4					

Table 2B. Results of hierarchical partitioning analyses to scrub-pine mixture (ScP). Sme=supra-Mediterranean, Mme=meso-Mediterranean, Tme=thermo-Mediterranean, Sarid=semi-arid, D=dry, north (N) and south (S).

	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
<b>ScP South-North</b>						
ScPS	2.21	2.29	6.61	2.26*	-	0.77
ScPN	5.82	2.37	17.40	7.62***	-	2.03
SpatialTerm	25.41	1.44	75.99	34.74***		8.87
%Dev	11.67					
<b>ScPTherмотype</b>						
ScPSme	2.64	0.86	7.70	2.30*	-	0.92
ScPMme	7.48	2.00	21.84	9.54***	-	2.61
ScPTme	0.04	-0.01	0.11	-0.65		0.01
SpatialTerm	24.09	2.76	70.35	30.68***		8.41
%Dev	11.95					
<b>ScPOmbrotype</b>						
ScPSarid	2.94	0.35	8.81	3.12***	-	1.03
ScPD	4.90	0.44	14.68	5.66***	-	1.71
SpatialTerm	25.54	1.30	76.51	33.41***		8.91
%Dev	11.65					

Table 2C. Results of hierarchical partitioning analyses to scrub (Sc). Sme=supra-Mediterranean, Mme=meso-Mediterranean, Tme=thermo-Mediterranean, Sarid=semi-arid, D=dry, north (N) and south (S).

	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
<b>Sc South-North</b>						
ScN	7.09	3.70	19.29	9.58***	-	2.48
ScS	4.74	3.48	12.90	5.81***	-	1.66
SpatialTerm	24.94	1.90	67.81	36.51***		8.70
%Dev	12.83					
<b>Sc Thermotype</b>						
ScMme	10.70	3.84	27.71	13.86***	-	3.73
ScTme	0.74	-0.72	1.91	0.27		0.26
ScSme	4.66	1.59	12.08	5.57***	-	1.63
SpatialTerm	22.51	4.33	58.31	31.68***		7.85
%Dev	13.47					

Table 3. Results hierarchical partitioning analyses to herbaceous crop (HerbCrop), HC\_OC=sum herbaceous crop and other crops, ForC=forced crops (sanded crop, under plastic and greenhouses), InLab\_TC=labour intensive with tree crops, InLab\_Vin=labour intensive with vineyards, InLab=dry labour intensive, labour with seeded fallow, labour of year and time, and labour to the third.

	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
HerbCrop	1.57	0.56	4.23	1.55		0.55
HC_OC	1.51	0.04	4.08	1.17		0.53
ForC	3.86	1.08	10.43	3.93***	+	1.35
InLab_TC	4.16	-1.08	11.24	4.82***	+	1.45
InLab_Vin	0.14	-0.14	0.38	-0.66		0.05
InLab	1.42	1.31	3.84	1.27		0.50
SpatialTerm	24.34	2.51	65.79	32.48***		8.49
%Dev	12.91					

Table 4. Results of hierarchical partitioning analyses to tree crops. Almonds=sum of almonds, almond and other crops, and almonds and vineyard, Pom\_Fig=pomegranate and figs, Olive=sum of olive and, olive and other crops, OtherFrut=others fruit crops, Vineyard=sum of vineyard, and vineyard with other crops, Citric, Palm tree and Cherry tree.

	I	J	I.perc	Z.score	sign	%Dev
Almonds	3.60	-1.88	8.04	4.34***	+	1.26
Cherry tree	1.44	0.43	3.22	0.84		0.50
Citric	8.75	-0.52	19.53	11.26***	+	3.05
Pom_Fig	0.07	-0.03	0.16	-0.67		0.03
Olive	0.88	0.60	1.96	0.45		0.31
OtherFrut	1.74	-0.60	3.89	1.47		0.61
Palm tree	0.99	0.07	2.21	0.23		0.34
Vineyard	1.20	-0.59	2.68	0.98		0.42
SpatialTerm	26.13	0.72	58.32	36.39***		9.12
%Dev	15.63					





## CAPÍTULO VII

Estimas de poblaciones de aves urbanas: un ejemplo con la tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838)



Registrando la distancia a las tórtolas turcas

### Introducción

Los humanos tienden a concentrarse en áreas que denominamos metropolitanas, donde adquieren más importancia aquellas especies que aceptan de buen grado su presencia. Hoy ya conocemos numerosos casos de especies que prosperan en estos ambientes urbanos. Al margen de algunas especies que son compañeras conocidas durante el proceso histórico de urbanización como son las ratas y ratones (*Rattus norvegicus*; *R. rattus*; *Mus musculus*) entre los mamíferos, y gorriones comunes (*Passer domesticus*) y palomas (*Columba livia*) entre las aves (Summers-Smith, 1988; Sorace, 2002; Guiry y Buckley, 2018; Reynolds *et al.*, 2019). Diversas especies están asociados a ambientes antrópicos y son dispares como los mapaches (*Procyon lotor*), un buen número de especies de aves que escapadas de cautividad como la cotorra gris argentina (e.g. *Myopsitta monachus*) o por expansión de su área de distribución como la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), alcanzan unas poblaciones prósperas en las áreas urbanas (Blackburn y Duncan, 2001b; Carrete y Tella, 2008; Blackburn *et al.*, 2009).

En principio podemos partir de que una invasión no tiene por qué presentar efectos negativos o positivos. Este planteamiento inicial no impide que procuremos conocer los tamaños de poblaciones que se asientan entre nosotros, y es aquí donde el entorno, la tasa de crecimiento de los tamaños poblacionales y el efecto de los humanos deben de considerarse. El entorno hace referencia a las singularidades de las ciudades en las que los campos de visión varían en exceso pues van desde el entorno callejero en los que solo se vislumbran algunos metros desde la posición del observador hasta extensiones amplias que admiten los grandes parques urbanos.

En las estimas de las poblaciones de aves, los resultados pueden depender de la probabilidad de detección y la precisión de las estimas puede verse afectada

por diversos factores (Koper *et al.*, 2016), tales como la detectabilidad de un individuo o grupo, factores ambientales como el hábitat y el clima (Lee y Marsden, 2012; Reynolds *et al.*, 2019), la experiencia y/o capacidad del observador (Eglington *et al.*, 2010; Thompson *et al.*, 2017) y causas que espantan a las aves tales como el tráfico de vehículos y los peatones (Verma y Murmu, 2015). Por otra parte, el tipo de edificaciones puede incidir en la detectabilidad de los individuos. En este estudio hemos utilizado métodos de muestreo de distancia mediante puntos de conteo (Buckland *et al.*, 1993) para investigar si las probabilidades de detección están influenciadas por las cualidades de los observadores y las perturbaciones en el entorno (Verma y Murmu 2015). Por el tamaño y la facilidad de detección hemos utilizado la tórtola turca (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky, 1838), como especie tipo para explorar el problema planteado. La tórtola turca, es una especie originaria de Asia meridional (del Hoyo *et al.*, 1997), y está considerada como una de las especies invasoras con mayor éxito (Romagosa y Labisky, 2000; Eraud *et al.* 2007; Fujisaki *et al.*, 2010), producto de su gran tolerancia a la presencia del hombre y por tener la capacidad de adaptarse a las condiciones que imperan en los ambientes antrópicos (Gibbs *et al.*, 2010). En este estudio, estimamos la densidad de tórtola turca a través de un muestreo en ambientes urbanos y periurbanos. Pretendemos analizar si considerar determinadas covariables puede ser útil para mejorar los estimados de densidad de estas aves. Dada la estructura del medio urbano, esperamos que la detectabilidad sea menor en ambientes con mayor número edificios altos, que dificultan la visión a largas distancias. Otras covariables relacionadas con la perturbación causada por la presencia de vehículos o de personas, podrían también influir en la detectabilidad, pero dado que es una especie asociada al hombre su influencia sobre la detectabilidad podría ser débil.

### Métodos

#### *Área de estudio*

La Comunidad Valenciana se ubica en el este de la Península Ibérica, entre los 37° 52' y los 40° 45' de latitud N, y las longitudes 02°09' W y 04° 12' E (Martín-Echevarría, 1932; Aguilera *et al.*, 2010), con una superficie de 23,305 km<sup>2</sup>. Presenta cuatro pisos de vegetación: termo-, meso-, supra- y oromediterráneo. Climáticamente, el mes de enero es el más frío y es en julio y agosto cuando se alcanzan las temperaturas más altas. Ombrotípicamente se divide en zonas semiárida, seca, subhúmeda y húmeda (Aguilera *et al.*, 2010).

La temperatura media anual es de 17,4°C, superándose los 18° en una extensa zona del sur de Alicante; mientras que en zonas sobre los 1.200 msnm presentan valores medios más bajos, inferiores a los 10°C, con unos inviernos con temperaturas suaves y veranos calurosos que pueden superar los 40°C. (López-Davalillo, 2014). Las precipitaciones varían entre los 400 a 600 mm promedio anual (López-Davalillo, 2014), elevándose estos valores en el extremo septentrional de la Comunidad, donde alcanza los valores máximos de 956 mm (Rigual, 1972). Por el contrario, las precipitaciones más bajas se presentan en las comarcas centrales y meridionales, donde alcanzan un máximo de 178 mm (Aguilera *et al.*, 2010).

Establecimos nuestro estudio a través de muestrear tres ambientes que caracterizan las áreas metropolitanas. Específicamente, los muestreos se hicieron definiendo tres ambientes: (1) zona urbana, (2) parques urbanos y (3) zona periurbana. La zona urbana está representada por edificios comerciales, apartamentos, áreas verdes públicas/privadas y un alto número de coches y personas, mientras que la zona periurbana está compuesta por barrios

residenciales y privados. Los parques están representados por vegetación y árboles nativos/introducidos.

### *Evaluación por puntos de conteo*

Los registros de tórtolas turcas se realizaron mediante puntos de conteo (Buckland *et al.*, 1993), sin límites de distancia, con una duración de 5 minutos para cada muestra (Hutto *et al.*, 1986; Kasprzykowski y Goławski, 2009). Se establecieron 223 puntos de conteo. Antes de iniciar los censos se esperaba un minuto con el fin de que las tórtolas turcas regresaran a su actividad normal (Gibbons y Gregory, 2006). Los censos se realizaron entre 08:00 y 11:00 de la mañana, período de mayor actividad de las tórtolas turcas, evitándose los días lluviosos y ventosos. Los censos fueron realizados por 4 observadores independientes, entre noviembre 2015 y abril 2016. Los puntos de conteo se seleccionaron al azar. Los puntos de conteo se ubicaron en 46 localidades dentro de áreas urbanas (N = 102) y periurbanas (N = 9) y parques (N = 38) con desigual número de muestras en función de la superficie y el número de habitantes de cada localidad. El número de muestras por localidad varió entre 2 y 16. Se registraron todas las distancias a los individuos y/o grupos, sin distinción de edad. Cuando los individuos se encontraban en bandos, se contó el número total de individuos que lo formaban y la distancia se tomó al centro del bando.

Con el fin de determinar qué variables mejoran la estima de densidades de la tórtola turca, realizamos estudios previos relacionados con la selección de hábitat (ver capítulos 5 y 6). Así, identificamos una variable relacionada con las estructuras urbanas y dos relacionadas con las molestias que puede producir el hombre. El volumen de estructura urbana fue cuantificado por el número de pisos promedio de los ocho edificios más cercanos al punto de conteo (EDIF). Si no existían edificios dentro de un radio de 50 m esta variable tomaba el valor cero.

El grado de perturbación relacionada con el ser humano en cada punto de conteo se midió cuantificando el número de vehículos (CARS) y peatones (PERS) que ingresaron en cinco minutos en el radio de acción del observador. Estas variables se trataron como factores con tres niveles: bajo (1, menos de cinco vehículos y/o peatones en cinco minutos), moderado (2, seis a diez vehículos y/o peatones en cinco minutos) o alto (3, más de diez vehículos y/o peatones en cinco minutos).

### *Análisis de datos*

Estimamos la densidad y la probabilidad de detección de la tórtola turca usando los modelos basados en el muestreo de distancia implementados en el software Distance 7.3 (Thomas *et al.*, 2010). La probabilidad de detección se modela a partir de una función de detección ( $g(x)$ ), que representa la probabilidad de detectar un objeto a una distancia ( $x$ ) desde el punto de muestreo (Buckland *et al.*, 1993). Estas funciones están formadas por una función clave y sus términos de ajuste (Buckland *et al.* 1993; Thomas *et al.* 2010). Así hemos estimado la densidad de tórtolas turcas con las premisas: (i) los individuos a distancia 0 son detectados con certeza, (ii) los individuos son detectados en su punto inicial, (iii) las distancias entre el individuo y el observador son exactas (Buckland *et al.*, 1993) y (iv) las detecciones fueron estadísticamente independientes (Groom *et al.*, 2007).

En la modelización de la función de detección mediante el muestreo por distancia con múltiples covariables (MCDS, por sus siglas en inglés multiple-covariate distance sampling), las covariables usadas en el análisis fueron el observador (OBS, covariable factorial con cuatro niveles: Alan (AL), Edgar (ED), Iván (IV) y José Antonio (JA)), infraestructura urbana y actividad humana. La infraestructura urbana (EDIF) fue ingresada como covariable continua, mientras que las variables de actividad humana (CARS y PERS), se trataron como factores.

La función de detección de covariables múltiples fue ajustada a datos agrupados en intervalos de distancias, pero cuando estimamos la densidad por estrato, calculamos las probabilidades de detección específica para cada estrato, con base en los valores de covariables de las aves observadas en cada estrato.

Para determinar si hay diferencias estadísticas entre las estimaciones de densidades entre estratos, comparamos sus intervalos de confianza (IC) del 84% (MacGregor-Fors y Payton, 2013).

Para definir intervalos de distancia para agrupar los datos realizamos previamente varios análisis exploratorios, tras los cuales los intervalos de distancia en que se agruparon los datos fueron 0, 25, 50, 75 y 100 m. Ajustamos los modelos seminormal con término de ajuste coseno y tasa de riesgo con término de ajuste de polinomio simple. Los modelos fueron seleccionados utilizando el criterio de información de Akaike (AIC), según el cual los valores más bajos del AIC indican el modelo más plausible (Akaike, 1973; Burnham y Anderson, 2002). Para evaluar la influencia de las covariables sobre la detectabilidad, primero probamos las cuatro covariables por separado; la covariable con menor AIC fue escogida y, combinada con las otras covariables. El modelo con el mejor ajuste se utilizó para estimar la densidad y la probabilidad de detección de la tórtola turca.

Realizamos modelos lineales generales (GLM) para evaluar el efecto de las covariables sobre la distancia a la que se detectó cada contacto, con error de distribución de Gamma y una función conectora (transformación) “inversa”. Debido a que varias distancias a los contactos eran igual a cero, se sumó 1 m a todos los valores de esta variable antes de ajustar el modelo. La variable respuesta fue la distancia a los contactos y OBS, EDIF, CARS y PERS se incluyeron como variables predictoras. Realizamos un test post-hoc de Tukey por parejas para

comparar las medias de las distancias de detección entre observadores, con la función “glht” del paquete multcomp (Bretz *et al.*, 2010)

Para la comparación de los índices puntuales de abundancias (IPA: número de individuos por punto de conteo durante los 5 minutos de evaluación en cada punto de conteo, Bibby *et al.*, 1993), entre los ambientes urbanos estudiados, realizamos un GLM con distribución de Poisson y una función conectora (transformación) “logarítmica”. La variable dependiente fue el número total de individuos registrados en cada punto (IPA) y como variable predictora el tipo de ambiente. Realizamos una prueba pos-hoc de Tukey por parejas para comparar las medias de los IPA’s entre los tipos de ambientes, con la función glht del paquete “multcomp” (Bretz *et al.*, 2010).

Las figuras y los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico R versión 3.6.1. (R Core Team, 2019).

## Resultados

Se detectaron un total de 668 individuos en 33 de las 46 localidades evaluadas (Tabla 7.1). Detectamos 346 clúster de tórtolas turcas (1-36 individuos), durante la evaluación por puntos de conteo, y que fueron utilizados para estimar las densidades de los grupos. La distancia máxima de detección fue de 196 m y la distancia media fue  $38,8 \pm 1,6$  m.

El histograma de frecuencias se incrementa con la distancia, hasta los 25 m (Figura 7.1A), para a continuación reducir la detectabilidad a distancias mayores (Buckland *et al.*, 1993).

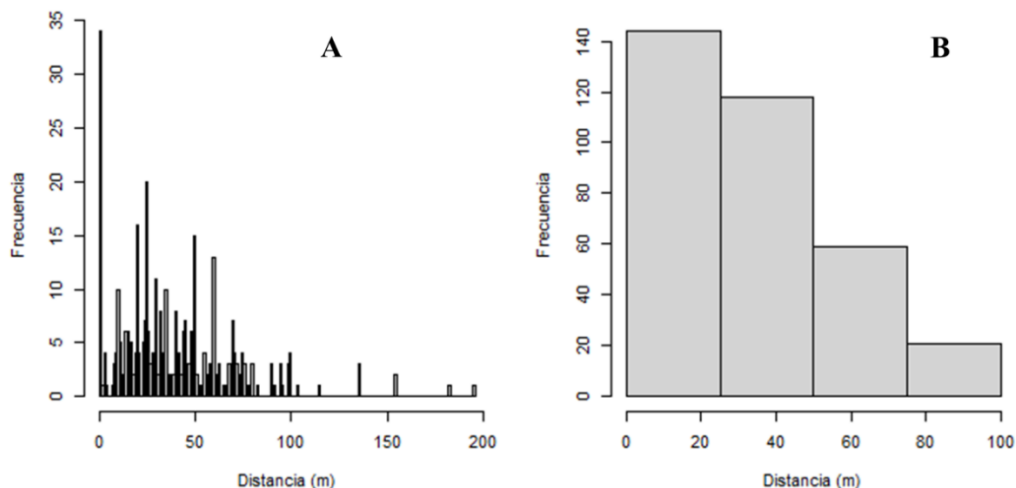


## Capítulo VII

**Tabla 7.1.** Superficie (área) y número de habitantes totales de cada una de las localidades evaluadas en la Comunidad Valenciana. N es el número de puntos de conteo en cada localidad.

Localidad	N	Área (km <sup>2</sup> )	Habitantes
Devesa*	2	0,21	0
El Saler	2	8,2	1699
Muntanyeta dels Sants	3	0,1	0
Vinarós	7	95,5	28190
Morella *	4	413,5	2575
Villores*	2	5,3	37
Forcall*	3	39,2	476
Sant Mateu	5	64,6	1995
L'Elia	6	8,8	17436
Pobla de Vallbona	7	33,1	22994
Liria	7	2,8	22745
Onil	5	48,4	7548
Benilloba	3	9,5	786
Banyeres	5	50,3	7155
Alcoi	8	129,9	59567
Cocentaina	6	52,9	11406
Chiva*	6	178,7	15004
Utiel	6	236,9	11915
Requena	7	814,2	20621
Titaguas*	3	63,2	473
Chelva	4	190,6	1446
Losa del Obispo	3	12,2	502
Burjassot	8	3,4	37546
Torrent	9	69,3	80107
Valencia	16	136,4	786189
Viver	4	49,9	1558
Pina de Montalgrao*	2	31,6	129
Barracas*	2	42,2	181
Azuébar*	2	23,4	325
Chóvar*	2	18,3	327
Aín*	2	12,3	131
Altura	4	129,5	3647
Segorbe	5	106,1	9073
Port Sagunt	5	3,6	40842
Sagunt	3	132,4	64944
Canet de Berenguer	5	38	6426
Canals	6	21,8	13628
Navarres	4	47	3104
Sumacàrcer*	4	20,1	1168
Xàtiva	7	76,6	29095
Quesa	3	73,2	690
Vallada*	4	61,5	3121
Faura	4	1,2	3477
Benavites	3	4,3	626
Benicarló	7	47,9	26403
Peñíscola	5	79	7444

\*Zonas muestreadas, pero sin registros de tórtolas turcas.



**Figura 7.1.** Histograma de frecuencia de las distancias totales (A) tomadas para la tórtola turca y frecuencias de distancias para los datos agrupados (B) en los siguientes intervalos: 0, 25, 50, 75, 100 m.

Realizamos tres modelos para la distancia de contacto en función del observador. El primer modelo incluyó todas las covariables (GLM1, Tabla 2, AIC = 3314) y sugiere que tanto el observador como la altura de los edificios influyen sobre la distancia de detección de la tórtola turca mientras que la presencia de coches y personas no tuvo un efecto significativo. A continuación, realizamos dos modelos solo con las dos variables significativas: un modelo aditivo y otro con la interacción de esas variables. El modelo que incluyó la interacción mejoró ligeramente el AIC (= 3311) pero la interacción no fue significativa. El modelo aditivo obtuvo el menor AIC (= 3307) de los tres y es el que retuvimos como mejor modelo (GLM2 en Tabla 7.2). Este modelo muestra que las distancias de detección de AL y ED son diferentes de JA (intercepto, Figura 2), mientras que las distancias de detección de IV es casi similar a la JA.

**Tabla 7.2.** Efecto de las covariables significativas sobre la distancia de detección de cada contacto de la tórtola turca. El coeficiente ( $\beta$ ) y el error estándar (SE) fueron obtenidos del GLM. Los valores de  $p$  se basan en los resultados de la prueba de T de student. En el caso del factor OBS el nivel de referencia es AL.

GLM1 con todas las covariables				
Covariable	$\beta$	SE	Valor t	p
Intercepto	0,016	0,004	4,69	< 0,001
OBS-AL	0,007	0,003	2,62	< 0,01
OBS-ED	0,008	0,003	2,62	< 0,01
OBS-IV	0,018	0,008	2,38	< 0,05
EDIF	0,002	0,001	3,11	< 0,01
CARS-Bajo	0,0005	0,003	0,15	0,88
CARS-Moderado	-0,003	0,004	-0,86	0,39
PERS-Bajo	0,002	0,003	0,60	0,55
PERS-Moderado	0,004	0,004	0,86	0,39

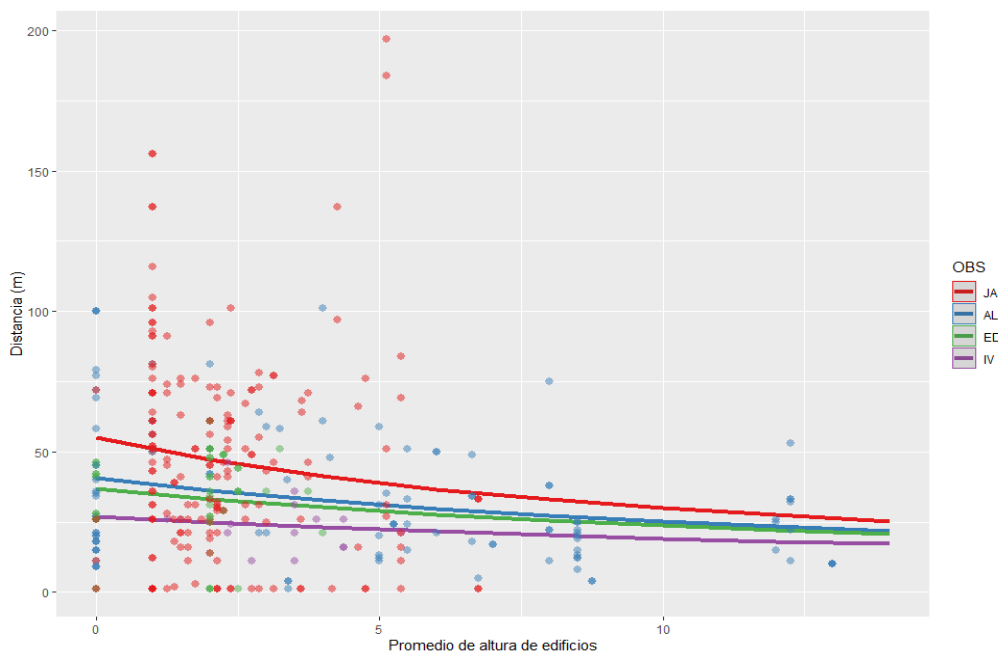
  

GLM2 aditivo con las covariables significativas				
	$\beta$	SE	Valor t	p
Intercepto	0,018	0,001	12,66	< 0,001
OBS-AL	0,006	0,002	2,59	< 0,01
OBS-ED	0,009	0,003	2,80	< 0,01
OBS-IV	0,019	0,008	2,42	< 0,05
EDIF	0,002	0,0005	3,32	< 0,01

La distancia de detección de la tórtola turca disminuye a medida que aumenta la altura media de los edificios (Figura 7.2). El GLM para medias de distancias de detección mostró un efecto significativo de entre observadores (LR test;  $X^2 = 26,44$ ;  $p < 0,001$ ). La prueba post-hoc de Tukey muestra que las distancias de detección de JA son mayores a la de AL (Tukey post-hoc test;  $Z = 3,86$ ;  $p < 0,001$ ) e IV (Tukey post-hoc test;  $Z = 2,63$ ;  $p < 0,05$ ) y a la ED (Tukey post-hoc test;  $Z = 5,21$ ;  $p = 0,0503$ ).

El GLM para el IPA medio de tórtolas turcas detectadas mostró un efecto significativo del tipo de ambiente urbano (LR test;  $X^2 = 34,63$ ;  $p < 0,001$ ). El test

post-hoc de Tukey muestra que la zona urbana tiene un IPA medio menor que la zona periurbana (Tukey post-hoc test;  $Z = -4,71$ ;  $p < 0,001$ ) y que los parques (Tukey post-hoc; test  $Z = -4,82$ ;  $p < 0,001$ ). Por el contrario, el IPA medio es similar en áreas periurbanas y parques (Tukey post-hoc test;  $Z = 1,43$ ;  $p = 0,32$ ).



**Figura 7.2.** Distancia de los contactos obtenidos por cada observador en función del número de pisos promedio de los ocho edificios más cercanos al punto de conteo. La línea continua marca el ajuste del GLM para cada observador y los círculos las distancias registradas por cada uno de ellos (identificados según el color de su línea)

Una covariable no factorial y tres covariables factoriales se testaron individualmente y combinadas para explorar su influencia sobre la probabilidad de detección de las tórtolas turcas (Tabla 7.3). Entre los modelos con la función seminormal (HN) y una sola covariable, el modelo con la covariable OBS fue algo mejor que el ajustado con EDIF ( $\Delta AIC = 2,3$ ), pero claramente mejor que

los modelos con las covariables CARS ( $\Delta AIC = 29,8$ ) y PERS ( $\Delta AIC = 31,95$ ). En cuanto a los modelos ajustados con la función de tasa de riesgo (HR) el mejor incluyó la variable EDIF, que presentó un AIC claramente más bajo que los modelos con las otras covariables (mínimo  $\Delta AIC = 16,97$ ). En el caso de los modelos basados en la función HN y dos covariables el mejor modelo añade a OBS variable EDIF. En los modelos basados en HR, el modelo con las covariables EDIF y OBS no converge. Los modelos con las otras combinaciones de covariable son peores que el modelo HR EDIF (Tabla 7.3). Por tanto, finalmente el mejor modelo se basa en la función HN e incluye las covariables OBS y EDIF.

Durante el período de estudio, la densidad media estimada varió por cada tipo de ambiente. La exploración de las estimaciones de densidad por estratos, muestra que la densidad media de grupos de tórtola turca es ligeramente mayor en la zona periurbana en comparación con los parques (Tabla 7.4). La estima de densidades de individuos muestra que la zona urbana (6,86 individuos/ha) es menor en comparación con la zona periurbana (20,85 individuos/ha). La densidad media para todas las localidades estudiadas fue de 13,02 individuos/ha.

**Table 7.3.** Resultados de los diferentes modelos ajustados usando el MCDS sin términos de ajuste. Las funciones claves son seminormal (HN) y tasa de riesgo (HR). Los términos de ajuste son coseno (Cos) y polinomio simple (SP). Las covariables factoriales en los modelos MCDS incluyen al observador (OBS), y número de vehículos (CARS) y peatones (PERS) que ingresan al radio de evaluación por minuto, y como variable no factorial el promedio del número de pisos de los 8 edificios cercanos al punto de conteo (EDIF). Los grupos están ordenados en de acuerdo al criterio de información de Akaike ( $\Delta AIC$ : diferencia de AIC respecto al mejor modelo). Se muestran el número de parámetros en cada modelo.

Modelo ajustado con una sola covariable									
Modelo	Covariable	Número de parámetros*	$\Delta AIC$	AIC	RDE	Densidad	84% IC		PD
							D LCL	D UCL	
HR-SP	EDIF	3	10,20	835,58	34,13	16,51	12,61	21,62	0,12
HN-Cos	OBS	4	26,17	851,55	38,47	11,73	8,98	15,34	0,15
HR-SP	OBS	5	27,16	852,55	39,09	11,54	8,85	15,04	0,15
HN-Cos	EDIF	2	28,47	853,85	39,22	11,51	8,85	14,96	0,15
HR-SP	CARS	4	36,92	862,31	41,04	10,61	8,16	13,79	0,17
HR-SP	PERS	4	38,77	864,15	41,23	11,31	8,70	14,71	0,17
HN-Cos	CARS	3	55,97	881,35	41,36	10,29	7,93	13,36	0,17
HN-Cos	PERS	3	58,12	883,50	41,50	10,31	7,96	13,36	0,17

Modelo ajustado con covariable con menor AIC									
Modelo	Covariable	Número de parámetros*	$\Delta AIC$	AIC	RDE	Densidad	84% IC		PD
							D LCL	D UCL	
HN-Cos	OBS + EDIF	5	0,00	825,38	36,61	13,02	9,95	17,02	0,13
HR-SP	OBS + CARS	7	11,91	837,29	34,82	14,11	10,56	18,85	0,12
HR-SP	EDIF + CARS	5	14,61	839,99	34,22	15,17	11,57	19,91	0,12
HR-SP	EDIF + PERS	5	13,53	838,91	34,01	16,63	12,70	21,76	0,12
HN-Cos	OBS + CARS	6	18,20	843,59	37,62	12,18	9,29	15,97	0,14
HN-Cos	OBS + PERS	6	25,41	850,79	38,32	11,90	9,12	15,54	0,15
HR-SP	OBS + PERS	7	34,33	859,71	40,15	11,00	8,41	14,37	0,16

RDE radio de detección efectivo, DLCL 84% límite inferior de confianza de la densidad, DUCL 84% límite superior de confianza de la densidad, PD probabilidad de detección. \* el AIC no seleccionó ningún término de ajuste.

**Tabla 7.4.** Densidad de grupos de tórtola turca y abundancia por estrato y datos agrupados calculada con el mejor modelo (seminormal/coseno). Intervalo de confianza superior e inferior del 84% entre paréntesis. Los valores medios del número de individuos por grupo (NIG) e índice puntual de abundancia (IPA) se reportan como media  $\pm$  error estándar.

Estrato	NPC	NC	Densidad de grupos por ha (84% IC)	NIG	Densidad de individuos por ha (84% IC)	PD	IPA
Parque	38	102	6,55 (5,15 - 8,31)	9,89 $\pm$ 3,83	11,34 (8,75 - 14,70)	0,15	2,35 $\pm$ 0,39
Perturbano	9	28	7,39 (4,86 - 11,22)	4,33 $\pm$ 1,33	20,85 (13,22 - 32,89)	0,26	2,82 $\pm$ 0,42
Urbano	125	216	4,35 (3,56 - 5,31)	6,22 $\pm$ 1,54	6,86 (5,51 - 8,55)	0,12	1,57 $\pm$ 0,10
Global	172	346	6,09 (4,96 - 7,49)	10,17 $\pm$ 2,88	13,02 (9,95 - 17,02)	0,13	1,89 $\pm$ 0,14

*NPC/NC* = número de puntos de conteos y número de contactos por tipo de ambiente, *PD* probabilidad de detección

### Discusión

Se ha sugerido que el éxito y la abundancia de las especies invasoras, sean introducidas o no, están relacionados con el grado de urbanización (Coombs *et al.*, 1981; Devictor *et al.*, 2007).

Estudios previos señalan que la tórtola turca alcanza sus mayores densidades en los parques y en la periferia de las áreas urbanas (Rodríguez, 1999; Carrascal y Palomino, 2008; Bled *et al.*, 2011; Yackulic *et al.*, 2015). Nuestros resultados concuerdan con estos ya que las mayores densidades las hemos detectado en los mismos ambientes. La causa de esta asociación estaría relacionada con una dieta generalista que mantiene una aportación continua de recursos alimentarios además de presentar lugares aptos para criar, pues estas superficies gozan de una rica y abundante representación arbórea (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios, 2004). La preferencia por las áreas periurbanas en nuestro estudio (11,5 - 38,7 individuos/ha) no desmerece de lo encontrado en otros lugares. Así, en Extremadura se han citado 22 individuos/ha (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios, 1998), densidad equiparable a la que encontramos en las superficies periurbanas de nuestra área de estudio.

Por otra parte, en la provincia de Alicante la densidad de tórtolas turcas no supera la pareja de aves reproductoras por hectárea (López-Iborra *et al.*, 2015), claramente inferiores a la densidad de las áreas urbanas de este estudio. En otras zonas de Europa, como por ejemplo en la ciudad polaca de Olsztyn se han señalado entre 2,2 - 5,4 individuos/ha (Dulisz y Nowakowski, 2011). Este valor es claramente inferior a las densidades de nuestras áreas periurbanas.

El MCDS elimina la necesidad de suposiciones poco justificadas sobre la detectabilidad constante (Crosbie *et al.*, 2011) que varían entre los niveles de las covariables potenciales (Arandhara *et al.*, 2020); por ejemplo, el observador y la



altura de los edificios, en nuestro estudio. Por lo que, la inclusión de covariables mejora el ajuste del modelo para el MCDS e incrementa su precisión (Zerbini, 2006; Marques *et al.*, 2007).

Al modelar las funciones de detección, la inclusión de covariables es útil en varios casos y es probable que den estimaciones más precisas de la densidad de aves (Marques *et al.*, 2007; Crosbie *et al.*, 2011). Nuestros resultados muestran que tanto el observador como la altura de los edificios influyen en la estimación de la densidad de la tórtola turca. Mientras que el observador influye de manera positiva, la altura de los edificios lo hace negativamente. Al seleccionar al observador como una covariable, destacando el hecho de que los observadores pueden variar en su capacidad para detectar una especie determinada (Diefenbach *et al.*, 2003; Norvell *et al.*, 2003; Englington *et al.*, 2010), muestra la importancia de tener en cuenta esas diferencias si se van a hacer comparaciones entre las estimaciones recopiladas por diferentes equipos de campo (Marques *et al.*, 2007). No tener en cuenta el sesgo del observador puede requerir la adopción de suposiciones irracionales y dar lugar a estimaciones menos precisas de la densidad de las aves (Englington *et al.*, 2010; Crosbie *et al.*, 2011).

Debemos tener en cuenta que raramente todos los individuos son detectados durante la evaluación (Hostetter *et al.*, 2019), el tamaño y el comportamiento de los individuos también son factores importantes que pueden afectar la probabilidad de detectar una especie objetivo (Eraud *et al.*, 2007) y, por ende, estimar su densidad. Estos factores pueden explicar la probabilidad que la especie sea detectada, ya que la tórtola turca es una especie de tamaño mediano (véase Cramp, 1985) fácilmente reconocible incluso a largas distancias (Eraud *et al.*, 2007). La distancia desde el observador es una fuente ubicua de heterogeneidad, porque las aves cercanas se detectan más fácilmente que las distantes (Efford y Dawson, 2009); sin embargo, una limitante en esta detección es la heterogeneidad

de los ambientes evaluados, tal como muestran nuestros resultados, ya que la altura de los edificios influyó negativamente en su detección.

La densidad de aves se reduce según se incrementa el número de edificios, después de corregir por la detectabilidad (Mason, 2006; Tratalos *et al.*, 2007). La menor abundancia encontrada en los sectores urbanos en sentido estricto concuerda con lo establecido en las referencias anteriores, pues en nuestras zonas periurbanas el número de edificios se reduce. Esta disminución de las densidades poblacionales estaría explicado por el reemplazo de la vegetación nativa, y de los espacios abiertos por edificios, carreteras y otras estructuras (Pennington y Blair, 2012).

Los espacios cerrados, generalmente dominados por edificios de gran altura, deben afectar a la capacidad de detección, que debe de variar a consecuencia del entorno (Murgui y Hedblom, 2017), además, estos ambientes deben afectar al tamaño de grupo observado porque es probable que los grupos más grandes sean más detectables que los más pequeños (Johnston *et al.*, 2014). Nuestros resultados muestran que la disminución de la tórtola turca, desde zonas periurbanas hacia urbanas, puede estar relacionada con la altura de los edificios.

Las diferencias de los IPA's entre estratos pueden estar relacionadas con la presencia de una gran cantidad de edificaciones, sugiriendo que la capacidad de dispersión de la tórtola turca probablemente se atenúa con el grado de urbanización. Además, su dieta generalista sería una razón para el éxito invasivo, y con frecuencia se encuentran en parques y avenidas que presenten arbolado (Rocha-Camarero y Hidalgo de Trucios, 1998).

Los resultados de este estudio apoyan la utilidad de los puntos de conteo y los métodos de muestreo de distancia de covariables múltiples en los programas de monitoreo de especies invasoras que están adaptadas a hábitats antrópicos.

## CONCLUSIONES GENERALES

### **Capítulo 3. Tendencia poblacional de la tórtola común europea**

1. En los naranjales de Sagunto, cada pareja hace dos puestas, compuesta por dos huevos cada una y tiende a producir cerca de 2 pollos por temporada reproductora.
2. El número de parejas por temporada reproductora tiene influencia significativa sobre la producción de volantones (0,76) y el éxito reproductor (1,21), de manera que tiende a ser mayor en aquellos años en que la abundancia de parejas reproductoras es mayor.
3. Las variables que determinan el éxito reproductivo que se investigaron no pueden haber sido el mecanismo que ha impulsado el declive de esta especie.

### **Capítulo 4. Modelamiento de la distribución de la tórtola común europea**

4. La tórtola común europea prefirió ambientes con vegetación natural sobre los ambientes intervenidos por el hombre. Entre los cultivos arbóreos, los árboles de almendras y cítricos fueron los más favorables para la tórtola común europea.
5. En Alicante, la tórtola común europea evitó las zonas residenciales. Las variables relacionadas con carreteras tuvieron efectos opuestos sobre la presencia de la especie, las carreteras pavimentadas tuvieron un efecto negativo, mientras que las carreteras sin pavimentos muestran un efecto positivo.

6. La tórtola común europea se presenta en áreas de menor altitud y áreas forestales. Su presencia se ve favorecida en zonas abiertas y arboladas, dominadas por bosques de pino de desarrollo medio y aquellos mezclados con matorrales.
7. La presencia de cuerpos de agua concentra una mayor abundancia de tórtola común europea en Alicante.

### **Capítulo 5. Selección de hábitat de la tórtola turca en ambientes urbanos**

8. Las variables que mejor explicaron la presencia y abundancia de la tórtola turca fueron los parques, la vegetación exótica, el tráfico peatonal y el número de habitantes.
9. La tórtola turca es una especie antropófila. Esta especie se registró en pueblos con mayor número de habitantes y dentro de ellos en zonas escolares.
10. La vegetación, la presencia de cuerpos de agua (piletas) y el área (urbana/periurbana) mostraron un efecto positivo en la abundancia de la tórtola turca. La abundancia fue menor en áreas urbanas en comparación con áreas periurbanas.
11. La tórtola turca se presenta en zonas más cálidas y menos lluviosas, disminuyendo a través del gradiente altitudinal.
12. Las preferencias de microhábitat en paisajes urbanizados pueden ser útiles para predecir qué áreas no colonizadas son más plausibles para ser colonizadas y/o invadidas por la tórtola turca.

### **Capítulo 6. Modelando el hábitat que ocupa la tórtola turca**

13. La presencia de la tórtola turca en la provincia de Alicante se asoció positivamente con la presencia de cuerpos de agua, longitud de caminos pavimentados y sin pavimentar, superficie de casas aisladas y plantaciones agrícolas de árboles, principalmente almendros y cítricos. Por el contrario, la altitud media, la pendiente y el matorral seco influyeron negativamente en la presencia de la especie.
14. La tórtola turca fue registrada, principalmente, en ambientes antrópicos. Dentro de estos ambientes la especie fue más abundante en áreas de uso improductivo del suelo y áreas con un número creciente de urbanizaciones.

### **Capítulo 7. Estimaciones de poblaciones de aves urbanas**

15. La probabilidad de detección muestra una variación considerable entre observadores y disminuye con la altura de los edificios.
16. La densidad de grupos e individuos de tórtola turca varió entre ambientes, siendo menos abundante en zonas urbanas. En los parques y la zona periurbana las densidades aumentaron con la disminución de la altura de los edificios.
17. Los resultados de nuestro estudio apoyan la utilidad de los puntos de conteo y los métodos de muestreo de distancia de covariables múltiples en los programas de monitoreo de especies adaptadas a hábitats antrópicos.

## GENERAL CONCLUSIONS

### **Chapter 3. Population trend of the European turtledove**

1. In Sagunto orange groves, the European turtle dove makes two clutches, consisting of two eggs per clutch and tends to produce about two chickens per breeding season.
2. The number of pairs per breeding season has a significant influence on fledgling production (0.76) and reproductive success (1.21), so it tends to be higher in those years when the abundance of breeding pairs is greater.
3. The variables that determine the reproductive success that were investigated may not have been the mechanism that has driven the decline of this species.

### **Chapter 4. Modeling the distribution of the European turtledove**

4. The European turtle dove preferred environments with natural vegetation over man-made environments. Among tree crops, the almond and citrus trees were the most favorable for European turtledove.
5. In Alicante, the European turtle dove avoided residential areas. Road-related variables had opposite effects on presence of the species; paved roads had a negative effect, while unpaved roads showed a positive effect.
6. The European turtledove occurs in lower altitude areas and forest areas. Its presence is favored in open and wooded areas, dominated by medium development pine forests and those mixed with scrubs.

7. The presence to bodies of water concentrates a greater abundance of the European turtledove in Alicante.

### **Chapter 5. Habitat selection in urban environments by Eurasian collared dove**

8. The variables that best explained the presence and abundance of Eurasian collared dove were parks, exotic vegetation, pedestrian traffic and the number of inhabitants.
9. The Eurasian collared dove is an anthropophilous specie. This specie was recorded in towns with a greater number of inhabitants and them in school zones.
10. The vegetation, presence of fountains water and the area (urban/periurban) showed a positive effect on the abundance of the Eurasian collared dove. Abundance was lower in urban areas compared to periurban areas.
11. The Eurasian collared dove occurs in warmer and less rainy areas, decreasing through the altitudinal gradient.
12. Microhabitat preferences in urbanized landscapes can be useful in predicting which non-colonized areas are most plausible to be colonized and/or invaded by the Eurasian collared dove.

### **Chapter 6. Modeling the habitat of the Eurasian collared dove**

13. The presence of Eurasian collared dove in Alicante province, was positively associated with the presence of bodies of water, the length of

paved and unpaved roads, the surface of isolated houses and agricultural plantations of trees, mainly almond and citrus trees. On the contrary the mean altitude, slope, and dry scrub are negatively affecting the presence of the Eurasian collared dove.

14. The Eurasian collared dove was registered mainly in anthropogenic environments. Within these environments, the species was more abundant in unproductive land use and areas with an increasing number of urbanizations.

### **Chapter 7. Estimates of urban bird populations**

15. The detection probability shows a considerable variation among observers and decreases with the height of the buildings.
16. The density of groups and individuals of Eurasian collared doves varied among environments, being less abundant in urban areas. In parks and periurban areas, densities increased as the height of building decreased.
17. The results of our study support the utility of point-count and multiple covariates distance sampling methods in monitoring programs species adapted to anthropogenic habitats.



## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abellán, P., Carrete, M., Anadón, J. D., Cardador, L. y Tella, J. L. (2016). Non-random patterns and temporal trends (1912-2012) in the transport, introduction and establishment of exotic birds in Spain and Portugal. *Diversity Distribution*, 22: 263-273. doi.org/10.1111/ddi.12403
- AEMET (2020). Agencia Española de Meteorología. Disponible en <http://www.aemet.es/>
- Aguilella, A., Fos, S. y Laguna, E. (Eds.). (2010). *Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazadas*. (Colección). Valencia: Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana.
- Akaike, H. (1973). Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle. En B. N. Petrov y F. Csaki (Eds.): *Proceedings of the 2nd International Symposium on Information Theory*, pp. 267-281. Budapest: Akademiai Kiado.
- Albano, D. J. (1992). Nesting mortality of Carolina Chickadees breeding in natural cavities. *Condor*, 94(2):371-382. doi.org/10.2307/1369210
- Altwegg, R., Wheeler, M. y Erni, B. (2008). Climate and the range dynamics of species with imperfect detection. *Biology Letters*, 4(5):581-584. doi.org/10.1098/rsbl.2008.0051
- Aram, F., Higuera García, E., Solgi, E. y Mansournia, S. (2019). Urban green space cooling effect in cities. *Heliyon*, 5(e01339). doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339

## Referencias Bibliográficas

---

- Arandhara, S., Sathishkumar, S. y Baskaran, N. (2020). Modelling the effect of covariates on the detectability and density of native blackbucks and invasive feral-horse using Multiple Covariate Distance Sampling at Point Calimere Wildlife Sanctuary, Southern. *Mammalian Biology*, 100:173-186. doi.org/10.1007/s42991-020-00018-w
- Asociación Española de Entomología (Ed.). (2013). *Polinizadores y biodiversidad*. Madrid:Fundación Biodiversidad.
- Bagi, Z., Kraus, H. R. y Kusza, S. (2017). A review of theinvasive Eurasian collared dove and possible research metohds in the future. *Balkan Journal of Wildlife Research*, 4(2):1-10. doi.org/10.15679/bjwr.v4i2.53
- Bakaloudis, D. E., Vlachos, C. G., Chatzinikos, E., Bontzorlos, V. A. y Papakosta, M. A. (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(6):597-602. doi.org/10.1007/s10344-009-0287-y
- Baptista, L. (1997). Family Columbidae (Pigeons and Doves). En J. del Hoyo, A. Elliott y J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World, vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos*, pp. 60-243. Barcelona: Lynx Edicions.
- Barrientos, R., Kvist, L., Barbosa, A., Valera, F., López-Iborra, G. M. y Moreno, E. (2009). Colonization patterns and genetic structure of peripheral populations of the trumpeter finch (*Bucanetes githagineus*) from Northwest Africa, the Canary Islands and the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography*, 36(2):210-219. doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.01995.x
- Barthel, P. H. y Dougalis, P. (2010). *Aves de Europa*. Barcelona: Lynx Editions.
- Bartholomew, G. A. y Macmillen, R. E. (1960). The water requirements of

## Referencias Bibliográficas

---

- Mourning Doves and their use of sea water and NaCl solutions. *Physiological Zoölogy*, 33(3):171-178. doi.org/10.1086/664584
- Beckett, S., Komar, N. y Doherty Jr., P. F. (2007). Population estimates for Eurasian collared dove in Northeastern Colorado. *The Wilson Journal of Ornithology*, 119(3):471-475. doi.org/10.1676/05-064.1
- Belda, E. J., Ferrandis, P. y Gil-Delgado, J. A. (1995). Clutch size variation and nest failure of the serin *Serinus serinus* in orange groves. *Ardeola*, 42(1):1-10.
- Bendjoudi, D., Voisin, J. F., Doumandji, S., Merabet, A., Benyounes, N. y Chenchouni, H. (2015). Rapid increase in numbers and change of land-use in two expanding Columbidae species (*Columba palumbus* and *Streptopelia decaocto*) in Algeria. *Avian Research*, 6(18):1-9. doi.org/10.1186/s40657-015-0027-9
- Bennett, P. M. y Owens, I. P. F. (1997). Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition? *Proc. R. S.B: Biol.Sciences*, 264:401-408. doi.org/10.1098/rspb.1997.0057
- Bernat-Ponce, E., Gil-Delgado, J. A. y Guijarro, D. (2018). Factors affecting the abundance of House Sparrows *Passer domesticus* in urban areas of southeast of Spain areas of southeast of Spain. *Bird Study*, 65(3):404-416. doi.org/10.1080/00063657.2018.1518403
- Bernis, F., Asensio, B. y Benzal, J. (1985). Sobre la expansión y ecología de la tórtola turca (*Streptopelia decaocto*), con nuevos datos del interior de España. *Ardeola*, 32(2):279-294.
- Berthold, P., Fiedler, W., Schlenker, R. y Querner, U. (1998). 25-year study of the population development of central European songbirds: A general decline, most evident in long-distance migrants. *Naturwissenschaften*, 85(7):350-353.

## Referencias Bibliográficas

---

doi.org/10.1007/s001140050514

Bibby, C. J., Burgess, N. D. y Hill, D. A. (1993). *Bird Census Techniques* (2nd ed.). London: Academic Press.

BirdLife International (2015). *European Red List of Birds*. Luxemburgo. doi.org/10.2779/975810

BirdLife International. (2004). *Birds in the European Union: A status assessment*. doi.org/10.1038/35002540

BirdLife International. (2016). Species factsheet: *Streptopelia turtur*. Descargado de <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/european-turtle-dove-streptopelia-turtur/text>. 23 de october de 2016.

BirdLife International. (2017). *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities*. Cambridge: BirdLife International.

Blackburn, T. M. y Duncan, R. P. (2001a). Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature*, 414:195-197. doi.org/10.1038/35102557

Blackburn, T. M. y Duncan, R. P. (2001b). Establishment patterns of exotic birds are constrained by non-random patterns in introduction. *Journal of Biogeography*, 28:927-939. doi.org/10.1046/j.1365-2699.2001.00597.x

Blackburn, T. M., Cassey, P. y Lockwood, J. L. (2007). The island biogeography of exotic bird species. *Global Ecology and Biogeography*, 17:246-251. doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00361.x

Blackburn, T. M., Lockwood, J. L. y Cassey, P. (2009). *Avian Invasions: The ecology and evolution of exotic birds*. Oxford: Oxford University Press.

Blair, R., y B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban

## Referencias Bibliográficas

---

- gradient. *Ecological Applications*, 6(2):506-519. doi.org/10.2307/2269387
- Bled, F., Royle, J. A. y Cam, E. (2011). Hierarchical modeling of an invasive spread: the Eurasian Collared dove *Streptopelia decaocto* in the United States. *Ecological Applications*, 21(1):290-302. doi.org/10.1890/09-1877.1
- Blondel J. (1969). *Synécologie des Passereaux résidents et migrants dans le Midi méditerranéen*. Marsella: C.R.D.P.
- Bolton, N. M., van Oosterhout, C., Collar, N. J. y Bell, D. J. (2016). Population constraints on the Grenada Dove *Leptotila wellsi*: preliminary findings and proposals from south-west Grenada. *Bird Conservation International*, 26(2):205-213. doi.org/10.1017/S0959270915000064
- Bonter, D. N., Zuckerberg, B. y Dickinson, J. L. (2010). Invasive birds in a novel landscape: habitat associations and effects on established species. *Ecography*, 33:494-502. doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06017.x
- Bretz, F., Hothorn, T. y Westfall, P. (2010). *Multiple Comparisons Using R*. Boca Raton: CRC Press.
- Brito, J. C., Crespo, E. G. y Paulo, O. S. (1999). Modelling wildlife distributions: Logistic multiple regression vs overlap analysis. *Ecography*, 22(3):251-260. doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00500.x
- Brochet, A.-L., Van Den Bossche, W., Jbour, S., Ndang'Ang'A, P. K., Jones, V. R., Abdou, W. A. L. I., *et al.* (2016). Preliminary assessment of the scope and scale of illegal killing and taking of birds in the Mediterranean. *Bird Cons. Int.* 26(1):1-28. doi.org/10.1017/S0959270915000416
- Brown, J. H., y Lomolino, M. V. (1998). *Biogeography*. Massachusetts: Sinauer Associates, INC.
- Browne, S. J. y Aebischer, N. J. (2003). Habitat use, foraging ecology and diet of

## Referencias Bibliográficas

---

- Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis*, 145(4):572-582. doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00185.x
- Browne, S. J. y 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. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00235.x
- Browne, S. J., Aebischer, N. J. y Crick, H. Q. P. (2005). Breeding ecology of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain during the period 1941-2000: An analysis of BTO nest record cards. *Bird Study*, 52(1):1-9. doi.org/10.1080/00063650509461368
- Browne, S. J., Aebischer, N. J., Yfantis, G. y Marchant, J. H. (2004). Habitat availability and use by Turtle Doves *Streptopelia turtur* between 1965 and 1995: an analysis of Common Birds Census data. *Bird Study*, 51(1):1-11. doi.org/10.1080/00063650409461326
- Bucher, E. H. y Aramburú, R. M. (2014). Land-use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. *Journal of Biogeography*, 41:1160-1170. doi.org/10.1111/jbi.12282
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. y Laake, J. L. (1993). *Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. London: Chapman and Hall.
- Bunnell, F. L. (1999). What habitat is an island? En J. Rochelle, L. Lehmann, y J. Wisniewski (Eds.): *Forest Fragmentation: Wildlife and Management Implication*, pp. 1-31. Leiden: The Netherlands.
- Burnham, K. P. y Anderson, D. R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. Nueva York:

Springer-Verlag.

- Calderón, L., Campagna, L., Wilke, T., Lormee, H., Eraud, C., Dunn, J., Rocha-Camarero, G., Zehindjiev, P., Bakaloudis, D. E., Metzger, B., Cecere, J. G., Marx, M. y Quillfeldt, P. (2016). Genomic evidence of demographic fluctuations and lack of genetic structure across flyways in a long distance migrant, the European turtle dove. *BMC Evolutionary Biology*, 16:237. doi.org/10.1186/s12862-016-0817-7
- Calladine, J., Buner, F. y Aebischer, N. J. (1999). Temporal variations in the singing activity and the detection of Turtle Doves *Streptopelia turtur*: Implications for Surveys. *Bird Study*, 46(1):74-80. doi.org/10.1080/00063659909461116
- Carrascal, L. M. y Díaz, L. (2003). Asociación entre distribución continental y regional. Análisis con la avifauna forestal y de medios arbolados de la Península Ibérica. *Graellsia*, 59(2-3): 179-207. doi.org/10.3989/graellsia.2003.v59.i2-3.241
- Carrascal, L. M. y Palomino, D. (2008). *Las aves comunes reproductoras en España. Población en 2004-2006*. Madrid: SEO/BirdLife.
- Carrete, M. y Tella, J. L. (2008). Wild-bird trade and exotic invasions: A new link of conservation concern? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(4):207-211. doi.org/10.1890/070075
- Catry, P., Mellanby, R., Suleiman, K. A., Salim, K. H., Hughes, M., McKean, M., *et al.* (2000). Habitat selection by terrestrial birds on Pemba Island (Tanzania): With particular reference to six endemic taxa. *Biol. Cons.* 95(3):259-267. doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00044-6
- Chamberlain, D. E. y Crick, H. Q. P. (1999). Population declines and reproductive

## Referencias Bibliográficas

---

- performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis*, 141:38-51. doi.org/10.1111/j.1474-919X.1999.tb04261.x
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. y Shrubbs, M. (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology*, 37(5):771-788. doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x
- Chapman, K. A. y Reich, P. B. (2007). Land use and habitat gradients determine bird community diversity and abundance in suburban, rural, and reserve landscapes of Minnesota, USA. *Biol. Cons.* 135(4):527-541. doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.050
- Chevan, A. y Sutherland, M. (1991). Hierarchical Partitioning. *The American Statistician*, 45(2):90-96. doi.org/10.2307/2684366
- Clergeau, P., Jokimäki, J., y Snep, R. (2006). Using hierarchical levels for urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12):660. doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.001
- Coombs, C. F. B., Isaacson, A. J., Murton, R. K., Thearle, R. J. P. y Westwood, N. J. (1981). Collared doves (*Streptopelia decaocto*) in urban habitats. *Journal of Applied Ecology*, 18(1): 41-62. doi.org/10.2307/2402478
- Cramp, S. (1985). *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa*. Volume 4. The Birds of the Western Palearctic: Terns to Woodpeckers. Oxford: Oxford University Press.
- Crick, H. Q. P., Gibbons, D. W. y Magrath, R. D. (1993). Seasonal changes in clutch size in British birds. *Journal of Animal Ecology*, 62:263-273. doi.org/10.2307/5357



- Crooks, J. y Soulé, M. E. (1999). Lag times in population explosions of invasive species: Causes and implications. En O. Sandlund, P. Schei y A. Viken (Eds): *Invasive Species and Biodiversity Management*, pp 103-125. Dordrecht, The Netherlands.
- Crosbie, S. P., Souza, L. E. y Ernest, H. B. (2011). Estimating western Scrub-Jay density in California by multiple-covariate distance sampling. *Condor*, 113(4):843-852. doi.org/10.1525/cond.2011.090152
- del Hoyo, J., Elliott, A. y Sargatal, J. (1997) Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos. Barcelona: Lynx Editions.
- Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., Lee, A., y Jiguet, F. (2007). Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, 21(3): 741-751. doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00671.x.
- di Castri, F. (1990). On invading species and invaded ecosystems: The interplay of historical chance and biological necessity. En F. di Castri, A. J. Hansen, y M. Debussche (Eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 3-16. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers .
- Dias, S. (2016). *Critérios para a gestão sustentável das populações de rola-brava [Streptopelia turtur (L.)] em Portugal. Padrões de abundância, reprodução e pressão cinegética*. Tesis Doctoral. Universidad de Lisboa.
- Dias, S., Moreira, F., Beja, P., Carvalho, M., Gordinho, L., Reino, L., Oliveira, V. y Rego, F. (2013). Landscape effects on large scale abundance patterns of turtle doves *Streptopelia turtur* in Portugal. *European Journal of Wildlife Research*, 59(4):531-541. doi.org/10.1007/s10344-013-0702-2

## Referencias Bibliográficas

---

- Diefenbach, D. R., Brauning, D. W. y Mattice, J. A. (2003). Variability in grassland bird counts related to observer differences and species detection rates. *Auk*, 120(4):1168-1179. doi.org/10.2307/4090287
- Donald, P. F., Collar, N. J., Marsden, S. J. y Pain, P. J. (2010). *Facing Extinction: The World's Rarest Birds and the Race to Save Them*. London: T & AD Poyser Ltd.
- Donaldson, A. y Bennett, A. (2004). *Ecological effects of roads: Implications for the internal fragmentation of Australian parks and reserves*. En Parks Victoria Technical Series. Melbourne.
- Dowd, C. (1992). Effect of development on bird species composition of two urban forested wetlands in Staten Island, New York. *Journal of Field Ornithology*, 63(4):455-461.
- Dulisz, B. y Nowakowski, J. J. (2011). Population dynamics of the Collared Dove *Streptopelia decaocto* in urban areas of Poland during wintertime. En P. Indykiewicz, L. Jerzak, J. Böhner, y B. Kavanagh (Eds.): *URBAN FAUNA. Studies of animal biology, ecology and conservation in European cities*, pp. 449-460. Poland: Bydgoszcz.
- Duncan, R. P., Blackburn, T. M. y Sol, D. (2003). The ecology of bird introductions. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:71-98. doi.org/10.1146/132353
- Dunn, J. C. y 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(4): 394-402. doi.org/10.1080/00063657.2012.725710
- Eeva, T., Lehtikoinen, E., Rönkä, M., Lummaa, V. y Currie, D. (2002). Different responses to cold weather in two pied flycatcher populations. *Ecography*,

## Referencias Bibliográficas

---

25:705-713. doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250606.x

Efford, M. G. y Dawson, D. K. (2009). Effect of distance-related heterogeneity on population size estimates from point counts. *Auk*, 126(1):100-111. doi.org/10.1525/auk.2009.07197

Eglington, S. M., Davis, S. E., Joys, A. C., Chamberlain, D. E. y Noble, D. G. (2010). The effect of observer experience on English Breeding Bird Survey population trends. *Bird Study*, 57(2):129-141. doi.org/10.1080/00063650903440648

Emlen, T. (1974). An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor*, 76, 184-197. doi.org/10.2307/1366729

Eraud, C., Boutin, J-M., Roux, D. y Faivre, B. (2007). Spatial dynamics of an invasive bird species assessed using robust design occupancy analysis: the case of the Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in France. *Journal of Biogeography*, 34(6):1077-1086. doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01673.x

Eraud, C., Jacquet, A. y Legagneux, P. (2011). Post-fledging movements, home range, and survival of juvenile eurasian collared doves in Western France. *Condor*, 113(1):150-158. doi.org/10.1525/cond.2011.090141

Eraud, C., Rivière, M., Lormée, H., Fox, J. W., Ducamp, J. J. y Boutin, J-M.. (2013). Migration routes and staging areas of Trans-Saharan Turtle Doves appraised from light-level geolocators. *PLoS ONE*, 8(3):1-10. doi.org/10.1371/journal.pone.0059396

Fadhila, K. (2015). *Structure et écologie des Tourterelles nicheuses dans l'extrême Nord-est de l'Algérie*. Tesis Doctoral. Universidad 08 Mai 1945-Guelma.

- Fahrig, L. (1999). Forest loss and fragmentation: Which has the greater effect on persistence of forest-dwelling animals? En J. Rochelle, L. Lehmann y J. Wisniewski (Eds.): *Forest fragmentation: wildlife and management implications*, pp. 87-95. Leiden: Koninklijke Brill NV.
- Fernández-Juricic, E. (2000). Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology*, 14(2):513-521. doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98600.x
- Fielder, J. M., Kannan, R., James, D. A., y Cunningham, J. (2012). Status, dispersal, and breeding biology of the exotic Eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*) in Arkansas. *Journal of the Arkansas Academy of Science*, 66:55-61.
- Fisher, I., Ashpole, J., Scallan, D., Proud, T. y Carboneras, C. (compiladores) (2018). *International Single Species Action Plan for the conservation of the European Turtle-dove Streptopelia turtur (2018 to 2028)*. European Commission 2018.
- Fortuna, M. A. (2002). Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola*, 49(1):59-66.
- Fox, J., y Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. California: Sage Publications, Inc.
- Fujisaki, I., Pearlstine, E. V. y Mazzotti, F. J. (2010). The rapid spread of invasive Eurasian collared doves *Streptopelia decaocto* in the continental USA follows human-altered habitats. *Ibis*, 152(3):622-632. doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01038.x
- George, R. R. (1975). *Mourning Doves in Texas. Life history, habitat needs and*

## Referencias Bibliográficas

---

- management suggestions*. Texas: Texas Parks & Wildlife Department.
- Gibbons, D. W., y Gregory, R. D. (2006). Birds. En W. J. Sutherland (Eds.): *Ecological Census Techniques: A handbook* (2nd ed.), pp. 308-350. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gibbs, D., Barnes, E. y Cox, J. (2010). *Pigeons and doves: A guide to the pigeons y dove of the world*. London: A & C Black Publishers.
- Gil Delgado, J. A., y Escarré, A. (1977). Avifauna del naranjal valenciano I. Datos preliminares sobre mirlo (*Turdus merula* L.). *Mediterránea, Serie Biológica* 1:89-109.
- Gil-Delgado, J. A. (1981). La avifauna del naranjal valenciano III. El Verdecillo (*Serinus serinus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica* 5:97-114.
- Gil-Delgado, J. A., López, G., Rico, L., Sirvent, M. I., Villaplana, J. y Albentosa, L. (1989). Análisis de la distribución de la avifauna nidificante en la provincia de Alicante. *Mediterránea, Serie Biológica* 11:77-120.
- Gil-Delgado, J. A., Marco, E., Paredes, M., y Vives-Ferrándiz, C. (2005). Seasonal clutch size variation of multi-brooded bird species: Comparisons between breeding season and latitudes. *Ibis* 147(1): 206-212. doi.org/10.1111/j.1474-919x.2004.00391
- Gil-Delgado, J. A., y Lacort, P. (1996). La estacion de nidificacion del mirlo *Turdus merula* en los naranjales: Tiempo de nidificacion y número de nidadas. *Ardeola*, 43(1):41-48.
- Gil-Delgado, J. A.; Pardo, R.; Bellot, J. y Lucas, I. (1979). Avifauna del naranjal valenciano, II, El Gorrión Común (*Passer domesticus* L.). *Mediterránea, Serie Biológica* 3:69-99.
- Gil-Delgado, J.A., Tapiero, A. y Vives-Ferrándiz, C. (2002). Tendencia

## Referencias Bibliográficas

---

- decreciente de una población de Gorrión Común *Passer domesticus* en los naranjales del Este de España. *Ardeola*, 49:195-209.
- Giménez García, R., García Marín, R., Serrano Martínez, J. y Pulido Fernández, M. (2018). Peri-Urban Dynamics in Murcia Region (SE Spain): The Successful Case of the Altorreal Complex. *Urban Science*, 2(3):1-11. doi.org/10.3390/urbansci2030060
- Glowka, L., Burhenne-Guilmin, F. y Synge, H. (1994). *A guide to the Convention on Biological Diversity*. Cambridge: IUCN Gland and Cambridge.
- González-Oreja, J. A., Barillas-Gómez, A. L., Bonache-Regidor, C., Buzo-Franco, D., Garcia-Guzmán, J. y Hernández-Satín, L. (2012). Does Habitat Heterogeneity Affect Bird Community Structure in Urban Parks? En C. A. Lepczyk y P. S. Warren (Eds.): *Urban bird ecology and conservation*, pp. 1-16. London: University of California Press.
- Gregory, R. D., Noble, D. G., Cranswick, P. A., Campbell, L. H., Rehfisch, M. M. y Baillie, S. R. (2001). *The state of the UK's birds 2000*. RPBs and BTO. Sandy.
- Groom, J. D., McKinney, L. B., Ball, L. C. y Winchell, C. S. (2007). Quantifying off-highway vehicle impacts on density and survival of a threatened dune-endemic plant. *Biological Conservation*, 135(1):119-134. doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.005
- Gruychev, G. y Mihaylov, H. (2019). Breeding density of European turtle dove (*Streptopelia turtur*) on Sakar mountain (SE Bulgaria). *Turkish Journal of Zoology*, 43(4):403-406. doi.org/10.3906/zoo-1808-50

## Referencias Bibliográficas

---

- Guiry, E. y Buckley, M. (2018). Urban rats have less variable, higher protein diets. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285:20181441. doi.org/10.1098/rspb.2018.1441
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2-3):147-186. doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9
- Gutiérrez-Galán, A. y 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(4):490-499. doi.org/10.1080/00063657.2016.1236070
- Hagen, E. O., Hagen, O., Ibáñez-Álamo, J. D., Petchey, O. L. y Evans, K. L. (2017). Impacts of urban areas and their characteristics on avian functional diversity. *Frontier Ecology and Evolution*, 5:84. doi.org/10.3389/fevo.2017.00084
- Hallstan, S., Grandin, U. y Goedkoop, W. (2010). Current and modeled potential distribution of the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) in Sweden. *Biological Invasions*, 12(1):285-296. doi.org/10.1007/s10530-009-9449-9.
- Hanane, S. (2016). Effects of location, orchard type, laying period y nest position on the reproductive performance of Turtle Doves (*Streptopelia turtur*) on intensively cultivated farmland. *Avian Research*, 7(4):1-11. doi.org/10.1186/s40657-016-0039-0
- Hanane, S. (2017). The European Turtle-Dove *Streptopelia turtur* in Northwest Africa: A Review of Current Knowledge and Priorities for Future Research. *Ardeola*, 64(2):273-287. doi.org/10.13157/arla.64.2.2017.rp1
- Hanane, S. y Baamal, L. (2011). Are Moroccan fruit orchards suitable breeding

## Referencias Bibliográficas

---

- habitats for Turtle Doves *Streptopelia turtur*? *Bird Study*, 58(1):57-67. doi.org/10.1080/00063657.2010.518230
- Hanane, S. y Maghnoúj, M. (2005). Biologie de reproduction de la tourterelle des bois *Streptopelia turtur* dans le périmètre irrigué du Haouz (Marrakech - Maroc). *Alauda*, 73(3):183-194.
- Hanane, S. y Yassin, M. (2017). Nest-niche differentiation in two sympatric columbid species from a Mediterranean Tetraclinis woodland: Considerations for forest management. *Acta Oecologica*, 78, 47-52. doi.org/10.1016/j.actao.2016.12.003
- Hengeveld, R. (1988). Mechanisms of biological invasions. *Journal of Biogeography*, 15(5/6):819-828. doi.org/10.2307/2845342
- Hengeveld, R. (1993). What to do about the North American invasion by the collared dove? *Journal of Field Ornithology*, 64(4):477-489.
- Hengeveld, R. y van den Bosch, F. (1991). The expansion velocity of the collared dove *Streptopelia decaocto* population in Europe. *Ardea*, 79(1):67-72.
- Hidalgo de Trucios, S. J. y Rocha-Camarero, G. (2001). Statut de la Tourterelle des bois *Streptopelia turtur* en Estrémadure (Espagne). Incidence sur la chasse. *Fauna Sauvagen*, 253:82-85.
- Hidalgo de Trucios, S. J. y Rocha-Camarero, G. (2005). Revisión del status de la Tórtola Común *Streptopelia turtur* en Extremadura, implicaciones en su conservación. En J. M. López Caballero (Ed.): *Conservación de la naturaleza en Extremadura*, pp. 427-433. Extremadura: Consejería de Agricultura y Medio Ambiente.
- Hoffmann, B. D. y Courchamp, F. (2016). Biological invasions and natural colonisations: Are they that different? *NeoBiota*, 29:1-14.



## Referencias Bibliográficas

---

[doi.org/10.3897/neobiota.29.6959](https://doi.org/10.3897/neobiota.29.6959)

- Hostetter, N. J., Gardner, B., Sillett, T. S., Pollock, K. H. y Simons, T. R. (2019). An integrated model decomposing the components of detection probability and abundance in unmarked populations. *Ecosphere*, 10(3):e02586. [doi.org/10.1002/ecs2.2586](https://doi.org/10.1002/ecs2.2586).
- Hudson, R. (1965). The spread of the Collared Doves in Britain and Ireland. *British Birds*, 58(4):105-139.
- Hudson, R. (1972). Collared Doves in Britain and Ireland during 1965-70. *British Birds*, 65:139-155.
- Hume, R. (2002). *Complete Birds of Britain and Europe*. London: Dorling Kindersley.
- Hutchinson, C. (1989). *Birds in Ireland*. Londres: T & AD Poyser.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., y Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *Auk*, 103:593-602. [doi.org/10.1093/auk/103.3.593](https://doi.org/10.1093/auk/103.3.593)
- Hutton, J. M. y Leader-Williams, N. (2003). Sustainable use and incentive-driven conservation: realigning human and conservation interests. *Oryx*, 37(02):215-226. [doi.org/10.1017/S0030605303000395](https://doi.org/10.1017/S0030605303000395)
- Instituto Nacional de Estadística. (2016). *INEbase. Demografía y población. Padrón. Población por municipios*. España.
- Johnson, M. T. J. y Munshi-South, J. (2017). Evolution of life in urban environments. *Science*, 358:eaam8327. [doi.org/10.1126/science.aam8327](https://doi.org/10.1126/science.aam8327)
- Johnston, A., Newson, S. E., Risely, K., Musgrove, A. J., Massimino, D., Baillie, S. R. y Pearce-Higgins, J. W. (2014). Species traits explain variation in

## Referencias Bibliográficas

---

- detectability of UK birds. *Bird Study*, 61(3):340-350. doi.org/10.1080/00063657.2014.941787
- Jokimäki, J. y Suhonen, J. (1998). Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning*, 39(4):253-263. doi.org/10.1016/S0169-2046(97)00089-3
- Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F. y Van Tongeren, O. F. R. (1995). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Kasprzykowski, Z. y Goławski, A. (2009). Does the use of playback affect the estimates of numbers of grey Partridge *Perdix perdix*? *Wildlife Biology*, 15(2):123-128. doi.org/10.2981/08-001
- Kleemann, L. y Quillfeldt, P. (2014). Habitatpräferenzen der Turteltaube *Streptopelia turtur* am Beispiel des hessischen Wetteraukreises. *Vogelwarte*, 52:1-11.
- Koper, N., Leston, L., Baker, T. M., Curry, C. y Rosa, P. (2016). Effects of ambient noise on detectability and localization of avian songs and tones by observers in grasslands. *Ecology and Evolution*, 6(1):245-255. doi.org/10.1002/ece3.1847
- Kottek, M., Grieses, J., Beck, C., Rudolf, B. y Rubel, F. (2006). World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15(3):259-263. doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130
- Lancaster, R. K. y Rees, W. E. (1979). Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 57(12):2358-2368. doi.org/10.1139/z79-307
- Lapedra, O., Sol, D., Carranza, S. y Beaulieu, J. M. (2013). Behavioural changes

## Referencias Bibliográficas

---

- y the adaptive diversification of pigeons and doves. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280:20122893. doi.org/10.1098/rspb.2012.2893
- Lee, A. T. K. y Marsden, S. J. (2012). The influence of habitat, season, and detectability on abundance estimates across an Amazonian parrot assemblage. *Biotropica*, 0(0):1-8. doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00847.x
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology*, 74(6):1659-1673. doi.org/10.2307/1939924
- López, J. A., Rodríguez, L., Morales, R., Vega, L., y Hernández, J. A. (2015). *Atlas hidrogeológico de la provincia de Alicante*. Instituto Geológico y Minero de España.
- López-Davalillo, J. (2014). *Geografía Regional de España*. Universidad Nacional de Educación a Distancia. Madrid.
- López-Iborra, G. M., Bañuls-Patiño, A., Zaragozí-Llenes, A., Sala-Bernabeu, J., Izquierdo-Rosique, A., Martínez-Pérez, J. E., Ramos-Sánchez, J., Bañuls-Patiño, D., Arroyo-Morcillo, S., Sánchez-Zapata, J. A., Campos-Roig, B. y Reig-Ferrer, A. (Eds.) (2015). *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*. Alicante: Publicacions de la Universitat d'Alacant-SEO/Alicante.
- López-Iborra, G. M., Limiñana, R., Pavón, D. y Martínez-Pérez, J. E. (2011). Modelling the distribution of short-toed eagle (*Circaetus gallicus*) in semi-arid Mediterranean landscapes: Identifying important explanatory variables and their implications for its conservation. *European Journal of Wildlife Research*, 57(1):83-93. doi.org/10.1007/s10344-010-0402-0
- Lormée, H., Barbraud, C., Peach, W., Carboneras, C., Lebreton, J. D., Moreno-Zarate, L., Bacon, L., Eraud, C. (2019). Assessing the sustainability of harvest

## Referencias Bibliográficas

---

- of the European Turtle-dove along the European western flyway. *Bird Cons. Inter.* Cambridge University Press, pp. 1-16. doi.org/10.1017/S0959270919000479
- Lormée, H., Boutin, J-M., Pinaud, D., Bidault, H. y Eraud, C. (2016). Turtle Dove *Streptopelia turtur* migration routes and wintering areas revealed using satellite telemetry. *Bird Study*, 63(3) :1-5. doi.org/10.1080/00063657.2016.1185086
- MacArthur, R. H. y Wilson, E. (1967). *The Theory of Island Biogeography*. New Jersey: Princeton University Press.
- MacGregor-Fors, I. y Payton, M. E. (2013). Contrasting diversity values: Statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLoS ONE*, 8(2):8-11. doi.org/10.1371/journal.pone.0056794
- Macmillen, R. E. (1962). The minimum water requirements of Mourning doves. *Condor*, 64(2):165-166.
- MacNally, R. (1996). Hierarchical partitioning as an interpretative tool in multivariate inference. *Australian Journal of Ecology*, 21(2):224-228. doi.org/10.1111/j.1442-9993.1996.tb00602.x
- MacNally, R. (2000). Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between - and reconciliation of - “predictive” and “explanatory” models. *Biodiversity and Conservation*, 9(5):655-671. doi.org/10.1023/A:1008985925162
- MacNally, R. (2002). Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11(2000):1397-1401. doi.org/10.1023/A:1016250716679

## Referencias Bibliográficas

---

- Madroño, A., González, C. y Atienza, J. C. (Eds.). (2004). *Libro Rojo de las aves de España*. Madrid: Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife.
- Manchester, S. J. y Bullock, J. M. (2000). The impacts of non-native species on UK biodiversity y the effectiveness of control. *Journal of Applied Ecology*, 37(5):845-864. doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00538.x
- Margalef, R. (1973). Some critical remarks on the usual approaches to ecological modelling. *Investigación Pesquera*, 37(3):621-640.
- Marques, T. A., Thomas, L., Fancy, S. G., y Buckland, S. T. (2007). Improving estimates of bird density using multiple-covariate distance sampling. *Auk*, 124(4):1229-1243. doi.org/10.1093/auk/124.4.1229
- Martí, R. y Del Moral, J. C. (Eds.). (2003). *Atlas de las Aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martín-Echevarría, L. (1932). *Geografía de España III*. Barcelona: Editorial Labor S. A.
- Martínez, B (2004). Tórtola común, *Streptopelia turtur*. En: A. Madroño, C. González y J. C. Atienza (Eds.): *Libro rojo de las aves de España*, pp. 281-285. Dirección General para a Biodiversidad. SEO/Birdlife, Madrid.
- Mason, C. F. (2006). Avian species richness and numbers in the built environment: Can new housing developments be good for birds? *Biodiversity and Conservation*, 15(8):2365-2378. doi.org/10.1007/s10531-004-1236-4
- Mason, C. F. y Macdonald, S. M. (2000). Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. *Journal of Zoology*, 251(3):339-348. doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb01084.x
- Mason, C. H. y Perreault, W. D. (1991). Collinearity, power, and interpretation

## Referencias Bibliográficas

---

- of multiple regression analysis. *Journal of Marketing Research*, 28(3):268-280. doi.org/10.2307/3172863
- Mayfield, H. F. (1975). Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- McConkey, K. R. y Drake, D. R. (2002). Extinct pigeons and declining bat populations : Are large seed still being dispersed in the tropical Pacific? En D. Levey, W. Silvai y M. Galetti (Eds): *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution, and Conservation*, pp. 381-395. Wallingford: CAB International.
- McKechnie, A. E., Whitfield, M. C., Smit, B., Gerson, A. R., Smith, E. K., Talbot, W. A., McWhorter, T. J. y Wolf, B. O. (2016). Avian thermoregulation in the heat: efficient evaporative cooling allows for extreme heat tolerance in four southern hemisphere columbids. *The Journal of Experimental Biology*, 219, 2145-2155. doi.org/10.1242/jeb.138776
- Melles, S., Glenn, S. y Martin, K. (2003). Urban bird diversity y landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology*, 7(1)5. doi.org/10.5751/ES-00478-070105
- Menon, M., Devi, P. y Mohanraj, R. (2013). Habitat variability and spatial assemblages of House Sparrows (*Passer domesticus*) along a gradient of urbanization. *IOSR-JESTFT*, 4(6):1-11. doi.org/10.9790/2402-0460111
- Miller, T. G. y Spoolman, S. (2008). *Essentials of Ecology*. Belmont: Cengage Learning.
- Mooney, H. A. y Cleland, E. E. (2001). The evolutionary impact of invasive species. *PNAS*, 98(10):5446-5451. doi.org/10.1073/pnas.091093398
- Moreau, R. E. (1956). The Iberian Peninsula and Migration. *Bird Study*, 3(1):1-25. doi.org/10.1080/00063655609475835

## Referencias Bibliográficas

---

- Moreno, J. (2004). Avian reproduction in a Mediterranean context: contributions of ornithological research in Spain. *Ardeola*, 51(1):51-70.
- Murgui, E. (2001). Factors influencing the distribution of exotic bird species in Comunidad Valenciana (Spain). *Ardeola*, 48(2):149-160.
- Murgui, E. y Hedblom, M. (2017). *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Cham: Springer International Publishing.
- Murton, R. (1958). The breeding of woodpigeon populations. *Bird Study*, 5(4):157-183. doi.org/10.1080/00063655809475918
- Newton, I. (1998). *Population Limitation in Birds*. Londres: Academic Press.
- Newton, I. (2008). *The Migration Ecology of Birds*. Londres: Academic Press.
- Norvell, R. E., Howe, F. P. y Parrish, J. R. (2003). A seven-year comparison of relative-abundance and distance-sampling methods. *Auk*, 120(4), 1013–1028. doi.org/10.1093/auk/120.4.1013
- Ojasti, J. (2001). *Estudio sobre el estado actual de las especies exóticas*. Caracas: Comunidad Andina de Naciones.
- Olcina Cantos, J. y Martínez Ibarra, E. (2009). *Cambio climático: efectos en el territorio alicantino*. Alicante: Instituto Interuniversitario de Economía Internacional.
- Ostrand, W. D., Bissonette, J. A. y Conover, M. R. (1996). Selection of foraging habitat by mourning doves: a structural approach. *Journal of Field Ornithology*, 67(4):691-697.
- Owens, I. P. F. y Bennett, P. M. (2000). Ecological basis of extinction risk in birds: Habitat loss versus human persecution and introduced predators. *PNAS*, 97(22):12144-12148. doi.org/10.1073/pnas.200223397

## Referencias Bibliográficas

---

- PECBMS. (2018). *State of common European Breeding Birds 2018*. Descargado de [pecbms.info/wp-content/uploads/2019/03/sate-of-common-european-birds-2018-download.pdf](http://pecbms.info/wp-content/uploads/2019/03/sate-of-common-european-birds-2018-download.pdf)
- Peiró, V. (1990). Aspectos de la reproducción de la tórtola común (*Streptopelia turtur*, L.) en Madrid. *Mediterránea Serie de Estudios Biológicos*, 12:89-96. doi.org/10.14198/MDTRRA1990.12.07
- Pennington, D. N. y Blair, R. B. (2012). Using Gradient Analysis to Uncover Pattern and Process in Urban Bird Communities. En C. A. Lepczyk y P. S. Warren (Eds.): *Urban Bird Ecology and Conservation*. Studies in Avian Biology. Berkeley: University of California Press.
- Pereira, S. L., Johnson, K. P., Clayton, D. H. y Baker, A. J. (2007). Mitochondrial and nuclear DNA sequences support a Cretaceous origin of Columbiformes and a dispersal-driven radiation in the Paleogene. *Systematic Biology*, 56(4):656-672. doi.org/10.1080/10635150701549672
- Pérez Cueva, A. (1994). *Atlas Climático de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Consellería de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana.
- Phillips, J. N., Gentry, K. E., Luther, D. A. y Derryberry, E. P. (2018). Surviving in the city: higher apparent survival for urban birds but worse condition on noisy territories. *Ecosphere*, 9(9):e02440. doi.org/10.1002/ecs2.2440
- Phillips, R. A., Caldow, R. W. G., y Furness, R. W. (1996). The influence of food availability on the breeding effort and reproductive success of Arctic Skuas *Stercorarius parasiticus*. *Ibis*, 138(3):410-419. doi.org/10.1111/j.1474-919x.1996.tb08059.x
- Piqueras Haba, J. (1992): *Geografía de España, vol. 10: "Comunidad Valenciana"*. Barcelona: Planeta.



## Referencias Bibliográficas

---

- Ponz, A., Barba, E. y Gil-Delgado, J. A. (1996). Population changes and breeding ecology of the Cirl Bunting *Emberiza cirlus* in eastern Spain. *Bird Study*, 43(1):38-46. doi.org/10.1080/00063659609460994
- Post, E., Steinman, B. A. y Mann, M. E. (2018). Acceleration of phenological advance and warming with latitude over the past century. *Scientific Reports*, 8:3927. doi.org/10.1038/s41598-018-22258-0
- Purvis, A., Gittleman, J. L., Cowlshaw, G. y Mace, G. M. (2000). Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 267:1947-1952. doi.org/10.1098/rspb.2000.1234
- Quinn, G. P. y Keough, M. J. (2002). *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. Cambridge: Cambridge University Press.
- R Core Team. (2016). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- R Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez-Albores, J. E. y Chapa-Vargas, L. (2015). Presence of exotic birds in San Luis Potosi city, Mexican Plateau. *Revista Bio Ciencias*, 3(2):132-143.
- Reynolds, J. S., Ibáñez-Álamo, J. D., Sumasgutner, P. y Mainwaring, M. C. (2019). Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology*, 160(3):841-860. doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8
- Rigual, A. (1972). *Flora y vegetación de la provincia de Alicante*. Alicante: Instituto de Estudios Alicantinos.
- Rivas-Martinez, S. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. Madrid: Instituto para la Conservación de la Naturaleza.

## Referencias Bibliográficas

---

- Rocha-Camarero, G. y Hidalgo de Trucios, S. J. (1998). Distribución y abundancia de la Tórtola Turca *Streptopelia decaocto* en Extremadura (SO de España). *Butlletí Del Grup Català d'Anellament*, 15, 1-8.
- Rocha-Camarero, G. y Hidalgo de Trucios, S. J. (2002a). The spread of the Collared Dove *Streptopelia decaocto* in Europe: colonization patterns in the west of the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 49(1):11-16. doi.org/10.1080/00063650209461239
- Rocha-Camarero, G. y Hidalgo de Trucios, S. J. (2002b). La Tortola Comun *Streptopelia turtur*. *Análisis de los factores que afectan a su status*. Univ. de Extremadura.
- Rocha-Camarero, G. y Hidalgo de Trucios, S. J. (2004). La Tórtola Turca, ¿especie cazable? En *Gestión Cinegética y Desarrollo Rural*, pp. 61-79. Extremadura: Centro de Desarrollo Rural Campiña Sur.
- Rocha-Camarero, G. y Quillfeldt, P. (2015). Effect of supplementary food on age ratios of European turtle doves (*Streptopelia turtur* L.). *Animal Biodiversity and Conservation*, 38(1):11-21.
- Rodríguez, I. (1999). Evolución de la población de tórtola turca (*Streptopelia decaocto*) en la Comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid*, 42-47.
- Rodríguez-Merino, A., Fernández-Zamudio, R., García-Murillo, P. y Muñoz, J. (2019). Climatic niche shift during *Azolla filiculoides* invasion and its potential distribution under future scenarios. *Plants*, 8(10):1-15. doi.org/10.3390/plants8100424
- Romagosa, C. M. y Labisky, R. F. (2000). Establishment and dispersal of the Eurasian Collared dove in Florida. *Journal of Field Ornithology*, 71(1):159-

## Referencias Bibliográficas

---

166. doi.org/10.1648/0273-8570-71.1.159

Romagosa, C. M. y McEneaney, T. (1999). Eurasian Collared dove in North America and the Caribbean. *North American Birds*, 53:348-353.

Russo, A. y Cirella, G. T. (2018). Modern compact cities: How much greenery do we need? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(10):1-15. doi.org/10.3390/ijerph15102180

Saenz de Buruaga, M., Onrubia, A., Fernández-García, J. M., Campos, M. Á., Canales, F. y Unamuno, J. M. (2012). Breeding habitat use and conservation status of the turtle dove *Streptopelia turtur* in northern Spain. *Ardeola*, 59(2):291-300. doi.org/10.13157/arla.59.2.2012.291

Sánchez-Oliver, J. S., Rey-Benayas, J. M. y Carrascal, L. M. (2015). Low effect of young afforestations on bird communities inhabiting heterogeneous Mediterranean cropland. *PeerJ*, 3(2080):1-12. doi.org/10.7717/peerj.1453

Sanderson, F. J., Donald, Pa. F., Pain, D. J., Burfield, I. J. y van Bommel, F. P.J.(2006). Long-term population declines in Afro-Palaearctic migrant birds. *Biological Conservation*, 131(1):93-105. 10.1016/j.biocon.2006.02.008

Savidge, J. A. (1987). Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. *Ecology*, 68(3):660-668. doi.org/10.2307/1938471

Scheidt, S. N. y Hurlbert, A. H. (2014). Range expansion and population dynamics of an invasive species: The eurasian collared dove (*Streptopelia decaocto*). *PLoS ONE*, 9(10):1-10. doi.org/10.1371/journal.pone.0111510

SEO/BirdLife. (2010). *Aves exóticas invasoras en España: propuesta inicial de lista para el catálogo nacional de EEI*. Madrid: SEO/BirdLife.

SEO/BirdLife. (2012). *Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/

BirdLife.

Serrano-Estrada, L., Nolasco-Cirugeda, A. y Martí, P. (2016). Comparing two residential suburban areas in the Costa Blanca, Spain. *Journal of Urban Research*, 13. doi.org/10.4000/articulo.2935

Shaw, L. M., Chamberlain, D. y Evans, M. (2008). The House Sparrow *Passer domesticus* in urban areas: reviewing a possible link between post-decline distribution and human socioeconomic status. *Journal of Ornithology*, (149):293-299. doi: 10.1007/s10336-008-0285-y

SigPac. (2016). *Visor SigPac*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Revisado September 15, 2016, from <http://sigpac.mapa.es/fega/visor/>

Simberloff, D. y Rejmánek, M. (Eds.). (2011). *Encyclopedia of Biological Invasions*. Londres: University of California Press, Ltd.

Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. y Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(1):58-66. doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013

Smith, P. W. (1987). The Eurasian Collared dove arrives in the Americas. *American Birds*, 41(5):1371-1379.

Sorace, A. (2002). High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica*, 79(2):60-71.

Stanton, J. C. (2014). Present-day risk assessment would have predicted the extinction of the passenger pigeon (*Ectopistes migratorius*). *Biological Conservation*, 180:11-20. doi.org/10.1016/j.biocon.2014.09.023

## Referencias Bibliográficas

---

- Stresemann, E. y Nowak, E. (1958). Die Ausbreitung der Türkentaube in Asien und Europa. *Journal Für Ornithologie*, 99(3):243-296.
- Summers-Smith, J. D. (1988). *The Sparrows*. Calton: T & AD POYSER.
- Sutherland, W. J. (1996). *From Individual Behaviour to Population Ecology*. Oxford: Oxford University Press.
- Svensson, L., Mullarney, K. y Zetterström, D. (2010). *Guía de aves España, Europa y región mediterránea*. Barcelona: Omega.
- Taylor, B., Rollins, D., Johnson, J., Roberson, J., Schwertner, T. W., Silvy, N. J. y Linx, R. J. (2006). *Dove management in Texas*. Texas: The Texas A&M University System.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., Bishop, J. R. B., Marques, T. A. y Burnham, K. P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1):5-14. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01737.x
- Thompson, S. J., Handel, C. M. y McNew, L. B. (2017). Autonomous acoustic recorders reveal complex patterns in avian detection probability. *Journal of Wildlife Management*, 81(7):1228-1241. doi.org/10.1002/jwmg.21285
- Thorton, I. W. G., Compton, S. G. y Wilson, C. (1996). The role of animals in the colonization of the Krakatau Islands by fig trees (*Ficus* species). *Journal of Biogeography*, 23:577-592. doi.org/10.1111/j.1365-2699.1996.tb00019.x
- Tratalos, J., Fuller, R. A., Evans, K. L., Davies, R. G., Newson, S. E., Greenwood, J. J. D. y Gaston, K. J. (2007). Bird densities are associated with household densities. *Global Change Biology*, 13(8):1685-1695. doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01390.x

## Referencias Bibliográficas

---

- Tucker, G. M. y Heath, M. F. (1994). *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge: BirdLife International.
- Udvardy, M. D. F. (1969). *Dynamic Zoogeography*. New York: Van Nostrand Reinhold.
- United Nations Organization. (2012). *World Population 2012*. Revisado 21 Febrero 2014.
- Vall-Llosera, M. y Sol, D. (2009). A global risk assessment for the success of bird introductions. *Journal of Applied Ecology*, 46(4):787-795. doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01674.x
- Veech, J. A., Small, M. F. y Baccus, J. T. (2011). The effect of habitat on the range expansion of a native and an introduced bird species. *Journal of Biogeography*, 38(1):69-77. doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02397.x
- Verma, S. K. y Murmu, T. Das. (2015). Impact of environmental and disturbance variables on avian community structure along a gradient of urbanization in Jamshedpur, India. *PLoS ONE*, 10(7):1-15. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0133383
- Villegas, M. y Garitano-Zavala, A. (2010). Bird community responses to different urban conditions in La Paz, Bolivia. *Urban Ecosystems*, 13(3):375-391. doi.org/10.1007/s11252-010-0126-7
- Voříšek, P., Gregory, R. D., Van Strien, A. J. y Meyling, A. G. (2008). Population trends of 48 common terrestrial bird species in Europe: results from the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. *Revista Catalana d'Ornithologia*, 24:4-14.
- Walker, J. S. (2007). Geographical patterns of threat among pigeons and doves (Columbidae). *Oryx*, 41(3):289-299. doi.org/10.1017/S0030605307001016

## Referencias Bibliográficas

---

- Walsh, C. y MacNally, R. (2015). *Package “hier.part” package*. R project for statistical computing.
- WCD. (2016). *Climatite Data for Cities Worldwide*. Revisado 15 de setiembre de 2016, [www.en.climate-data.org/](http://www.en.climate-data.org/)
- Whittaker, R. J. y Jones, S. H. (1994). The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *Journal of Biogeography*, 21(3):245-258. [doi.org/10.2307/2845528](https://doi.org/10.2307/2845528)
- Wiersma, Y. F., Huettmann, F. y Drew, C. A. (2011). Landscape Modeling of Species and Their Habitats: History, Uncertainty, and Complexity. En C. A. Drew, Y. F. Wiersma, y F. Huettmann (Eds.): *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology: Concepts and Applications* pp. 1-6. New York: Springer-Verlag.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A. y Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8):607-615. [doi.org/10.2307/1313420](https://doi.org/10.2307/1313420)
- Willoughby, E. J. (1966). Water requirements of the Ground Dove. *Condor*, 68, 243-248. [doi.org/10.2307/1365557](https://doi.org/10.2307/1365557)
- Yackulic, C. B., Nichols, J. D., Reid, J. y Der, R. (2015). To predict the niche, model colonization and extinction. *Ecology*, 96(1):16-23. [doi.org/10.1890/14-1361.1](https://doi.org/10.1890/14-1361.1)
- Yahiaoui, K., Arab, K., Belhamra, M., Browne, S. J., Boutin, J-M. y Moali, A. (2014). Habitat occupancy by European turtle doves (*Streptopelia turtur*) in the Isser Valley, Algeria. *Revued'Écol. (Terre Vie)*, 69:234-246.
- Zaragoza, S. (1988). *Pasado y presente de la citricultura española*. Valencia: Conselleria d'Agricultura i Pesca.

- Zaragozí, A., Martínez, J. E. y Belda, A. (2015). Tórtola turca (*Streptopelia decaocto*). En López-Iborra, G. M., Bañuls-Patiño, A., Zaragozí-Llenes, A., Sala-Bernabeu, J., Izquierdo-Rosique, A., Martínez-Pérez, J. E., Ramos-Sánchez, J., Bañuls-Patiño, D., Arroyo-Morcillo, S., Sánchez-Zapata, J. A., Campos-Roig, B. y Reig-Ferrer, A. (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*, pp. 234-236. Valencia: Publicacions de la Universitat d'Alacant - SEO/Alicante.
- Zerbini, A. N. (2006). *Improving precision in multiple covariate distance sampling: a case study with whales in Alaska*. Tesis Doctoral. Universidad de Washington.
- Ziska, L. H. y Dukes, J. S. (Eds.). (2014). *Invasive Species and Global Climate Change*. London: CAB International.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. y Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, (1):3-14. doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x