



Gobierno  
de España

Ministerio  
de Ciencia  
e Innovación



CSIC  
Consejo Superior de Investigaciones Científicas



# Programa de Seguimiento de Recursos y Procesos Naturales Espacio Natural de Doñana

Memoria 2020



Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales – ESPN  
ICTS – Reserva Biológica de Doñana  
Estación Biológica de Doñana – CSIC

Cofinanciado por la Secretaría General de Medio Ambiente, Agua y Cambio Climático  
Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible  
Junta de Andalucía



Junta de Andalucía

Cita recomendada para esta memoria:

**Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales en el Espacio Natural de Doñana.** Memoria 2020. Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales. ICTS-Reserva Biológica de Doñana. Estación Biológica de Doñana – CSIC. 2020

\* Versión 1.0: Primera versión. Entregada a la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía. Abril 2021

Fotografía de la portada: Zorro (*Vulpes vulpes*) en el Espacio Natural de Doñana (Autor: Rubén Rodríguez Olivares, EBD-CSIC).

**Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos  
Naturales en el Espacio Natural de Doñana**

**Año hidrometeorológico 2019-2020**

**Memoria 2020**



EQUIPO DE SEGUIMIENTO  
DE PROCESOS NATURALES



**Investigador Principal:** Eloy Revilla Sánchez

**Coordinador científico:** Luis Santamaría Galdón

**Responsables de áreas de trabajo:**

<b>Miguel Ángel Bravo</b>	Meteorología. Hidrología e Hidrogeoquímica. Ictiología y Macrobentos. Especies acuáticas invasoras. Red de alerta temprana de cianobacterias tóxicas.
<b>Ricardo Díaz-Delgado</b>	Seguimiento a escala de paisaje: Sedimentación e inundación de la marisma, dinámica dunar y línea de costa. Vegetación terrestre y acuática. Cambios de usos y cubiertas. Fenología.
<b>Rocío Fernández Zamudio</b>	Flora invasora. Flora amenazada. Hábitats de Interés Comunitario. Vegetación acuática. Invertebrados terrestres
<b>Rosa Arribas</b>	Anfibios. Reptiles: Tortugas, lagartijas y salamanquesas.
<b>Manuel Máñez</b>	Aves acuáticas. Aves costeras. Rapaces. Aves comunes. Anillamiento migrantes postnupciales.
<b>Francisco Carro</b>	Mamíferos. Perdiz roja.
<b>Sebastián Palacios Ojeda</b>	Gestión de la información. Contenidos gráficos y edición

**Técnicos:**

Alfonso Luis Ramírez

Benito Fuertes

José Luis Arroyo

Álvaro Martín Huelva

Diego López

José Luis del Valle

José Antonio Sarrión

Fernando Ibáñez

Luis García

Antonio Martínez

Isidro Román

Rubén Rodríguez

**Agradecimientos:** Al personal del Espacio Natural de Doñana y de la Agencia de Medio Ambiente y Agua, al personal de la Estación Biológica de Doñana y a todos los estudiantes en prácticas y voluntarios que han participado durante este año en las tareas de seguimiento.

## Índice

<b>1. Introducción</b>	<b>1</b>
<b>2. Medio físico</b>	<b>2</b>
2.1. Meteorología	2
2.1. Sedimentación, dinámica dunar y línea de costa	3
<b>3. Aguas</b>	<b>6</b>
3.1. Hidrodinámica	6
3.1.1. Niveles de inundación	6
3.1.2. Hidroperiodo de la marisma	8
3.2. Biota acuática	10
3.2.1. Macroinvertebrados	10
3.2.2. Peces	15
3.2.3. Anfibios	19
3.2.4. Especies exóticas invasoras	25
<b>4. Hábitats y usos del suelo</b>	<b>33</b>
4.1. Cobertura de la vegetación terrestre	33
4.2. Sabinar y pinar-sabinar	34
4.3. Matorral	36
4.4. Bosque de galería	38
4.5. Alcornocal y pajarera	39
4.6. Cambios en los usos del suelo del entorno del PND	42
4.7. Hábitats de Interés Comunitario (HIC)	44
<b>5. Poblaciones y especies</b>	<b>47</b>
5.1. Flora	47
5.1.1. Flora invasora	47
5.1.1.1. Oxalis pes-caprae	47
5.1. Invertebrados terrestres	51
5.1.1. Mariposas	51
5.1.2. Hormigas	54
5.2. Reptiles	57
5.2.1. Tortugas	57
5.2.1.1. Estructura poblacional de la tortuga mora	57
5.2.1.2. Distribución de galápagos nativos	62
5.2.1.3. Estructura poblacional de galápagos nativos	64

5.2.2.	Lagartijas y salamansasas .....	72
<b>5.3.</b>	<b>Aves .....</b>	<b>81</b>
5.3.1.	Aves acuáticas .....	81
5.3.1.1.	Censos aéreos.....	81
5.3.1.2.	Censos terrestres.....	87
5.3.1.3.	Reproductores coloniales .....	91
5.3.1.4.	Reproductores no coloniales .....	92
5.3.2.	Aves costeras.....	95
5.3.3.	Rapaces .....	99
5.3.3.1.	Dormideros de rapaces invernantes.....	99
5.3.3.2.	Rapaces reproductoras amenazadas o escasas .....	101
5.3.4.	Seguimiento de aves comunes.....	103
5.3.4.1.	Seguimiento de aves comunes invernantes .....	103
5.3.4.2.	Seguimiento de aves comunes reproductoras .....	108
5.3.5.	Anillamiento de migrantes postnupciales con esfuerzo constante.....	114
5.3.6.	Perdiz roja.....	117
<b>5.4.</b>	<b>Mamíferos .....</b>	<b>119</b>
5.4.1.	Herbívoros .....	119
5.4.1.1.	Conejo.....	120
5.4.1.1.	Liebre .....	121
5.4.1.2.	Jabalí .....	123
5.4.1.3.	Ciervo.....	124
5.4.2.	Carnívoros .....	125
<b>6.</b>	<b>Producción primaria .....</b>	<b>128</b>
6.1.	Fenocámaras.....	128

## 1. Introducción

Esta memoria recoge los resultados de los seguimientos llevados a cabo durante el año hidrometeorológico 2019-2020 en el marco del Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales del Espacio Natural de Doñana.

Los trabajos que se presentan han sido cofinanciados por la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía, mediante subvención nominativa de la Secretaría General de Medio Ambiente, Agua y Cambio Climático a la Estación Biológica de Doñana - Consejo Superior de Investigaciones Científicas, en resolución fechada del 07 de julio de 2020.

El informe consta de dos partes. La primera es esta memoria impresa que incluye una introducción, un resumen de los seguimientos que se han realizado durante este año y gráficas con la evolución temporal de las variables monitoreadas desde que se inició el Programa de Seguimiento. La segunda parte de la memoria la componen el conjunto de datos generados por los diferentes seguimientos, que son la base de las gráficas y mapas que forman parte de la memoria impresa. Estos datos están disponibles, de forma restringida mediante usuario y contraseña, para la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible y para el Espacio Natural de Doñana en el eLab “Programa de Seguimiento en el Espacio Natural de Doñana” al que se puede acceder a través del enlace:

<http://elabs.ebd.csic.es/web/programa-de-seguimiento-en-el-espacio-natural-de-donana/home> .

En la presente memoria la información se organiza en años hidrometeorológicos – desde 1 de septiembre a 31 de agosto – apareciendo siempre indicado en las gráficas y texto con la cifra del segundo año de dicho periodo otoño-verano (es decir, los datos representados como 2020 corresponden al año hidrometeorológico 2019-2020).

## 2. Medio físico

### 2.1. Meteorología

La información aquí recogida corresponde a una estación meteorológica analógica situada en las inmediaciones del Palacio de Doñana con recogida manual de datos diarios de temperatura máxima/mínima y precipitación (medida en un pluviómetro totalizador) que se recogen aproximadamente a las 8:30 a. m.

Los primeros registros corresponden a noviembre de 1978 y se han mantenido hasta la actualidad, formando parte de la red nacional de estaciones meteorológicas de la AEMET hasta 2013. Complementariamente a esta estación, desde 2013 se puede obtener información meteorológica procedente de la estación digital automatizada '5858X – Almonte' de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), situada en las inmediaciones de la anterior.

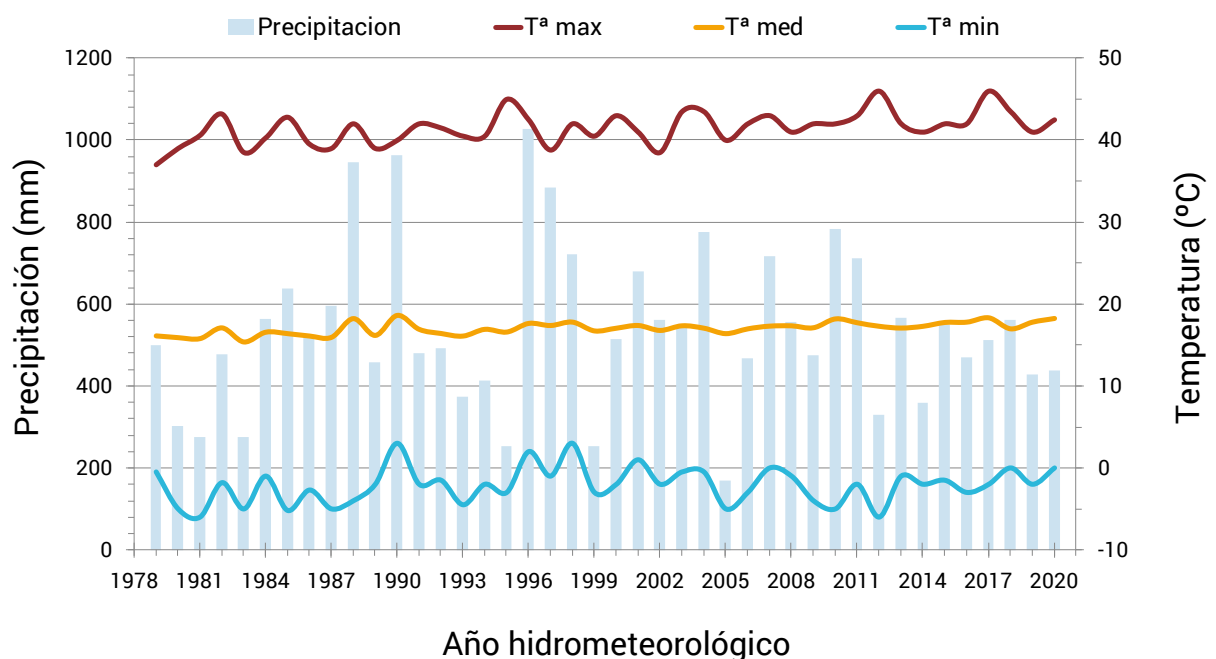


Figura 1. Variables meteorológicas registradas en la estación meteorológica del Palacio de Doñana. P: Precipitación anual. Tª max: temperatura máxima anual. Tª med: temperatura media diaria (promedio anual). Tª min: temperatura mínima anual. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

Durante el año hidrometeorológico 2019-2020 se han registrado 437,2 mm de precipitación anual, muy similar a la del año anterior, lo que lo sitúa también este año claramente por debajo de la media del periodo de referencia (553,4 mm para los 30 años inmediatamente anteriores) (Figura 1) siendo considerado un año seco.



En el caso de las temperaturas, aunque la temperatura media (18,3 °C) se sitúa más de un grado por encima de la media del periodo de referencia (17,17 °C) la temperatura máxima (42,50 °C) no alcanza a la máxima histórica (46,00 °C), situándose un grado por encima del promedio de las máximas del periodo de referencia (41,49 °C). La mínima (0,00 °C) no alcanza a la mínima absoluta (-6,00 °C) y está por encima del promedio (-2,16 °C) para el periodo de referencia. Podemos decir que el año hidrometeorológico 2019-2020 se ha caracterizado por presentar tanto un invierno como un verano suaves. Si en los últimos 10 años se han registrado temperaturas máximas históricas el año 2019 rompió de alguna manera una tendencia continuada al alza de las temperaturas, 2020 renueva esa tendencia y tanto la temperatura máxima como la media y la mínima suben respecto al año anterior, siendo, además, uno de los pocos años en la serie histórica en que no se producen heladas termométricas durante el invierno.

Los datos de meteorología expuestos en este apartado están disponibles para ser consultados públicamente en la web de la ICTS-RBD: <http://icts.ebd.csic.es/es/datos-meteorologicos>

## **2.1. Sedimentación, dinámica dunar y línea de costa**

El seguimiento de los procesos de sedimentación en marisma se actualizó para este informe utilizando imágenes del año 2020. La tasa de sedimentación, medida como la superficie adicional cubierta por sedimento en cada periodo de 5 años, se hace nula en los arroyos del Partido y de la Laguna de los Reyes. En el Canal de los Mimbrales y los Arroyos de Soto Grande y Soto Chico se muestra una clara reducción en el aporte de arenas desde los últimos valores medidos en 2015 (Figura 2). La nueva área de deposición de arenas del Arroyo del Partido creada en la zona del Moralejo desde 2007 también reduce la superficie arenosa expuesta.

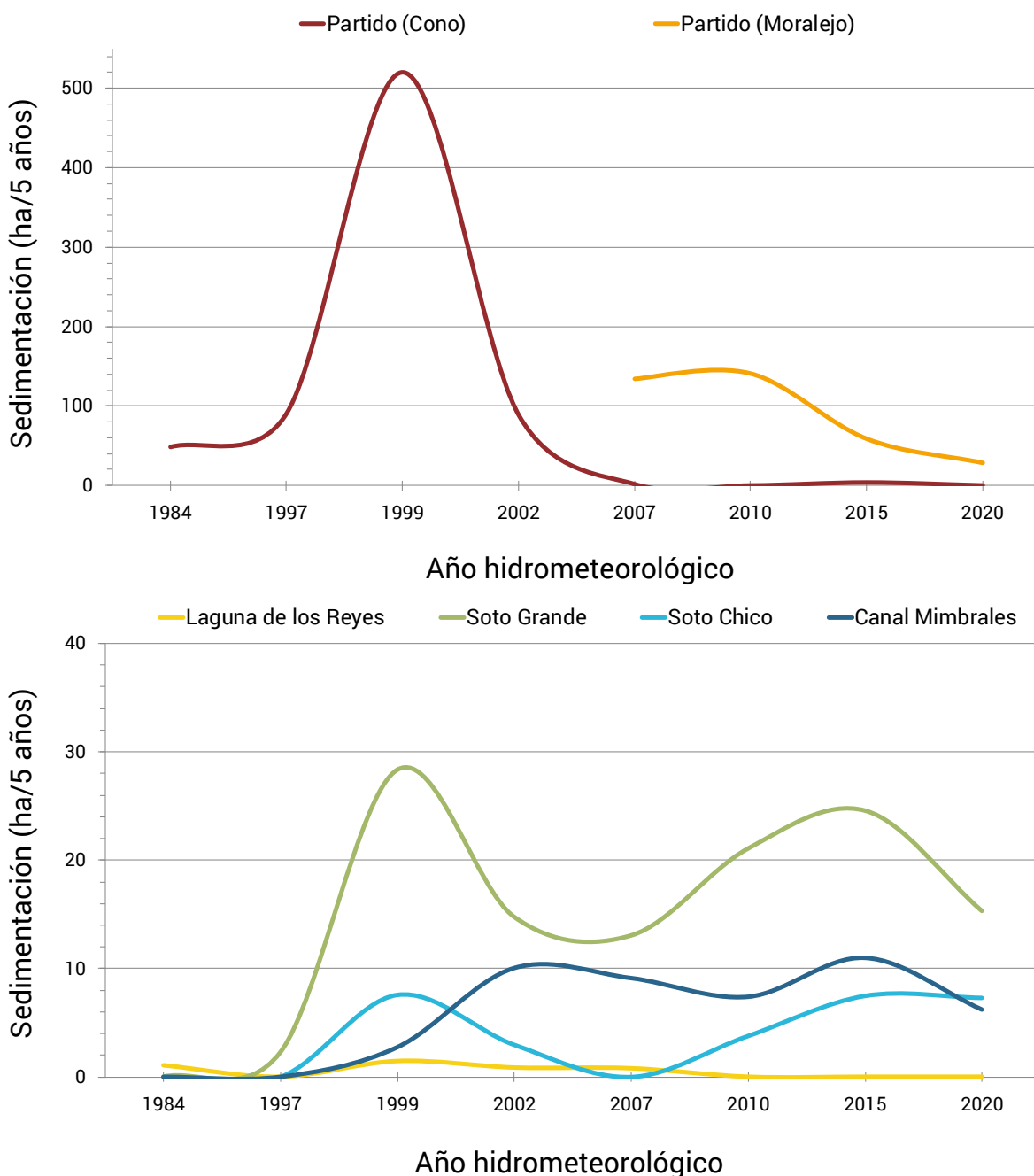


Figura 2. Tasa de sedimentación, medida como la superficie (en ha) adicional cubierta por sedimento (arenas) en cada periodo de 5 años, en varios cauces vertientes a la marisma del Espacio Natural de Doñana. Nótese la diferencia de un orden de magnitud en la escala vertical entre la gráfica superior (Arroyo del Partido) y la inferior (resto de Cauces) En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2020 indica el año 2019-2020).

Los seguimientos de la dinámica de la línea de costa y del sistema dunar se han actualizado en 2018, correspondiendo a su periodicidad quinquenal.

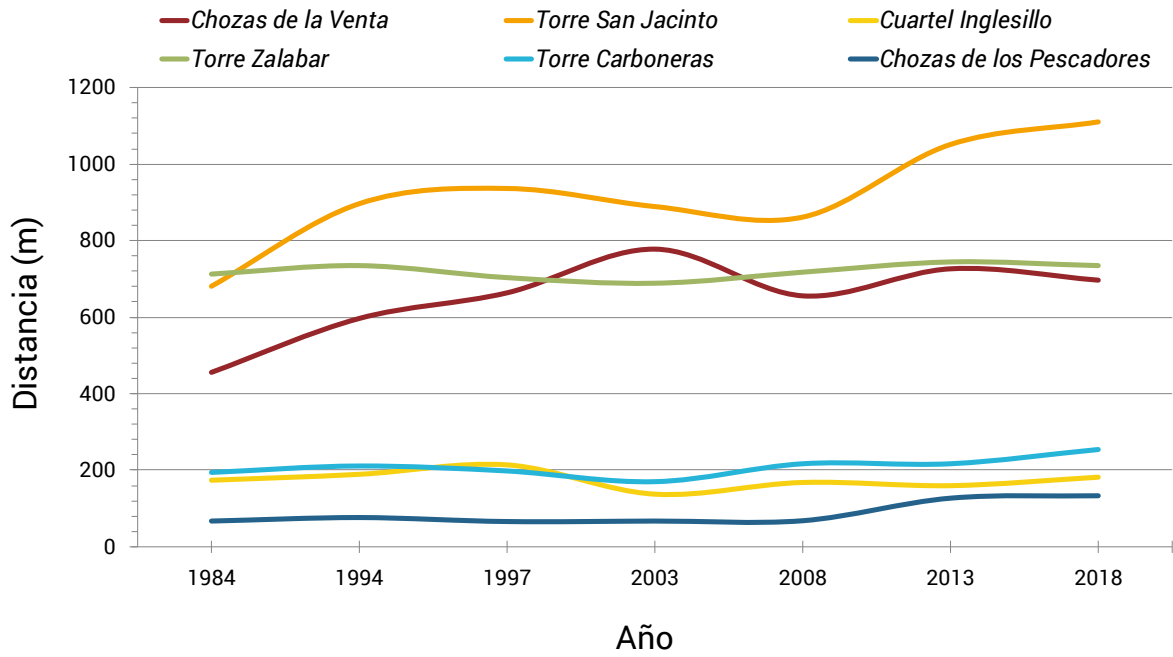


Figura 3. Avance histórico de la línea de costa con respecto a las torres vigía y otras edificaciones usadas como referencia.

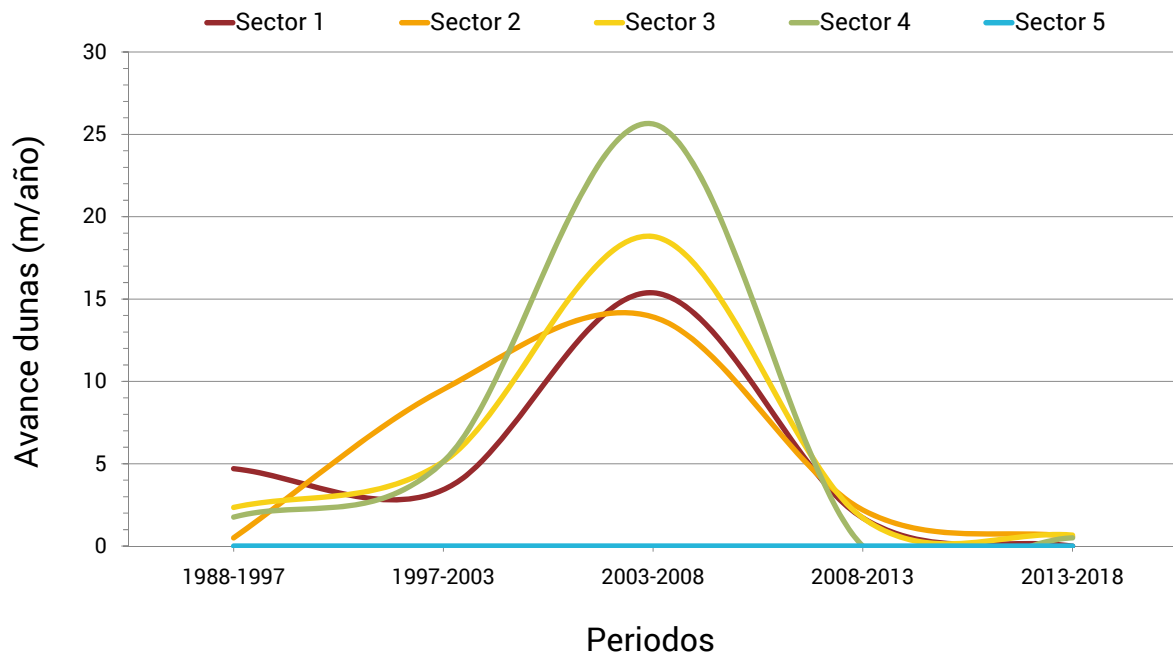


Figura 4. Avance histórico promedio del sistema dunar por sectores.

## 3. Aguas

### 3.1. Hidrodinámica

#### 3.1.1. Niveles de inundación

El seguimiento de la hidrodinámica en el Parque Nacional de Doñana se ha basado históricamente en la lectura directa de 44 escalas limnimétricas situadas mayoritariamente en la marisma y, desde 2005, también en los registros de 6 limnímetros automáticos que adquieren datos cada 10 minutos. En este informe presentamos los datos de lecturas directas, tanto sobre las escalas más importantes de la red limnimétrica preexistente como sobre otras que se han incorporado *de novo* a esta red, para completar el conocimiento de la inundación en diferentes tipos de lagunas (Tabla 1) y que en conjunto tratan de ilustrar adecuadamente el comportamiento de la inundación en el END.

Tabla 1. Relación de estaciones para el seguimiento hidrológico en la marisma y lagunas sobre sustrato arenoso del Espacio Natural de Doñana. En cursiva las estaciones que, a fecha de hoy, disponen de seguimiento automático de la inundación. Entre paréntesis, el código correspondiente a la antigua red de escalas del Parque Nacional.

IDL	Topónimo	latitud	longitud
1	Dulce (N41), laguna	36,97944	-6,48356
2	Santa Olalla (N35), laguna de	36,98007	-6,48179
4	Zahillo, laguna del	36,98684	-6,50650
9	Sopetón (N34), laguna del	36,95855	-6,44911
10	Dunares, lagunas	36,91959	-6,42093
19	Montalbán, laguna de	37,12573	-6,42220
22	Dehesa, laguna de la	37,12876	-6,41530
27	Llanos del Taraje, laguna de los	36,82537	-6,36108
38	<i>Guadimar-Cancela Millán (N12), caño</i>	37,01911	-6,36504
43	Travieso-Leo Biaggi (N22), caño	36,97784	-6,32147
46	<i>Honduras del Burro (N14), marisma de las</i>	36,99905	-6,41776
82	<i>Rey (N28), lucio del</i>	36,92054	-6,35047
83	<i>Veta Lengua (N31), lucio de</i>	36,91459	-6,38073
85	Hormigas, laguna de las	37,17400	-6,75777
121	<i>Madre de las Marismas (N04) Resolimán, caño</i>	37,07452	-6,43224
487	Ánsares, laguna de los	37,11714	-6,60383

En la Figura 5 se representa la evolución de la inundación en las cinco escalas más representativas de la marisma, que coinciden con cinco de las seis escalas automáticas. La inundación en este ciclo se ha caracterizado por comenzar relativamente tarde, ya que todos los recintos estaban secos en enero, y finalizar relativamente pronto, ya que solo la

zona de las Honduras del Burro presentaba inundación en julio. Destacar que la estación de Cancela Millán, en el Caño Guadiamar, ha permanecido funcionalmente seca durante todo el ciclo (apenas un encharcamiento somero en el momento de mayor inundación) y que el Lucio del Rey ha tenido niveles de inundación estables pero muy bajos, sin superar los 15 cm en la escala (lo que supone algo menos en la tabla del lucio).

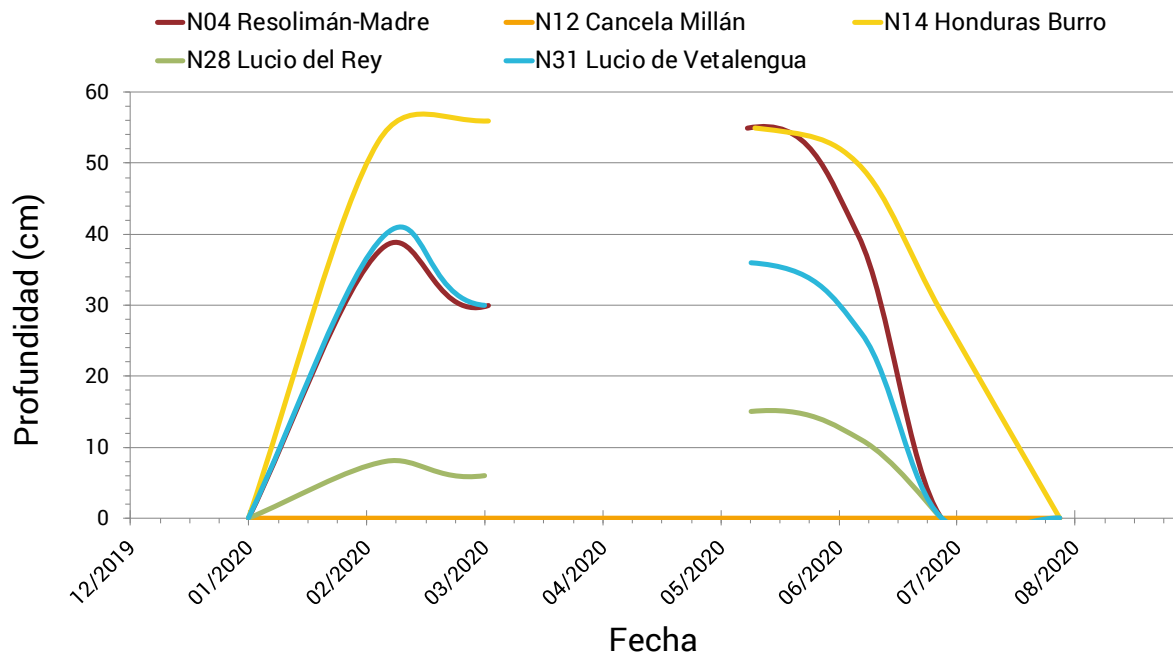


Figura 5. Niveles de inundación (altura de la columna de agua) en cinco escalas limnimétricas situadas en la marisma de Doñana. El periodo sin línea (marzo-mayo) coincide con el no muestreo durante el estado de alarma.

En la memoria del año pasado ya se comentaba la diferenciación de hasta cinco cuerpos de agua en la marisma, cada uno con su cuenca vertiente y sus drenajes. La escasez de precipitaciones de este ciclo y las obras de comunicación hidrológica con el estuario realizadas en el muro de la Montaña del Río acrecientan esta individualización de masas de agua en la marisma del Parque Nacional.

En las lagunas sobre sustrato arenoso el seguimiento del balance hídrico se ha basado en la lectura directa de diversas escalas distribuidas en las lagunas más representativas de la hidrología del conjunto palustre, entre las que se encuentran las de Santa Olalla, Dulce y Sopotón como en años anteriores, pero que se han incrementado siguiendo un criterio de representatividad acorde con las masas de agua recogidas en el Plan Hidrológico de Cuenca para el ámbito del Espacio Natural de Doñana (Tabla 1). La lectura directa es algo más compleja en las lagunas mayores debido a la diferente profundidad de cada una de ellas, por lo que suelen disponer de más de una escala, aunque siempre el dato final está referido a la situada en la zona más profunda.

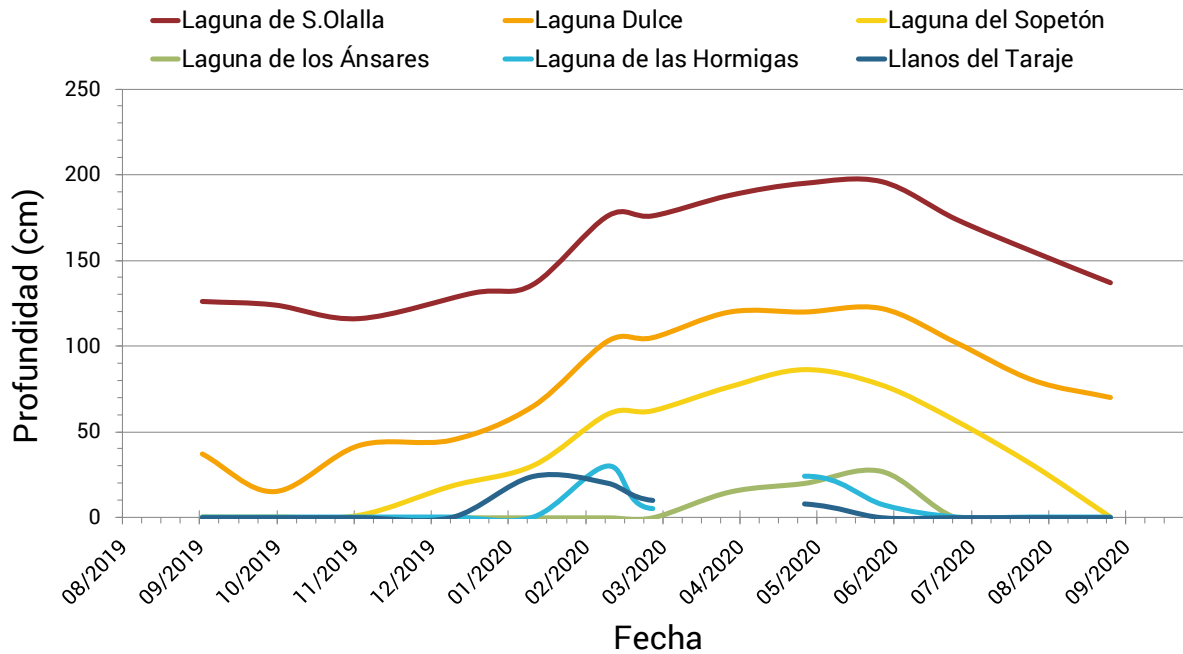


Figura 6. Niveles de inundación (altura de la columna de agua) en seis lagunas del Espacio Natural de Doñana. El periodo sin línea (marzo-mayo) coincide con el no muestreo durante el estado de alarma.

Durante el año hidrometeorológico 2019-2020, las lagunas tuvieron, en general, un hidroperiodo relativamente corto, acorde con la precipitación recibida. Las tres lagunas de hidroperiodo más largo, Santa Olalla, Dulce y Sopotón, muestran, como viene siendo habitual, un patrón de inundación semejante, aunque solo Dulce y Santa Olalla inician el ciclo con agua en superficie como se muestra en la Figura 6. Los niveles máximos se alcanzan tarde, ya a finales de primavera, como consecuencia de la distribución de la precipitación, con un invierno seco y una primavera lluviosa hasta bien entrado el mes de mayo. Esto hace que las tres lleguen a final de ciclo con agua en superficie, aunque Sopotón se secará finalmente en septiembre.

Entre las lagunas temporales cabe destacar el comportamiento de la laguna de los Ánsares, en la línea de Ribatehilos, que alcanza su máximo a finales de primavera para secarse rápidamente después. La laguna de la Dehesa, una laguna muy dependiente de la precipitación, muestra dos momentos de inundación, uno en febrero y otro en mayo, en los que apenas alcanza los 10 cm, y se mantiene seca el resto del tiempo.

### 3.1.2. Hidroperiodo de la marisma

El hidroperiodo de la marisma de Doñana durante el ciclo de inundación 2019-2020 ha sido calculado empleando un total de 20 escenas de los satélites Landsat 7 ETM+ (10) y Landsat 8 OLI (10) con al menos 1 imagen por mes salvo para el mes de abril que tuvo

muchas nubes. El valor promedio de hidroperiodo para toda la marisma fue de 89 días, por encima del valor promedio histórico (62,75 días) (Figura 7).

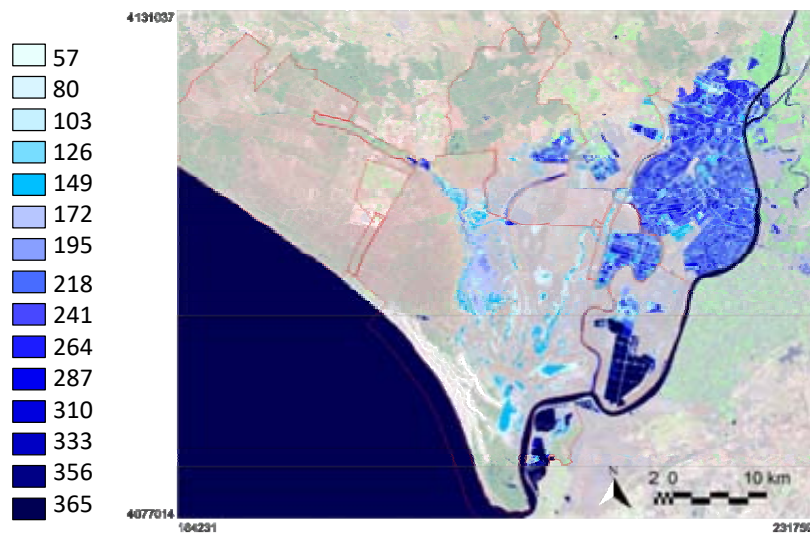


Figura 7. Hidroperiodo (número de días de inundación) durante el año hidrometeorológico 2019-2020 en la marisma de Doñana. Las categorías de color consecutivas reflejan incrementos de 23 días de inundación.

La anomalía de hidroperiodo, que representa la diferencia del hidroperiodo medio histórico 1974-202 respecto al hidroperiodo del ciclo 2019-2020 para cada píxel, indica un hidroperiodo cada vez más próximo a la media histórica (dominancia de valores positivos, verdes y amarillos, en la Figura 8). Se mantiene la continuidad de inundación a lo largo del Caño Travieso (restaurado y reconectado en 2015) y se evidencia la reducción de la inundación en la desembocadura del Arroyo del Partido junto con el incremento del hidroperiodo en la desembocadura de los sotos. Los principales lucios de la marisma han mantenido un hidroperiodo medio-bajo con respecto a la serie histórica.

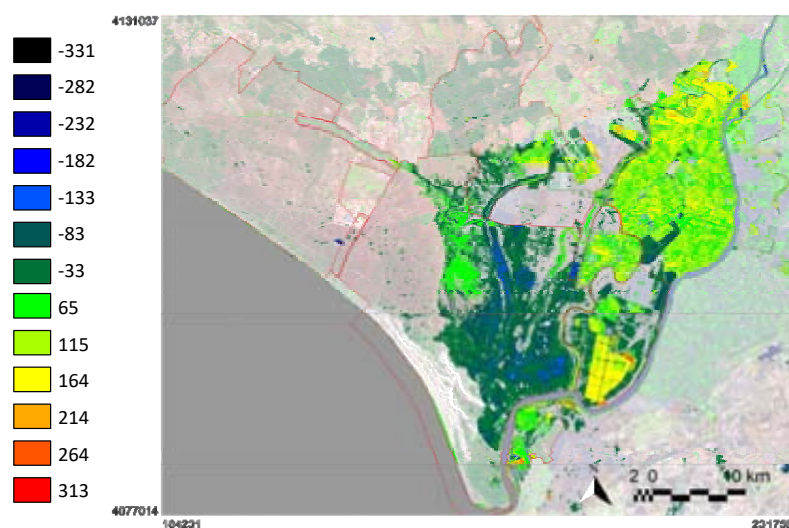


Figura 8. Anomalía de hidroperiodo (diferencia entre el hidroperiodo de 2019-2020 y el hidroperiodo medio histórico 1974-2019) en la marisma de Doñana. Gradiente de color: de anomalías negativas (azul oscuro) a anomalías positivas (rojo).

## 3.2. Biota acuática

El seguimiento de diferentes organismos acuáticos: vegetación, macroinvertebrados, peces y anfibios se planteó desde su inicio como un muestreo conjunto que se realizaba en las mismas localidades y en las mismas fechas, lo cual aporta un valor añadido a los datos. Las estaciones de muestreo se eligieron de modo que incluyesen todos los tipos de humedales presentes en Doñana. El número de localidades ha variado con el tiempo en respuesta principalmente a las ampliaciones del espacio a seguir. De 2003 a 2007 se siguieron 62 localidades en el Parque Nacional, y posteriormente, con la ampliación del seguimiento a la totalidad del Espacio Natural de Doñana, se redujo el número de estaciones a unas 40. Entre 2013 y 2017, la escasez de financiación supuso una reducción del número de localidades y el número de campañas anuales. Desde 2017 se ha estabilizado el número de localidades en unas 25 localidades para la mayor parte de los grupos, manteniendo algunas de ellas en común. El muestreo se ejecuta en dos campañas – invierno y verano – para los anfibios y una única campaña – primavera – para invertebrados acuáticos, peces y vegetación acuática.

### 3.2.1. Macroinvertebrados

El seguimiento de las poblaciones de macrobentos acuático, del mismo modo que las de ictiofauna – ver sección 3.2.2 Peces – se inició en el año hidrológico 2003-2004. Inicialmente se realizaban tres campañas anuales durante el periodo de inundación de la marisma y lagunas (entre octubre y junio) que posteriormente se redujeron a dos campañas, una otoño-invernal (entre octubre y marzo) y otra primaveral (entre abril y junio). Desde el año 2016-2017 se ha prescindido de la campaña invernal en el análisis de la evolución interanual, realizándose el análisis de la información con los datos exclusivamente de la campaña de primavera.

Aunque inicialmente se prospectaban 62 localidades de muestreo que trataban de recoger una representación detallada de los principales hábitats del Espacio Natural de Doñana, tras varios cambios motivados entre otras causas por la ampliación del área de estudio al conjunto del END, a partir del año 2016-2017 se fijó el muestreo en 30 localidades en primavera, que se muestrean siempre que tengan un nivel suficiente de inundación. En cada localidad, se dispone un número fijo (5 en lagunas y arroyos, 9 en localidades de marisma) de trampas pasivas (nasas con dos muertes y luz de malla de 4 mm) sin cebo, instaladas un máximo de 24 horas y siempre en funcionamiento durante al menos una noche. Este método de muestreo ha mostrado ser especialmente efectivo para grandes macroinvertebrados de carácter bentónico o nectónico (cangrejos, grandes ditíscidos) en localidades de aguas someras, pero es menos efectivo para los organismos de menor tamaño o menor movilidad (moluscos, meiobentos) o en aguas profundas.



Además del muestreo primaveral se realiza, con periodicidad no definida a priori, pero al menos dos veces, en primavera y verano, el seguimiento de los caños que conectan la marisma con el estuario. Hasta 2014, este muestreo se realizaba de 4 a 6 veces al año empleando 3 nasas pareadas, con vela común, algo mayores en tamaño pero de igual luz de malla que las anteriormente descritas, colocadas de forma que cortan el desplazamiento de los animales a lo largo de los canales. Este muestreo, desde el punto de vista de los invertebrados, está orientado al seguimiento de especies propias del estuario de distribución muy restringida en la marisma, como el cangrejo verde o coñeta (*Carcinus maenas*) o el cangrejo señal (*Uca tangeri*) y de otras de carácter exótico que han aparecido o pudieran haberlo hecho a través del estuario, como el cangrejo mitón chino (*Eriocheir sinensis*) o la jaiba azul (*Callinectes sapidus*). Esta última especie está pendiente de elaborarse un protocolo de seguimiento específico ya que tanto por su tamaño, como por su carácter extremadamente agresivo, no parece adecuado su seguimiento siguiendo los mismos métodos que para el resto de especies. Su presencia en las artes de pesca parece estar interfiriendo en los resultados que se obtienen para el resto de la comunidad acuática.

El esfuerzo de pesca a lo largo de los diferentes años de trabajo, desde 2004 a 2019, ha sido irregular no solo por los mencionados cambios en los protocolos motivados por la extensión del área a cubrir o de los recursos disponibles, sino también, y en mayor medida, en función de los niveles de inundación alcanzados por los diferentes sistemas. Tanto los niveles extremadamente bajos de inundación – o la ausencia total de agua – como la excesiva inundación resultan en dificultades que han impedido la realización del muestreo en algunas localidades, ya sea porque directamente no existe fauna acuática, porque se imposibilita el acceso o porque las artes de pesca no funcionan adecuadamente.

Con excepción del elevado valor obtenido para el año 2003-2004, la abundancia de macroinvertebrados había mostrado hasta este año 2020 fluctuaciones interanuales leves entre los 0 y los 20 individuos CPUE. Este último año las capturas han mostrado un incremento notable que nos sitúa en niveles semejantes a los de 2004 (Figura 9), sin que podamos atribuir este hecho a ningún factor concreto y sin que se establezca tampoco una tendencia en el tiempo. Simplemente, los resultados globales para este año hacen que los iniciales de 2004 sean menos raros y amplían el rango de variación en el que se mueven las capturas de macroinvertebrados.

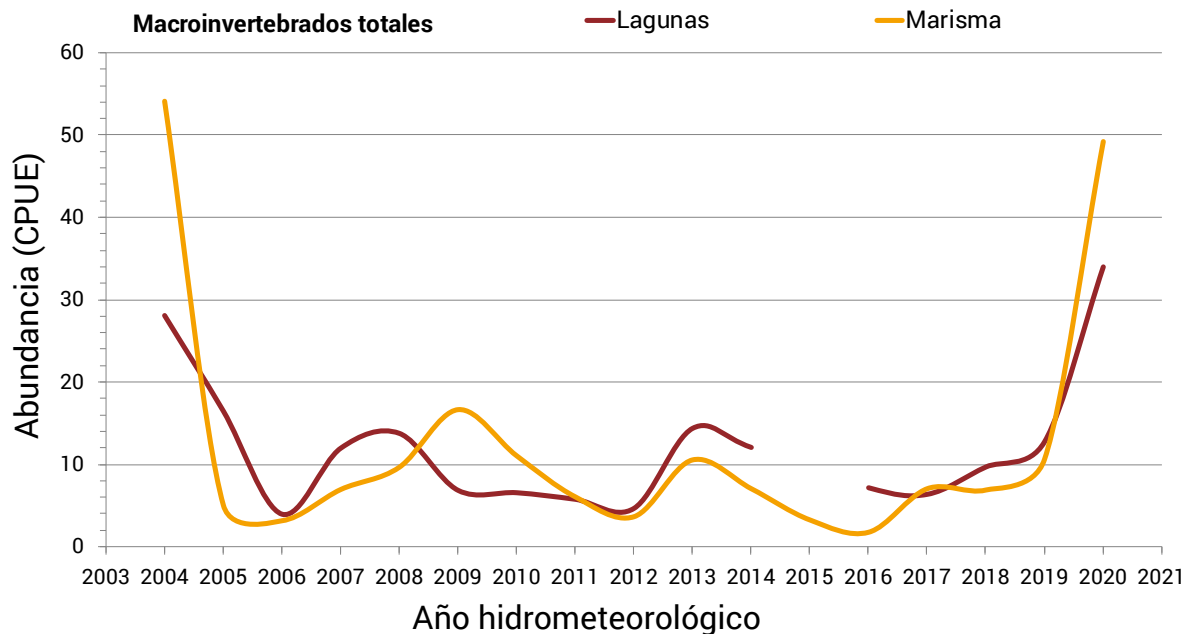


Figura 9. Abundancia (captura por unidad de esfuerzo, CPUE, en individuos/nasa\*noche) de macroinvertebrados (todos los grupos juntos) en las lagunas y la marisma del Espacio Natural de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos

Las abundancias por taxón, sin embargo, no muestran un patrón similar y no se observa en ninguno de los grupos principales, quizá con la excepción de los odonatos en la marisma, una subida semejante. Se siguen observando amplias fluctuaciones interanuales, probablemente relacionadas con la variación en los patrones de la inundación, pero ninguna tendencia consistente a largo plazo (Figura 10).

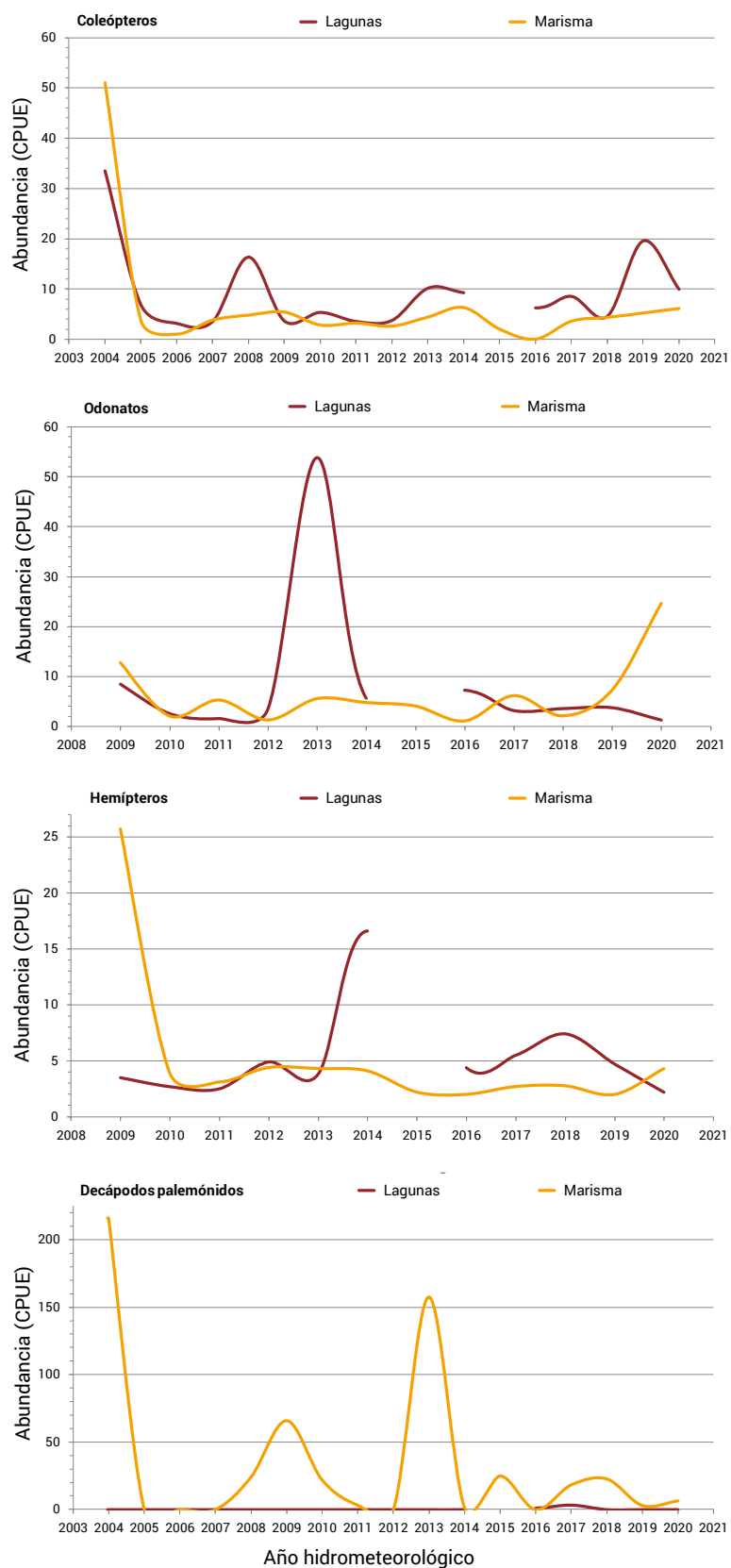
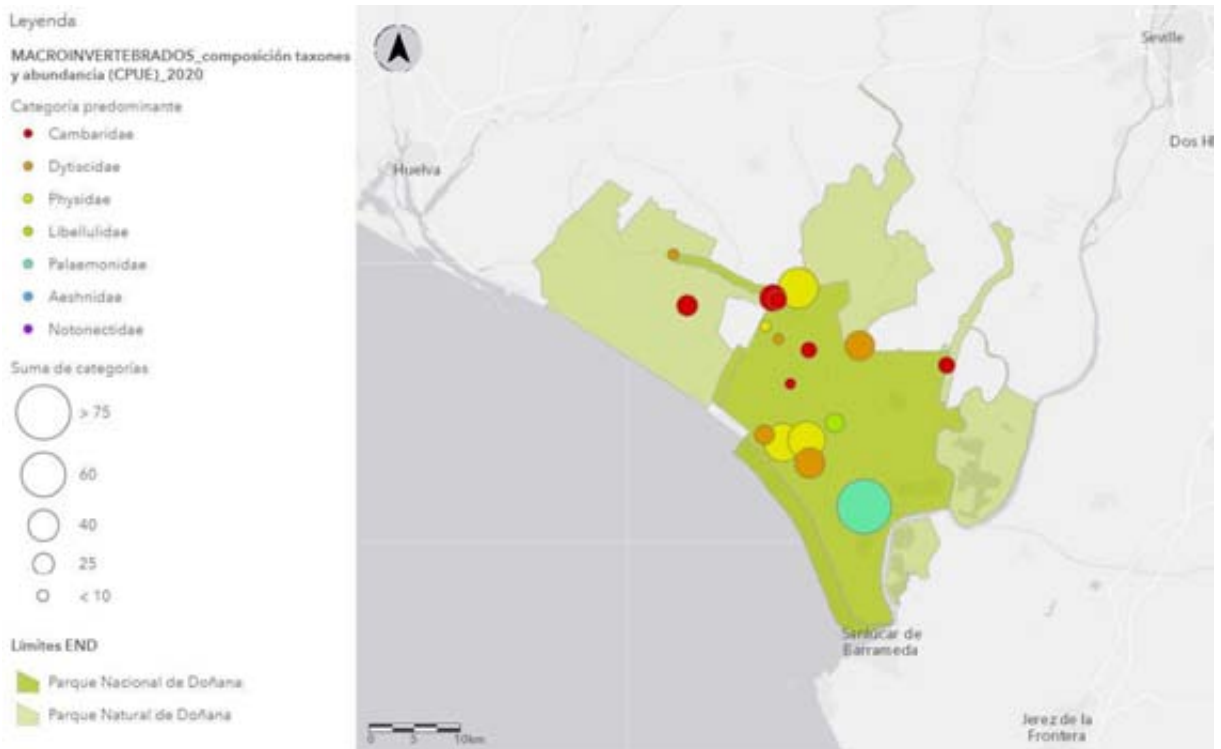


Figura 10. Abundancia (captura por unidad de esfuerzo, CPUE, en individuos/nasa\*noche) de los diferentes taxones de macroinvertebrados en las lagunas y la marisma del Espacio Natural de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos

En términos generales para el conjunto de estaciones muestreadas, en 2019-2020 el taxón de macroinvertebrados más frecuente y abundante fue el grupo de los odonatos en la marisma. Por localidades, las mayores densidades las alcanzan los cangrejos cambáridos en lagunas como la de las Pajosas y la de los Ánsares y en las estaciones de marisma más septentrionales (marisma de El Rocío) y en el caño Travieso en Caracoles. Allí donde no abundan los cangrejos son los coleópteros ditíscidos los que dominan. Los decápodos palaemónidos dominan en una estación, el lucio de Vetallengua, muy relacionada con los medios más salinos y conectados con el estuario. (Mapa 1)



Mapa 1. Abundancia y distribución de los grupos taxonómicos de macroinvertebrados acuáticos durante el año hidrológico 2019-2020. Se indica la categoría taxonómica (orden) predominante para cada estación.

### 3.2.2. Peces

El seguimiento de las poblaciones de peces, del mismo modo que para los macroinvertebrados acuáticos, se inició en 2003 (ver sección 3.2.1 Macroinvertebrados). Desde 2016-2017 se ha prescindido también para este seguimiento de la campaña invernal y se ha realizado adicionalmente una campaña estival en septiembre para conocer los refugios de ictiofauna durante la época más desfavorable. Además, continuando con lo realizado el ciclo pasado y como se mencionaba para los macroinvertebrados bentónicos, también se ha incorporado en primavera y verano el seguimiento de los caños que conectan la marisma con el estuario.

Por tanto, los protocolos de muestreo diseñados para peces coinciden en gran medida con los descritos para macrobentos, salvo el muestreo estival que se emplea como información complementaria para conocer el estado de las comunidades ictícolas en un momento especialmente desfavorable y crítico para ellas: el de menor inundación de los sistemas acuáticos.

Las abundancias de peces presentan fluctuaciones interanuales, pero no parecen seguir una tendencia consistente (creciente o decreciente) en el periodo 2004-2020 (Figura 11A). Destaca, sin embargo, el elevado pico de abundancia de especies exóticas detectado en las lagunas en el año 2004. Este último año los valores de abundancia parecen decrecer respecto de los del año precedente, en todas las categorías, de forma muy acusada.

En términos de riqueza de especies, al ser los valores menores que el año anterior y muy bajos no hay mucha diferencia entre las diferentes categorías. La marisma presenta en general valores más elevados que las lagunas en especies nativas, mientras que en las exóticas están a la par y en números bajos. (Figura 11B).

En 2020 la riqueza de especies sigue siendo baja y algo menor que el año anterior, lo que abunda en el evidente impacto que sobre la biodiversidad de este grupo se está produciendo, aunque los patrones de riqueza de especies se mantienen en lo que viene siendo habitual: mayor riqueza de especies nativas en la marisma, sobre todo debido al componente de las localidades en comunicación directa con el estuario, y una merma importante de las especies nativas en las lagunas, que ya prácticamente están reducidas a la presencia de colmilleja (*Cobitis paludica*) en las de hidroperiodo más largo, anguila (*Anguilla anguilla*) en las que tienen comunicación eventual con la marisma y el estuario y salinete (*Aphanius iberus*) en la laguna del Hondón, ya que la población de Caño Martinazo no se ha encontrado este año, desde donde, si las condiciones son propicias, puede ocasionalmente extenderse durante la primavera a localidades colindantes.

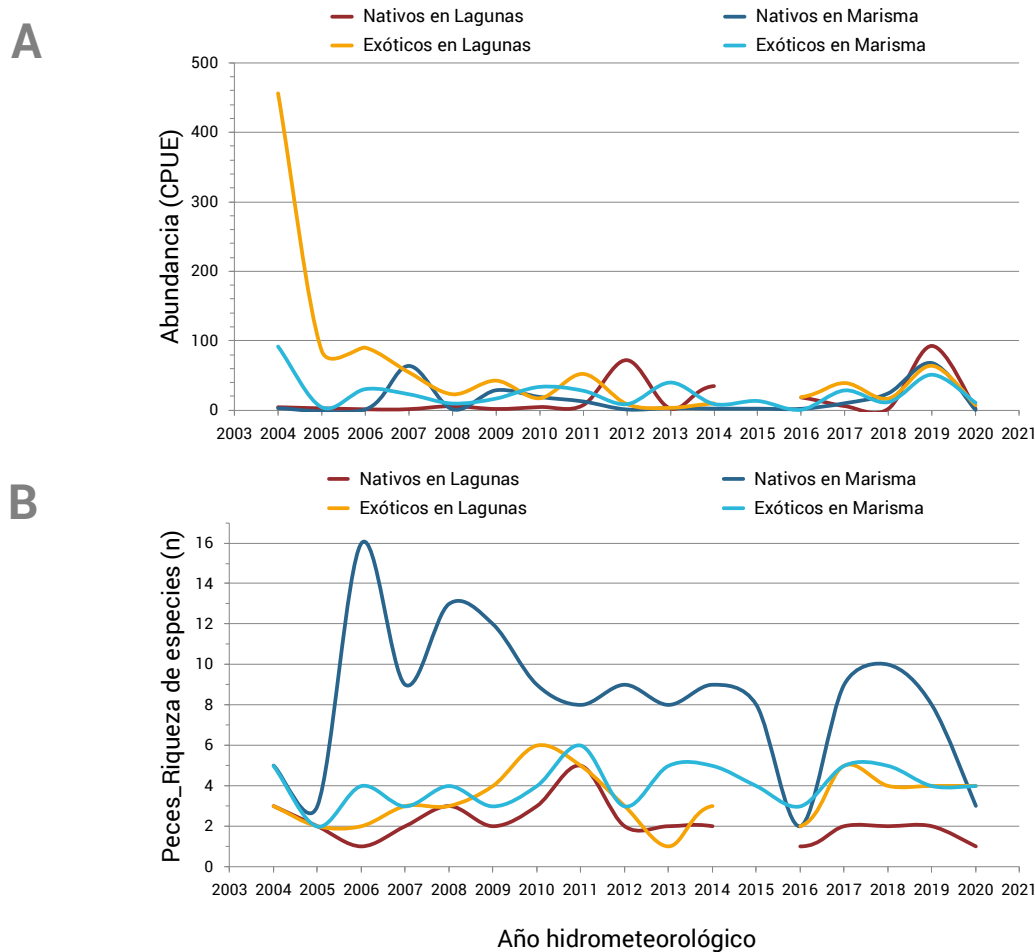
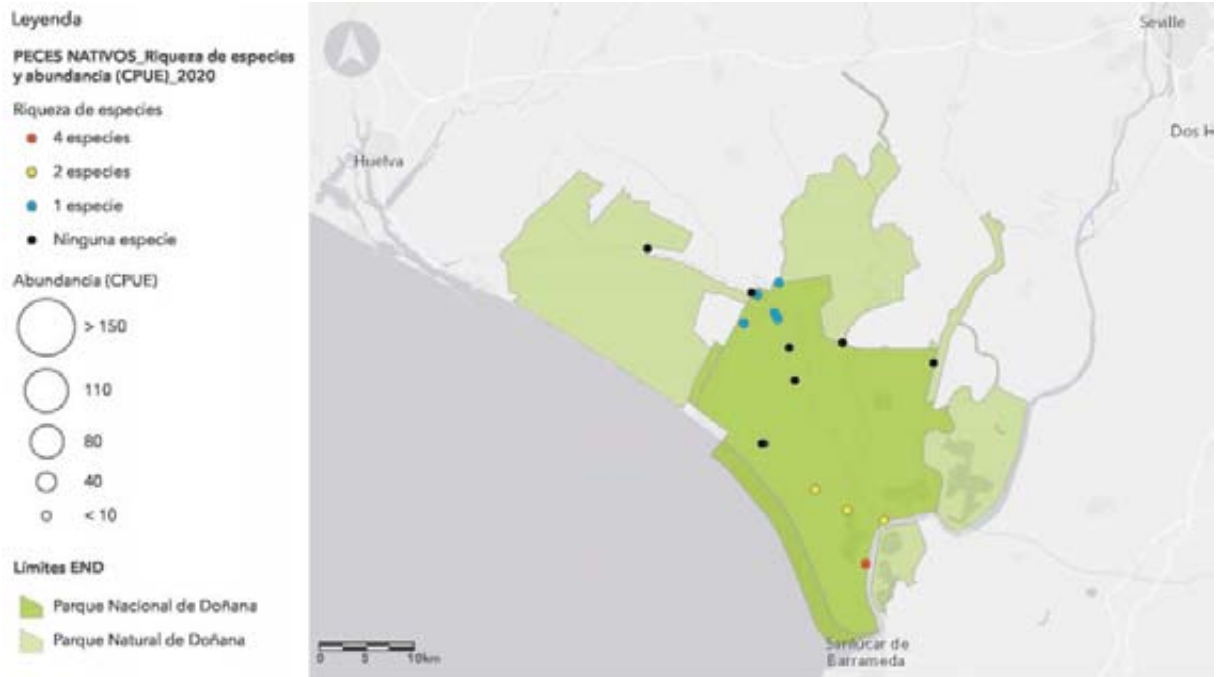
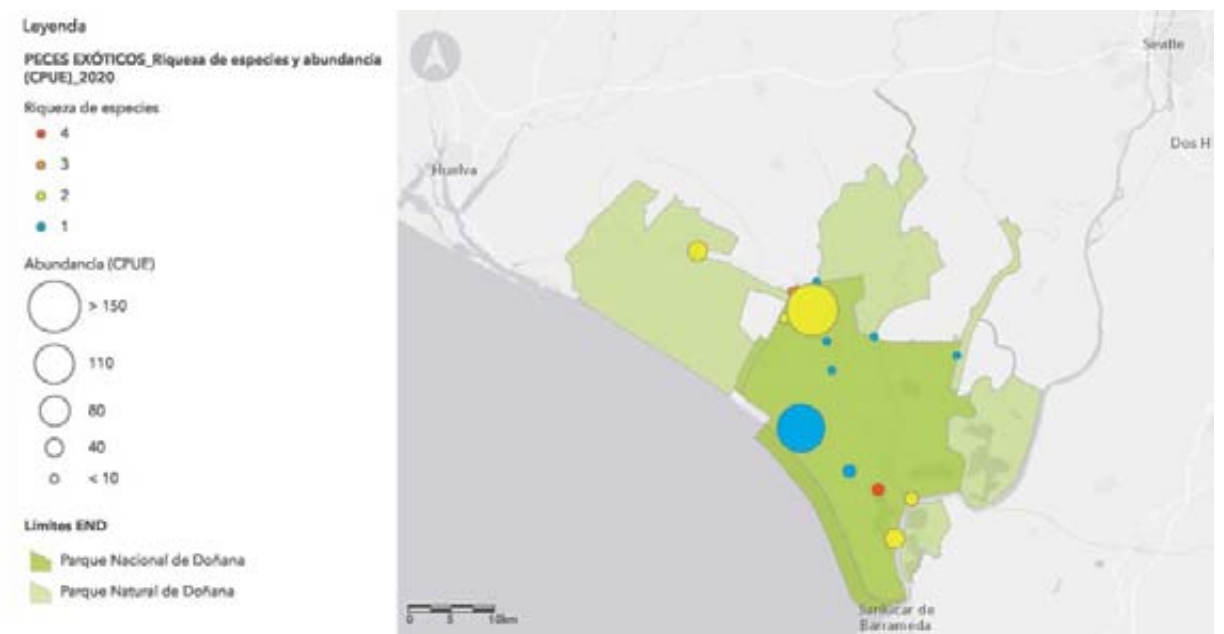


Figura 11. A: Abundancia (captura por unidad de esfuerzo en individuos/nasa\*noche; panel superior) y B: riqueza de especies (número de especies capturadas por localidad; panel inferior) de peces nativos y exóticos en la marisma y lagunas del Espacio Natural de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

La riqueza de especies nativas y exóticas muestra un patrón opuesto en la marisma y en las lagunas y arroyos: en la marisma, el número de especies nativas suele ser mayor que el de especies exóticas, mientras que en las lagunas y arroyos el número de especies exóticas raramente (laguna del Hondón) es inferior al de especies nativas (Figura 11). La razón hay que buscarla en el escaso número de especies que de forma natural habitan las lagunas y en la desaparición de algunas de ellas al tiempo que han sido colonizadas por especies exóticas. Marisma y lagunas son sistemas mayoritariamente temporales que deben ser recolonizados cada vez que se produce un periodo de secado total, habitualmente en cada ciclo anual. La recolonización en la mayor parte de las lagunas se produce a partir de los escasos medios permanentes que existen, fundamentalmente sistemas artificiales (zacayones) donde son abundantes las especies exóticas, mientras que la marisma se recoloniza cada año a partir de las poblaciones del estuario, mucho más rico en especies y donde la proporción de autóctonas es también mayor (Mapa 2 y Mapa 3).



Mapa 2. Distribución, riqueza y abundancia de especies nativas de peces durante el año hidrológico 2019-2020.

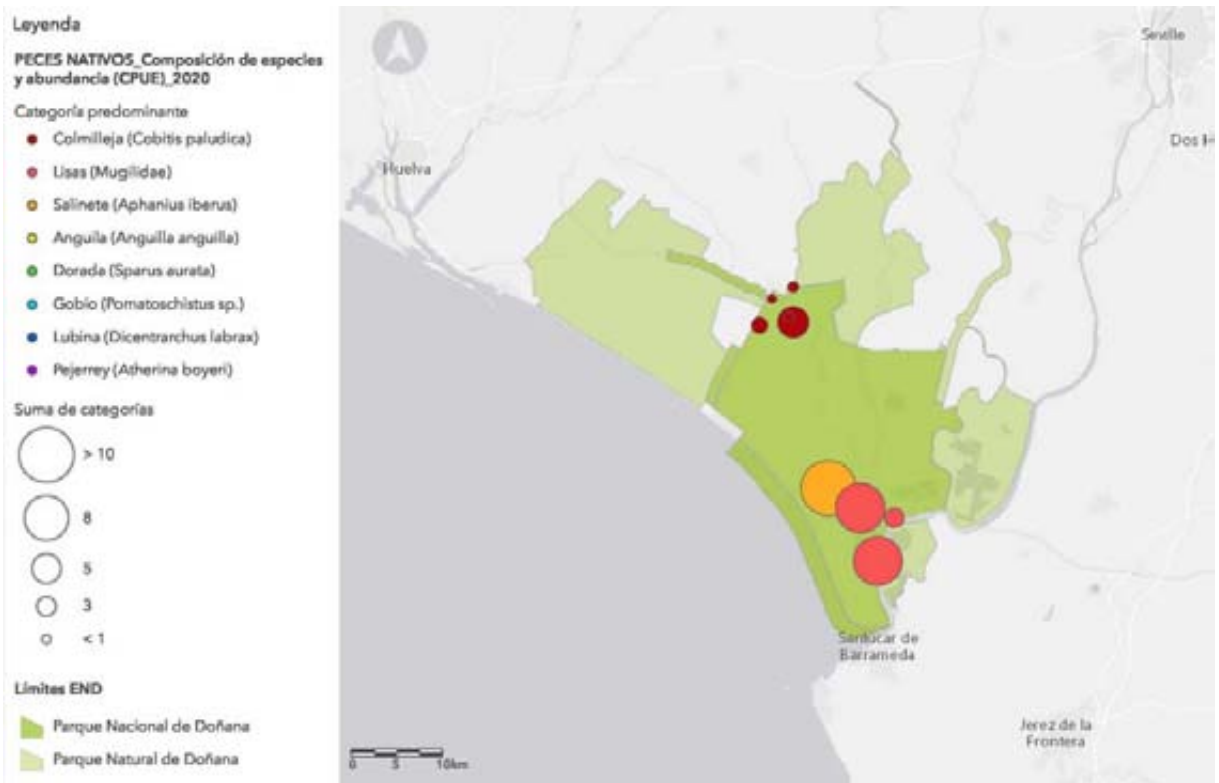


Mapa 3. Distribución, riqueza y abundancia de especies exóticas de peces durante el año hidrológico 2019-2020.

Dentro de la comunidad de peces del Espacio Natural de Doñana consideramos de particular interés tres especies autóctonas: la anguila, el salinete y la colmilleja. La anguila está incluida como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles y como “En Peligro” por UICN y ha sido objeto de un plan especial de protección en el área del Bajo Guadalquivir. El salinete es un endemismo ibérico y está catalogado como “En peligro de

extinción” en las normativas nacional y autonómica. La colmilleja está incluida como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles y en la lista UICN.

En el mapa de distribución de las especies nativas (Mapa 4) se observa que la especie de mayor distribución es la colmilleja, con excepción de las estaciones directamente comunicadas con el estuario, donde dominan los mugílidos.



Mapa 4. Abundancia y distribución de las especies nativas durante los muestreos de primavera. Para cada estación se muestra la especie dominante durante el año hidrológico 2019-2020.



### 3.2.3. Anfibios

El seguimiento de anfibios en Doñana comenzó en 2003 con el objetivo de conocer la riqueza de especies de anfibios en los distintos medios acuáticos presentes en el Parque Nacional, así como detectar si hay reproducción y si se completa el desarrollo larvario en cada especie, es decir, si se alcanza el estadio de metamórfico. Entre 2003 y 2006 se probaron diferentes técnicas de muestreo, se hicieron hasta tres campañas anuales y se muestreó hasta en 62 localidades distintas. En 2006 se presenta el primer protocolo en el que se fijan 32 localidades de muestreo y dos campañas anuales, una en invierno y otra en primavera, para abarcar el periodo reproductivo de los anfibios de Doñana y su desarrollo en el agua. Para maximizar la posibilidad de detección de las 11 especies de anfibios presentes en Doñana, se usaron 4 técnicas de muestreo: mangueros, nasas camaroneras, prospección visual y acústica. Este protocolo se hace conjuntamente y al mismo tiempo que los protocolos de plantas acuáticas, invertebrados acuáticos y peces, lo que supone un valor añadido ya que permite un mejor conocimiento de los lugares muestreados y de su diversidad biológica (ESPN, 2006)<sup>1</sup>. En 2007 el protocolo se amplió a todo el Espacio Natural de Doñana, fijándose el número de puntos acuáticos a seguir en 41, y manteniendo las dos campañas anuales y las 4 técnicas de muestreo. Entre 2013 y 2017, la disminución de la financiación obligó a reducir el esfuerzo de muestreo, reduciendo el número de campañas (una en primavera), las localidades a seguir y a las técnicas de muestreo empleadas.

A partir de 2017-2018, el seguimiento de anfibios incluye dos muestreos anuales, uno en invierno y otro en primavera, llevados a cabo en 24 localidades, 7 en marisma y 17 en arenas. En 2020 se ha dejado de realizar una localidad que se encontraba en arenas (zacayón del Corral de Félix) por el riesgo que supone el muestreo con nasas camaroneras para los galápagos europeos que habitan allí. Se ha incluido en su lugar una localidad de marisma (Honduras del Burro), aumentando así la representación de la marisma en la proporción de localidades prospectadas (8 en marisma y 16 en arenas) y de la que además se contaba con datos para completar la serie temporal. Ya que el análisis de los datos se realiza agrupando las localidades en dos grupos (marisma y arenas), se ha procedido a recalcular el número promedio de especies tras realizar estos cambios, representados en las figuras y los mapas.

El muestreo en cada localidad incluye el trapeo con nasas (9 ubicadas en la marisma y 5 en las arenas), 30 mangueros a diferentes profundidades, una prospección visual y una prospección acústica.

---

<sup>1</sup> Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales (ESPN). 2006. Diseño y puesta a punto del Programa de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales en el Parque Nacional de Doñana. Memoria final no publicada. Estación Biológica de Doñana. Sevilla, junio 2006.



Foto 1. Dos de las técnicas utilizadas para el muestreo de anfibios: nasas y mangueros (Autor: Isidro Román, EBD-CSIC)

En 2019-2020, se han llevado a cabo las dos campañas protocolizadas, una entre finales de enero y el mes de febrero, y otra durante el mes de mayo. La segunda campaña comenzó aproximadamente un mes más tarde que habitualmente, debido a la situación excepcional producida por la pandemia mundial por el COVID-19. Esto, unido a la baja precipitación de este año, similar a la del año anterior, pero por debajo de la media anual de los últimos 30 años y a que llovió al final de la primavera (ver apartado de meteorología de esta memoria), se reflejó en que cuatro localidades de las arenas y una de marisma no se inundaron y no pudiesen ser muestreadas con nasas.

En 2020 se han detectado las 11 especies de anfibios presentes en Doñana. La riqueza se ha calculado como el número medio de especies encontrado en cada grupo de localidades. Respecto al año anterior, la riqueza de especies ha sido ligeramente superior en arenas, superando las 4 especies, mientras que en marisma se han detectado en promedio menos especies que en el 2019. La riqueza de especies encontrada en las arenas ha sido mayor que en la marisma a lo largo de todos los años de seguimiento, excepto en 2014, un año seco, cuando fue ligeramente inferior a la de marisma (ver Figura 12). El mayor número de especies de las arenas se debe probablemente a la gran diversidad de cuerpos de agua que se da en ellas, frente a la relativa homogeneidad de la marisma. En las arenas se encuentran puntos de agua muy diferentes en hidropereodo, aislamiento, presencia o ausencia de predadores, etc...lo que favorece que más especies de anfibios encuentren las condiciones adecuadas para reproducirse. Por otra parte, el número de especies detectado

varía positivamente con la precipitación, siendo los años más lluviosos, los que dan lugar a una mayor diversidad de medios acuáticos y los que presentan mayor riqueza específica mientras que, en los años secos, al disminuir el número de puntos de agua disponibles para la reproducción, se produce un descenso en el número de especies de anfibios detectado (Figura 12).

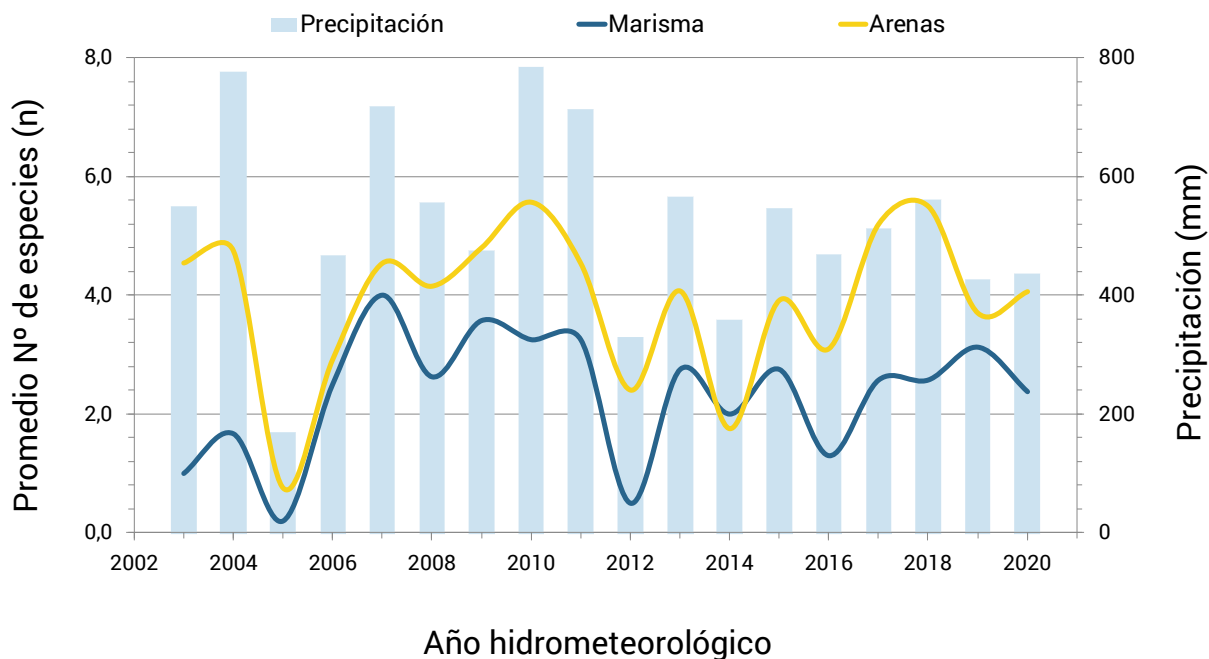


Figura 12. Riqueza de especies (promedio anual del número de especies de anfibios detectado) en la marisma y las arenas del Espacio Natural de Doñana, entre 2003 y 2020. Se muestra la precipitación anual acumulada. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2020 indica el año 2019-2020).

La abundancia de anfibios se ha estimado en base a las capturas realizadas en nasas, al ser esta técnica la que se ha usado de forma más estable a lo largo de todo el periodo de seguimiento. Es también la técnica que mayor número de individuos detecta frente a las otras técnicas usadas y es eficaz para capturar tanto adultos, como larvas. No todas las especies de anfibios, sin embargo, se capturan igual en las nasas, ya que para funcionar necesitan una profundidad mínima de unos 20 cm de agua y, las especies que prefieren reproducirse en charcas someras, como el sapo corredor o el tritón ibérico (*Lissotriton boscai*), es probable que se subestimen con las nasas.

Para calcular la abundancia de anfibios en el conjunto de localidades encontradas en arenas y en marisma se han contabilizado todos los individuos capturados en las nasas sin distinción de especie. El estimador de la abundancia es pues la captura por unidad de esfuerzo media (CPUE) que, a diferencia del año anterior cuando fue igual en arenas y marisma, en 2020 ha sido bastante superior en las arenas (CPUE = 50,6 individuos por nasa) respecto a la marisma (CPUE = 3,9 individuos por nasa). Esto es debido al elevado

CPUE que presentan 3 lagunas situadas en arenas por el gran número de larvas encontradas, principalmente en invierno, de sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en la laguna de las Espajosas y el Zahillo, y de larvas de sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*) en la laguna de los Llanos del Taraje, al sur del Espacio Natural.

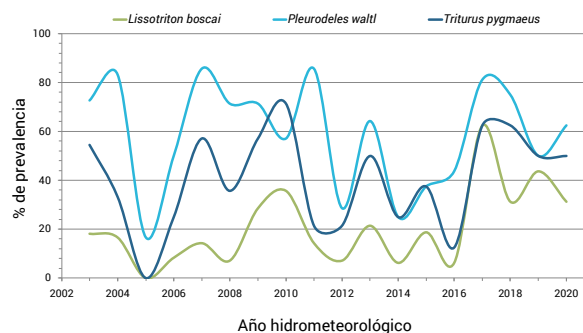
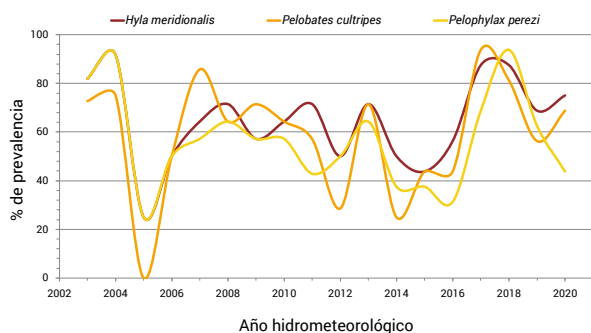
Las especies de anfibios que se han detectado en mayor número de localidades este año han sido la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) y el gallipato (*Pleurodeles waltl*), en un total de 15 localidades, junto al sapo de espuelas, detectado en 14 localidades.



Foto 2. De izquierda a derecha y de arriba a abajo: ranita meridional (*Hyla meridionalis*), sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*), gallipato (*Pleurodeles waltl*), rana común (*Pelophylax perezí*) y sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*). (Autores: Rosa Arribas, Isidro Román y Ana Andreu; EBD-CSIC).

En arenas, estas 3 especies, junto al tritón pigmeo (*Triturus pygmaeus*) han sido las más abundantes, mientras que en marisma ha sido el gallipato, en 5 localidades, seguido del sapo de espuelas, la ranita meridional, el sapillo moteado ibérico y la rana común (*Pelophylax perezí*), en 3 localidades. En la Figura 11 se muestra el porcentaje de localidades, por año hidrometeorológico de muestreo, en las que se detecta una determinada especie. Se muestra la prevalencia de 3 especies de anuros y 3 de urodelos para el conjunto de localidades de arenas y, para la marisma, la prevalencia de 4 especies de anuros y la única de urodelos que aparece en este hábitat. Aunque variable entre años según la precipitación, algunas especies, como el gallipato, se encuentran en más del 80% de localidades muestreadas (tanto de arenas como de marisma), o como la rana común en localidades de arenas (Figura 13).

### Arenas



### Marisma

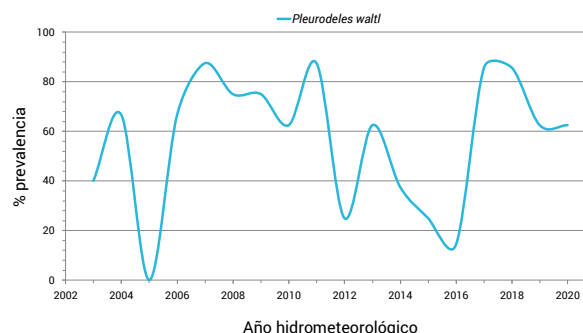
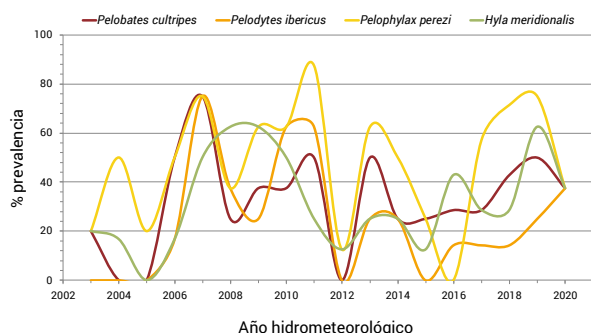
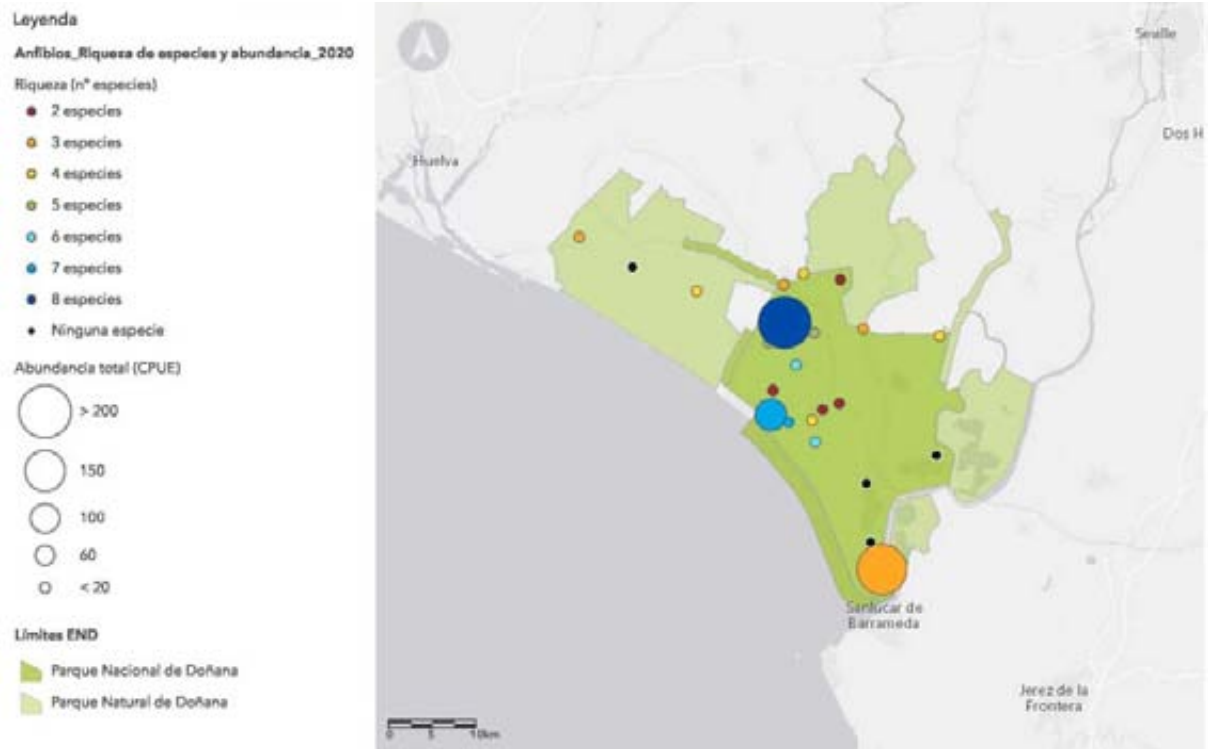


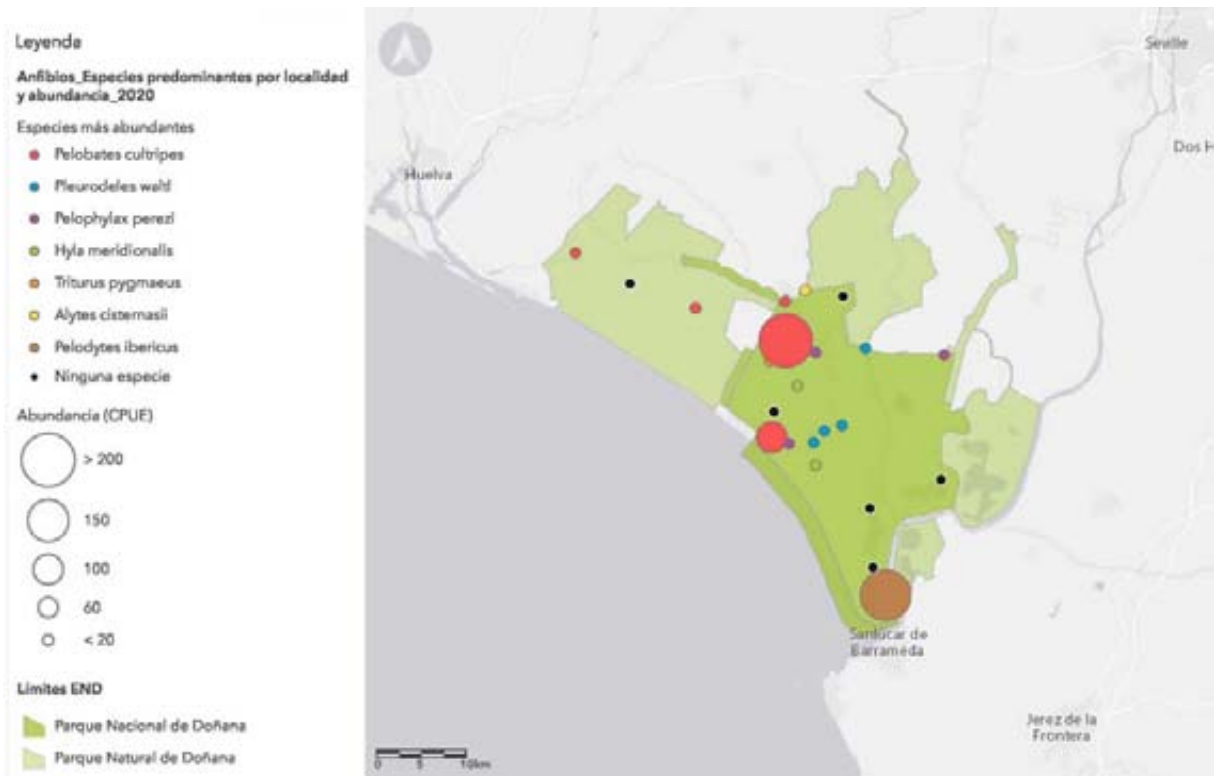
Figura 13. Prevalencia (Porcentaje de localidades del total muestreadas en las que se detectó su presencia) de las especies de anfibios más abundantes encontradas en el END desde el año 2003. Se representan anfibios anuros (izquierda) y urodelos (derecha), en arenas (arriba) y marisma (abajo).

En el Mapa 5 se muestra la localización de las 24 estaciones de muestreo y el número de especies y la abundancia de anfibios encontrados este año en cada localidad. La mayor riqueza de especies se ha dado nuevamente en las arenas: 8 especies en la laguna de las Espajosas y 7 especies en la laguna Dulce y el Zahillo. En la marisma, la localidad con más especies, 5, ha sido el caño de la Algaida de la Caquera. Como se ha comentado anteriormente, también la laguna de las Espajosas ha sido la localidad con mayor abundancia de anfibios este año, dónde se han capturado 207,9 anfibios por nasa. La siguiente localidad en abundancia ha sido la laguna de los Llanos del Taraje con 190,4 individuos/nasa.



Mapa 5. Riqueza de especies y abundancia de anfibios (todas las especies) en cada una de las 24 localidades de seguimiento de anfibios durante el año hidrometeorológico 2019-2020.

En el Mapa 6 se muestra la especie más abundante en cada localidad y su nº de capturas/nasa (CPUE). El sapo de espuelas es el anfibio más abundante en 6 localidades, todas en arenas, y el gallipato en 4, de las cuales 3 son de marisma. La rana común lo es en otras 3 localidades, mientras que la ranita meridional lo es en 2. Por otro lado, el anfibio con mayor nº de individuos por nasa es el sapo de espuelas, con 206,8 individuos por nasa en la laguna de las Espajosas.

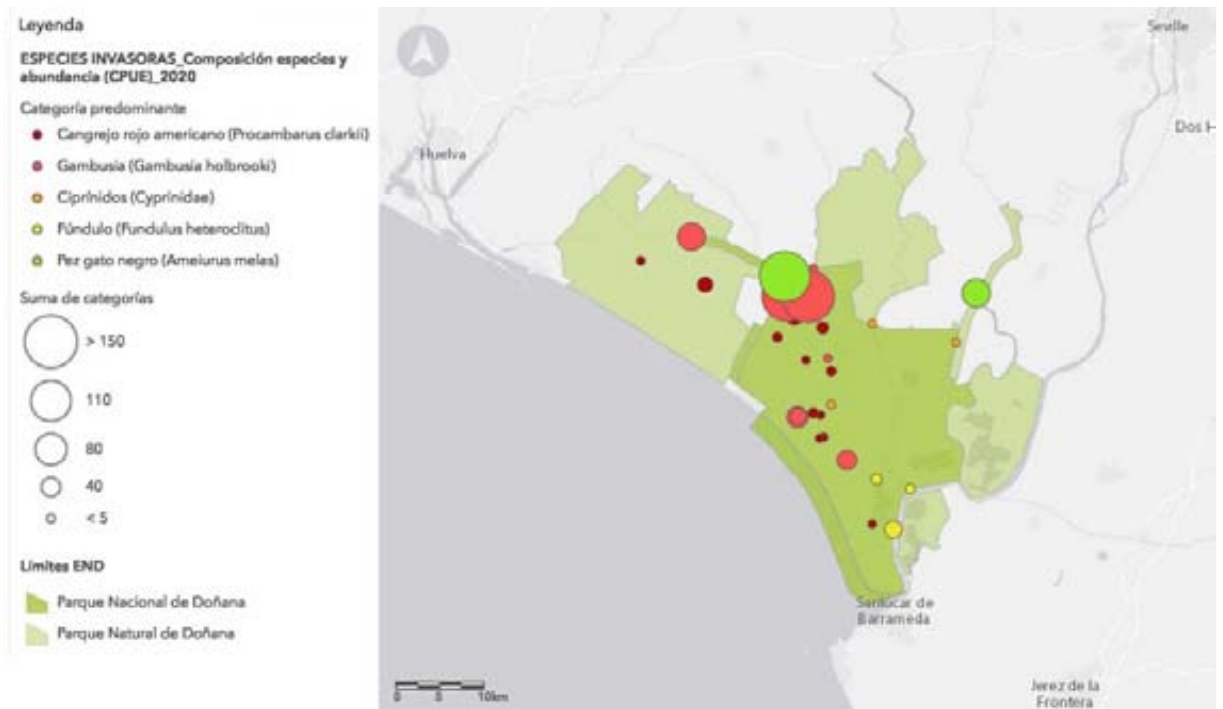


Mapa 6. Especie más abundante y su CPUE (número de individuos de la especie/ nasa) en cada una de las 24 localidades de seguimiento de anfibios durante el año hidrometeorológico 2019-2020.

### 3.2.4. Especies exóticas invasoras

El seguimiento de las poblaciones de especies exóticas invasoras se ha realizado en las mismas fechas y con los mismos procedimientos descritos para las prospecciones de sus respectivos taxones – esto es, muestreos con trampas pasivas para los cangrejos y peces (ver secciones 3.2.1 Macroinvertebrados y 3.2.2 Peces). Se han añadido también fuentes complementarias de observación que se detallan más adelante, tras someterlas a contraste.

La distribución de las especies dominantes para 2020 se muestra en el Mapa 7



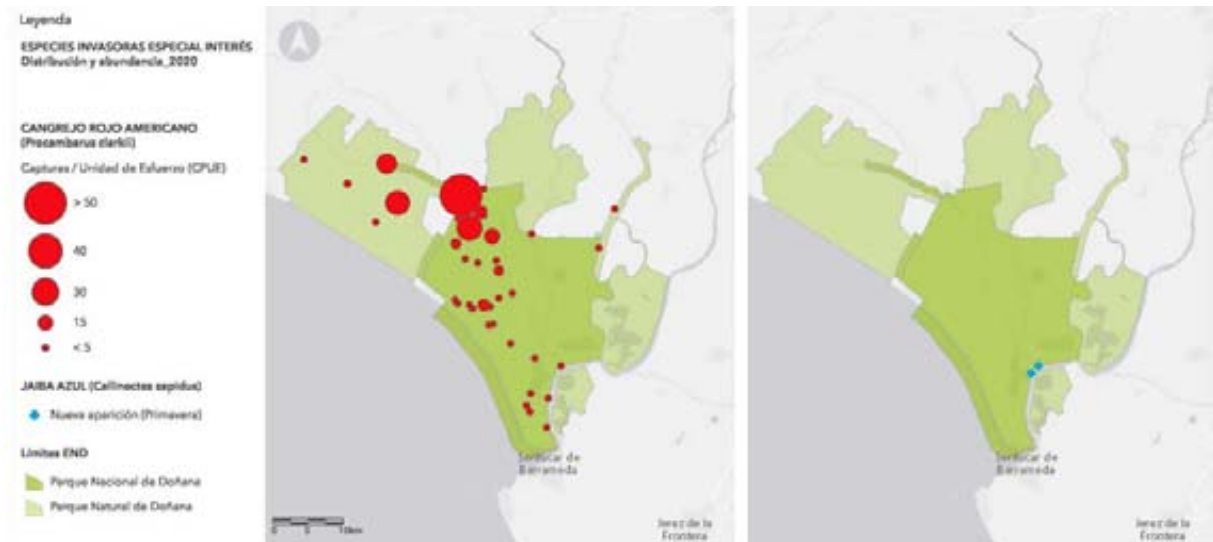
Mapa 7. Abundancia y distribución del grupo taxonómico (familia o especie) exótico predominante durante el año hidrometeorológico 2019-2020.

Existen cuatro especies de decápodos introducidas en el entorno del estuario del Guadalquivir. El cangrejo rojo americano (*Procamburus clarkii*) fue introducido en los años 70. El cangrejo de Harris (*Rhithropanopeus harrisi*), nativo de la costa occidental norteamericana y ampliamente distribuido ya por Europa, fue encontrado por primera vez en el Brazo de la Torre en los años 90. El cangrejo chino (*Eriocheir sinensis*), nativo de las costas de Asia oriental e invasor en Europa y Norteamérica, fue localizado en el estuario del Guadalquivir y ha sido sometido a actuaciones de control poblacional desde hace más de una década. La jaiba azul (*Callinectes sapidus*), una especie americana introducida en aguas europeas desde principios del S.XX y ampliamente distribuida por el litoral mediterráneo peninsular, fue identificada por primera vez en el Caño de Brenes en 2017 en unas nasas furtivas (J.A. Espinar, com. pers.). Sin embargo, debido a que la metodología para su detección y seguimiento no está todavía al mismo nivel de protocolos que para el resto de las especies acuáticas, su tratamiento en esta memoria se realiza de forma diferente, no existiendo valores de abundancia que puedan ser comparados.

De estas cuatro especies, tan solo el cangrejo rojo americano aparece de forma frecuente en la marisma y lagunas de Doñana. El cangrejo de Harris apareció tan solo en los muestreos realizados en los caños mareales y en Entremuros y no ha sido localizado en los últimos años. El cangrejo chino está restringido al estuario del Guadalquivir y no ha sido capturado aún en el interior de la marisma de Doñana ni en los caños mareales que la conectan con el estuario. La jaiba azul todavía es una incógnita y se desconoce cómo pueden evolucionar sus poblaciones, dónde podrá instalarse y qué efectos tendrá sobre el



resto del sistema, aunque lo que sí parece claro, de momento, es que no lo hace en las zonas más próximas a la desembocadura, y que tampoco ha sido capaz de penetrar en la marisma más allá de la zona de influencia de los caños donde ha sido hallada. Durante el presente ciclo la abundancia de la jaiba ha sido menor que el año precedente, aunque la distribución espacial sigue siendo la misma.



Mapa 8. Abundancia y distribución del cangrejo rojo americano (máximo anual) y localización de las capturas de jaiba azul (solo presencia) durante el año hidrológico 2019-2020.

La frecuencia y la abundancia del cangrejo rojo americano muestran una tendencia claramente descendente entre 2004 y 2017, rota en 2018 por un importante incremento en la densidad poblacional, aunque no en la prevalencia, pero que vuelve a descender en 2019 y 2020 manteniéndose la prevalencia. Sobre esta tendencia general se superponen amplias fluctuaciones interanuales, probablemente relacionadas con la variación en la precipitación y los patrones de inundación (Figura 14). Su amplia distribución en los humedales de Doñana (Mapa 8), muestra una distribución temporal fundamentalmente invernoprimaveral y espacialmente concentrado en las localidades de menor salinidad: arroyos, lagunas y norte de la marisma, al tiempo que presenta sus mayores densidades poblacionales en los sistemas acuáticos de la vera donde las características hidrológicas (hidroperiodo largo e inundación previsible y recurrente) y edáficas (suelos arcillosos o mixtos) le son más favorables.

El cangrejo de Harris mostró una cierta expansión desde su aparición en el año 2008, pero desde 2014-2015 está prácticamente ausente de las estaciones de muestreo monitoreadas en la marisma de Doñana.

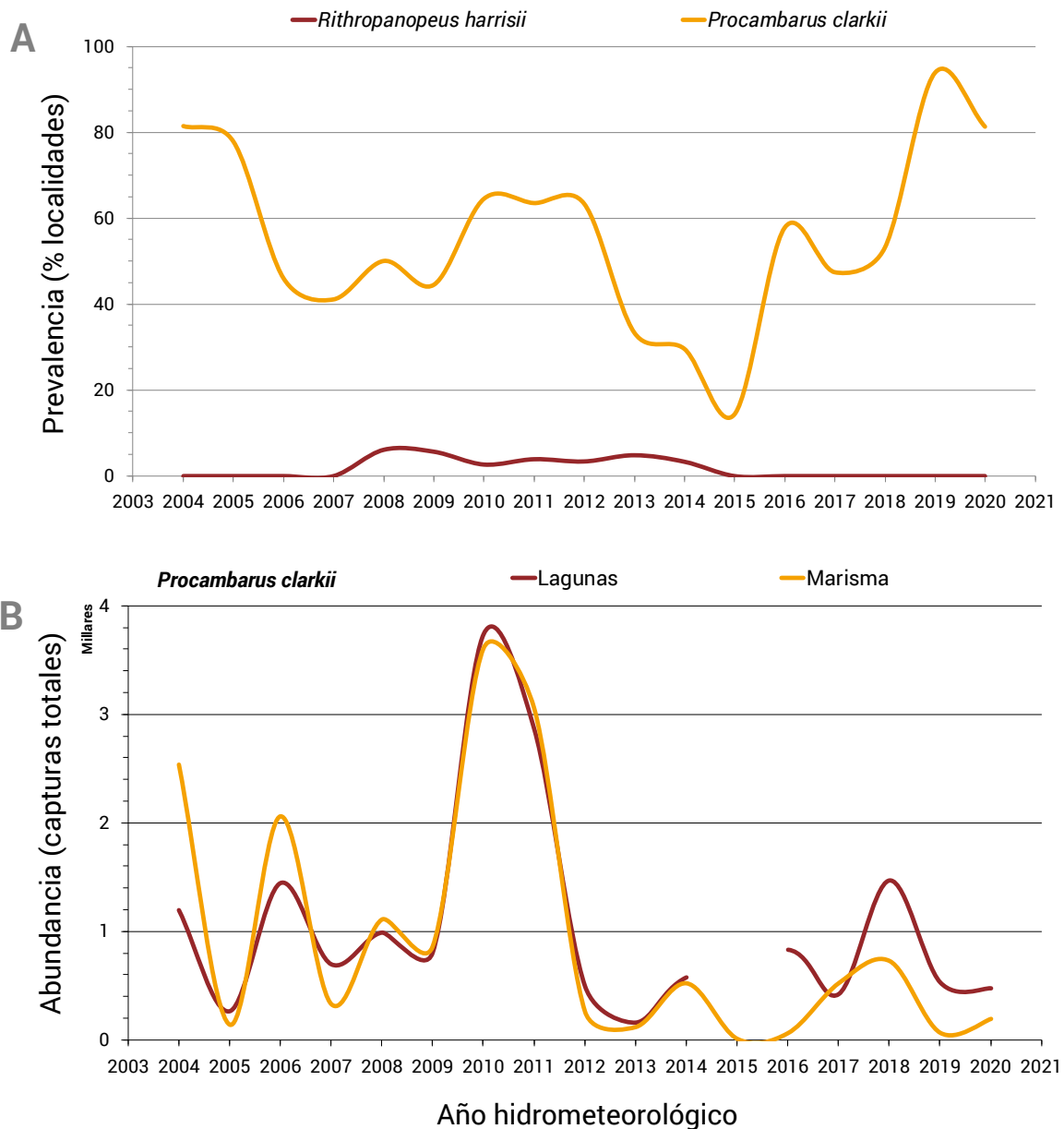


Figura 14. A: prevalencia (porcentaje de localidades muestreadas en las que se detectó su presencia) de decápodos invasores en el Espacio Natural de Doñana. B: abundancia (capturas totales) de cangrejo rojo americano en las lagunas y la marisma del Espacio Natural de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

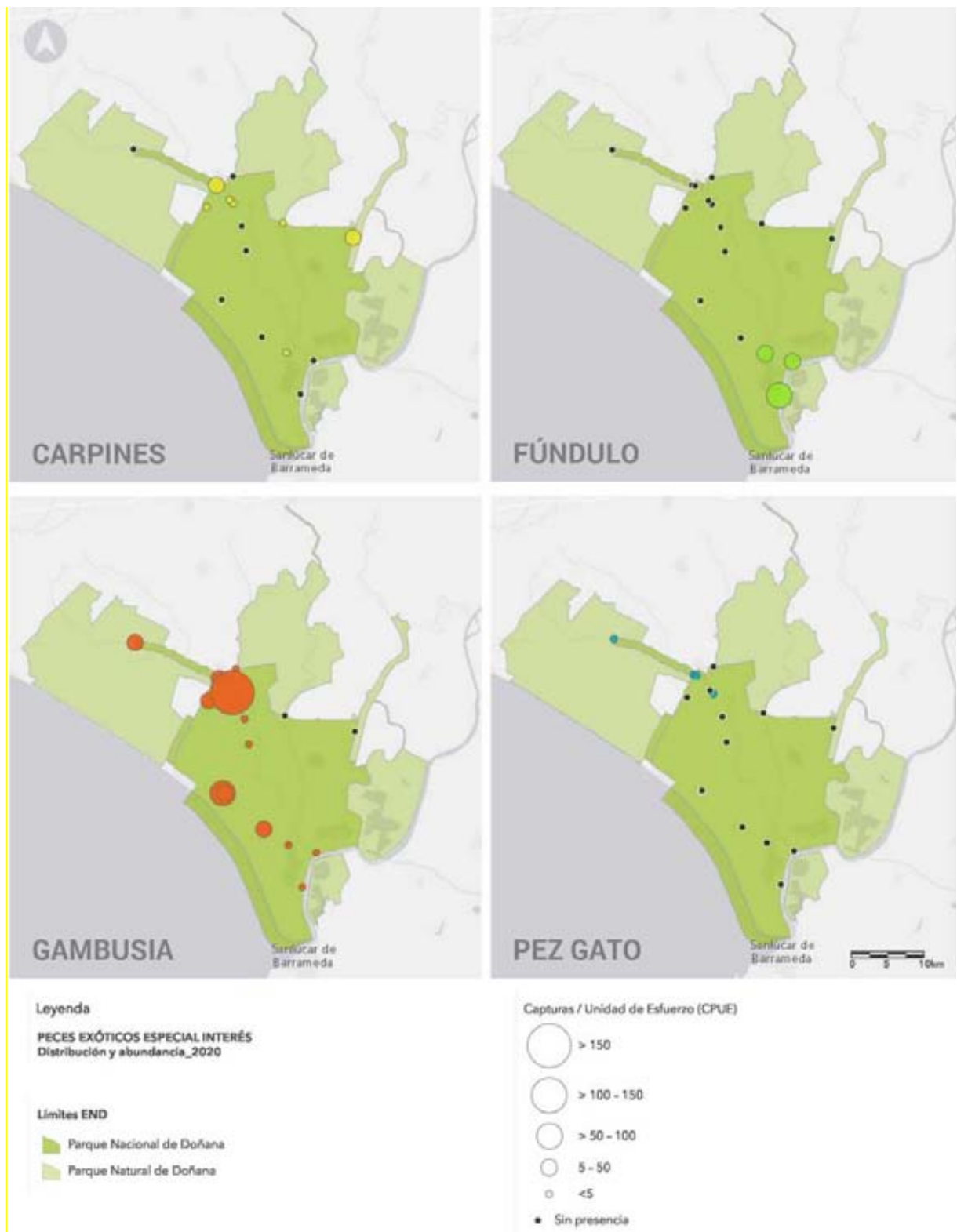
En cuanto a la fauna piscícola invasora, a finales del siglo XX se habían citado cinco especies de peces exóticos en la marisma con carácter sedentario y una con carácter accidental y en 2017 se refirieron tres especies más (Tabla 2). Desde ese año la lista de especies introducidas no se ha ampliado con ninguna especie nueva y algunas como el alburno (*Alburnus alburnus*) solo fueron capturadas en una ocasión y en áreas marginales de la marisma y no han vuelto a ser localizadas en el área del END.

Tabla 2. Especies de peces exóticos encontrados en la marisma del Espacio Natural de Doñana en la década de los 90 (Fernández-Delgado y col. 2000) y en 2017 (datos propios).

2000		2017	
Sedentarias	Accidentales	Sedentarias	Accidentales
<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Carassius auratus</i>	<i>Cyprinus carpio</i>	<i>Lepomis gibbosus</i>
<i>Fundulus heteroclitus</i>		<i>Fundulus heteroclitus</i>	<i>Alburnus alburnus</i>
<i>Gambusia holbrooki</i>		<i>Gambusia holbrooki</i>	
<i>Micropterus salmoides</i>		<i>Micropterus salmoides</i>	
<i>Lepomis gibbosus</i>		<i>Carassius auratus</i>	
		<i>Carassius gibelio</i>	
		<i>Ameiurus melas</i>	

Durante el ciclo 2019-2020 (Mapa 9) no se ha localizado ninguna de las especies accidentales.

De las especies sedentarias, la gambusia (*Gambusia holbrooki*) sigue siendo la especie más frecuente y abundante, seguida durante este último ciclo por los ciprínidos y el pez gato (*Ameiurus melas*) que muestra, desde su aparición, una tendencia al alza en cuanto a su prevalencia aunque este año disminuye levemente (Figura 15). La gambusia ocupa prácticamente todos los ambientes prospectados en todas las épocas del año y es capaz de reocupar los medios temporales en cuanto se produce una comunicación con alguno de sus reductos en zonas de aguas permanentes (zacayones, lagunas permanentes, caños y estuario del río).



Mapa 9. Abundancia y distribución de las principales especies de peces introducidos (máximo anual) durante el año hidrológico 2019-2020.

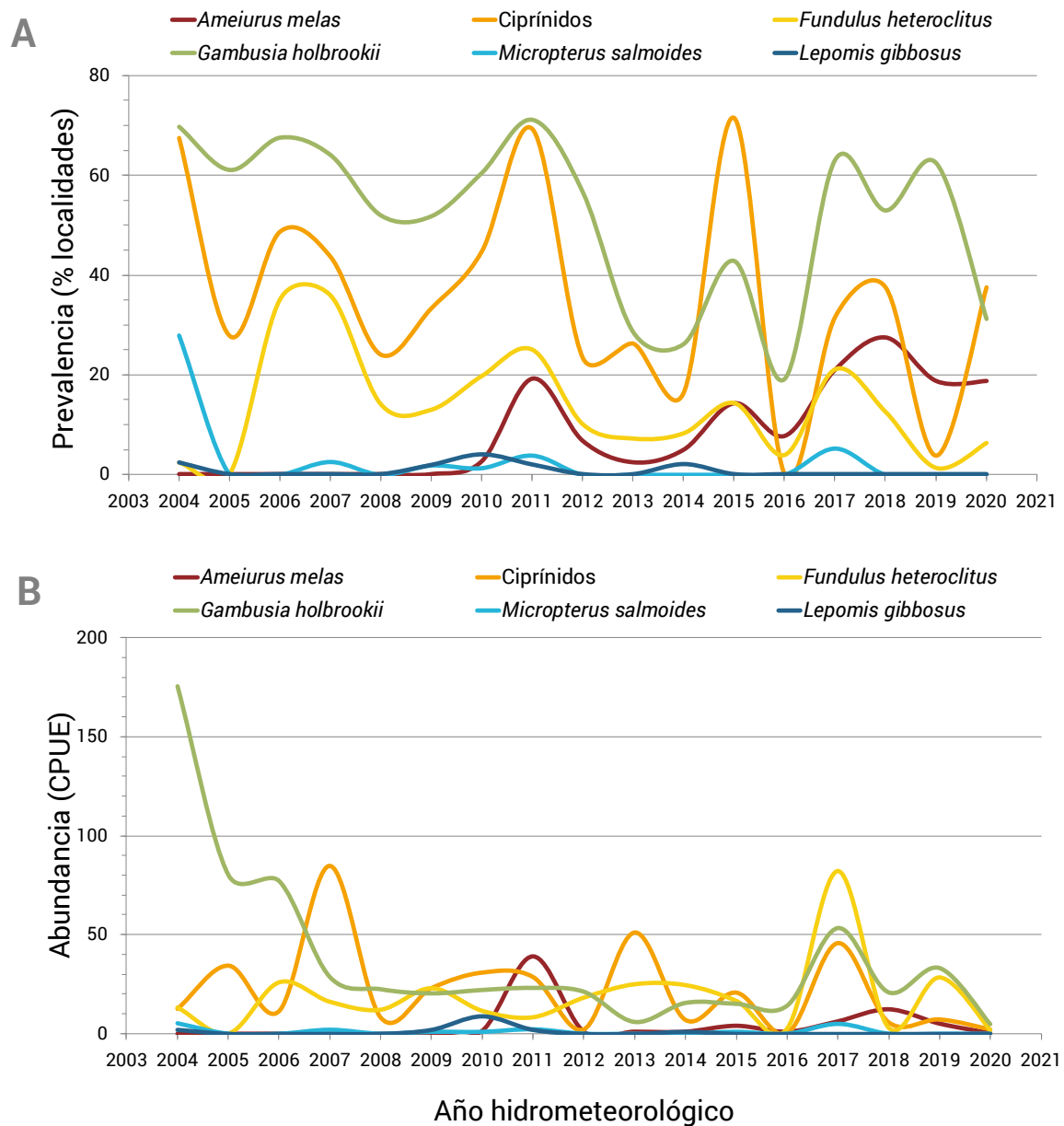


Figura 15. A: Prevalencia (porcentaje de localidades muestreadas en las que se detectó su presencia) y B: abundancia (captura por unidad de esfuerzo - CPUE, en individuos/nasa\*noche) de peces invasores en las lagunas y la marisma del Espacio Natural de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

Los ciprínidos – carpa (*Cyprinus carpio*) y carpines (*Carassius auratus* y *C. gibelio*) – son ocasionalmente los peces que presentan una mayor biomasa en los ecosistemas acuáticos del END, alcanzando densidades muy por encima de las observadas para casi cualquier otra especie, pero su presencia está muy relacionada con la intensidad y, sobre todo, con la forma con que se produzca la inundación de los sistemas acuáticos. Al ser especies que tienen sus núcleos de dispersión en el estuario más interno, menos salobre, y, probablemente, en el río Guadimar, generan importantes explosiones poblacionales cuando la inundación de la marisma se produce desde el Caño Travieso en Entremuros y no

cuando la inundación procede mayoritariamente de la precipitación directa o la escorrentía de los arroyos de la Rocina y El Partido. En las lagunas y arroyos temporales no establecen poblaciones persistentes, por lo que para ocupar éstas requieren que haya comunicación hídrica que les permita acceder desde el estuario a través de la marisma durante el invierno.

El fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), otra especie localmente muy abundante, tiene una prevalencia mucho menor, limitada a las proximidades del estuario, siendo localizada recurrentemente en los caños más interiores, Brenes y Figuerola, también en menor medida en el Rompido Grande y, ocasionalmente, en algunas localidades próximas y conectadas a éstos como los lucios más meridionales, Membrillo, Vet Lengua y Rey, o no tan próximas como las Honduras del Burro, aunque allí de manera muy ocasional. Su prevalencia nunca ha superado el 40% pero está siempre presente en estas localidades que pueden considerarse sus núcleos de dispersión, como ocurre en el último ciclo estudiado.

El pez gato (*Ameiurus melas*) se distribuye principalmente en el arroyo de la Rocina, la Vera y la Marisma norte. El pez gato ha seguido, desde su primera localización en la laguna del Sopotón en 2009, una tendencia claramente al alza en su distribución, ocupando las localidades mencionadas y, en el arroyo de la Rocina, ha aumentado progresivamente su distribución desde su desembocadura en la Marisma de El Rocío hasta localidades muy alejadas de ella en las proximidades del poblado de Los Cabezudos. Sus densidades oscilan mucho interanualmente pero ya se pueden considerar poblaciones estables que permanecen de año en año desde la primera ocupación.

Por último, la perca americana (*Micropterus salmoides*), tradicionalmente presente en las lagunas del arroyo de la Rocina llegaba a alcanzar ocasionalmente localidades de marisma muy alejadas de aquél, como pudo ser el propio caño Guadiamar durante la temporada 2003-2004. Desde entonces, ha visto paulatinamente como menguaban su distribución y la densidad de sus poblaciones, una evolución que parece correr en paralelo a la aparición y extensión del pez gato aunque no se conozcan las relaciones ecológicas entre ambas especies. Este último año, como ya el pasado, no ha sido localizado ningún ejemplar en los muestreos estivales, en los que era habitual encontrarlo en las lagunas del arroyo de La Rocina.

## 4. Hábitats y usos del suelo

### 4.1. Cobertura de la vegetación terrestre

Los cambios en la cobertura de los principales tipos de vegetación arbórea y arbustiva presentes en el Parque Nacional de Doñana son monitoreados cada 5 años. Esta información se deriva de una clasificación supervisada de imágenes de Landsat, validada con datos de verificación en el terreno tomados en parcelas permanentes.

La cartografía se ha actualizado para el año 2019. Los resultados muestran cambios moderados en las tendencias observadas en los períodos anteriores (Figura 16). Destaca el aumento en la cobertura de pinar. Este cambio ha sido acompañado por un aumento en la superficie de matorral (que sigue aumentando desde 2014), y una disminución de la superficie clasificada como sabinar. La clase eucaliptal no fue discriminada debido a su ya escasa presencia en la superficie del manto eólico. Las superficies cubiertas por arenas y dunas se han reducido en un 30% desde 2014 siendo este cambio atribuido a un proceso de matorralización.

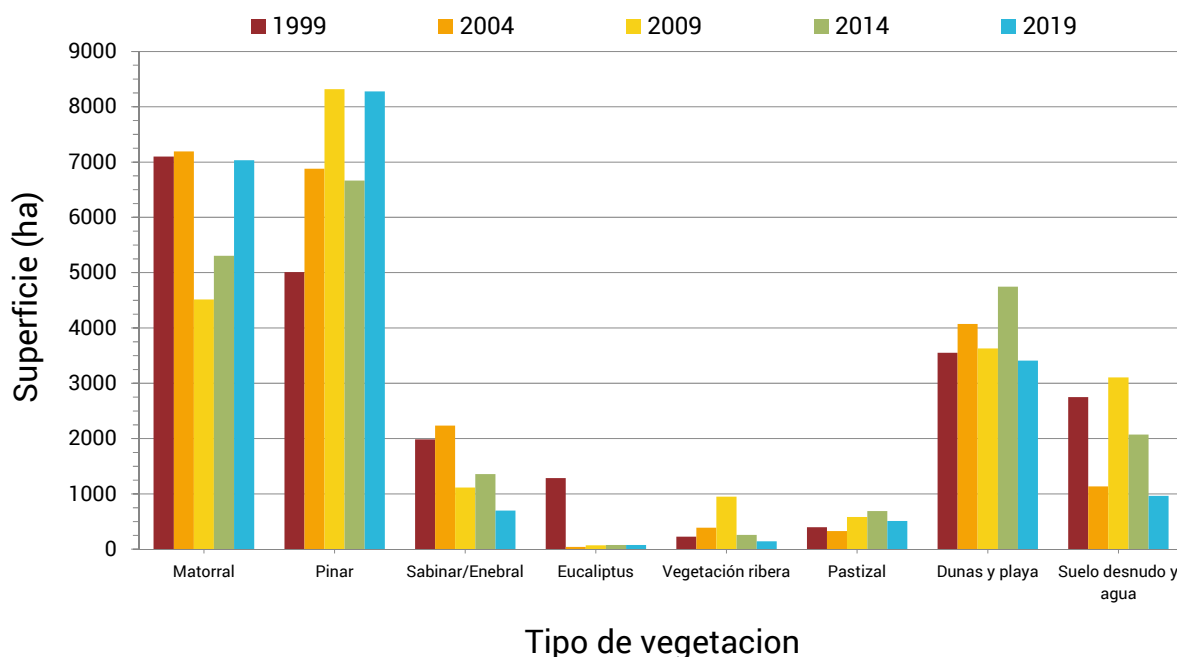


Figura 16. Cambios en la cobertura de la vegetación terrestre en el Parque Nacional de Doñana entre 1999 y 2019

## 4.2. Sabinar y pinar-sabinar

El seguimiento de las formaciones de sabinar incluye actualmente datos de seis parcelas de 10x10 m donde se registra el tamaño (altura, ancho y longitud de la copa), el daño foliar y la intensidad de floración de los adultos, así como el número de plántulas y brinzales (juveniles 0.25 m < altura < 1 m) por parcela. Estas variables también se midieron en formaciones de pinar-sabinar en la finca de Marismillas entre 2006 y 2012, en once parcelas de 10x10m, pero se discontinuaron debido a la roturación de las parcelas

En 2020, en el Sabinar del Ojillo la densidad de individuos se mantuvo mientras que en las parcelas del Sabinar del Marqués bajó ligeramente (Figura 17).

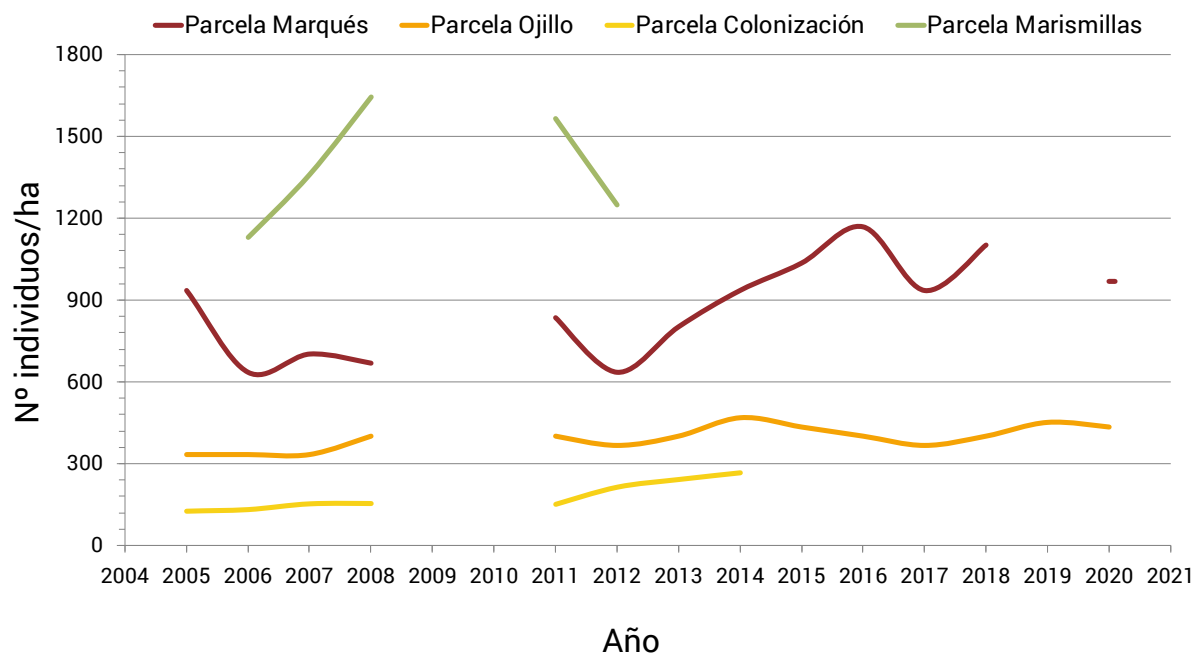


Figura 17. Densidad de individuos de sabina mora (*Juniperus phoenicea*) en formaciones de sabina sobre cordones de dunas estabilizados (Ojillo y Marqués) y sobre mantos de arena (Colonización), y en formaciones mixtas de pinar-sabinar (Marismillas). En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

La superficie y altura de copas de los individuos adultos mostró un ligero aumento en el año 2020 en ambas manchas de sabinar. (Figura 18).



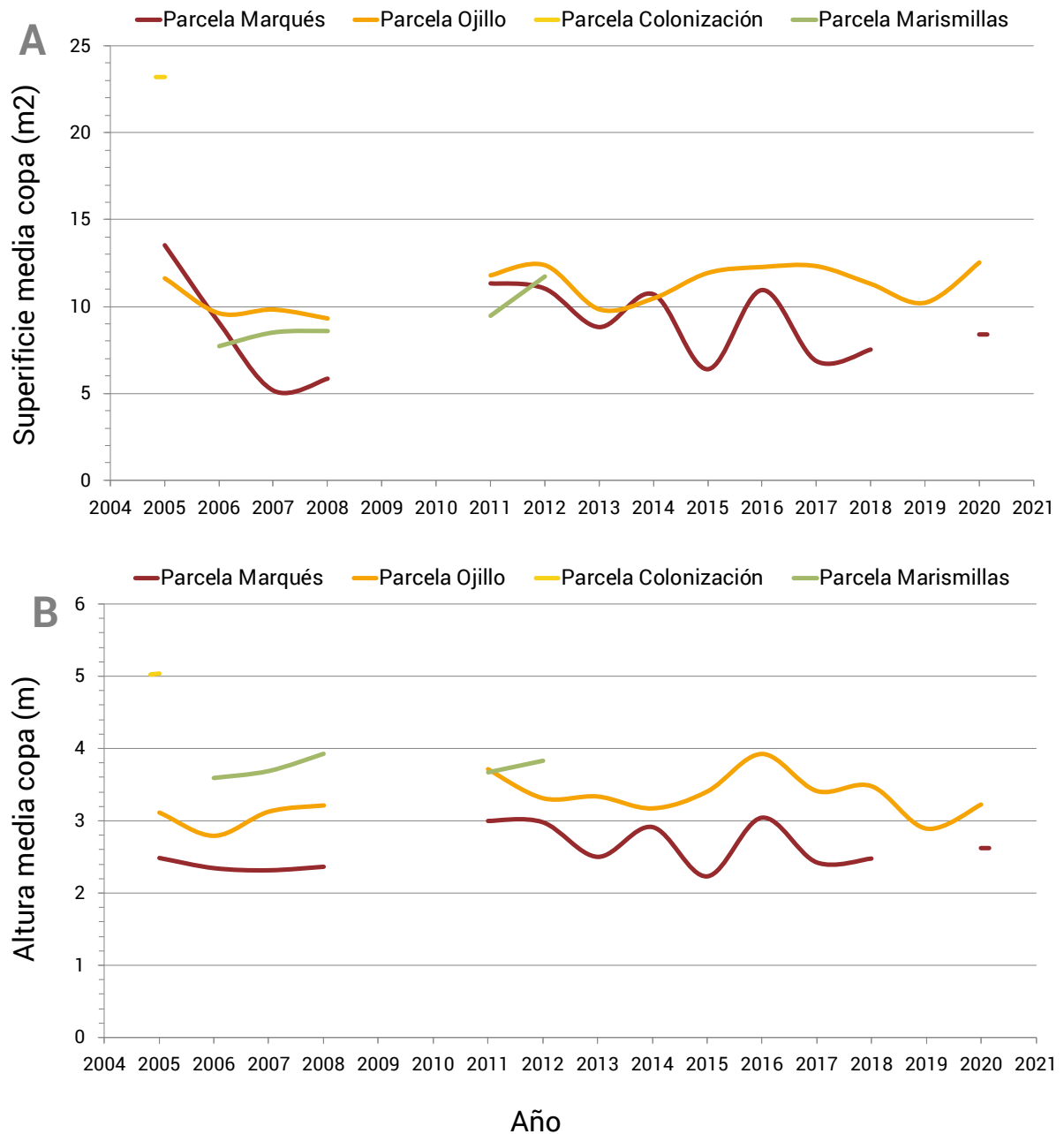


Figura 18. A: Superficie y B: altura de la copa de los individuos adultos de sabina mora (*Juniperus phoenicea*) en formaciones de sabina sobre cordones de dunas estabilizados (Ojillo y Marqués) y en formaciones mixtas de pinar-sabinar (Marismillas). En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

La producción de frutos por individuo adulto aumentó en ambas parcelas continuando la clara recuperación desde 2016 (Figura 19). Con respecto a la densidad de plántulas se observa una producción más elevada que el año anterior para ambas zonas de sabinar poniendo de manifiesto el carácter vecero de esta especie.

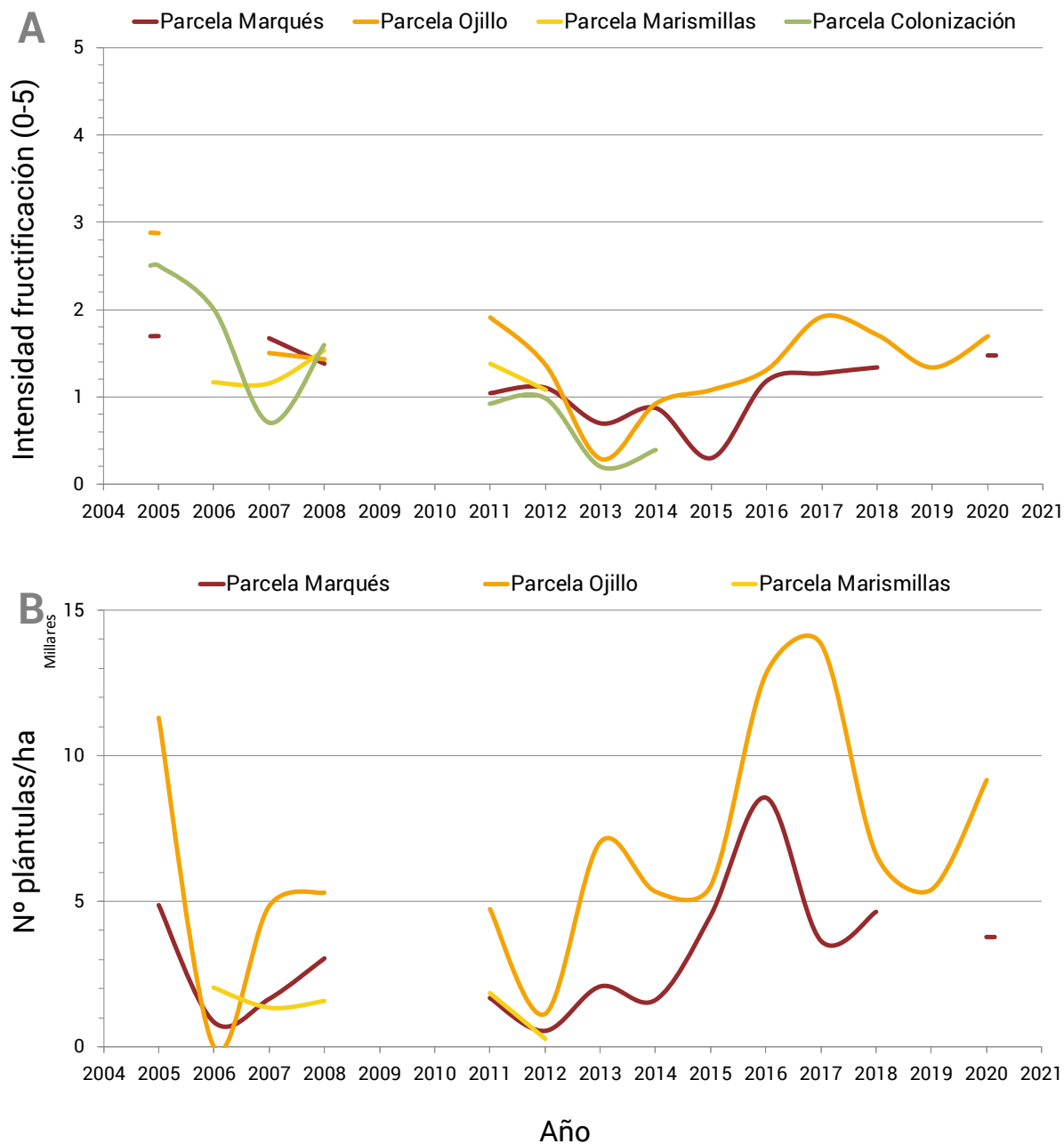


Figura 19. A: Producción anual de frutos de los individuos adultos (medida en una escala semi-cuantitativa de 0 a 5) y B: densidad de plántulas (número plántulas/ha) de sabina mora (*Juniperus phoenicea*) en formaciones de sabina sobre cordones de dunas estabilizados (Ojillo y Marqués) y sobre mantos de arena (Colonización), y en formaciones mixtas de pinar-sabinar (Marismillas). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

### 4.3. Matorral

El seguimiento del matorral del Espacio Natural de Doñana proporciona medidas de recubrimiento y número de individuos por especie, proporción de suelo desnudo, riqueza de

especies y diversidad de especies por parcela, tomados en 21 parcelas de 15x15 m monitoreadas desde 2007. Todas las parcelas están ubicadas en la Reserva Biológica de Doñana.

Tanto el recubrimiento total de matorral como su densidad (número de individuos/ha) se redujeron notablemente en 2020 (Figura 20). Se vuelve a dar una sincronía entre ambas variables para este ciclo. La situación opuesta, es decir, alta cobertura y baja densidad, como lo ocurrido en los ciclos 2007-2008, 2010-2012 y 2018-2019 puede estar asociada a un aumento en el tamaño de los individuos; mientras que en las situaciones de aumento sincrónico o aumento de densidad con bajada de cobertura, como en el ciclo 2012-2013, pueden reflejar picos de reclutamiento asociados a la presencia de nichos vacantes.

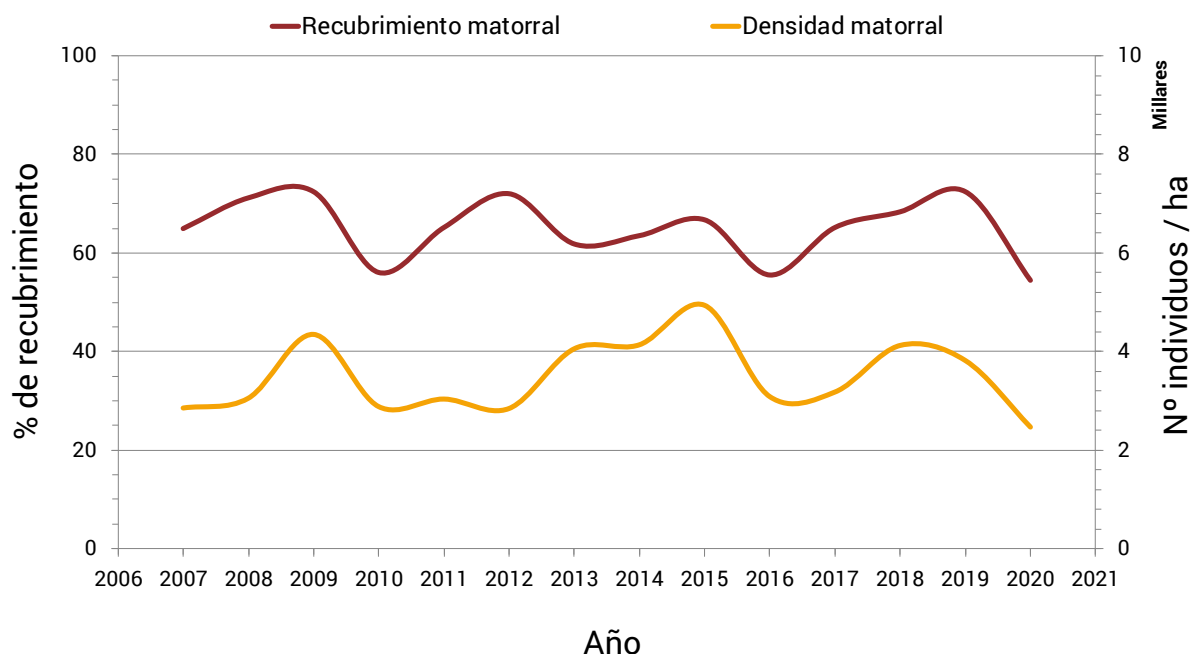


Figura 20. Cobertura (% de recubrimiento) y densidad (número de individuos por ha) en las parcelas de seguimiento de matorral establecidas en la Reserva Biológica de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

La dinámica de la cobertura de las seis especies más abundantes muestra una tendencia a la baja (Figura 21) tal y como muestra la cobertura total. La especie inicialmente más abundante, el jaguarzo blanco (*Halimium halimifolium*), sigue mostrando un recubrimiento de más de la mitad por debajo de los valores registrados al comienzo de este seguimiento. A pesar de haber aumentado en los últimos años, el romero y el *H. commutatum* también redujeron su cobertura. Las diferentes especies muestran además respuestas opuestas a lo largo del tiempo, lo que sugiere procesos de exclusión competitiva mediada por diferentes respuestas a la variabilidad ambiental: los picos en la cobertura de aulaga (*Stauracanthus genistoides*) en 2010 y 2014-2015, por ejemplo, coinciden con valles en la cobertura de jaguarzo blanco y tojo (*Ulex australis*), mientras que los valles en la cobertura

de aulaga en 2012 y 2016 coinciden, precisamente, con picos en la cobertura de esas dos especies (jaguarzo blanco y tojo).

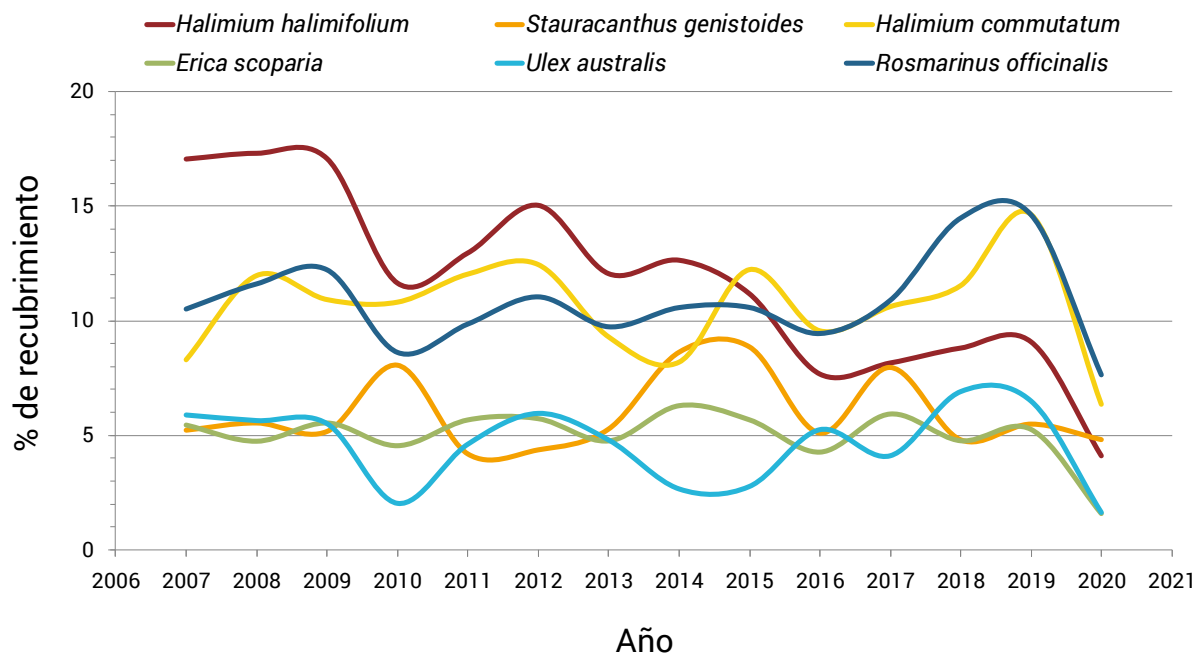


Figura 21. Cobertura de las seis especies más abundantes en las parcelas de seguimiento de matorral establecidas en la Reserva Biológica de Doñana. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

#### 4.4. Bosque de galería

El bosque de galería del Arroyo de La Rocina se monitorea en 10 parcelas circulares (15 m de diámetro) donde se registra la cobertura y la densidad de cada especie de arbusto y árbol con periodicidad quinquenal. Los datos de los tres muestreos realizados (2005, 2010 y 2014) reflejan la estabilidad en la cobertura de la formación dominante, las fresnedas (*Fraxinus angustifolia*), pero cambios considerables en la cobertura de la especie subdominante, la sarga negra (*Salix atrocinerea*), que ha caído desde una cobertura de algo más del 50% a cerca del 30% (Figura 22).

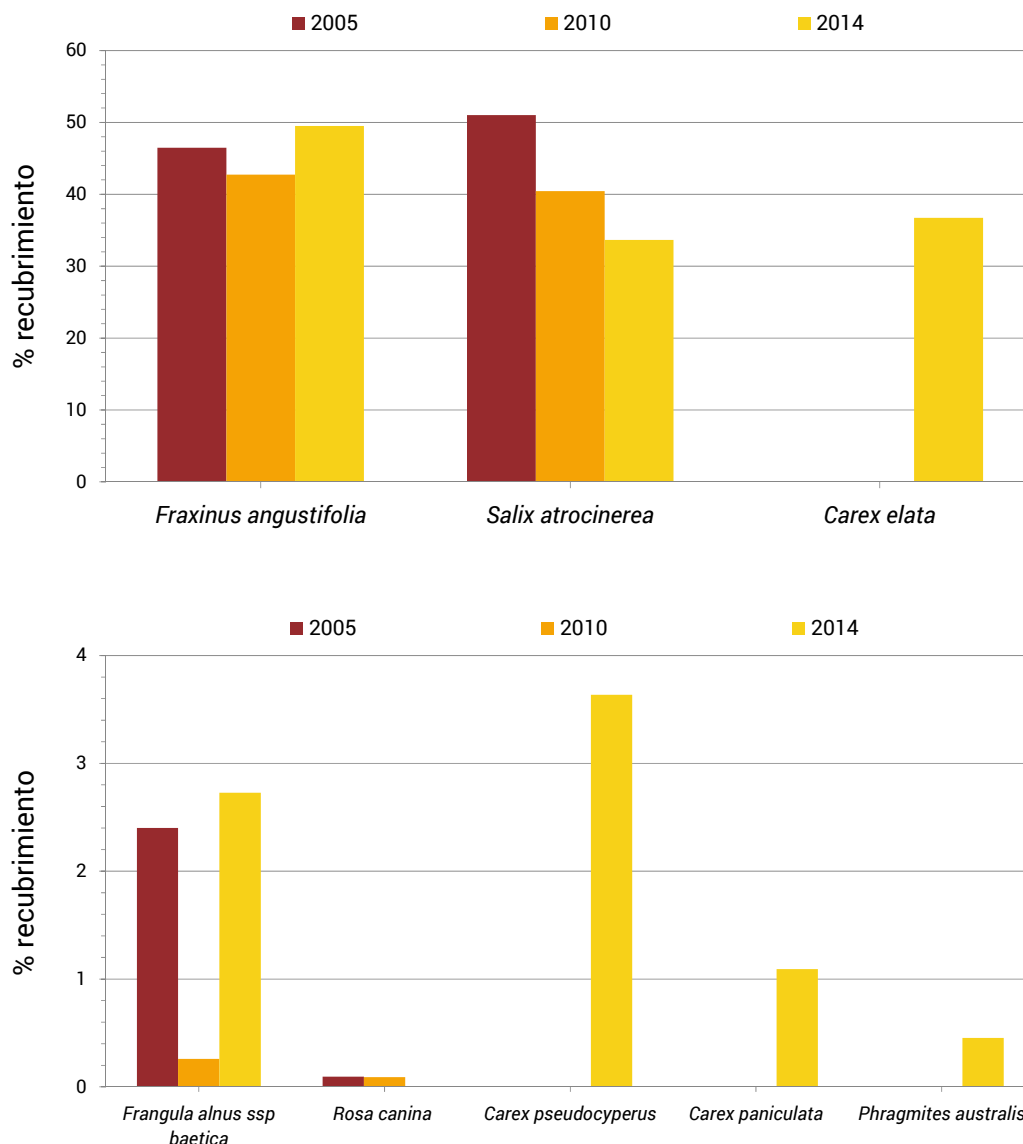


Figura 22. Cobertura de las ocho especies más abundantes en las parcelas de seguimiento de bosque galería establecidas en el Espacio Natural de Doñana.

#### 4.5. Alcornocal y pajarera

Los alcornocales representan una de las principales preocupaciones de conservación en Doñana, donde son una especie clave que proporciona alimentación y sustrato de anidación para muchas especies animales, entre las que destaca la conocida pajarera de Doñana. En los sustratos arenosos del Espacio Natural de Doñana, los alcornocales se asocian típicamente a áreas de descarga de aguas subterráneas, donde el nivel freático se acerca a la superficie y queda al alcance de las raíces del alcornocal. Sin embargo, las tasas de reclutamiento han sido bajas durante décadas y los árboles viejos que quedan están sujetos a una mortalidad creciente. El programa de seguimiento de alcornocal

incluye una prospección anual de la ocupación (anidamiento de grandes aves), supervivencia, defoliación y reproducción (producción de bellotas) de 126 árboles adultos presentes en la pajarera de Doñana y sus alrededores. También incluye mediciones quinquenales de los parámetros forestales de cada árbol (diámetro de copa, altura total de copa y superficie de copa). Durante el año 2020 se recopilieron estos parámetros forestales.

La ocupación de la pajarera mostró grandes fluctuaciones interanuales, que en algunos casos reflejan las oscilaciones en la precipitación, con claros valles coincidentes con las sequías de 1999-2000 y 2005 (Figura 23, arriba). Sobrepuesta a esta fluctuación, sin embargo, aparece una clara tendencia a aumentar en el periodo 1997-2004 y a disminuir en el periodo 2005-2020, llegando a alcanzarse niveles de ocupación realmente bajos en la actualidad, habiéndose constatado el desplazamiento de la mayor parte de la colonia de la pajarera a las choperas adyacentes al lucio del Bolín.

En contraste, el índice foliar mostró fluctuaciones moderadas entre años consecutivos y un patrón de oscilación plurianual que parece responder (con un retraso de 2-3 años) a los cambios en el número de nidos (Figura 23, arriba): aumentó entre 1996 y 2002 (cuando el número de nidos era bajo), respondió al incremento en el número de nidos de 2001-2004 disminuyendo entre 2002 y 2008, y volvió a aumentar entre 2008 y 2020 conforme a la reducción en el número de nidos.

La supervivencia de los alcornos adultos de la pajarera refleja una realidad preocupante, ya que (independientemente del estimador utilizado) ha disminuido de forma constante entre 1997 y 2019 (Figura 23, abajo). Por primera vez en el registro histórico se produjo un incremento en los valores de supervivencia de un año al siguiente.

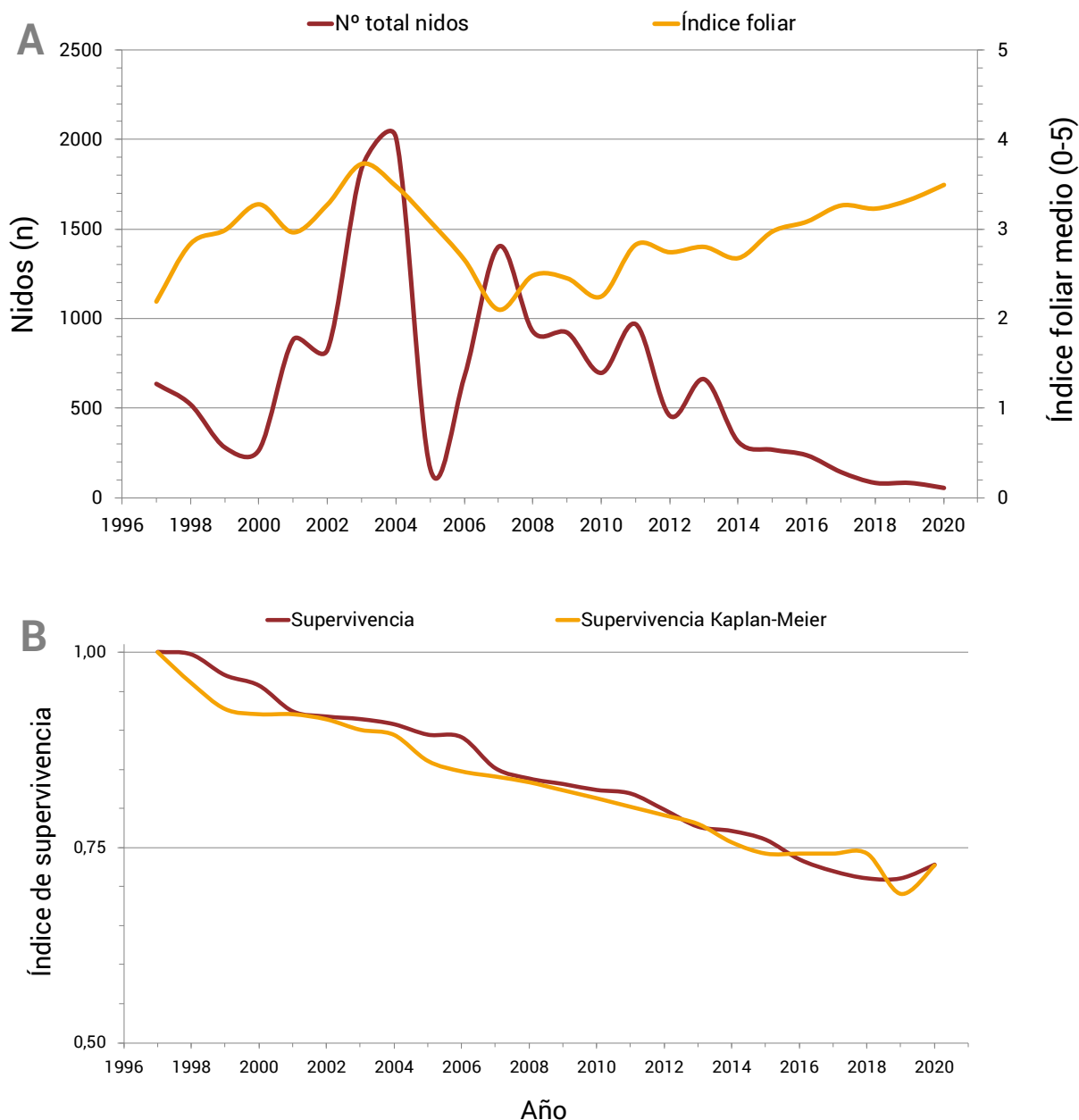


Figura 23. A: ocupación (número de nidos por árbol) y estado foliar (índice foliar, inversamente proporcional a la defoliación) de los alcornoques de la pajarera de Fuente del Duque (Reserva Biológica de Doñana). B: estimas de supervivencia de los de los alcornoques adultos de la pajarera de Fuente del Duque (Reserva Biológica de Doñana).

La producción de bellota de los alcornoques adultos de la pajarera presenta grandes fluctuaciones interanuales, que llegan a ser de un orden de magnitud como ocurrió entre el año 2010 y el 2011 (2400 frente a 15400 kg) y que no están relacionadas con la variación en las precipitaciones ni con el índice foliar, y sí levemente con el número de nidos (Figura 24). En el año 2020 se ha vuelto a estimar una producción elevada de más de 14 toneladas de bellotas entre los 116 árboles medidos.

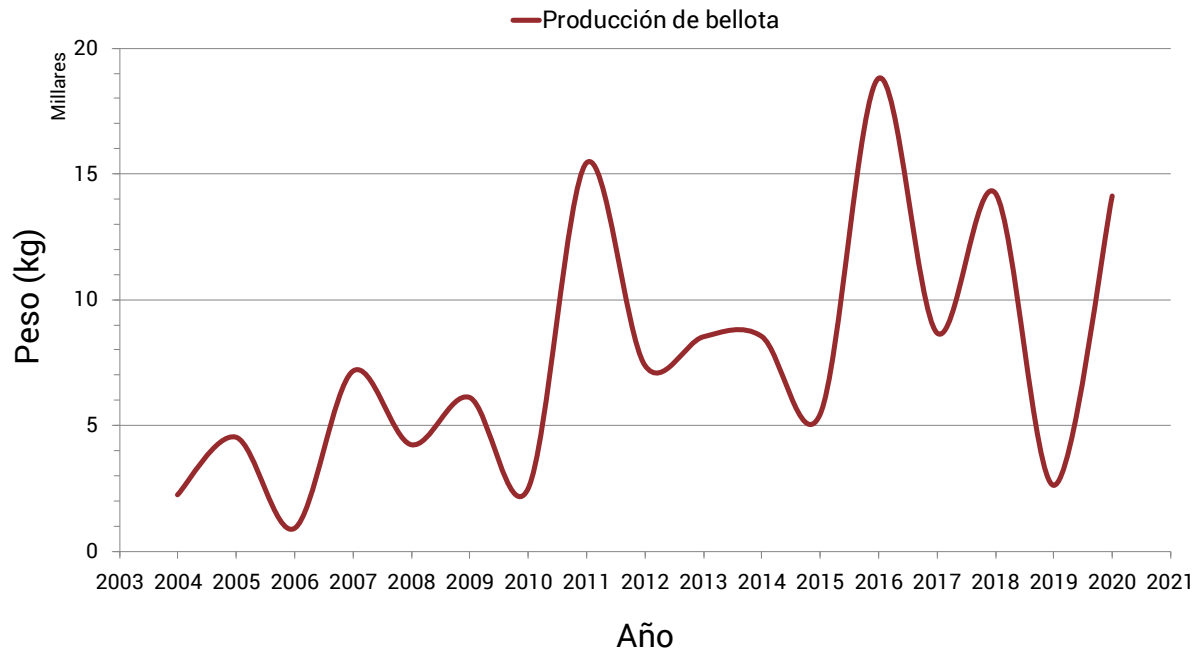


Figura 24. Producción de bellota (kg/árbol) de los alcornoques de la pajarera de Fuente del Duque (Reserva Biológica de Doñana).

#### 4.6. Cambios en los usos del suelo del entorno del PND

El protocolo de cambios en los usos del suelo se actualiza quinquenalmente y dependiendo de la publicación por parte de la Consejería de Medio Ambiente de los mapas de usos y coberturas del suelo. Este tipo de cartografías ha ido cambiando de acuerdo a los programas nacionales y europeos, deviniendo en el mapa de usos y coberturas vegetales de Andalucía desde 2007 a 2009 y pasando a denominarse SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España) para los mapas producidos en 2011 y 2013. La última cartografía disponible corresponde al año 2018 y se denomina SIPNA (Cartografía sobre Ocupación del Suelo en Andalucía). Las leyendas han ido variando hasta incorporar un sexto nivel de detalle en esta última cartografía.

El análisis de los cambios en las superficies revela aquéllos usos del suelo que han aumentado y han disminuido y los que han mantenido su superficie en el entorno del Parque Nacional de Doñana (PND). La Figura 25 muestra las clases con mayor variación positiva y negativa en el periodo 2009-2018. Aumentaron por encima del 200% las clases: "Otras infraestructuras técnicas", los cultivos bajo plástico y las talas y plantaciones. Por otro lado, los cultivos dedicados al olivar tradicional, los cítricos, los leñosos de secano, los herbáceos y el matorral denso experimentaron reducciones por encima del 65%.



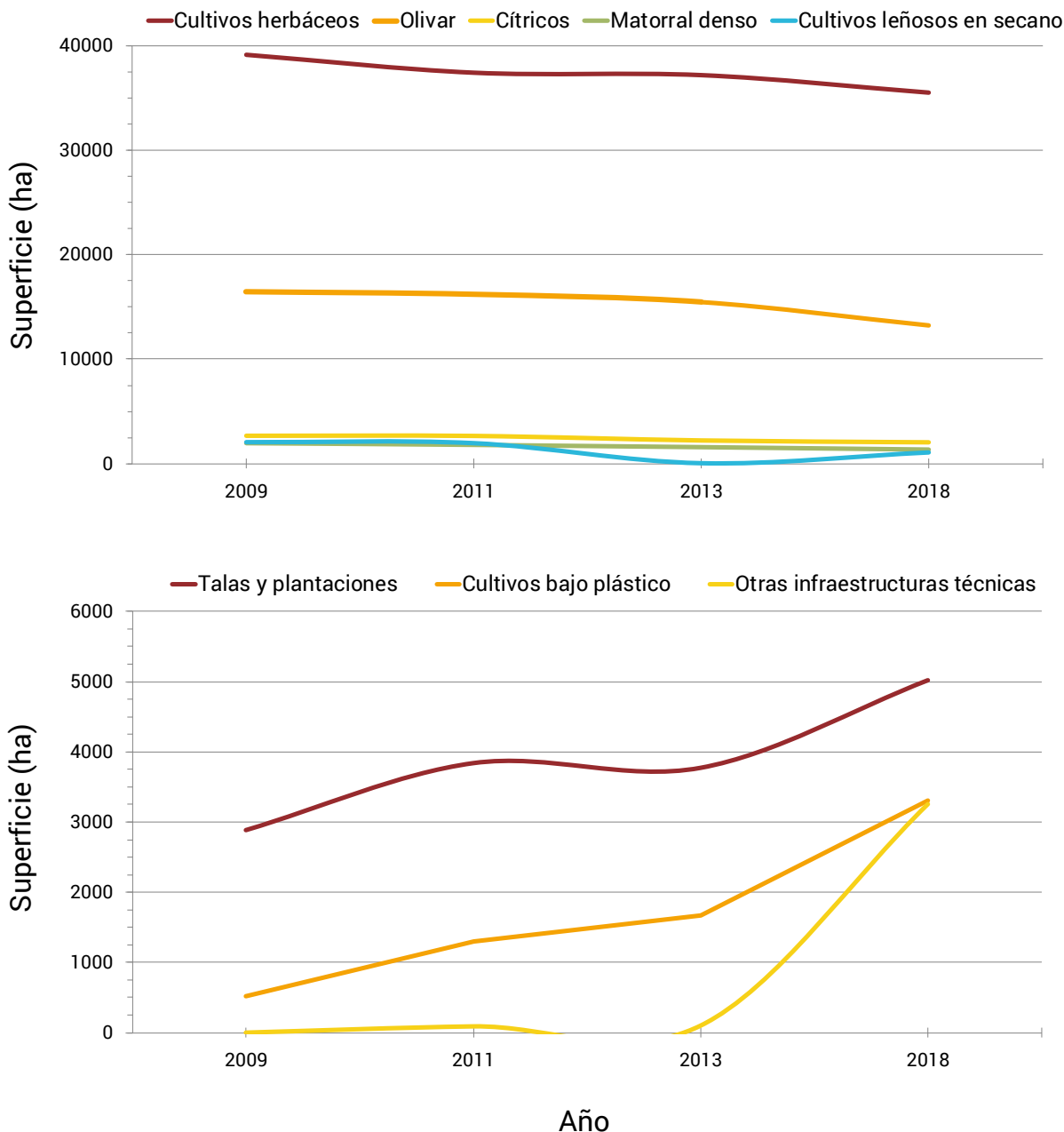


Figura 25. Evolución de la superficie ocupada por las cubiertas con un mayor aumento (arriba) y una mayor disminución (abajo) en el periodo 2009-2018 en el entorno del Parque Nacional de Doñana.

El análisis de los índices de paisaje revela la consistente caída en el tamaño medio de manchas, relacionada inversamente con la fragmentación, y una baja conectividad desde 2011 (Figura 26).

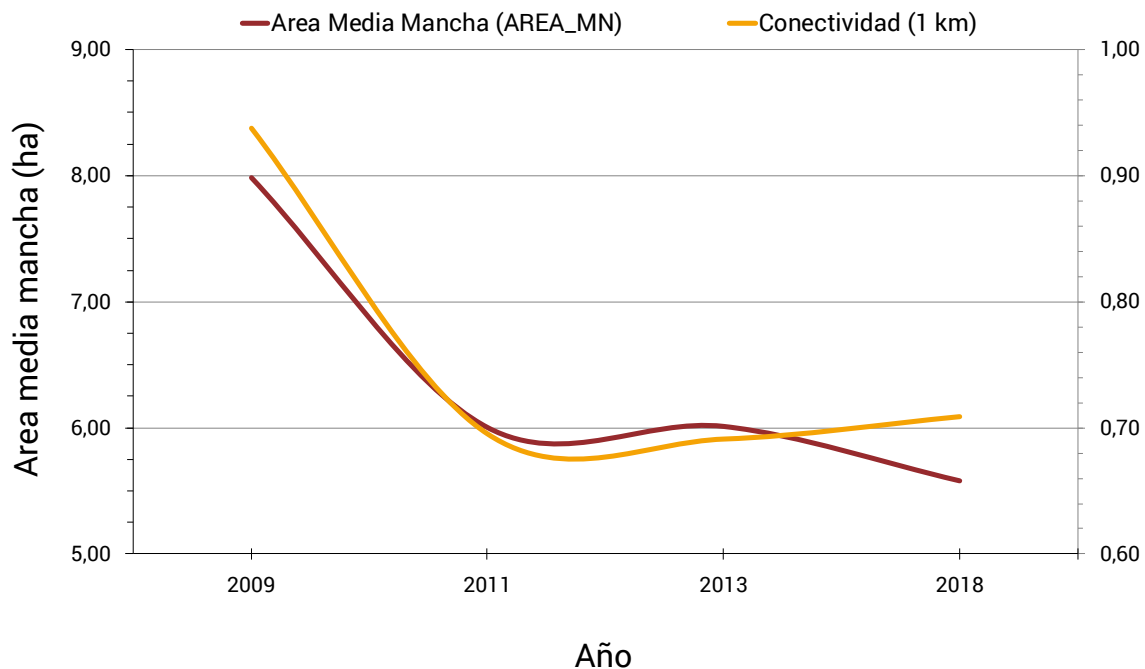


Figura 26. Cambios en el tamaño medio de manchas y la conectividad a escala de paisaje en el periodo 2009-2018.

#### 4.7. Hábitats de Interés Comunitario (HIC)

Este protocolo, iniciado en el año 2005, ha sufrido ligeras modificaciones metodológicas desde su puesta en marcha. Actualmente se monitorean tres hábitats de Interés Comunitario (HIC): las dunas con céspedes de *Malcolmietalia* (2230; en adelante, “dunas”), los prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion* (6420; en adelante, “prados de la vera”) y los estanques temporales mediterráneos (3170; en adelante, “lagunas temporales”). Este último (3170) está considerado como prioritario dentro de la Directiva Hábitats y tiene gran extensión e importancia dentro del Espacio Natural de Doñana. La metodología combina la toma de datos de presencia, abundancia y fenología de las diferentes especies que conforman la comunidad con la toma de datos específicos de las especies de mayor interés (muchas de ellas amenazadas) asociadas a dichos hábitats.

Durante la primavera de 2020, se ha realizado el seguimiento anual de las parcelas asociadas a este protocolo, exceptuando las asociadas al hábitat dunas (2230), que no pudieron ser visitadas durante el mes de marzo al coincidir con el confinamiento domiciliario asociado a la pandemia COVID-19.

Como observaciones generales cabe destacar la constatación un año más de la aridificación en una de las parcelas del hábitat lagunas temporales (3170), La Soriana. Las especies de pastizales secos y de matorral xerofítico (*Halimium halimifolium*) son ahora más abundantes en los inventarios que en años anteriores. La cada vez menos frecuente

inundación de la cubeta lagunar es lo que está facilitando el reemplazamiento de comunidades más propias de ambientes húmedos a comunidades más secas, como el matorral de la orla de la cubeta lagunar. A pesar de ser un año con una precipitación inferior a la media, tal aridificación lleva constatándose durante un periodo temporal largo y podría estar relacionado con el impacto de las extracciones de agua subterránea en zonas limítrofes al Espacio Natural Doñana.

Asimismo, en La Soriana no fue localizado el pequeño terófito anual *Caropsis verticillato-inundata*. Al tratarse de una especie altamente variable en su emergencia, en función de la presencia de humedad en la cubeta, barajamos la hipótesis de que la no localización en el momento concreto del muestreo, no significa necesariamente que no haya emergido en momentos anteriores a esa fecha. Sin embargo, esta especie de gran valor de conservación sí fue localizada en el Navazo de la Sarna, la otra laguna muestreada como ejemplo de hábitat 3170.

Los prados de la vera (6420), se visitaron, debido a la crisis COVID-19, con un mes de retraso. Esto provocó que en el estado de la vegetación a muestrear estuviese, en la mayor parte de los casos, en un avanzado estado fenológico respecto a años anteriores. Aun así sí pudimos constatar la floración de varias especies de especial interés como *Micropyropsis tuberosa* y *Armeria gaditana* en El Corchuelo y *Avellara fistulosa* en La Algaida. Un hecho a destacar es la escasa herbivoría que observamos, respecto a años anteriores en estas dos parcelas, así como en la de Sotogrande. En ésta última el efecto de exclusión del ganado provocado por el cerramiento del caño del Sotogrande está provocando una variación sustancial de la vegetación asociada al cauce. Se observa fundamentalmente un crecimiento mayor de helófitos frente a especies propias de pastizales húmedos. En el caso de Corchuelo y La Algaida, la menor herbivoría observada sólo puede ser atribuible a el menor movimiento de personas y por ende de ganado en estas zonas del Parque Nacional con motivo del estado de alarma que afecto a todo el país durante la primavera de 2020. Sigue siendo un objetivo a cubrir en próximos años el de cuantificar con mayor detalle el impacto de la herbivoría sobre estas comunidades vegetales y las poblaciones de flora protegida que albergan.

De los tres hábitats prioritarios muestreados, los prados de la vera (6420) presentan la mayor riqueza de especies, mientras que las dunas (2230) y las lagunas temporales (3170) muestran una riqueza de especies comparable (Figura 27). Aunque la riqueza de especies muestra fluctuaciones interanuales considerables, ha aumentado en las tres comunidades entre 2004 y 2017, llegando a duplicar los valores iniciales. Sin embargo, en las dunas y prados de la vera, los valores alcanzaron un pico en 2011-2012 y 2012-2013 respectivamente, y han mostrado un cierto descenso desde entonces. Es importante reconocer que, dado que en 2013 y 2018 hubo un cambio en el observador a cargo de estas prospecciones (que, por tanto, se ha contado con observadores diferentes en los periodos 2005-2012, 2013-2017, 2018 y 2019-2020), hay que considerar con precaución cualquier cambio abrupto que se observe entre los periodos mencionados.

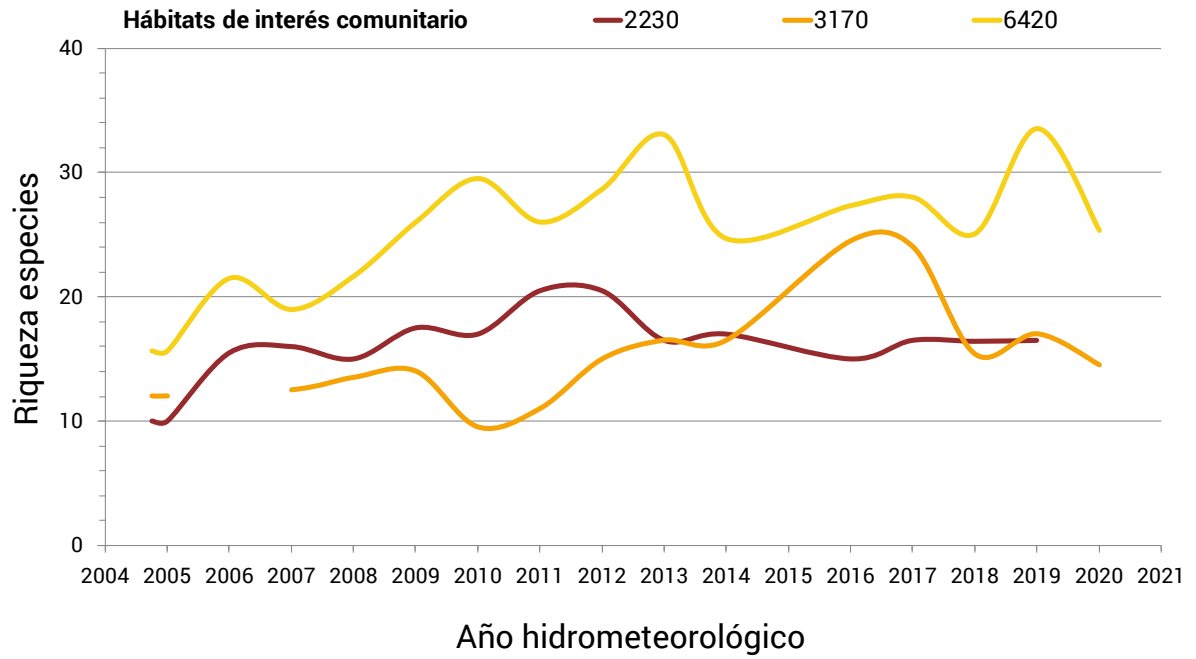


Figura 27. Riqueza de especies (número de especies por parcela) en las parcelas de seguimiento de hábitats prioritarios establecidas en el Espacio Natural Doñana. 2230: dunas con céspedes de *Malcolmietalia*. 6420: prados húmedos mediterráneos de hierbas altas de *Molinion-Holoschoenion*. 3170: estanques temporales mediterráneos. En el eje horizontal, las cifras se refieren al periodo invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2020 indica el año 2019-2020).

Foto 3. Pradera de *Carum verticillatum* en laguna de la Hormiga. (Autor: Isidro Román, EBD-CSIC)





Foto 4. Manzanilla de agua (*Ranunculus peltatus*). (Autor: Rubén Rguez. Olivares, EBD-CSIC)

## 5. Poblaciones y especies

### 5.1. Flora

#### 5.1.1. Flora invasora

##### 5.1.1.1. *Oxalis pes-caprae*

En diciembre de 2013 se detectó en la pajarera de Doñana la presencia de *Oxalis pes-caprae*, comúnmente llamado vinagrito o vinagrera. Después de confirmar la identidad del taxón, se inició un seguimiento de la invasión, acompañado generalmente de tareas de erradicación para controlar los focos invadidos. A partir 2014, se realizan prospecciones anuales para la localización y evaluación de la extensión de los rodales existentes. Después de la localización se procede, habitualmente, a la eliminación de la especie en los puntos invadidos, a través del desbroce manual, acompañado de la retirada de la biomasa desbrozada y la remoción del substrato para eliminar los bulbillos extraídos. Los restos vegetales obtenidos son eliminados mediante quema controlada.

La prospección realizada en 2020 abarcó únicamente la zona de la pajarrera de Doñana en la RBD. Se visitaron todos los posibles focos de invasión fundamentalmente bajo *Quercus suber* (alcornoque) y en ocasiones bajo *Olea europea* (acebuche). Se localizaron un total de 27 puntos con presencia de la especie. En 25 de ellos ya se había localizado con anterioridad. A estos se le suman dos nuevos puntos, donde se ha localizado por vez primera este año (Mapa xx). En la mayor parte de los puntos invadidos en esta zona, los individuos forman rodales dispersos de escasa entidad, siendo bastante rara la existencia de grandes alfombras monoespecíficas de la especie.

La tendencia de la invasión constata la eficacia, por regla general, de las medidas de erradicación realizadas anualmente, salvo excepciones, desde 2014 (Mapa 10). En los 25 puntos con presencia de la especie en el pasado se ha observado una disminución de la superficie invadida, calculado como la diferencia entre el mayor valor de superficie invadida para el total de los años de seguimiento – entre 2014 y 2019 – y el año actual (2020). Sin embargo, en el año 2020, debido a las restricciones y la limitación de actividad asociada a la crisis COVID-19, la erradicación no ha podido llevarse a cabo. Aun así, consideramos prioritario seguir apostando por la erradicación de la especie de manera coordinada con la RBD y END, y con la ayuda del voluntariado de WWF ADENA.



Mapa 10. Evolución de las poblaciones invasoras de *Oxalis pes-caprae* en la Pajarera de Doñana, obtenido de la comparación entre el valor actual, en 2020, y el mayor valor de superficie invadida registrado, entre 2014 y 2019.

La evolución del total de la superficie invadida en la pajarrera de Doñana en el periodo 2014-2020 (valor resultante de la suma de la superficie invadida - total, densa y dispersa - de

todos los focos; Figura 28) constata una disminución progresiva de la superficie invadida. Aunque en los primeros años el total de superficie invadida aumentaba, con una mayor proporción de superficies invadidas definidas como densas (mayor número de individuos por unidad de superficie), esta tendencia ha variado en los últimos años de la serie, donde, el total de superficie invadida ha disminuido considerablemente, al tiempo que la mayor parte de esa superficie invadida está contabilizada como dispersa (menor número de individuos por unidad de superficie). Sólo cuando no se realizaron tareas de erradicación en las zonas afectadas (p. ej. entre 2015 y 2016), se constató una subida del total de superficie invadida en años posteriores.

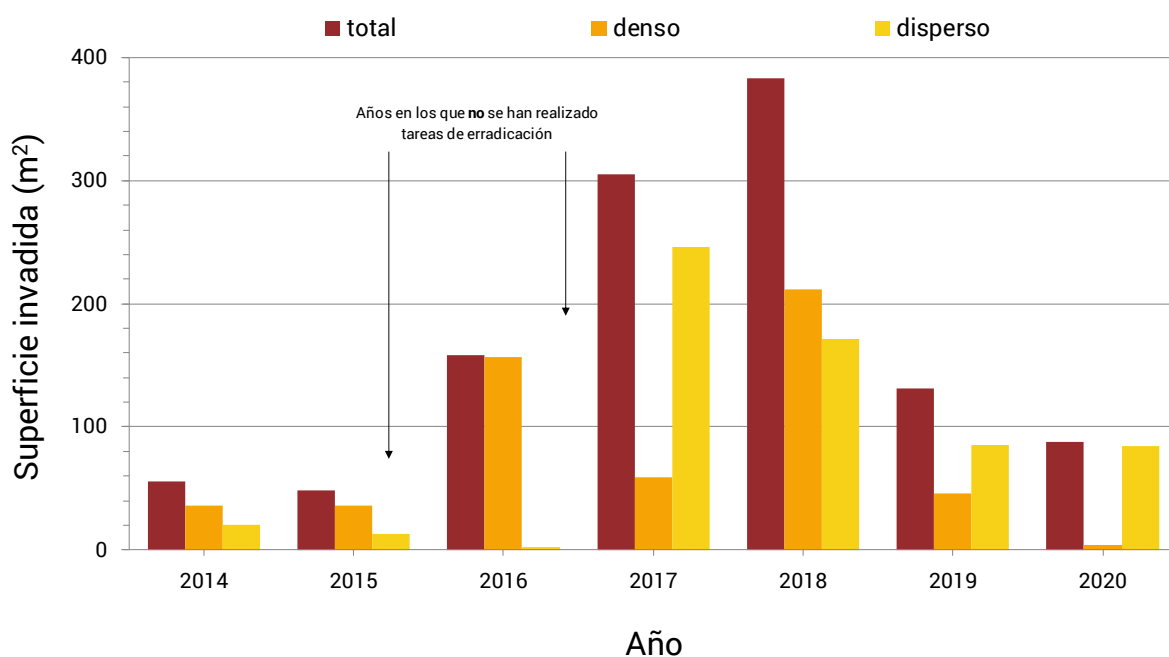


Figura 28. Evolución de la superficie invadida (total valor resultante de la suma de la superficie invadida –total (densa+dispersa), densa y dispersa - de todos los focos localizados anualmente) por *Oxalis pes-caprae* en la Pajarera de Doñana entre 2014 y 2020.



Foto 5. Localización de los rodales de *Oxalis pes-caprae* bajo los alcornoques de la Vera de Doñana (Autora: Rocío Fdez. Zamudio, EBD-CSIC).



Foto 6. Valoración de la extensión y estado de los rodales de *Oxalis pes-caprae* (Autor: Isidro Román Maudó, EBD-CSIC).



Foto 7. Tareas de eliminación de los rodales de *Oxalis pes-caprae* localizados (Autora: Rocío Fdez. Zamudio, EBD-CSIC).





Foto 8. Mariposa manto bicolor (*Lycaena phlaeas*), (Autor: Jacinto Román , EBD-CSIC)

## 5.1. Invertebrados terrestres

### 5.1.1. Mariposas

El seguimiento de mariposas diurnas del Espacio Natural de Doñana se inició en 2005. En 2007 se adoptó la metodología internacional basada en la realización de transectos (Pollard walks; Foto 9) en condiciones meteorológicas favorables. Desde 2014, este seguimiento está integrado en el programa internacional Butterfly Monitoring Scheme (BMS), lo que permite la comparación de los resultados obtenidos con otros transectos realizados en España y Europa.

El periodo de censo abarca de marzo a junio y de septiembre a octubre, si bien en los últimos años (2019 y 2020) estamos incluyendo también censos durante noviembre e incluso diciembre, dado que en nuestra latitud las temperaturas en esa época son bastante suaves y pueden seguir localizándose lepidópteros en vuelo. El número de transectos seguidos ha variado mucho a lo largo de la serie histórica. Hasta 16 transectos han estado activos, sin embargo, en variadas revisiones del protocolo, algunos de ellos han dejado de realizarse debido, entre otras razones, a la escasa detectabilidad en las zonas en las que se

realizaban o por duplicidad de hábitats al localizarse en zonas muy cercanas a otros transectos. En la actualidad se siguen un total de 6 transectos, que abarcan una amalgama de hábitat variados (praderas abiertas, vera, matorral de monte negro y blanco, bosque de galería y pinares).



En 2020, se ha seguido 5 transectos en el Espacio Natural de Doñana. El transecto de las monjas no pudo ejecutarse al estar cerrada esa zona por nidificación de especies de rapaces protegidas.

El año natural 2020 ha sido en el que más individuos de mariposas han sido censados de toda la serie histórica (Figura 29). Este aumento sustancial respecto a años con un mismo número de censos, por ejemplo, con 2015, podría reflejar un mayor número de lepidópteros en vuelo asociado al periodo de confinamiento por COVID-19 durante la primavera de 2020. En cualquier caso, la serie refleja una mayor detectabilidad de individuos asociada lógicamente al número de censos realizados, siendo un ejemplo claro 2018 que mantiene el valor más bajo de detectabilidad de la serie derivado del también valor más bajo de censos realizados.

Foto 9. Miembro del equipo durante la realización de un transecto. (Autor: Rocío Márquez Ferrando, EBD-CSIC).

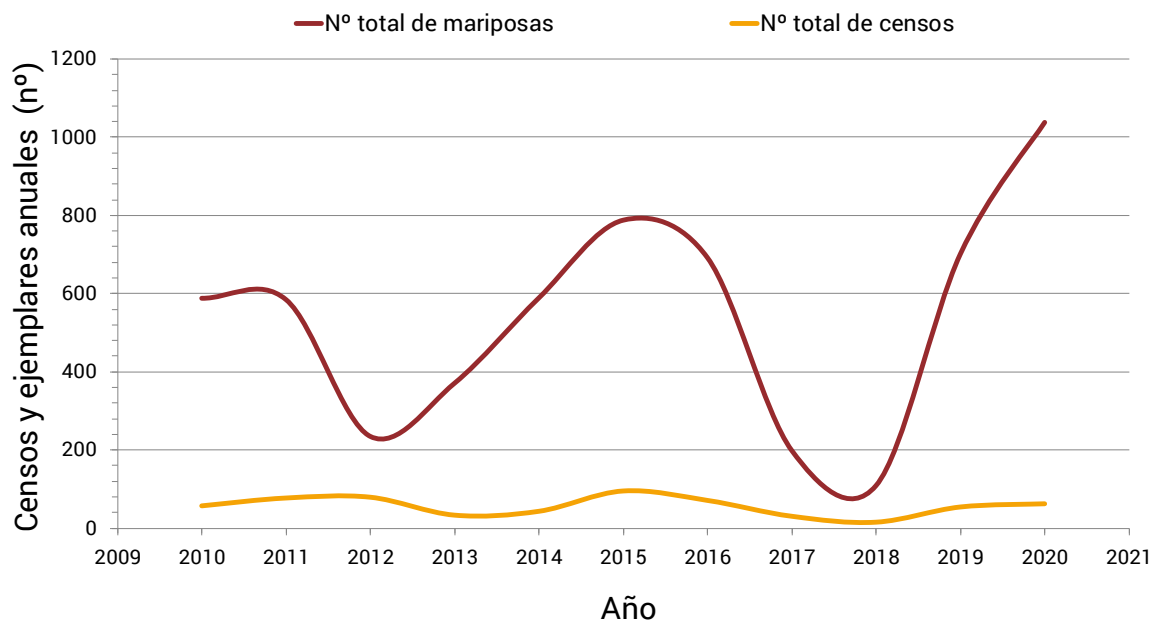
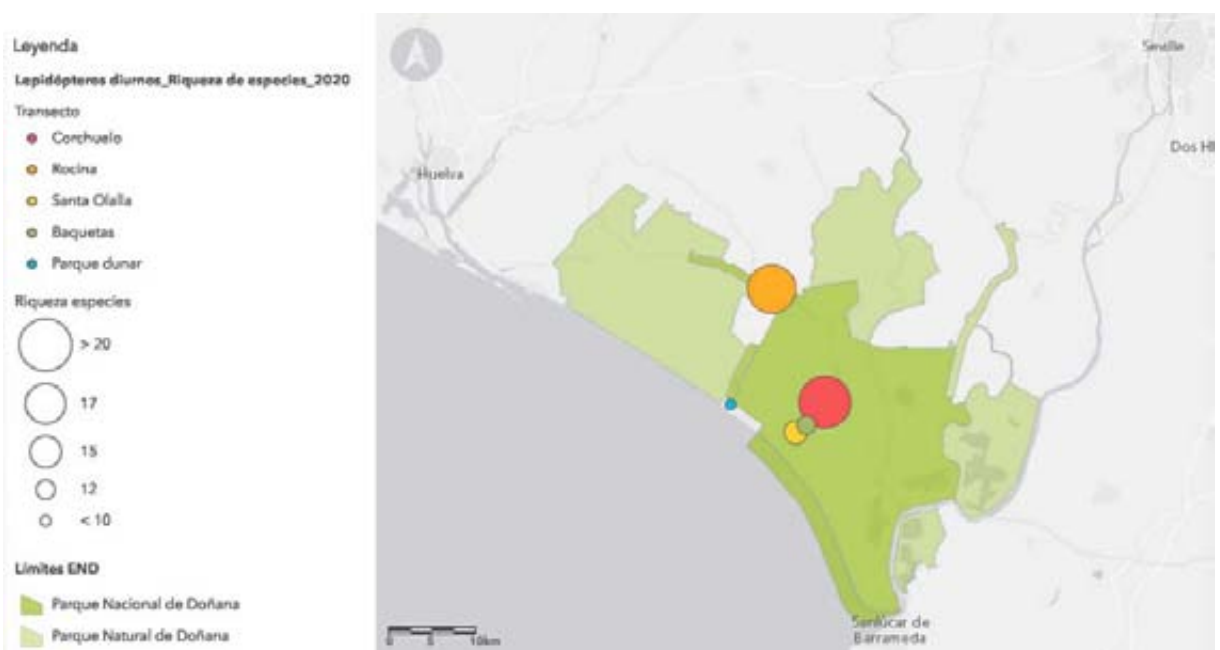


Figura 29. Abundancia (número total de individuos censados) de mariposas y números de censos realizados en el E.N. Doñana, entre 2010 y 2020. Nótese que, dado que el número de censos ha variado en el tiempo, los datos no reflejan la abundancia real. El eje horizontal se refiere a años naturales.

En el año 2020, el análisis de la riqueza de especies de lepidópteros en los transectos realizados evidenció que la zona de la Vera, representada por el transecto del Corchuelo, es la que sustenta un mayor número de especies. El bosque de galería, representado por el transecto de la Rocina es el segundo más rico, seguido de las praderas húmedas asociadas a las lagunas sobre arenas, representado en el transecto ubicado en la zona de Santa Olalla.



Mapa 11. Riqueza de especies de lepidópteros diurnos en los transectos realizados en 2020 en el E.N. Doñana.

Los censos en la localidad de El Corchuelo se mantienen sin interrupciones desde el inicio de la serie histórica (Figura 30). El número lepidópteros censados (110) en 2020 está por debajo del valor medio para la serie (158). Las especies más abundantes fueron, por orden, *Pieris rapae*, *Lycaena phlaeas* y *Colias crocea*. En relación a otras especies, *Plebejus argus*, especie asociada al jaguarzo, se ha localizado en mayor número que en el año anterior (5 individuos) pero con valores muy por debajo de otros años, por ejemplo, 2018, donde se localizaron 68 ejemplares. También han sido muy bajos los contactos, respecto a años anteriores, de *Leptotes pirithous*, especie muy habitual en los censos otoñales.

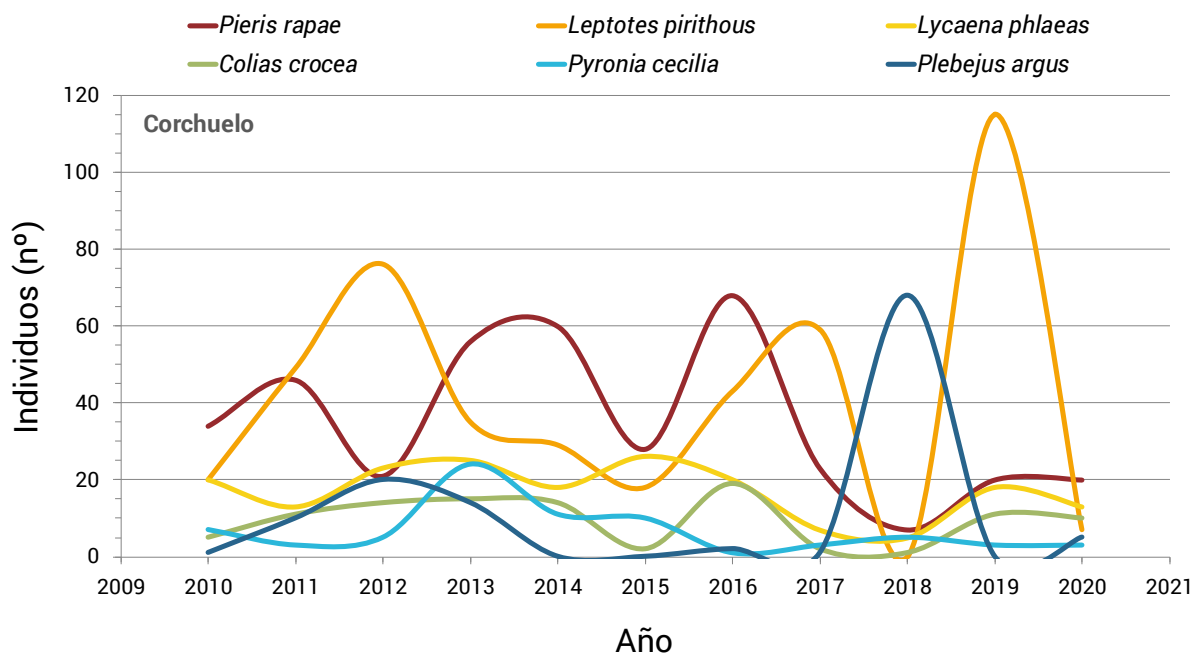


Figura 30. Evolución histórica de la abundancia (número total de individuos censados) de las diferentes especies de mariposas en el transecto de El Corchuelo en el E.N. Doñana. Nótese que, dado que el número de censos ha variado en el tiempo, los datos no reflejan la abundancia real. El eje horizontal se refiere a años naturales.

### 5.1.2. Hormigas

La especie invasora *Linepithema humile*, conocida comúnmente como hormiga argentina, aparece inicialmente en Doñana asociada a las construcciones del espacio protegido, desde las cuales ha sido capaz de colonizar áreas naturales próximas a éstas. El seguimiento de la presencia de hormiga argentina en alcornoques se ejecuta desde 2005 y tiene como objetivo conocer el proceso de expansión de la especie desde el núcleo de casas en el entorno del Palacio de Doñana hacia el área de las Pajareras, situado al norte del Palacio.

El número de alcornoques en los que se ha revisado la presencia de *L. humile* ha sufrido variaciones con el tiempo (Figura 31). Este seguimiento se inició con un primer grupo de alcornoques (20 aproximadamente) situados mayoritariamente en la pajarera de

La Reserva Biológica de Doñana, además de incorporar otros varios núcleos control, más alejados de la Vera, en el interior de la RBD y en el Puntal. En 2009, el número de alcornoques seguidos se incrementa (sobre 30), incorporando algunos más de la pajarera de Doñana. Con el tiempo, muchos de los alcornoques inicialmente seguidos mueren, debido al fenómeno de la seca, y son sustituidos por nuevos ejemplares situados más al norte de la pajarera para poder seguir el avance de la invasión de la especie hacia el norte. *L. humile* parece mantener una ocupación similar, al confirmarse una tendencia de ocupación, por lo general, menor del 50% del total de los alcornoques seguidos (Figura 31).

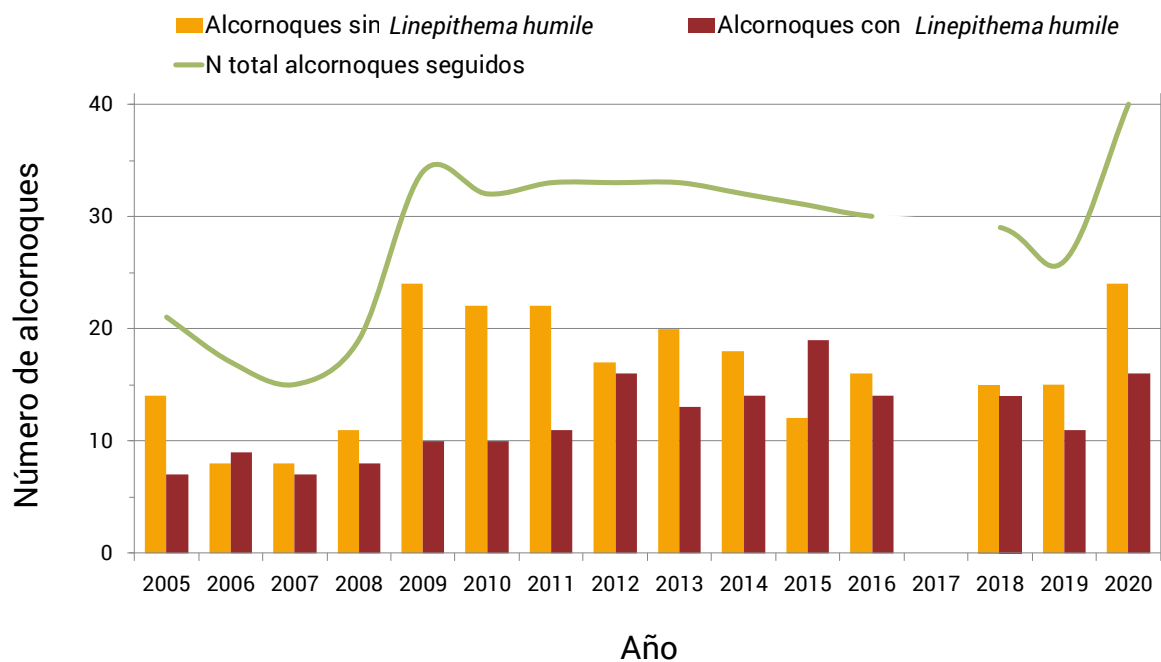
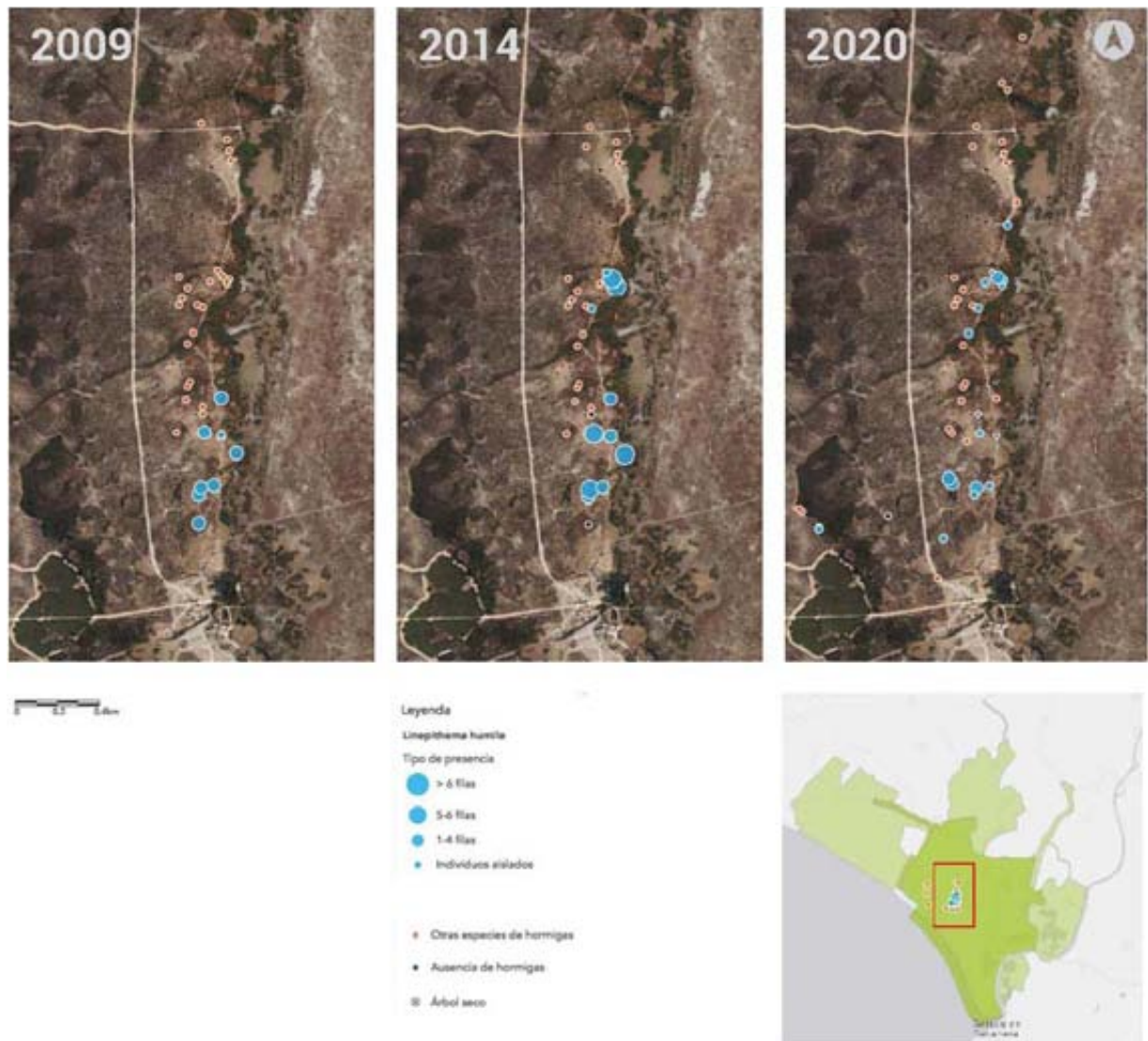


Figura 31. Variación del número de alcornoques ocupados y no ocupados por *Linepithema humile* entre 2005 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al periodo invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2020 indica el año 2019-2020).

En el periodo 2009-2020, hay un progresivo incremento, tanto en presencia como en abundancia (número de filas de la especie en cada alcornoque), de *L. humile* en la zona de la pajarera de Doñana. En 2014 se detectó un mayor pico de abundancia de la especie respecto a 2009. En 2020, la especie sigue ocupando prácticamente los mismos alcornoques, si bien en mucho de ellos la abundancia desciende. Otro dato importante a reseñar es que la especie no excede la pajarera de Doñana, sin superar la norte el caño de la Raya, sin extenderse al sur a la finca del Puntal o en los alcornoques control en el interior de la Reserva Biológica de Doñana.



Mapa 12. Invasión por *Linepithema humile* de los alcornoques de la pajarera de Doñana en 2009, 2014 y 2020.



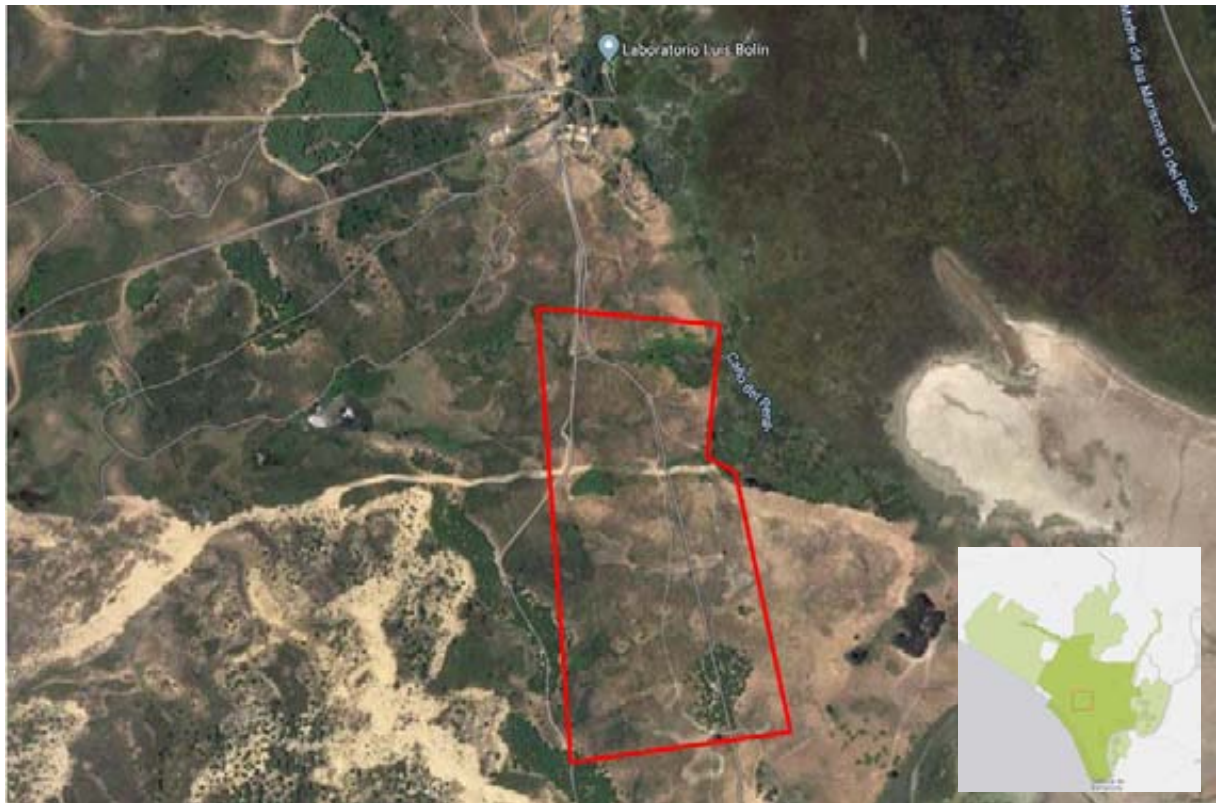
Foto 10. Un individuo marcado de tortuga mora (*Testudo graeca*) en el Puntal, el área de estudio de la estructura poblacional de esta especie (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

## 5.2. Reptiles

### 5.2.1. Tortugas

#### 5.2.1.1. Estructura poblacional de la tortuga mora

Los censos de tortuga mora se realizan durante 3 primaveras seguidas, tras un intervalo de 6 a 10 años, con el fin de conocer como varía la estructura poblacional de esta especie a lo largo del tiempo, en una de las áreas de mayor densidad de tortugas de Doñana, el Puntal (Parque Nacional Doñana). Se trata de una zona de helechal y matorral situada en la Vera de la marisma, entre el caño del Peral y las proximidades de la casa del Puntal (aprox. 76 ha, (Mapa 13).



Mapa 13. Localización del área de estudio de la estructura poblacional de la tortuga mora en el Espacio Natural de Doñana. El área de muestreo se encuentra delimitada en color rojo.

El 2020 fue el tercer y último año del periodo de tres años de muestreo intensivo de tortuga mora (*Testudo graeca*). Desde el inicio del Programa de Seguimiento se han realizado otros dos periodos de censos en 2004-2006 y en 2010-2012 en esta misma área. Adicionalmente se cuenta con datos de 2 periodos anteriores, 1992-1994 y 1980-1985. Se cuenta por tanto con un periodo de seguimiento efectivo de 41 años. El objetivo es capturar un mínimo de 100 individuos distintos cada año, lo que supone entre 6 y 10 días de censos por año, con una participación mínima de 8 personas por día. Los censos se realizan en días despejados y con temperaturas moderadamente cálidas, durante los cuales los censadores recorren a pie la zona, procurando cubrir toda el área. A los individuos capturados se les toma su peso, una serie de medidas morfológicas (longitud del peto, longitud del espaldar) y se registra su edad, su marca individual y cualquier observación relevante para su identificación y su estado de salud. Se marcan todos los individuos que se capturan sin marcar. Posteriormente, las tortugas son liberadas en el mismo punto donde se capturaron, al abrigo de la vegetación.

En 2020 se han realizado un total de 6 censos de tortugas entre el 7 de febrero y el 13 de marzo. Los censos comenzaron antes del inicio de la primavera y tres semanas más pronto que los del año 2019, ya que, por un lado, la temperatura era suficientemente alta y, por tanto, adecuada para detectar las tortugas activas y, por otro, se restringe el paso a



determinadas áreas de la zona de estudio a partir de mediados de la primavera debido a que es una zona de nidificación de milanos.

El último censo que se pudo realizar este año fue el 13 de marzo debido a que el día posterior tuvo lugar la declaración del estado de alarma por la crisis sanitaria ocasionada por el COVID-19. Por ello, el periodo de censos durante el año 2020 ha sido más corto que en años anteriores, terminando un mes antes que en el año 2019.

Para esa fecha, afortunadamente ya se habían capturado 157 individuos distintos de un total de 220 tortugas encontradas. Esto supone un 28.2% de recapturas de individuos durante los censos de este año. Además, se encontraron 25 individuos muertos, la cifra más alta de los últimos años de censos, de los cuales el 52% estaban marcados.

De los 157 ejemplares, el 69,6% fueron recapturas de animales ya marcados en años anteriores.

Los individuos se clasifican por edades para analizar la estructura poblacional en base a la longitud de su espaldar (LE) de la siguiente manera: 1) **Crías**, cuando la LE es menor a 70 mm; 2) **Juveniles**, cuando la LE es entre 70 y 140 mm y no han desarrollado caracteres sexuales evidentes para poder determinar su sexo; 3) **Adultos machos**, a partir de una LE de 110 mm, con caracteres sexuales desarrollados y evidentes; 4) **Adultos hembras**, a partir de una LE de 140 mm, con caracteres sexuales desarrollados.

Del total de individuos vivos capturados, 6 eran crías nacidas en el verano anterior con una longitud media de espaldar  $LE = 58.7 \pm 10,9$  mm; 14 eran juveniles ( $LE = 105,5 \pm 19,6$  mm); 60 fueron hembras ( $LE = 172,2 \pm 12,4$  mm) y 77 machos ( $LE = 146,7 \pm 12,4$  mm) (ver Figura 32). No se pudieron tomar medidas morfométricas de 4 individuos, 2 machos y 2 hembras, ya que se encontraron en el momento de la liberación de los individuos capturados tras terminar los censos y, por tanto, no se han incluido en la representación gráfica.

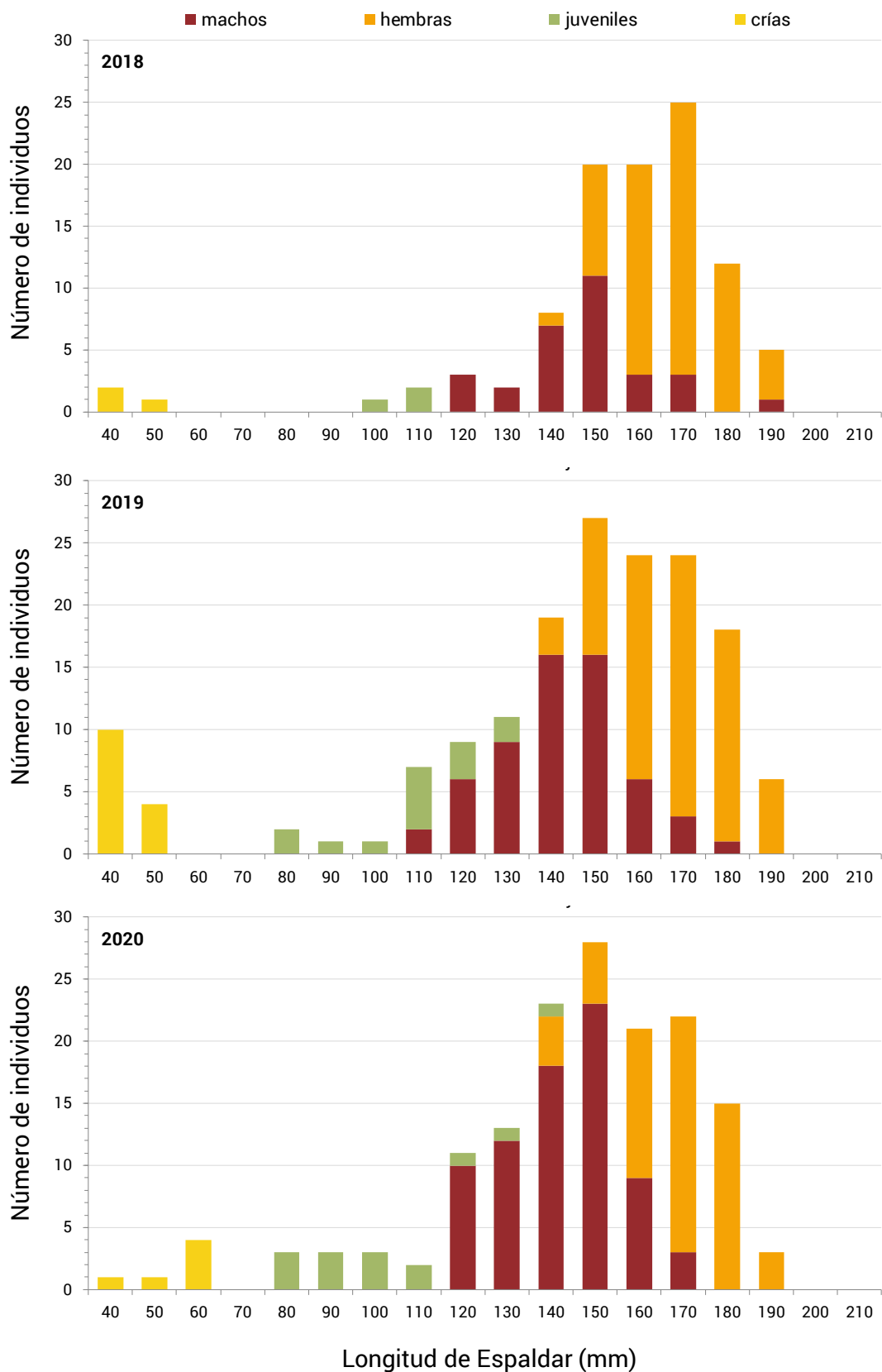


Figura 32. Estructura de tamaños de tortuga mora capturadas en el área del Puntal en 2018 (N individuos distintos = 101) y en 2019 (N individuos distintos=164), y en 2020 (N individuos distintos=157), diferenciando crías menores de un año, juveniles, machos y hembras adultas. Se han corregido datos del número de individuos del año 2018 que presentaban errores en las memorias anteriores.

Respecto al año anterior, en 2020 se ha encontrado un menor número de crías pero igual número de individuos jóvenes (Figura 32).

En la Tabla 3 se compara la proporción de adultos frente a crías y jóvenes de 2020 respecto a años anteriores. Aunque existen grandes oscilaciones en estos últimos 3 años, se observa un gran número de incorporaciones de nuevos individuos nacidos en los últimos dos años, lo que apunta a un buen estado reproductor de la población. Dada la alta longevidad que caracteriza a los individuos de esta especie, la población se puede mantener con periodos de escaso reclutamiento, siempre que se alternen años favorables con alta supervivencia de juveniles que la refuercen esporádicamente. El menor número de individuos jóvenes en 2018 puede deberse también al retraso del periodo de censos de este año (del 14 de abril al 1 de junio), lo que pudo afectar a su probabilidad de detección frente a la de los adultos.

Tabla 3. Proporción (%) de juveniles y adultos observados en distintos periodos de censos de tortugas realizados en Doñana. Se incluyen datos de censos realizados en 1980-1985 y de 1992-1994, con anterioridad a la puesta en marcha del Programa de Seguimiento.

	1980-1985 <sup>(1)</sup>	1992-1994 <sup>(2)</sup>	2004-2006	2010-2012	2018	2019	2020
Crías + juveniles	21,00	24,70	9,97	19,4	6,25	17,07	12,74
Adultos	79,00	75,40	90,03	80,6	93,75	82,93	87,26

<sup>1</sup> Tomado de: Andreu, A.C. (1987). *Ecología y dinámica poblacional de la Tortuga Mora, Testudo graeca L., en Doñana, Huelva*. Tesis Doctoral. Univ. Sevilla.

<sup>2</sup> Datos acumulados en el primer año del periodo. Tomado de: Díaz-Paniagua, C. Keller, C. y Andreu, A.C. 2001. *Long-term demographic fluctuations of the spur-thighed tortoise, Testudo graeca, in SW Spain*. *Ecography*, 24: 707-721

En cuanto a la razón de sexos, en el año 2020 se ha encontrado un menor número de hembras que de machos, algo que solo se observa en el periodo 2010-2012, siendo la razón de sexos muy parecida al de este periodo (Tabla 4). El periodo de censos en estos últimos 3 años ha sido muy variable debido a las condiciones meteorológicas y a la pandemia por el COVID-19 que afectó a la continuidad de los censos del año 2020. Por ello, es posible que el mayor número de machos detectados respecto a hembras en el año 2020 esté relacionado con el hecho de que los machos se activan antes que las hembras tras la hibernación<sup>2</sup>.

Tabla 4. Variación de la razón de sexos a lo largo de 3 periodos intensivos de censos de tortuga mora en el Puntal de Doñana y de los últimos 3 años de censos (2018, 2019 y 2020).

	1980-1985	2004-2006	2010-2012	2018	2019	2020
N machos/N hembras	0,67	0,875	1,26	0,46	0,77	1,23

<sup>2</sup> Andreu, A. C., Díaz-Paniagua, C., & Keller, C. (2000). *La tortuga mora (" Testudo graeca L.") en Doñana*. Asociación Herpetológica Española.

En general, estos datos indican que el estado de la población es bueno, con incorporaciones de nuevos individuos juveniles y de crías cada año. Sin embargo, puede ser preocupante que el número de individuos encontrados muertos este último año, la mayoría adultos, ha sido bastante superior a la media.

#### 5.2.1.2. Distribución de galápagos nativos

El objetivo de este seguimiento es registrar la presencia de las dos especies de galápagos nativos en Doñana, el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y el galápago europeo (*Emys orbicularis*), así como variaciones en su distribución. Se realiza desde el año 2008, entre los meses de mayo y junio principalmente, con una periodicidad bienal hasta el año 2012 y realizándose después en 2016 y 2020. Se colocan un máximo de 5 nasas galapagueras con luz camaronera en cada uno de las 23 localidades descritas en el protocolo, que corresponden a diferentes cuerpos de agua que pueden ocupar los galápagos, principalmente zacayones y lagunas con zacayón, pero también lagunas temporales o caños y arroyos.

En el año 2020 se visitaron estas 23 localidades durante el mes de junio, aunque dos de ellas no pudieron ser muestreadas por no tener agua en esta fecha (Arroyo del Partido y Lucio del Bolín). Se encontraron galápagos en sólo 7 de las 23 localidades y 4 de estos puntos eran zacayones o lagunas con zacayón, constatando su importancia para los galápagos. Tan sólo en 2 localidades (Sanguijuelas y Rincón del Guerrero) se han capturado ambas especies de galápagos, donde la proporción de *Mauremys* y *Emys* fue de 1 a 3 respectivamente. En Sanguijuelas todos los individuos de *Emys* fueron adultos y el ejemplar de *Mauremys* capturado era juvenil, mientras que en el Rincón del Guerrero se encontraron adultos y juveniles de *Emys* y sólo juveniles de *Mauremys* (Tabla 5).

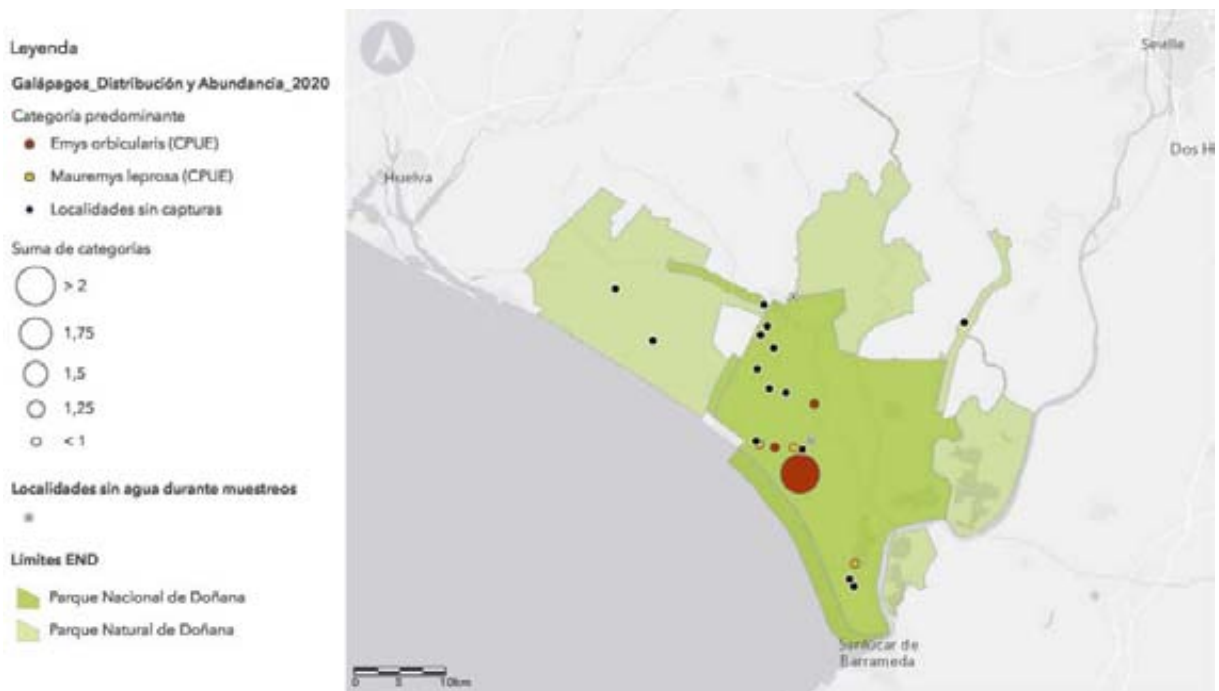
Tabla 5. Muestreos y capturas de galápagos durante 2020 en el Espacio Natural de Doñana, en las localidades definidas en el protocolo de distribución de galápagos nativos.

IDL	Lugar	Fecha	N Nasas	Especie	N total	Edad y sexo
4	Laguna del Zahillo	17/06/2020	5	<i>M. leprosa</i>	2	1♂ adulto y 1 juvenil
9	Laguna del Sopotón	18/06/2020	5	<i>E. orbicularis</i>	6	3♂♂ adultos, 1♀ subadulto, 1 juvenil y 1 cría
12	Laguna del Hilillo Rosado	23/06/2020	5		0	
13	Laguna de las Pajosas	25/06/2020	5		0	
17	Laguna de la Mata de los Domínguez	23/06/2020	5		0	
25	Zacayón Navazo de la Higuera	16/06/2020	5		0	
28	Vuelta la Arena	14/09/2020	5		0	
31	Laguna de los Mimbrales	24/06/2020	5		0	

IDL	Lugar	Fecha	N Nasas	Especie	N total	Edad y sexo
32	Laguna de los Guayules	24/06/2020	5		0	
33	Caño Martinazo	19/06/2020	5	<i>E. orbicularis</i>	1	juvenil
54	Arroyo del Partido	24/06/2020	seca		0	
68	Laguna de los Hermanillos	18/06/2020	5		0	
76	Lucio del Bolín	18/06/2020	seca		0	
87	Laguna del Vivero de la Mata	10/06/2020	1		0	
90	Laguna del Vivero de Sancho Mingo	10/06/2020	3		0	
93	Laguna de las Verdes	19/06/2020	5	<i>M. leprosa</i>	1	♀ adulta
96	Laguna de las Sanguijuelas	17/06/2020	4	<i>M. leprosa</i>	1	juvenil
96	Laguna de las Sanguijuelas	17/06/2020	4	<i>E. orbicularis</i>	3	♂♂ adultos
98	Laguna del Pino V	23/06/2020	5		0	
100	Zacayón de las Polluelas	16/06/2020	5		0	
101	Zacayón del Rincon del Membrillo o Algaidilla	16/06/2020	3	<i>M. leprosa</i>	1	♂ adulto
173	Zacayón del Charco del Toro	17/06/2020	5		0	
306	Zacayón del Rincón del Guerrero	18/06/2020	5	<i>M. leprosa</i>	3	juveniles
306	Zacayón del Rincón del Guerrero	18/06/2020	5	<i>E. orbicularis</i>	9	3♂♂ adultos, 3♀♀ adultas y 3 juveniles
437	Rocina-Charco del Alcornoque	26/06/2020	5		0	

En 3 localidades, Zahillo, las Verdes y el zacayón del Rincón del Membrillo, sólo se capturaron galápagos leprosos, la mayoría adultos, y en otros 2 puntos, la laguna del Sopotón y el caño Martinazo, solo se capturaron galápagos europeos, con adultos, juveniles y crías (Tabla 5). La proporción de juveniles y crías respecto a adultos en ambas especies es bastante elevada, sobre todo en *Mauremys*, donde hay 1,67 jóvenes por adulto, mientras que en *Emys* representan algo más del 50% de los adultos capturados, lo que indica un buen estado de reclutamiento de ambas especies.

En el Mapa 14 se representan las localidades que se muestrean en el protocolo de distribución de galápagos y las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE: número de individuos por nasa colocada en cada punto) de las especies de galápagos detectadas en cada punto en el año 2020. Se observa una mayor abundancia de *Emys*, el galápagos europeo, en 3 localidades, de las cuales en 2 coincide con el galápagos leproso. El galápagos leproso no ha sido muy abundante durante este año, con una CPUE máxima de 0.6 en el Rincón del Guerrero. Es importante seguir llevando a cabo este protocolo para conocer la distribución y el estado de conservación de estas poblaciones de galápagos, siendo interesante contar con la mayor representación posible de los cuerpos de agua del Espacio Natural que potencialmente pueden albergar poblaciones de estas especies.



Mapa 14. Localización y abundancia (Capturas por Unidad de Esfuerzo, CPUE) de galápagos nativos en las 23 localidades muestreadas en el protocolo de distribución de galápagos en el año 2020. Se representa la abundancia según el tamaño del círculo y el color indica la especie predominante en esa localidad. Los puntos en negro indican las localidades muestreadas en donde no se detectaron galápagos y las cruces indican localidades que no tenían agua en el momento del muestreo

### 5.2.1.3. Estructura poblacional de galápagos nativos

Desde el año 2005 se realiza el seguimiento de la estructura poblacional de los dos galápagos nativos presentes en Doñana, el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) y el galápagos europeo (*Emys orbicularis*), en cinco localidades repartidas por el Espacio Natural. El objetivo de este seguimiento es conocer la variación, a lo largo del tiempo, de varios parámetros poblacionales de los galápagos de Doñana, mediante la captura de individuos con nasas galapagueras. Estos parámetros son: la proporción de individuos de cada especie en cada localidad, el número de individuos capturados en base a la unidad de esfuerzo (CPUE), la estructura de edades, la proporción de jóvenes y adultos y la razón de sexos.

El seguimiento es realizado habitualmente entre los meses de mayo y julio, aunque algunos años también se ha llevado a cabo en agosto o septiembre. Los individuos capturados se asignan a diferentes clases de edad, en base a la longitud del espaldar (LE) medido en línea recta. Los criterios utilizados se muestran en la siguiente tabla para las dos especies de galápagos nativos.



Foto 11. Nasa galapaguera, específica para el seguimiento de galápagos, gracias a que las entradas a los compartimentos o muertes son más grandes (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

Tabla 6. Criterios de clasificación de edades utilizado en este protocolo, en base a la longitud del espaldar, para las dos especies de galápagos nativos de Doñana.

Especie	LE (mm) Crías	LE (mm) Juveniles	LE (mm) Subadultos	LE (mm) Adultos
<i>Mauremys leprosa</i>	<70	≥ 70 y < 138 sin caracteres sexuales definidos	♂♂ ≥ 70 y < 135 con caracteres sexuales evidentes	♂♂ ≥ 135
			♀♀ ≥ 70 y < 138 con caracteres sexuales evidentes	♀♀ ≥ 138
<i>Emys orbicularis</i>	<65	≥ 65 y < 128 sin caracteres sexuales definidos	♂♂ ≥ 65 y < 118 con caracteres sexuales evidentes	♂♂ ≥ 118
			♀♀ ≥ 70 y < 128 con caracteres sexuales evidentes	♀♀ ≥ 128

En la presente memoria se muestran los resultados obtenidos en tres de los cinco puntos de muestreo donde se lleva a cabo este protocolo: la laguna Dulce, la laguna del Hondón y el Corral de Félix. La laguna Dulce se muestreó en 2005, 2008, 2012, 2014 y 2018, la laguna del Hondón en los años 2005, 2009 y 2018, mientras que el Corral de Félix se muestreó en 2005, 2009, 2013 y 2016. Los resultados gráficos de la laguna del Acebuche y los tollos de la Algaida de Sanlúcar, los otros 2 puntos incluidos en este protocolo, fueron presentados en la memoria anterior y sólo se representa la abundancia por unidad de esfuerzo en el Mapa 15 para el último año en el que se cuenta con datos de estructura poblacional en estas localidades.

### Laguna Dulce

La laguna Dulce es una de las dos lagunas con mayor extensión de la Reserva Biológica de Doñana, considerada como laguna permanente dado que no llegaba a perder toda el agua durante el verano, algo que últimamente está llegando a ocurrir. En esta laguna conviven

las dos especies de galápagos nativos que habitan Doñana: el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) y el galápagos europeo (*Emys orbicularis*). Es una localidad en la que también se realizan seguimientos con nasas para otros organismos acuáticos, lo que implica que se cuente con una serie temporal muy completa de galápagos.



Foto 12. A la izquierda, una cría de galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) soleándose sobre una madera. A la derecha, un ejemplar adulto de galápagos europeo (*Emys orbicularis*) (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

En la Tabla 7 se muestran los resultados de los cinco muestreos de galápagos realizados en esta laguna desde el año 2005. En los años 2008, 2012 y 2018 se realizó una única visita a esta población entre los meses de julio y septiembre, mientras que en 2005 y 2014 se realizaron dos visitas, una en mayo y otra entre finales de junio y principios de julio. En los cinco periodos de muestreo se capturaron más galápagos leprosos que europeos, si bien la proporción entre especies ha variado a lo largo del tiempo entre 3 y 12 individuos más de leprosos que de europeos.

La estructura poblacional de ambas especies nativas también muestra una evolución a lo largo del tiempo (Tabla 7; Figura 33). En 2005, la mayor parte de los *Mauremys* capturados fueron machos subadultos, con un número muy inferior de hembras y muy pocos adultos. En 2008 ocurrió justo lo contrario, se capturaron muchos adultos de leproso, pasando de 6 juveniles por adulto a 5 adultos por juvenil. Además, y sólo en este año, la proporción de machos capturados fue inferior a la de hembras. En 2012 y 2014 la proporción de sexos es bastante parecida, y la proporción de crías y juveniles respecto a adultos es todavía más baja que en el año 2008. En el año 2018, por el contrario, la razón de sexos volvió a ser favorable a las hembras y el número de juveniles se recupera con respecto a los tres años anteriores, siendo ligeramente superior al de los adultos (Figura 33).

Respecto a *Emys orbicularis*, se observa una menor cantidad de esta especie en comparación con *Mauremys leprosa* a lo largo de todos los años de seguimiento y cabe destacar que no se capturaron crías en ninguna ocasión. Durante los 3 primeros años de seguimiento se capturó un mayor número de hembras que de machos y la estructura de edades estaba desviada hacia los adultos, con tan sólo 2 subadultos en 2005 y 1 juvenil en 2012 (Tabla 7; Figura 33). En 2014 apenas se capturaron *Emys*, tan sólo 5 individuos de los



cuales 4 eran machos adultos, cambiando así la razón de sexos, que se mantiene favorable para los machos en 2018. En este último año sí se capturaron varios individuos juveniles.

Tabla 7. Número total de individuos distintos capturados de las dos especies de galápagos nativos, proporción de machos respecto a hembras, proporción de crías, juveniles y subadultos respecto a adultos, número de nasas colocadas en cada año y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en la Laguna Dulce en cinco años distintos de seguimiento.

Laguna Dulce					
Especie	Nº Individuos	Razón de sexos (♂/♀)	Proporción Juvenil y Cría/Adulto	Nasas/año	CPUE
<b>AÑO 2005</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	42	2,36	6	11	3,82
<i>Emys orbicularis</i>	14	0,56	0,17	11	1,27
<b>AÑO 2008</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	108	0,73	0,20	18	6
<i>Emys orbicularis</i>	14	0,40	0	18	0,78
<b>AÑO 2012</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	83	0,95	0,14	18	4,61
<i>Emys orbicularis</i>	9	0,33	0,13	18	0,50
<b>AÑO 2014</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	63	1,10	0,11	10	6,30
<i>Emys orbicularis</i>	5	4	0	10	0,50
<b>AÑO 2018</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	63	4,83	1,25	18	3,50
<i>Emys orbicularis</i>	9	2	0,80	18	0,50

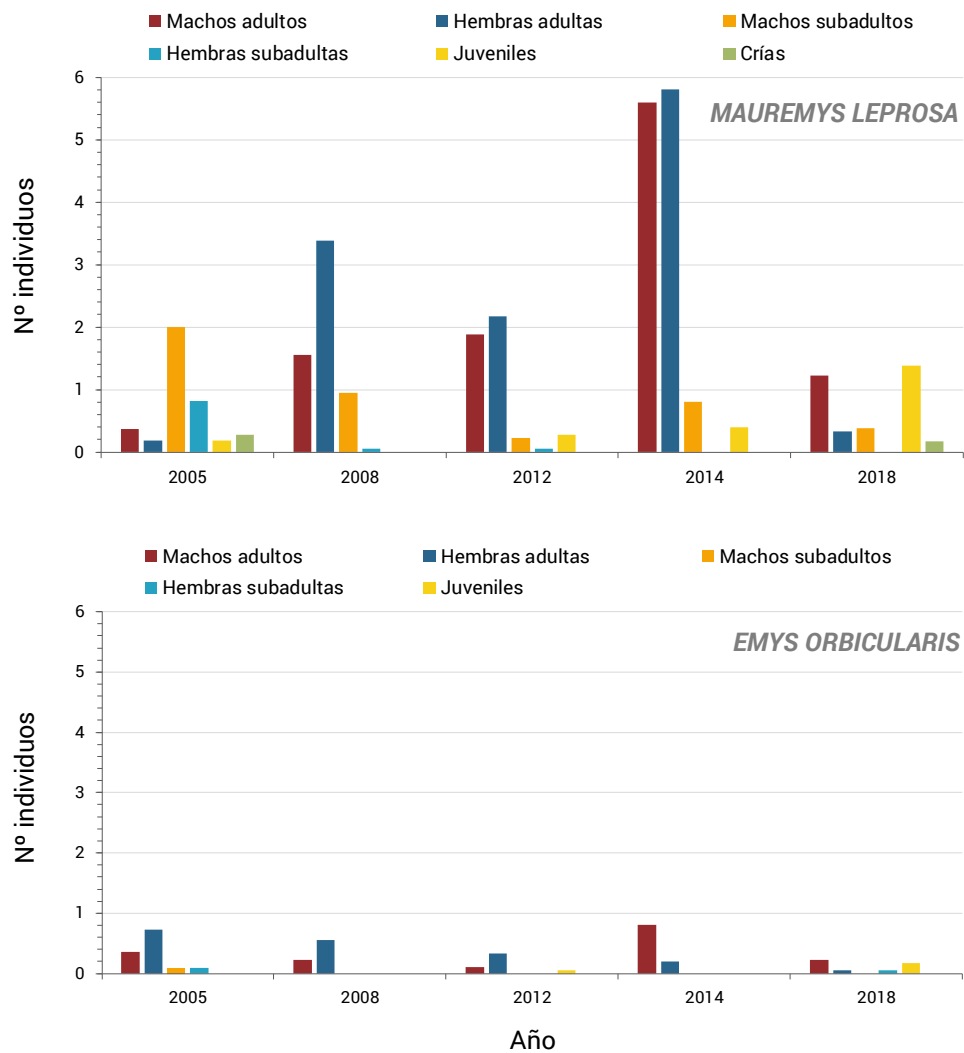


Figura 33. Estructura poblacional de las 2 especies de galápagos nativos presentes en el Espacio Natural de Doñana: A: *Mauremys leprosa* y B: *Emys orbicularis* en 5 años de muestreo diferentes (2005, 2008, 2012, 2014 y 2018) en la Laguna Dulce. Se representan las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) por edad y, en el caso de los adultos y subadultos, por sexo. Cada color corresponde a una categoría de edad y sexo.

En el Mapa 15 al final de esta sección, se muestra la localización de la laguna Dulce con la estima de la abundancia de las dos especies de galápagos nativos en 2018, calculado como el número medio de galápagos capturados por nasa y día (CPUE).

Resumiendo, en la laguna Dulce conviven las dos especies de galápagos nativos presentes en el END. La abundancia de *Mauremys* es muy superior a la de *Emys*, circunstancia que se observa en otras lagunas de Doñana de similares características como El Acebuche o El Hondón, es decir, extensas y de larga duración<sup>3</sup>, lo que sugiere algún tipo de competencia entre ambas especies.

<sup>3</sup> Keller, C., Díaz-Paniagua, C., Andreu, A.C. & Bravo, M.A. (1995): Distribution of freshwater turtles in the Doñana National Park (SW Spain). Implications for the management of an isolated population. Proceedings of the International Congress of Chelonian Conservation, 192-195

### Laguna El Hondón

El Hondón es una laguna de gran dimensión situada en la Vera, donde las dunas caen sobre la marisma aportando agua en esta zona. De esta forma mantiene agua durante el verano, pero tiene poca profundidad. Más de la mitad de la laguna está cubierta de vegetación lo que la hace prácticamente impenetrable. Por ello, las nasas se colocan al borde de la vegetación o en aguas libres.

En esta localidad el galápagos leproso es muy abundante (Tabla 8). Se presentan los galápagos encontrados en 3 años diferentes de muestreo. En el 2005 se visitó esta localidad en 2 ocasiones (una en mayo y otra en julio), mientras que en 2009 y 2018 se visitó en una sola ocasión (en junio y septiembre, respectivamente). En los 3 años de muestreo sólo se capturaron, en los años 2005 y 2009, un total de 8 ejemplares (hembras y juveniles) de *Emys*, mientras que de *Mauremys* se superaron los 100 ejemplares en los últimos 2 años muestreados. Por ello, solo se representa la estructura poblacional de *Mauremys* en la Figura 34.

Tabla 8. Número total de individuos distintos capturados de galápagos leproso y europeo, proporción de machos respecto a hembras, proporción de juveniles y subadultos respecto a adultos, número de nasas colocadas en cada año y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) durante 3 años distintos de seguimiento en la laguna del Hondón.

Laguna El Hondón					
Especie	Nº Individuos	Razón de sexos ( $\sigma/\varnothing$ )	Proporción Juvenil/Adulto	Nasas/año	CPUE
<b>AÑO 2005</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	83	1,21	0,63	6	13,83
<i>Emys orbicularis</i>	2	0	0,00	6	0,33
<b>AÑO 2009</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	143	0,58	2,23	20	7,15
<i>Emys orbicularis</i>	6	0	2	20	0,30
<b>AÑO 2018</b>					
<i>Mauremys leprosa</i>	180	0,64	2,60	15	12

La proporción de sexos de los galápagos leprosos adultos y subadultos encontrada en 2005, aunque ligeramente superior en número de machos, se acercaba a la paridad, mientras que en 2009 y 2018 el número de hembras adultas y subadultas casi duplicó al de machos (Tabla 8; Figura 34). Por otra parte, aunque el número de crías, juveniles y subadultos capturados en 2005 es bajo respecto a los adultos, en 2009 y 2018 representan más del doble del número de adultos. Estas cifras indican el buen estado de reclutamiento de esta población.

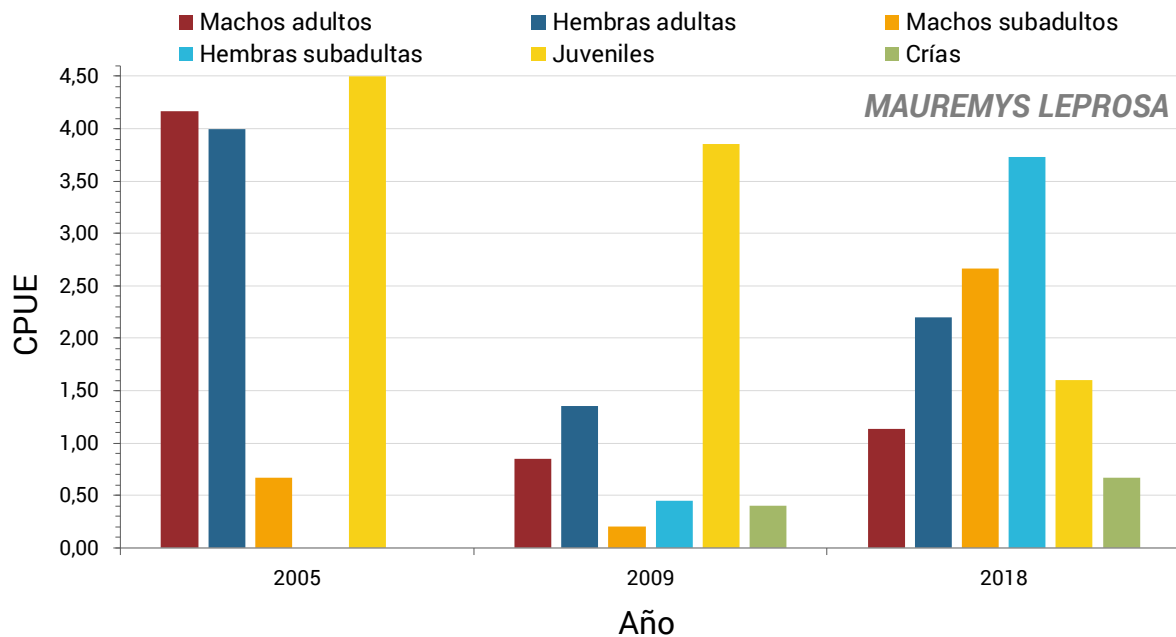


Figura 34. Estructura poblacional de *Mauremys leprosa* en la laguna del Hondón en 3 años de muestreo diferentes (2005, 2009 y 2018). Se representan las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) por edad y, en el caso de los adultos y subadultos, por sexo. Cada color corresponde a una categoría de edad y sexo. No se representa la estructura de *Emys orbicularis* por ser muy escasos.

En el Mapa 15 se muestra la localización de la laguna del Hondón con la estima de la abundancia de los galápagos en ella, calculado como el número de individuos de *Mauremys* capturados por nasa en 2018, dado que ese año no se capturaron ejemplares de *Emys*.

### **Corral de Félix**

El corral de Félix es un zacayón permanente localizado en una zona de pinar. Presenta una población de *Emys orbicularis* que se mantiene en buen estado desde hace tiempo, con una abundancia bastante superior a la de otras localidades, como se observa en las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) en la Tabla 9. En los años 2009 y 2016 se realizó una única visita a esta localidad en el mes de junio, mientras que en el año 2005 se realizaron dos visitas (una en mayo y otra en julio) y en el año 2013 fueron tres las visitas (en abril, junio y octubre).

El número de hembras adultas y subadultas de galápagos europeos es superior al de machos en todos los años, siendo especialmente pronunciada esta proporción en los últimos dos años de muestreo. Por otra parte, aunque el número de crías, juveniles y subadultos capturados en 2009 es la mitad del de adultos, en todos los demás años representan un número superior al número de adultos, llegando a ser el doble en el año 2013 (Tabla 9 y Figura 35). Además, en el último año de muestreo se capturaron casi igual número de crías que de hembras adultas. Estas cifras indican el buen estado de reclutamiento de esta población.

Tabla 9. Número total de individuos distintos capturados de galápago europeo, proporción de machos respecto a hembras, proporción de juveniles y subadultos respecto a adultos, número de nasas colocadas en cada año y capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) durante 4 años distintos de seguimiento en el zacallón del Corral de Félix.

Zacallón Corral de Félix					
Especie	Nº Individuos	Razón de sexos ( $\sigma/\varphi$ )	Proporción Juvenil/Adulto	Nasas/día	CPUE
<b>AÑO 2005</b>					
<i>Emys orbicularis</i>	31	0.44	1.58	4	7.75
<b>AÑO 2009</b>					
<i>Emys orbicularis</i>	12	0.67	0.50	5	2.40
<b>AÑO 2013</b>					
<i>Emys orbicularis</i>	36	0.25	2	13	2.77
<b>AÑO 2016</b>					
<i>Emys orbicularis</i>	24	0.18	1.40	5	4.80

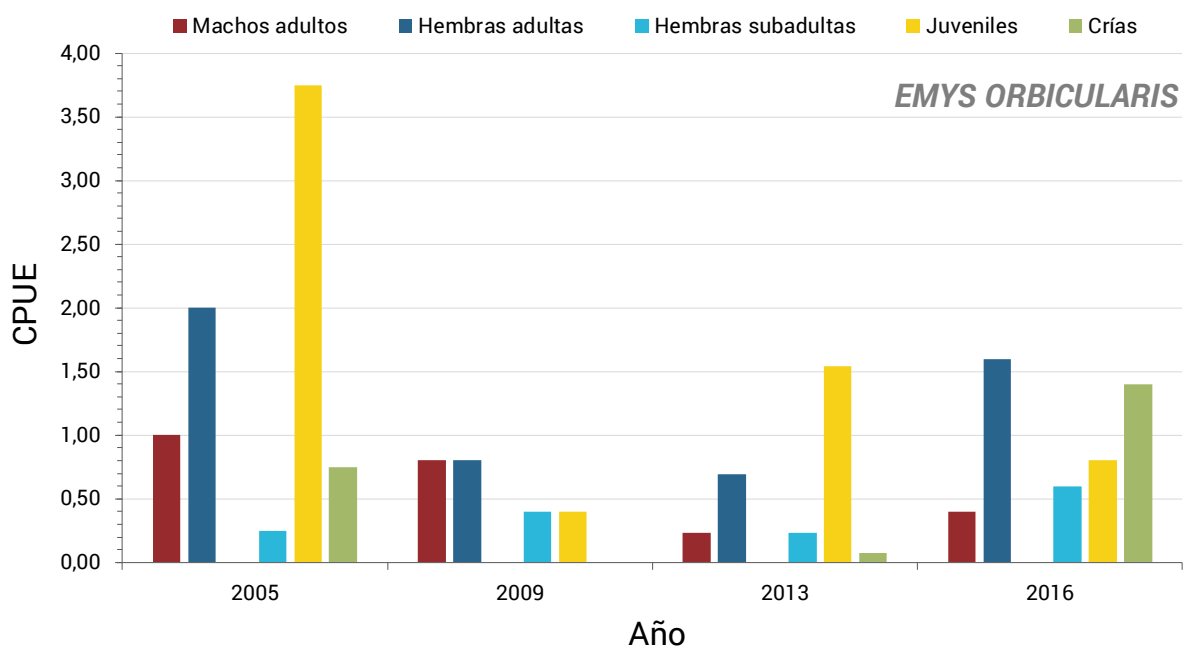
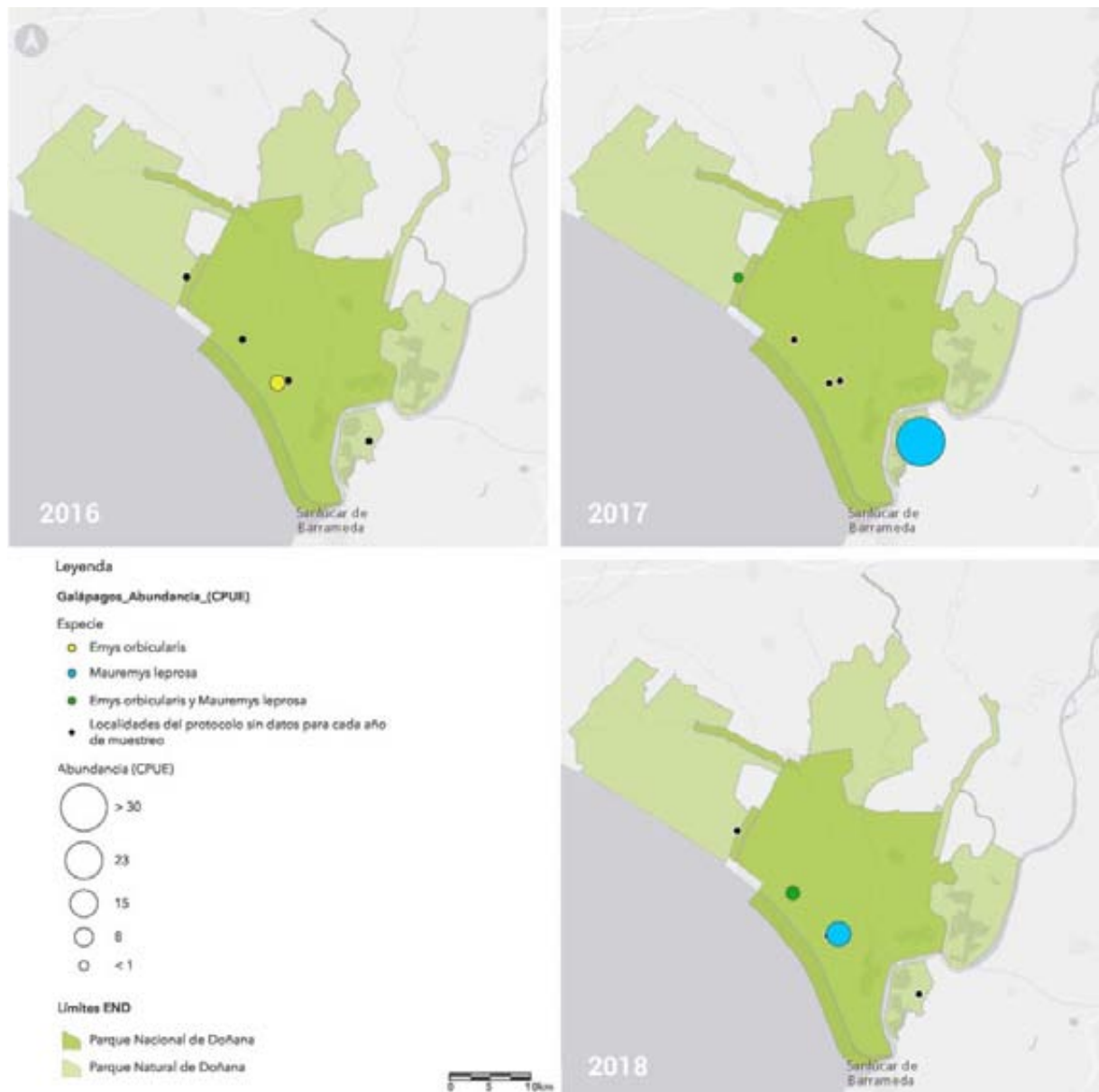


Figura 35. Estructura poblacional de *Emys orbicularis* en el zacayón del Corral de Félix en 4 años de muestreo diferentes (2005, 2009 2013 y 2016). Se representan las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) por edad y, en el caso de los adultos y subadultos, por sexo. Cada color corresponde a una categoría de edad y sexo.

En el Mapa 15 se muestra, junto a las demás localidades que se muestrean en este protocolo, la localización del zacayón del corral de Félix con la estima de la abundancia de los galápagos europeos en ella, calculado como el número de individuos capturados por nasa en el año 2016, el último año de muestreo en esta localidad.



Mapa 15. Localización y abundancia (Capturas por Unidad de Esfuerzo, CPUE) de galápagos nativos en las 5 localidades en los últimos años que se realizaron los muestreos (año 2016 en el Corra de Félix, año 2017 en la laguna del Acebuche y la Algaida de Sanlúcar y año 2018 en la laguna Dulce y el Hondón). Los puntos en negro indican las localidades en donde no se realizaron los muestreos en el año que se indica en cada mapa. En la laguna Dulce y la laguna del Acebuche la abundancia representada es de las 2 especies de galápagos nativos juntas, mientras que en la el Corral de Félix la abundancia es exclusivamente de *Emys orbicularis* y en la laguna del Hondón y en la Algaida de Sanlúcar es de *Mauremys leprosa*.

### 5.2.2. Lagartijas y salamanguetas

El seguimiento de lagartijas y salamanguetas se realiza anualmente desde 2008 en siete transectos, de los cuales tres se encuentran en las dunas y cuatro en monte mediterráneo (Tabla 10). Dos de los siete transectos –Acebuche y Cuesta Maneli – discurren por pasarelas de madera, que permiten una mayor probabilidad de detección de lacértidos al ofrecer refugio frente a las inclemencias meteorológicas y depredadores.



Foto 13. Nueva pasarela en Cuesta Maneli, por donde se realiza el transecto (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

La zona de Cuesta Maneli se quemó completamente tras el incendio del 24 de junio de 2017, incluida la pasarela por donde se realizan los censos. Desde entonces, se han continuado realizando los censos en este transecto y, en 2020, finalizaron las obras de limpieza y restauración de esta zona, abriendo de nuevo al público una nueva pasarela que discurre hasta la playa, con una longitud de 100 metros superior a la anterior. Aunque los avistamientos de escamosos cayeron a cero durante los 2 años siguientes al incendio, a partir del año 2020 se han vuelto a observar no sólo huellas, sino también individuos que han recolonizado esta zona.

En los 13 años que lleva realizándose este seguimiento se han detectado un total de seis especies: cinco lacértidos y una salamaguesa (Tabla 10). Otras dos especies, *Podarcis vaucheri* y *Hemidactylus turcicus* están presentes en la comarca de Doñana, asociadas a enclaves urbanizados, pero no han sido detectadas en los transectos.

Tabla 10. Características de los transectos de lagartijas que se realizan en el Espacio Natural de Doñana. Se especifica si el hábitat es de dunas o de monte mediterráneo, si el recorrido es circular o lineal, la longitud del transecto en kilómetros y las especies detectadas en cada uno de ellos. La longitud del transecto 12, Acebuche, ha sido modificado respecto a memorias anteriores tras su comprobación in situ. Ae: *Acanthodactylus erythrurus*, Pc: *Podarcis carbonelli*, Psa: *Psammodromus algirus*, Pso: *Psammodromus occidentalis*, Tm: *Tarentola mauritanica* y Tl: *Timon lepidus*.

Transecto	Hábitat	Características transecto	Longitud (km)	Especies detectadas
Acebrón (T16)	Monte mediterráneo: Bosque de ribera	Circular por camino	2,78	Ae, Pc, Psa, Pso, Tm, Tl
Acebuche (T12)	Monte mediterráneo: Monte blanco con pinar	Lineal por pasarela	1,34	Ae, Pc, Psa, Pso, Tm, Tl
Cuesta Maneli (T14)	Dunas con monte blanco y pinar	Lineal por pasarela	1,2	Ae, Pc, Psa, Tm
Cuartel Matalascañas (T6)	Dunas con monte blanco y pinar	Lineal campo a través	3,6	Ae, Pc, Psa, Tm
Nave Carbonera (T5)	Dunas con monte blanco	Lineal campo a través	3,55	Ae, Pc, Psa
Sabinar-Ojillo (T17)	Monte mediterráneo: Monte blanco con sabinas	Lineal por camino	1,66	Ae, Pc, Psa, Pso, Tm
San Agustín-Las Verdes (T15)	Monte mediterráneo: Monte blanco y monte negro	Circular por camino	2,70	Ae, Pc, Psa, Tl



Foto 14. Censo de lagartijas en uno de los transectos dunares (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

En cada transecto se realizan tres censos anuales, repartidos entre otoño y primavera, cuando las condiciones son las idóneas en ambos periodos. En este año 2019-2020 se realizó un censo a principios del otoño en todos los transectos excepto en Cuesta Maneli, y dos censos en primavera, interrumpidos entre mediados de marzo y finales de abril por la paralización debida a la pandemia por el COVID-19. La serie de datos presenta un vacío en 2015, ya que los transectos dunares no se realizaron debido a la suspensión temporal del Programa de Seguimiento.

En la Figura 36 se muestra la abundancia relativa de estos reptiles en los dos tipos de ecosistemas muestreados, dunas y matorral mediterráneo. La abundancia relativa se estima mediante IKAs (Índice Kilométrico de Abundancia), calculada como el número de individuos observados por kilómetro de transecto. Para su cálculo se incluyen todos los individuos censados, incluidos los no identificados. De los tres censos anuales realizados en cada transecto se toma, desde la presente memoria, el IKA máximo obtenido para cada especie en lugar del promedio, dado que representa mejor la abundancia relativa de una especie. Esto, junto a la modificación de la longitud del transecto 15-Acebucho, supone recalcular los IKAs, lo que implicará, necesariamente, un ligero cambio con los datos ofrecidos en las memorias anteriores. Resaltamos este hecho porque explica los cambios que se puedan observar en las gráficas de este año con respecto a las del año pasado. El IKA de cada tipo de hábitat (dunas y monte mediterráneo) es el promedio de los IKAs máximos de las especies en el conjunto de los transectos correspondientes a dicho hábitat.

La abundancia de todas las especies juntas, en cada tipo de hábitat censado, muestra oscilaciones a lo largo de todo el periodo (Figura 36). El descenso en la abundancia observada en ambos tipos de hábitats en 2012 y 2014, coincide con años secos. En el año 2009, un año ligeramente más seco que el anterior y los dos posteriores, también se observa una caída en la abundancia, pero sólo en el hábitat de monte mediterráneo. La abundancia es ligeramente mayor en dunas que en monte mediterráneo en prácticamente



todos los años muestreados hasta el 2018. El declive observado en 2018 se relaciona con la caída de avistamientos en Cuesta Maneli tras el incendio y también con que la primavera fue lluviosa y fría. En 2020 la abundancia total fue muy similar a la del año anterior, aunque ligeramente superior en las dunas respecto a 2019. El año 2020 fue un año de precipitaciones similares a 2019, no especialmente seco, pero sí menos lluvioso que años anteriores.

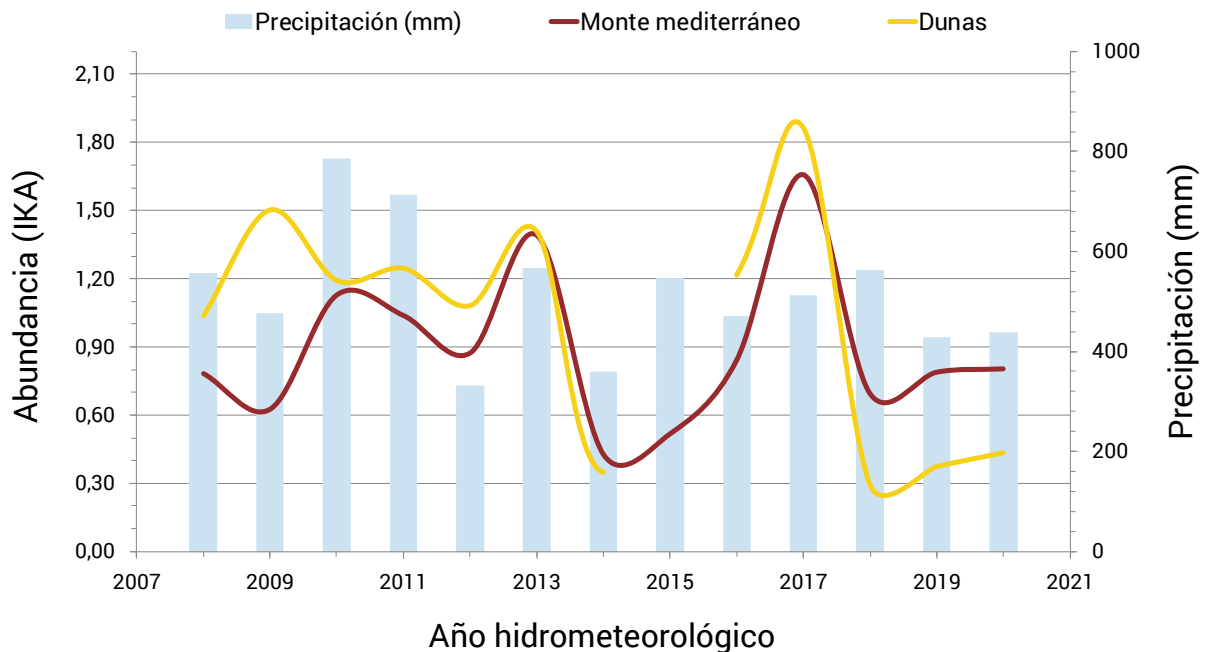


Figura 36. Evolución de la abundancia relativa (índice kilométrico de abundancia, IKA) de escamosos en dos tipos de hábitats (dunas y monte mediterráneo) del Espacio Natural de Doñana y precipitación anual, entre 2008 y 2019. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2019 indica el año 2019-2020). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.

Las especies más abundantes a lo largo de todo el periodo de seguimiento son la lagartija colilarga (*Psammotromus algirus*), la salamanguera común (*Tarentola mauritanica*), la lagartija de Carbonell (*Podarcis carbonelli*) y la lagartija colirroja (*Acanthodactylus erythrurus*). El lagarto ocelado (*Timon lepidus*) y la lagartija occidental ibérica (*Psammotromus occidentalis*) sólo aparecen ocasionalmente en los transectos. El lagarto ocelado, común en Doñana durante gran parte del siglo XX, experimentó un fuerte declive coincidente con la aparición de dos pandemias en los conejos de Doñana, del que aún no se ha recuperado. Se especula que, junto a otras especies de tamaño similar, el lagarto habría pasado a ser presa alternativa para los predadores del conejo, lo que en un lugar como Doñana, con una importante presencia de predadores, habría supuesto un gran impacto en las poblaciones de estas especies (Mateo, 2011<sup>4</sup>). Respecto a la lagartija

<sup>4</sup> "Mateo, J. A. (2011). *Timon lepidus*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, a., Marco, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>"

occidental ibérica, los datos indican escasez en Doñana, aunque su abundancia real podría estar subestimada al tratarse de una especie de hábitos discretos y difícil detección.



Foto 15. De izquierda a derecha y de arriba abajo: Lagartija colilarga, *Psammodromus algirus*, lagartija de Carbonell, *Podarcis carbonelli*, salamaguesa común, *Tarentola mauritanica* y lagartija occidental ibérica, *Psammodromus occidentalis* (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)

En las dunas sólo se han detectado cuatro especies a lo largo de los 12 años de seguimiento, no detectándose durante todo el periodo de seguimiento ni el lagarto ocelado ni la lagartija occidental ibérica (Tabla 10). La lagartija colirroja (*A. erythrurus*), aunque en menor medida que en el año precedente, es la especie más abundante en 2020, seguida de la lagartija colilarga (*P. algirus*) (Figura 37). En este hábitat, la salamaguesa común y la lagartija de Carbonell han tenido las detecciones más bajas, aunque ha sido variable a lo largo de los años y mostraron un pico de abundancia relativa hace dos años, en el 2017. Además, la lagartija de Carbonell (*P. carbonelli*) muestra una tendencia de incremento de abundancia en el año 2020 respecto a los dos años anteriores, relacionado con la apertura de la pasarela de Cuesta Maneli, donde se ha vuelto a detectar.

La riqueza de especies es mayor en el monte mediterráneo, donde se han detectado seis especies desde el inicio del seguimiento en 2008. En el año 2020 se detectaron cinco de las seis especies. La lagartija colilarga (*P. algirus*) es la especie más abundante, seguida de la salamaguesa común (*T. mauritanica*) y la lagartija de Carbonell (*P. carbonelli*). La lagartija colirroja (*A. erythrurus*) muestra una abundancia inferior en este hábitat (Figura 37). El lagarto ocelado no ha sido detectado este año y de la lagartija occidental ibérica se detectó un único individuo en el transecto de San Agustín-Las Verdes.

En 2020 se ha encontrado la mayor riqueza de especies en tres transectos de monte mediterráneo (Acebuche, Acebrón y San Agustín-Las Verdes) y en dos de dunas (Cuartel Matalascañas y Cuesta Maneli), con cuatro especies diferentes identificadas. En el resto de transectos se han encontrado dos especies en Nave Carbonera (dunas), la lagartija colirroja y la colilarga, mientras que en Sabinar-Ojillo (monte) se detectaron estas dos especies además de la salamaguesa común (Figura 37). La lagartija colilarga, al igual que en el 2019, se ha detectado en el año 2020 en todos los transectos realizados, tanto en las dunas como en monte mediterráneo, y ha sido especialmente abundante en el Acebrón y en el Acebuche, aunque en esta última localidad la especie con mayor abundancia relativa fue la lagartija de Carbonell (Figura 37 y Mapa 16). Por otra parte, la lagartija colirroja fue la especie más detectada en uno de los transectos realizados en dunas (Nave Carbonera) y también en dos de los cuatro transectos en monte mediterráneo, en San Agustín y en Ojillo, donde también se detectó a la salamaguesa común con la misma abundancia (Figura 37 y Mapa 16). En varios de los transectos hubo individuos no identificados.

En cuanto al transecto de Cuesta Maneli, afectado gravemente por el incendio de 2017, se pudo censar en dos ocasiones durante el año 2019-2020. En ambas visitas se observaron individuos, aunque con una baja abundancia relativa, de 4 especies diferentes, lo que parece indicar la recuperación de las lagartijas tras el incendio, al volver a tener disponible la pasarela para protección y solearse.

Foto 16. Lagartija colirroja (*Acanthodactylus erythrurus*) detectada en uno de los transectos dunares (Autora: Rosa Arribas, EBD-CSIC)



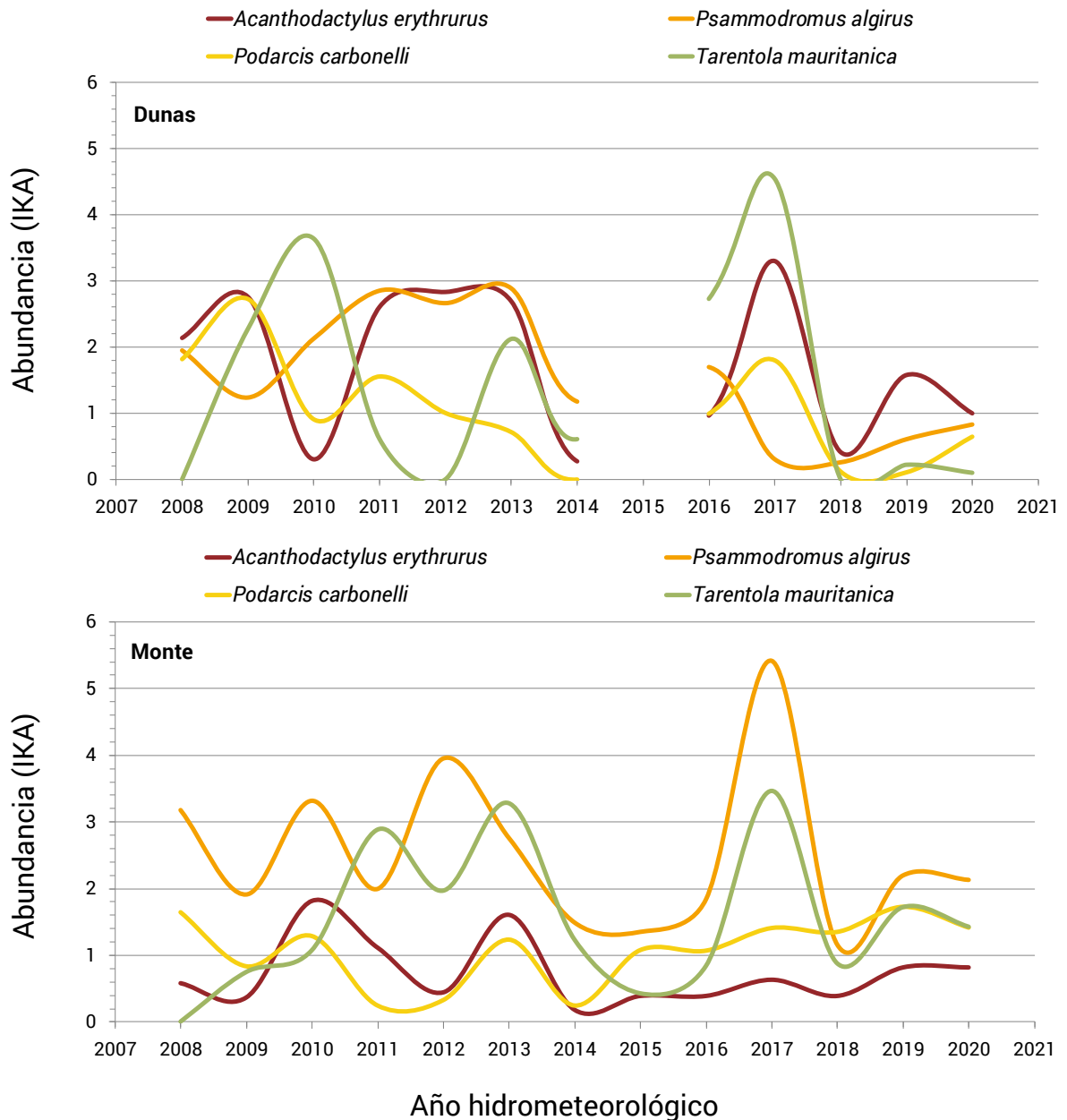
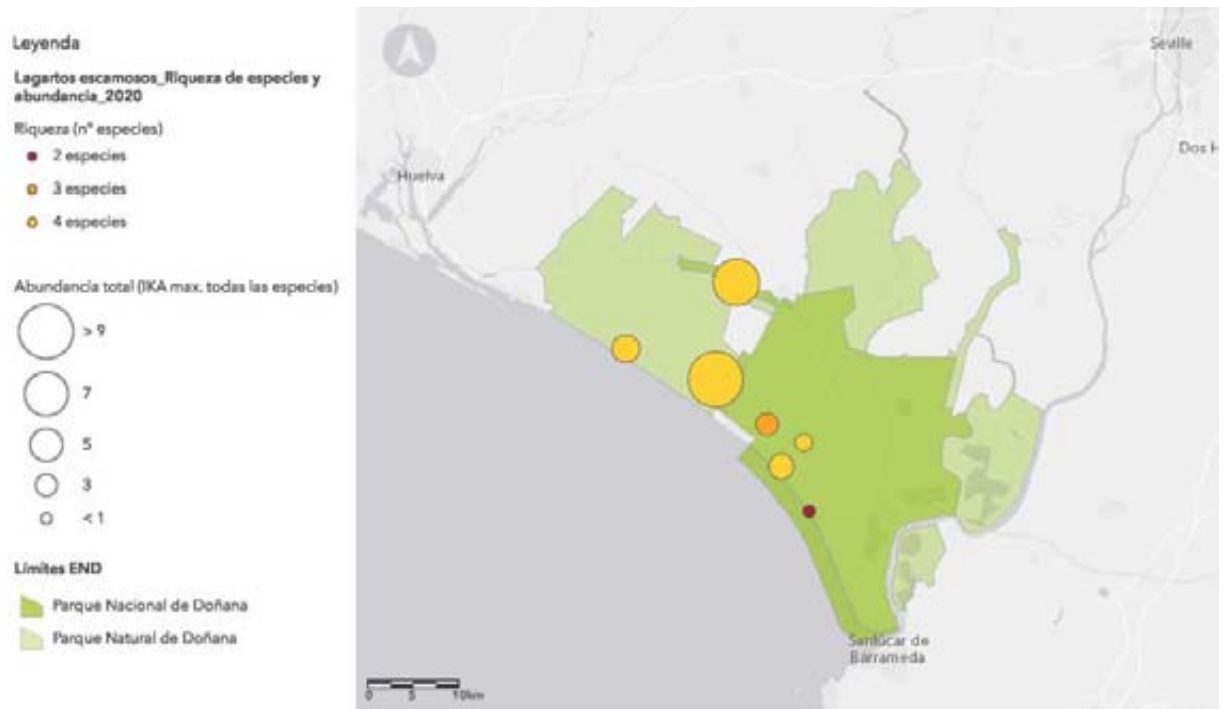
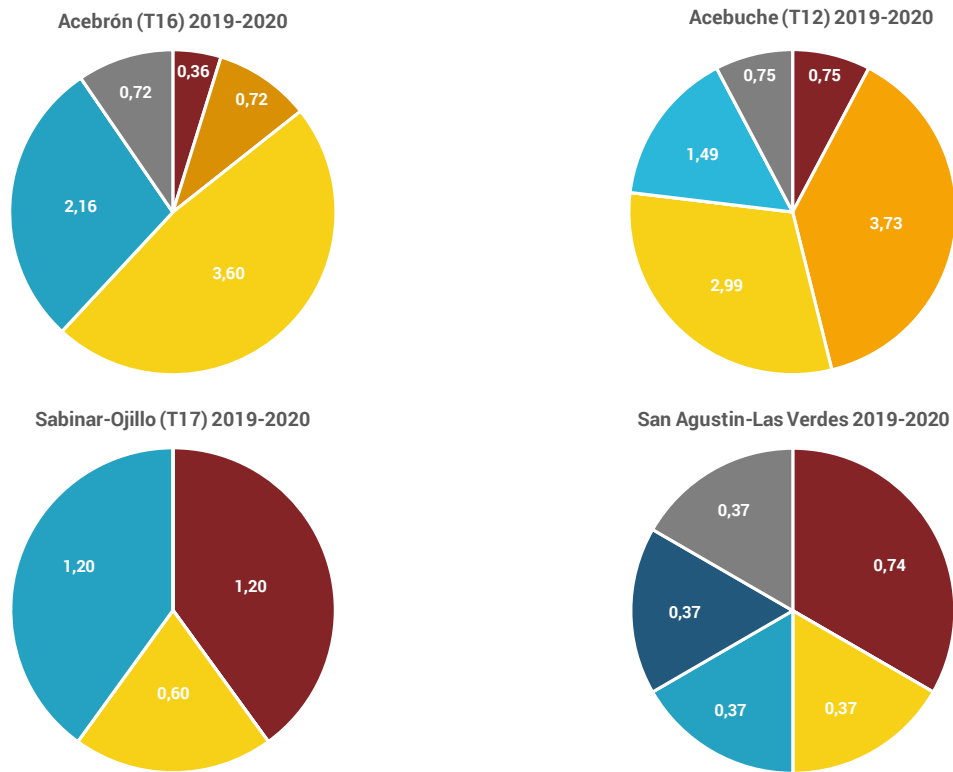


Figura 37. Evolución de la abundancia relativa (índice kilométrico de abundancia, IKA) de las 4 especies más abundantes – 3 lagartijas y 1 salamanesa – en dos tipos de hábitat: dunas y monte mediterráneo del Espacio Natural de Doñana entre 2008 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2020 indica el año 2019-2020). Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.



Mapa 16. Riqueza de especies (n° de especies) y abundancia total (IKA max del total de especies) de lagartijas y salamandras censadas en siete localidades del Espacio Natural de Doñana durante el año hidrometeorológico 2019-2020

## Monte



## Dunas

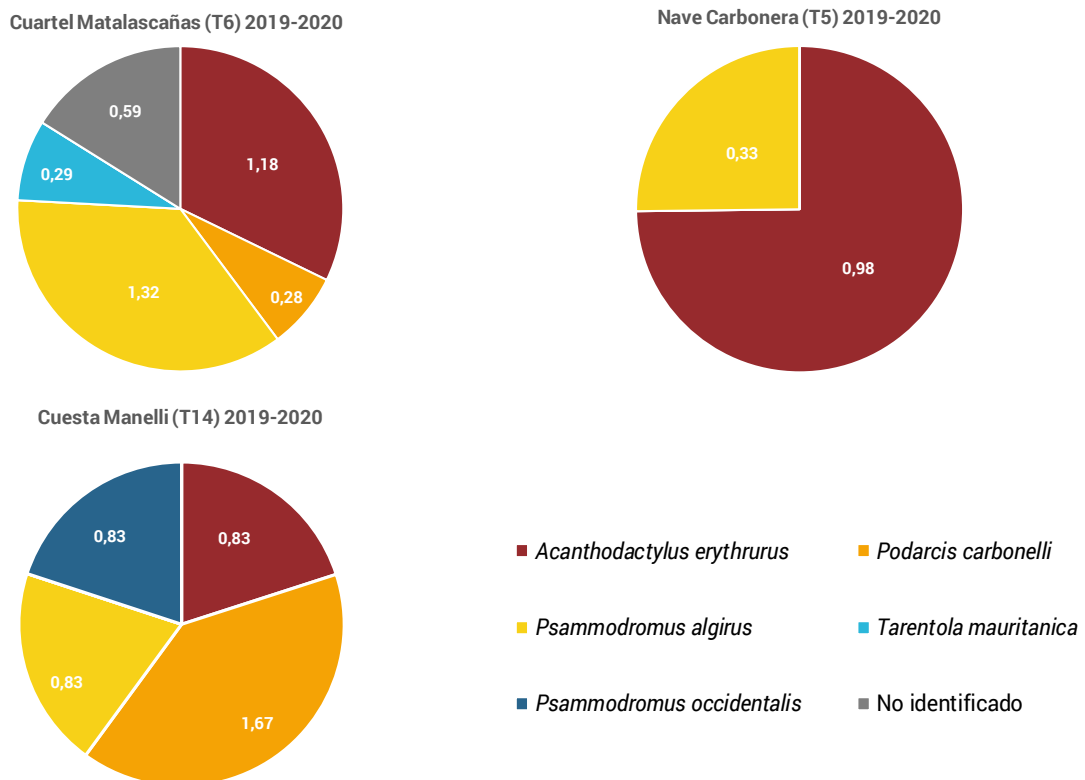


Figura 38. Abundancia relativa (IKA) y proporción relativa (proporción del círculo) de cada especie para cada transecto establecido para los censos de las diferentes especies de lagartijas y gecos en el END durante el año hidrometeorológico 2019-2020.



Foto 17. Lagunas de Santa Olalla, Dulce y Las Pajas durante en el censo aéreo. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD, CSIC)

## 5.3. Aves

### 5.3.1. Aves acuáticas

#### 5.3.1.1. Censos aéreos

Los censos aéreos fueron el primer programa de monitoreo estandarizado introducido en Doñana. Iniciado en la década de 1970, se ha llevado a cabo a intervalos mensuales desde entonces. Los censos aéreos se realizan desde una avioneta y cubren todos los grandes humedales (lagunas permanentes, marismas, riberas de ríos, arrozales, balsas de acuicultura y salinas) de la margen derecha del río Guadalquivir y del Sector Gaditano del Parque Natural, situado en la margen izquierda, abarcando un área total de 84.628 ha. Los censos registran regularmente 42 especies de aves acuáticas y 6 grupos de especies, además de otras observaciones raras y ocasionales.

En los mapas adjuntos (Mapa 17 y Mapa 18) aparecen reflejadas las unidades territoriales establecidas en dicho protocolo, así como la abundancia total y la riqueza de especies de

aves acuáticas basadas en el censo de enero de 2020, cuando se realiza el Censo Internacional de Aves Acuáticas coordinado por Wetlands International. Además, en este caso concreto, al igual que ocurrió la temporada anterior, el censo de enero ha sido el que ha contabilizado un mayor número de aves acuáticas de todo el año hidrometeorológico 2019-2020, 183.394 individuos concretamente. Ha sido una cifra máxima bastante baja con respecto a años anteriores. De hecho, no se alcanzaba una cifra por debajo de 200.000 individuos desde la temporada 2000-2001 (187.373), hace casi 20 años. Esto es debido a las pocas precipitaciones acumuladas durante el otoño principios del invierno. De hecho, hasta la fecha del censo de enero (13/01/2020) solo había llovido 90 mm, lo que propició que la marisma del Parque Nacional de Doñana no tuviera las condiciones óptimas de inundación para la invernada de las aves acuáticas (ver Foto 18).



Foto 18. Imagen satelital del mes de enero (01/01/2020) del año hidrometeorológico 2019/2020. Esta imagen Landsat procede del banco de imágenes del Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica y Teledetección (LAST) de la Estación Biológica de Doñana (composición de bandas B654).

Veta la Palma (La Puebla del Río - Sevilla), con 133.692 ejemplares, fue la zona más utilizada con gran diferencia respecto a las demás, acogiendo al 73 % de las aves contabilizadas. Hay que destacar que la Finca de Veta la Palma, ubicada en gran parte dentro del Espacio Natural de Doñana, supone un refugio para las aves invernantes cuando las precipitaciones son escasas y la marisma no presenta condiciones óptimas para la

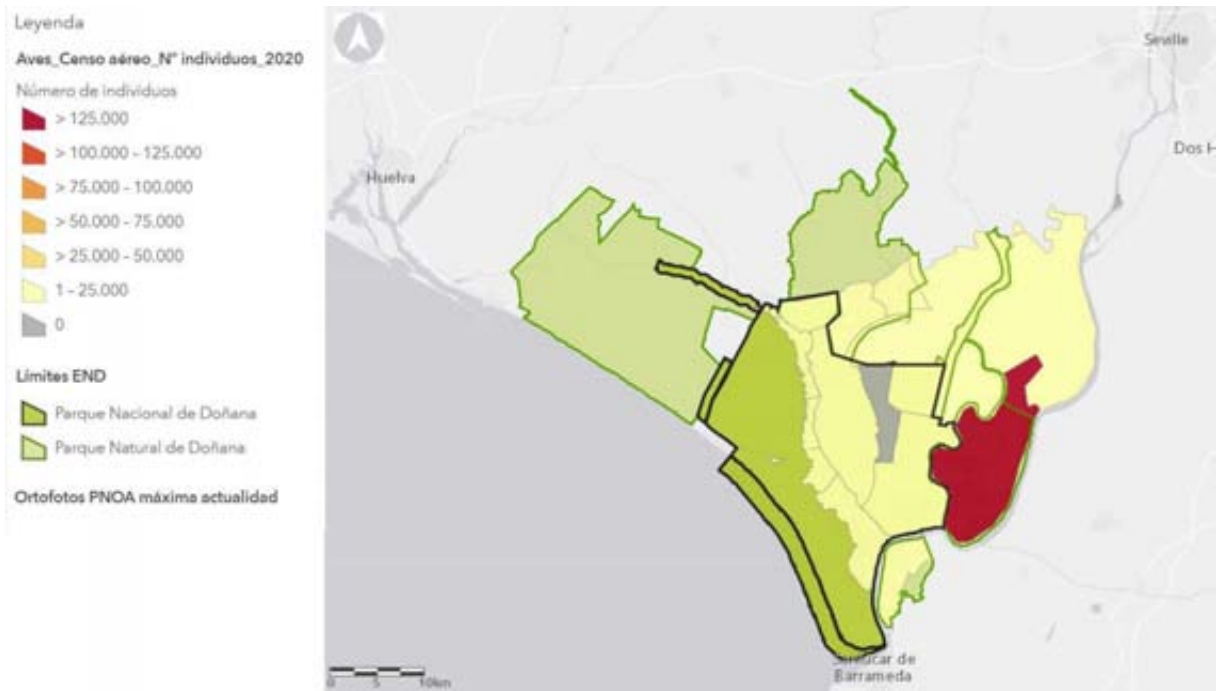


invernada. La siguiente zona con mayor cantidad de aves fue La Algaida-Los Sotos (12.527, un 7% del total), dentro del Parque Nacional, ya que, como se puede ver en la Foto 18, era de las pocas zonas de la marisma con condiciones hídricas óptimas para las aves acuáticas. Los arrozales de Puebla e Isla Mayor con 11.023 aves (un 6% del total) también funcionan como refugio, ya que a pesar de no estar activo el cultivo, ciertas zonas se conservan parcialmente inundadas y son atractivas para ciertas especies de pelecaniformes. (Mapa 17)

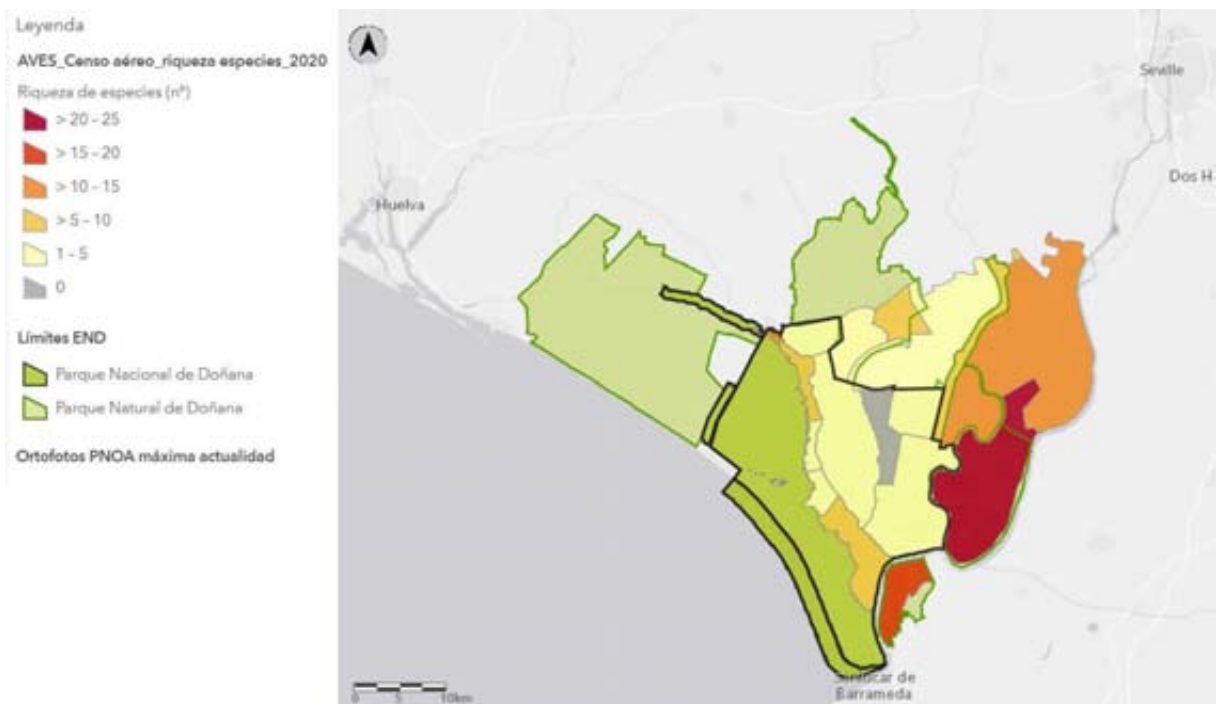
También es la finca de Veta la Palma, encuadrada dentro del Parque Natural en su mayor parte, la zona que presenta una mayor riqueza de especies, con un total de 25, seguida por la Marisma de Hinojos (20), el sector gaditano del Parque Natural (17) y los arrozales de Puebla e Isla Mayor. (Mapa 18).

Si tenemos en cuenta las cifras máximas anuales del total de aves acuáticas censadas (tomando, para cada año, el censo en que se detectó un mayor número de aves), el valor alcanzado en el año hidrometeorológico 2019-2020 (183.394 ejemplares) es el sexto menor de la serie histórica de 45 años (1974-2020; Figura 39), al contrario que el año anterior, que fue la sexta mejor cifra. Este año 2019-2020 se recogieron en la estación meteorológica manual del Palacio de Doñana un total de 437,2 mm de precipitaciones, cifra muy parecida a la del año pasado, 427,3 mm, ambas muy por debajo de la media (540,3 mm, n=40). Pero este año sólo se recogió el 51% de esa cantidad entre septiembre y enero, mientras que el año anterior se superó el 78%, lo que ha propiciado la gran diferencia de aves invernantes entre ambos años.

Se mantuvieron con lámina de agua durante todo el año las balsas de acuicultura de Veta la Palma, la laguna del Tarelo y las salinas del Sector Gaditano del Parque Natural, como es habitual. Los humedales naturales iniciaron el año sin agua, salvo las lagunas de Santa Olalla y Dulce, el tercio superior del caño de Guadamar en el Parque Natural y el Brazo de la Torre dentro de Entremuros. Los tres primeros meses del año fueron muy secos (2,8 mm en septiembre, 10,4 mm en octubre y 18,2 mm en noviembre), mientras que en diciembre y enero llovió más bien poco (58,6 mm y 134,1 mm respectivamente). De hecho, el estado hídrico de la marisma durante el censo invernal de enero (Foto 18), cuando se obtuvo el censo máximo anual de aves acuáticas, era mucho peor que el del año anterior, ya que sólo tenía agua La Rocina, las marismas de El Rocío, la parte alta de La Madre, la FAO y Vetallengua, lo que se ha traducido en un significativo descenso en el número de aves acuáticas invernantes en comparación con el censo de entonces.



Mapa 17. Abundancia (número total de individuos, de todas las especies juntas) de aves acuáticas en cada una de las localidades censadas en enero de 2020.



Mapa 18. Riqueza de especies en cada una de las localidades censadas en enero de 2020.

Las cifras máximas anuales de ánsares y patos, el grupo que siempre contribuye en mayor medida al valor total, es el octavo más bajo de toda la serie histórica, con 124.041 ejemplares, en consonancia con lo expuesto anteriormente (Figura 35).

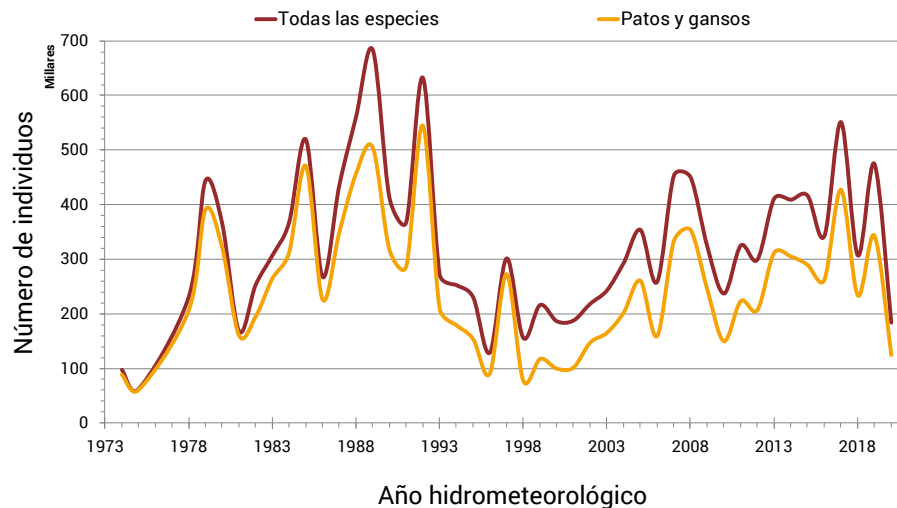


Figura 39. Evolución de la abundancia (número máximo anual) de aves acuáticas (todas las especies juntas) y patos y gansos (familia *Anatidae*) en el Espacio Natural de Doñana entre 1974 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

Las abundancias de las siete especies más frecuentes muestran patrones contrastados de variación a lo largo de la serie histórica. La especie más abundante, el cuchara común (*Spatula clypeata*), ha disminuido sus efectivos casi a la mitad en relación al pasado año, cuando alcanzó su máximo histórico (89.410 ejemplares frente a 170.365 entonces). El ánade rabudo (*Anas acuta*) también ha bajado mucho su número, ya que se han censado un máximo de 6.250 ejemplares, cuando entonces fueron 51.585 (Figura 40).

La abundancia del flamenco común (*Phoenicopterus roseus*) ha aumentado desde el inicio de los censos, en 1974, alcanzando su cifra más alta en 2014-2015, con 70.660 ejemplares, mientras que este año se han contabilizado 55.475 individuos, el quinto valor más alto, muy parecido al del año pasado. Por su parte, la aguja colinegra (*Limosa limosa*) ha obtenido un valor muy bajo, 10.005 ejemplares, un tercio de la cifra del año pasado, que ya era muy baja en comparación con las máximas alcanzadas a finales de los años ochenta y principios de los noventa (Figura 40).

Por el contrario, el silbón europeo (*Mareca penelope*) y la cerceta común (*Anas crecca*) muestran la tendencia opuesta: después del descenso abrupto de su abundancia, que cayó un orden de magnitud a mitad de los años 90, sus abundancias se han mantenido muy bajas hasta la fecha (22.825 y 8.655 individuos, respectivamente; Figura 40). Esta última cifra de cercetas es especialmente baja, la segunda de toda la serie histórica.

Por su parte, el ánser común (*Anser anser*), muestra amplias fluctuaciones, pero una tendencia estable a lo largo de toda la serie histórica. No obstante, este año se ha obtenido la peor cifra, sólo se han estimado 16.322 ejemplares, por lo que hay que estar vigilantes de la evolución de esta especie, una de las más emblemáticas de Doñana (Ver Máñez, M. & Zapata, J. 1990. Flagships (the story behind the emblem): Doñana National Park. *Parks*, 1(2): 32-33).

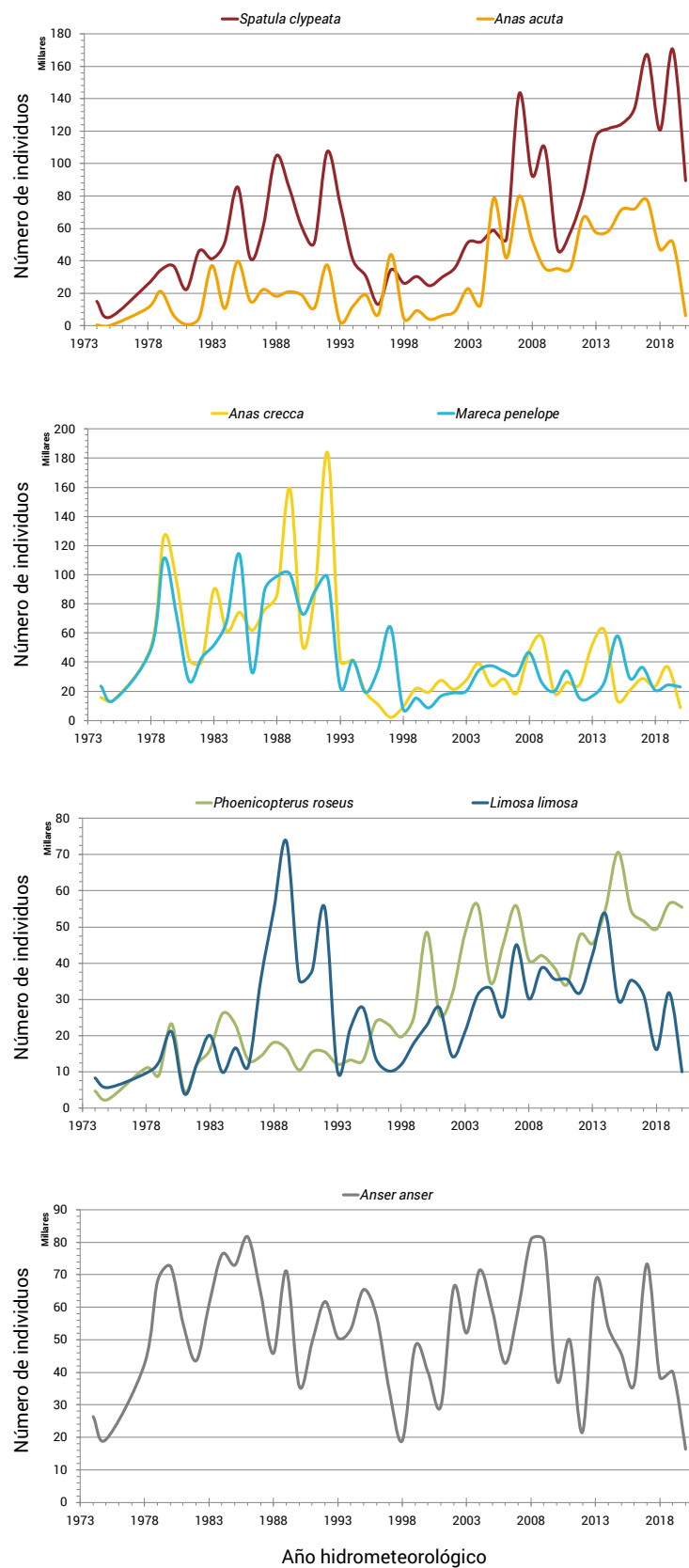


Figura 40. Evolución de la abundancia (número máximo anual) de las siete especies de aves acuáticas más abundantes en el Espacio Natural de Doñana, entre 1974 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).



Foto 19. Bando de avocetas (*Recurvirostra avosetta*) avistado en las balsas de Veta la Palma durante la realización de los censos terrestres. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD, CSIC)

#### 5.3.1.2. Censos terrestres

Estos censos se realizan mensualmente en determinadas áreas del Espacio Natural de Doñana, a las que se puede acceder en vehículo durante la mayor parte del año. En la extensa marisma natural del Parque Nacional, sólo se censan la marisma de El Rocío, los lucios de la FAO, Lobo Grande y Marilópez Grande, y la finca de Caracoles, al ser zonas fácilmente delimitables. En el resto del Parque Nacional, se censan también las lagunas peridunares de la Reserva Biológica de Doñana y la finca de Mimbrales. También se censa el tramo final del arroyo de La Rocina (Zona de Protección del Parque Nacional) y las siguientes zonas del Parque Natural: Complejo Lagunar de El Acebuche, Marisma Gallega y caño de Guadiamar, Hato Blanco Nuevo y Viejo, Entremuros, Brazo de la Torre, Veta la Palma y Sector Gaditano.

La abundancia anual (número máximo de individuos censados cada año) mostró grandes fluctuaciones interanuales, pero no muestra una tendencia clara a aumentar o disminuir a lo largo de la serie histórica (2005-2020) (Figura 41). La comparación con la precipitación anual no muestra una correlación clara entre ambas variables. De hecho, en los tres años de menor pluviometría (2005, 2012 y 2014), el número de aves censadas fue muy alto, mientras en dos de los tres años más húmedos (2007 y 2011), el número fue muy bajo. El

motivo es, probablemente, que en años muy secos la marisma natural tiene muy poca agua, por lo que la avifauna se concentra en algunas zonas censadas en las que los niveles hídricos no dependen directamente de la precipitación, como Veta la Palma o el Sector Gaditano. Por el contrario, en años húmedos, la mayor dispersión de las aves por otras zonas húmedas resulta en la detección de una menor parte de la población total en estos censos.

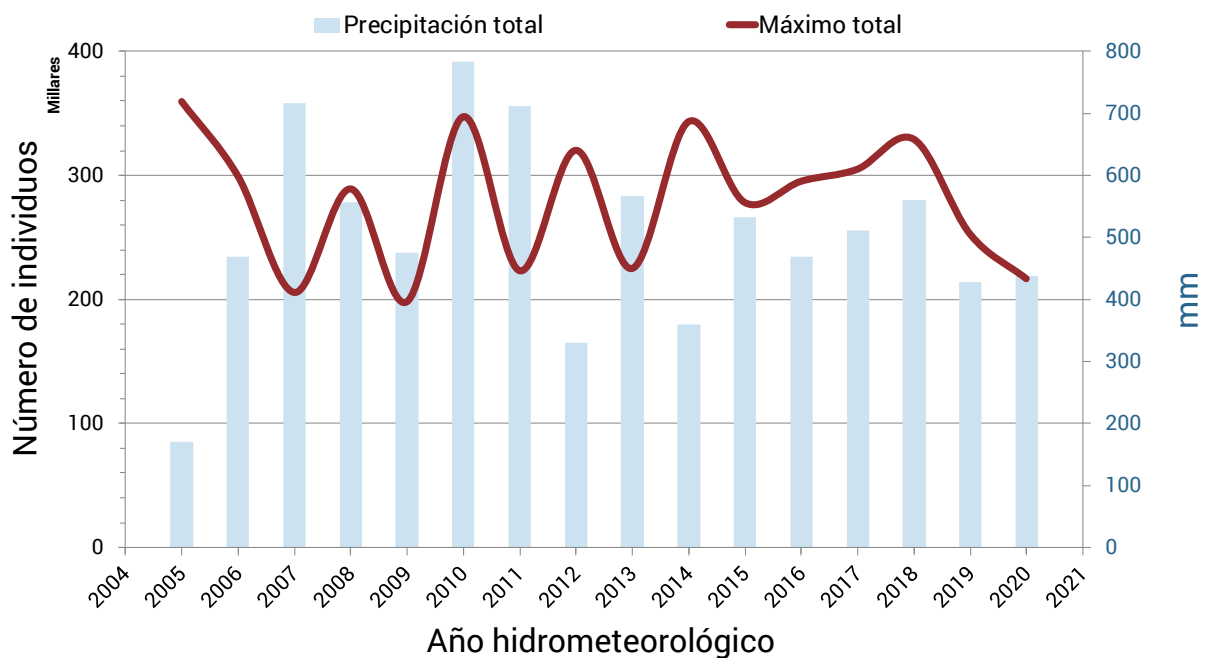


Figura 41. Evolución de la abundancia (número máximo anual) de aves observadas en los censos terrestres del Espacio Natural de Doñana (línea roja) y variación en la precipitación anual (barras azules) entre 2005 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

Entre las especies censadas en mayor número destacan tres anátidas: cuchara común (*Spatula clypeata*), ánade rabudo (*Anas acuta*) y ánsar común (*Anser anser*). Estas tres especies han superado al menos en una ocasión los 70.000 ejemplares en el máximo anual. El cuchara común es la especie que alcanza en todos los años el mayor número de ejemplares, y este año ha obtenido una cifra bastante alta (104.220 individuos). Al igual que el año pasado, el ánade rabudo ha presentado este año la segunda cifra más baja de toda la serie (11.035 ejemplares), ya que es inferior en más de 3.000 individuos a la del año pasado (14.225 ejemplares). Por su parte, el ánsar común alcanzó números más elevados que los del ánade rabudo en los primeros años de seguimiento, pero muestra desde 2010 números inferiores (Figura 38). Este año sólo han sido 10.026 el número máximo de ánsares censados en un mes.

También parece interesante reseñar la evolución de los máximos anuales de algunas especies de Pelecaniformes amenazadas o escasas (Figura 42). La abundancia de garcilla

cangrejera (*Ardeola ralloides*), especie eminentemente estival, parece bastante condicionada por la precipitación anual, con mínimos en los tres años más secos (2005, 2012 y 2014) y una lenta recuperación tras éstos. En esta temporada 2019-2020 se ha alcanzado la tercera cifra más baja de toda la serie (108 individuos), coincidiendo con un año hidrometeorológico escaso en precipitaciones. La garceta grande (*Ardea alba*) muestra una clara tendencia al alza, que probablemente refleja su incremento poblacional en Doñana. La cifra máxima obtenida esta temporada 2019-2020 (234 individuos) es la tercera mayor tras las de la temporada 2016-2017 (350 ejemplares) y la del pasado año (332 individuos). En lo que respecta al morito común (*Plegadis falcinellus*), el dato máximo de este año (1.970 individuos) es bastante bajo, inferior al obtenido en los siete años anteriores. La espátula común (*Platalea leucorodia*) muestra amplias fluctuaciones interanuales, probablemente relacionadas con la variación en la precipitación (las dos cifras más altas se alcanzaron en años de mucha precipitación), pero parece mantener una tendencia estable a largo plazo. No obstante, el valor máximo obtenido esta temporada es bajo (2.767 ejemplares), pero superior al obtenido en las dos temporadas anteriores (2.027 y 1.971 individuos respectivamente), que son los más bajos de toda la serie histórica.

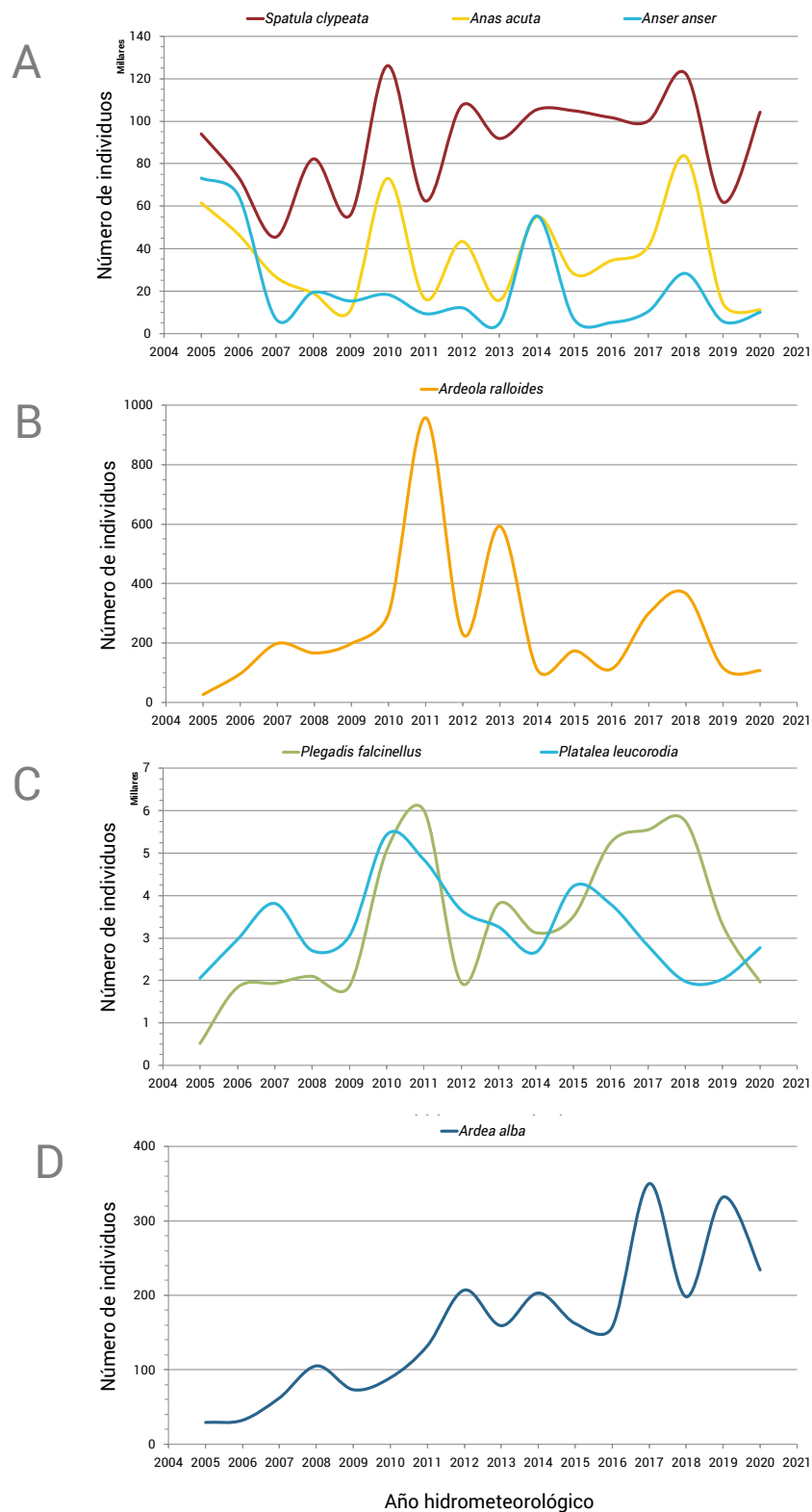


Figura 42. Evolución de la abundancia (número máximo anual) de las siete especies de aves acuáticas más abundantes en los censos terrestres realizados en el Espacio Natural de Doñana entre 2004 y 2020: A: evolución de las tres especies de anátidas más abundantes (ver texto). B: evolución de la garcilla cangrejera (*Ardeola ralloides*). C: evolución del morito común (*Plegadis falcinellus*) y de espátula común (*Platalea leucorodia*). D: evolución de la garceta grande (*Ardea alba*). En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).



### 5.3.1.3. Reproductores coloniales

Las principales agregaciones de reproductores coloniales se monitorean regularmente durante todo el período de cría. Desde 2004, la evolución del número de parejas reproductoras de las aves acuáticas consideradas amenazadas o casi amenazadas por el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (CMA, 2001) se recoge en una memoria separada, que se entrega a la Agencia de Medio Ambiente y Agua de la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía (“Espacio Natural de Doñana. Seguimiento de Aves Acuáticas. Reproducción 2020”). Por ello, en este apartado mencionaremos tan solo los resultados para tres especies de ardeidas coloniales no amenazadas: la garceta común (*Egretta garzetta*), la garcilla bueyera (*Bubulcus ibis*) y la garza real (*Ardea cinerea*).

La evolución del número de parejas reproductoras es parecida para las tres especies (Figura 39). Todas muestran grandes oscilaciones probablemente relacionadas con las variaciones en la precipitación anual, aunque menos marcadas en el caso de la garza real, que suele ser la ardeida menos dependiente de las condiciones hídricas durante la época de cría.

Foto 20. Vista aérea de la colonia de moritos, garcillas y garcetas en la Marisma del Rocío. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD-CSIC)



No obstante, este año se ha obtenido el tercer peor dato para toda la serie en el caso de la garcilla bueyera y la garza real (584 y 257 parejas respectivamente), sólo superiores a los que se obtuvieron en los dos años más secos estudiados, 2004-2005 y 2011-2012.

En el caso de la garceta común, se ha obtenido una cifra baja (437 parejas) pero cuatro veces superior a la del año pasado, que es la peor de toda la serie (104 parejas). Este incremento se debe a la fuerte implantación de esta especie en la nueva colonia mixta que se ha formado este año por primera vez en el Brazo de la Torre al sur del puente de los Vaqueros dentro de Entremuros.

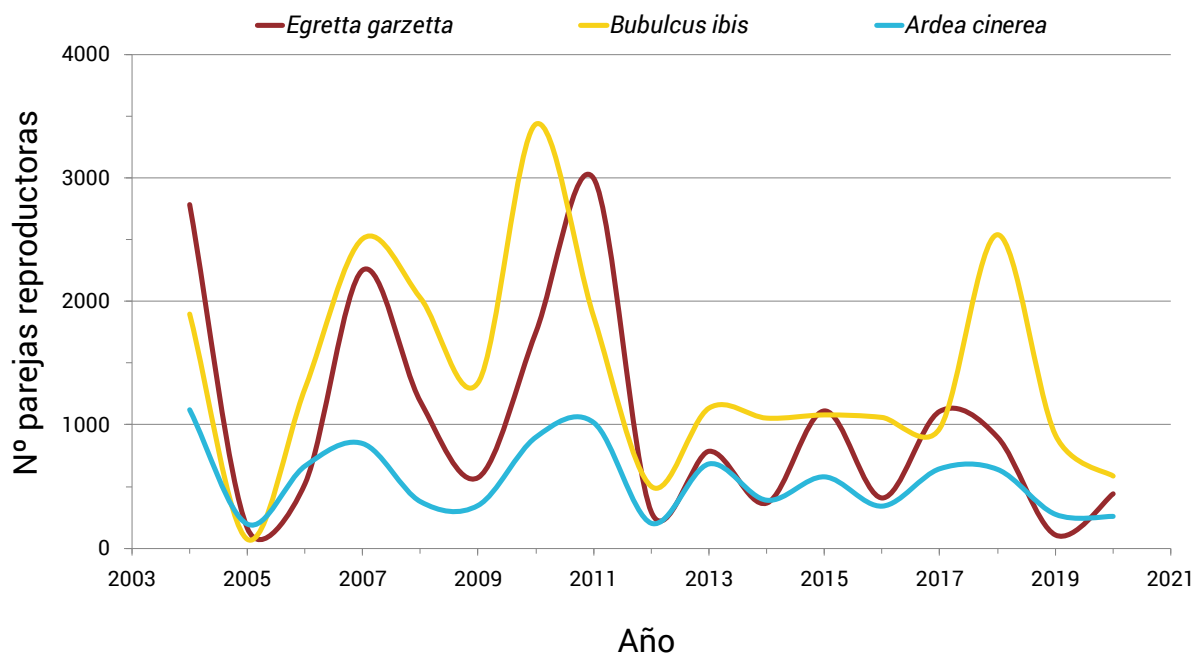


Figura 43. Evolución del número de parejas reproductoras de tres especies aves acuáticas coloniales en el Espacio Natural de Doñana, entre 2004 y 2020.

#### 5.3.1.4. Reproductores no coloniales

La especie de ave acuática reproductora no colonial más numerosa del Espacio Natural de Doñana es la focha común (*Fulica atra*). Su abundancia se evalúa mediante seis transectos a caballo de periodicidad mensual durante la época de cría (Ver Foto 21), en los que se cuentan los nidos de esta especie en cinco zonas de la marisma natural (Parque Nacional) y una zona restaurada (Marisma Gallega, Parque Natural).

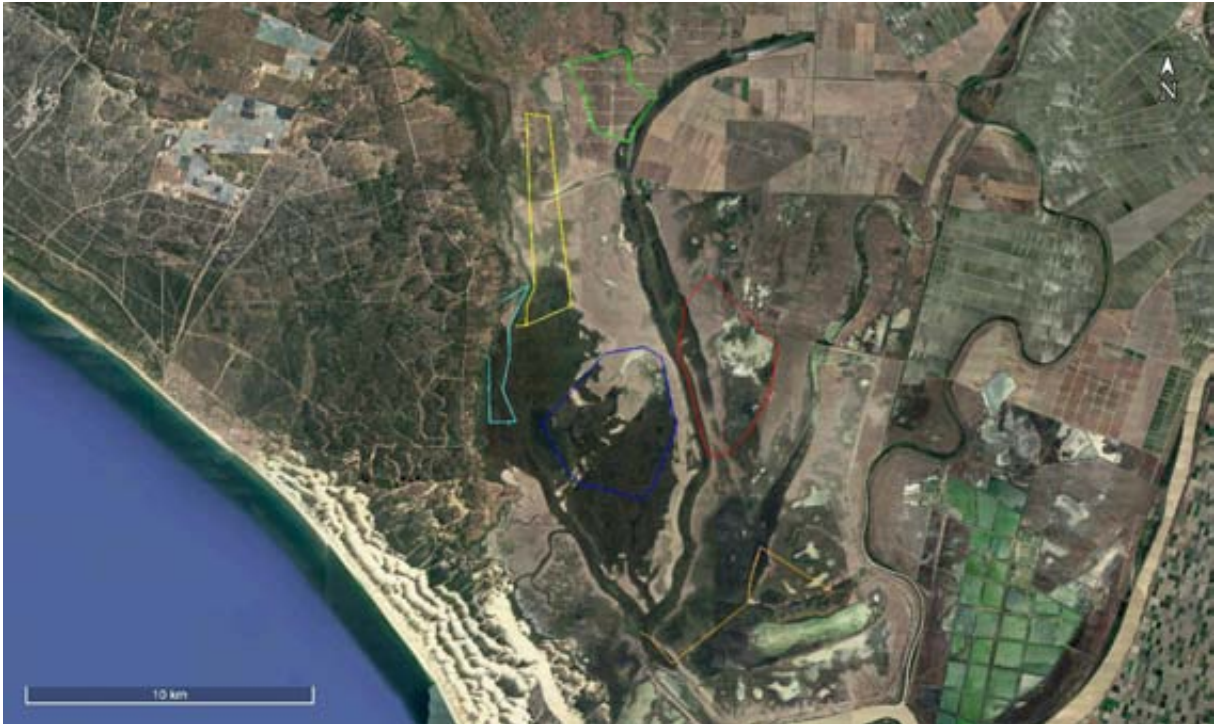


Foto 21. Recorridos de los 6 transectos que se realizan en la marisma de Doñana. De norte a sur: Marisma Gallega (verde); Hinojos norte (amarillo); Reserva Biológica de Doñana (celeste); Reserva Biológica del Guadamar (rojo); Hinojos sur (azul); Las Nuevas (naranja).

Desde 2004 se han realizado todos los años salvo los más secos (2005, 2012 y 2014), ya que en los dos primeros años la marisma estuvo seca toda la temporada y en 2014 sólo hubo intentos fallidos de nidificación. El pasado año 2019 la marisma se mantuvo seca en gran parte de su extensión, y sólo se detectaron nidos en el transecto realizado en el mes de febrero en Marisma de Hinojos Sur, cuando se alcanzó un valor intermedio en relación a los años anteriores (Figura 44). En el mes de marzo ya no quedaban nidos activos en la zona, abandonados y/o depredados por la gran cantidad de jabalíes presentes en la marisma, y las fochas se encontraban formando grupos en las honduras. También en marzo se realizaron los transectos en los que podría haber algún nido (Marisma Gallega, Reserva Biológica de Guadamar y Las Nuevas), todos ellos con resultado negativo.



Foto 22 Nido de focha común (*Fulica atra*) en la marisma, observado durante los transectos a caballo. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD-CSIC)

Este año 2020 no se realizaron transectos en el mes de febrero porque las fochas no habían iniciado el periodo reproductor, ya que la marisma estuvo seca hasta la segunda quincena de enero. Y no se pudieron hacer los transectos de los meses siguientes debido al Estado de Alarma declarado por el Gobierno de España a partir del 14 de marzo debido a la pandemia por la COVID-19. No obstante, sabemos por observaciones propias y de la guardería del Espacio Natural de Doñana (END) que sólo hubo intentos de nidificación en tres de los seis transectos, el de la Marisma Gallega y los dos de la Marisma de Hinojos. Concretamente en la zona de las Honduras del Burro de esta última finca se estimaron entre finales de febrero y primeros de marzo entre 2.000-3.800 ejemplares juntos en un corro. Posteriormente se estima en más de quinientos los nidos vistos durante la primavera por la guardería del END, repartidos por toda la Marisma de Hinojos, que tenían, cada uno de ellos, entre 1 y 9 huevos. Sin embargo, se vieron muy pocos pollos en toda la temporada, a lo que debió contribuir la gran cantidad de depredadores generalistas, fundamentalmente jabalíes, que acogía toda la marisma del Parque Nacional. Por su parte, en la Marisma Gallega sólo se tiene constancia cierta de un nido con 5 huevos, aunque parece que sacaron pollos un buen número de parejas (Alfredo Chico, com. pers.).

En 10 de los 13 años analizados, la mayor abundancia de nidos se registró en los transectos de Las Nuevas (valor máximo en 10 de los 13 años) e Hinojos Sur (valor máximo en 2006 y 2019, y segundo más abundante en otros 6 años; Figura 44). Las dos Reservas Biológicas muestran abundancias intermedias, y la menor abundancia de nidos se encuentra en la marisma restaurada de la Marisma Gallega y, sobre todo, en la Marisma de Hinojos Norte.

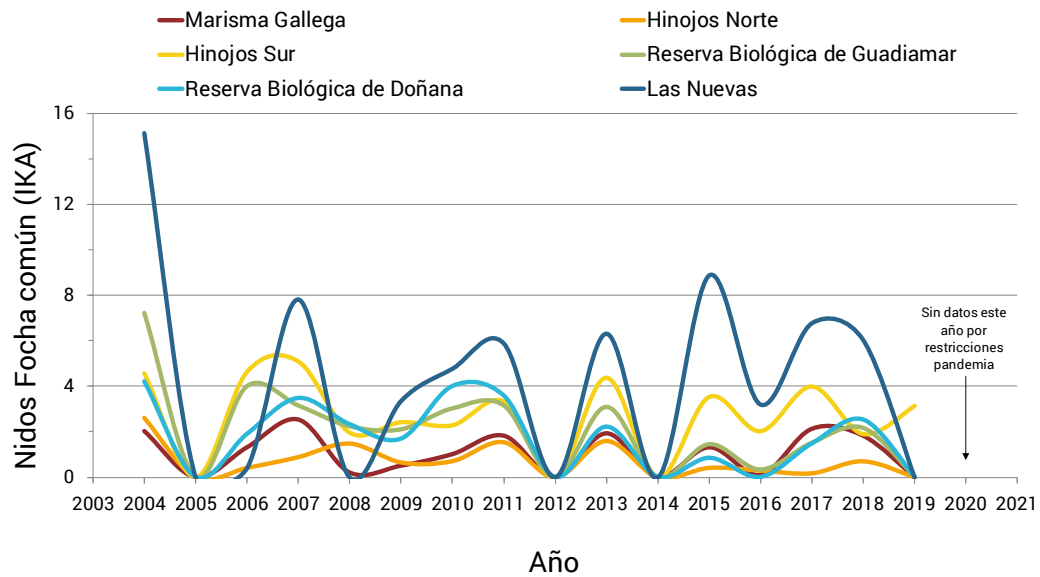


Figura 44. Abundancia relativa (valor máximo anual del Índice Kilométrico de Abundancia, IKA) de nidos de foja común (*Fulica atra*) en cinco transectos de la marisma natural y uno en la marisma restaurada del Espacio Natural de Doñana, entre 2004 y 2020.

### 5.3.2. Aves costeras

Las áreas protegidas de Doñana incluyen una de las playas naturales más extensas de la Península Ibérica, que representa un punto estratégico para estudiar los movimientos de las aves costeras del océano Atlántico y el mar Mediterráneo. También es un punto clave en la ruta migratoria del Atlántico oriental para muchos *Charadriiformes* (aves limícolas, gaviotas y charranes), y proporciona un punto de observación desde el cual registrar la abundancia de otros migrantes que utilizan las marismas de Doñana como áreas de descanso y alimentación. Desde 1991, los "censos de playa" proporcionan estimaciones estandarizadas de la población de todos estos grupos de aves. Los censos consisten en observaciones realizadas desde un vehículo 4x4 a lo largo de un transecto predefinido de 29 km, que se realiza de forma mensual.

La abundancia total (máximo anual de todos los censos mensuales) de aves costeras para cada año hidrometeorológico muestra una tendencia descendente desde el inicio de los censos en 1991, sobre la que se superponen fuertes fluctuaciones interanuales (Figura 45). De hecho, el año 2003 fue el peor de la serie de 29 años y este año 2020 ha sido el undécimo peor con solo 6.716 aves censadas.

En la playa y franja litoral invernan varias especies de aves, algunas en número tan considerable que suelen ser las más numerosas a lo largo de todo el año. Este es el caso de la gaviota sombría (*Larus fuscus*) y el negrón común (*Melanitta nigra*). Por ello, para representar sus valores máximos se tiene en cuenta los años hidrometeorológicos, con el fin de no contabilizar como el valor máximo de dos años consecutivos dos cifras obtenidas

durante el mismo invierno, pero en años naturales diferentes. La gaviota sombría suele ser la especie más numerosa. Esta especie muestra una clara tendencia a la baja desde la primera mitad de la serie histórica y ha alcanzado este año 2019-2020 el valor más bajo de toda la serie, con solo 1.096 individuos (Figura 42). También fue baja la cantidad de negrones censados en 2019-2020, con solo 652 individuos, aunque en este caso ha habido siete años con peores registros. Esta última especie muestra grandes fluctuaciones entre años, pero no parecen reflejar una tendencia a aumentar o disminuir a largo plazo.

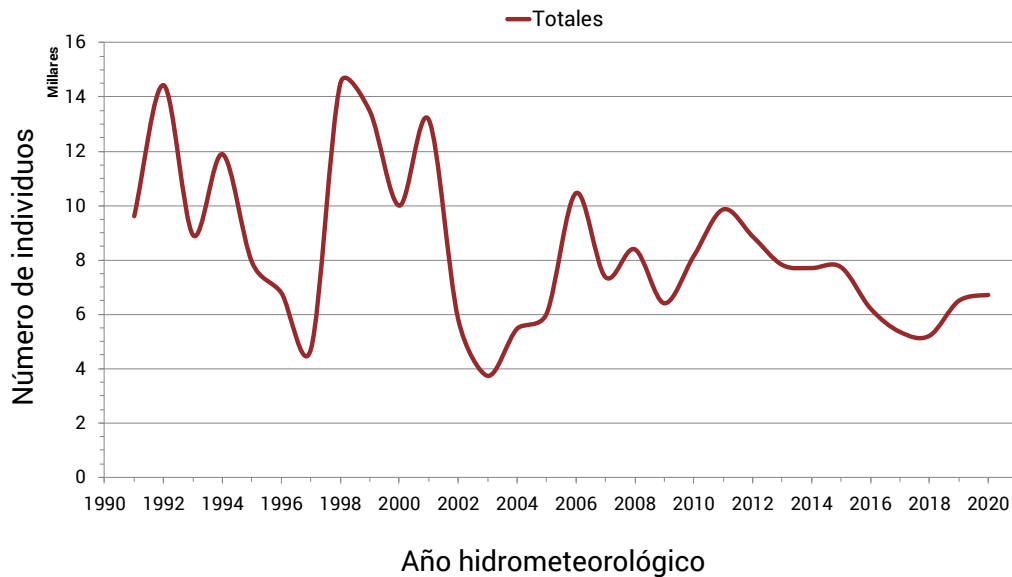


Figura 45. Evolución de la abundancia (máximo anual de todos los censos mensuales, en años naturales) de aves costeras en la playa del Parque Nacional de Doñana entre 1991 y 2020.

Las dos especies de limícolas más abundantes son el correlimos tridáctilo (*Calidris alba*) y el ostrero euroasiático (*Haematopus ostralegus*). Ambos suelen alcanzar su máximo anual durante los pasos migratorios, pero en algunos casos lo hacen en los meses de invierno, por lo que, al igual que en el caso anterior, se ha preferido tener en cuenta los años hidrometeorológicos. Salvo los cuatro primeros años de estudio, siempre ha sido más alto el valor máximo alcanzado por el correlimos que por el ostrero (Figura 46).

Otras dos especies abundantes en los censos de aves en la costa y el mar litoral son la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) y la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*). Ambas especies suelen alcanzar sus censos máximos anuales entre los meses de junio-septiembre, durante la migración postnupcial desde sus áreas de cría. No obstante, los ejemplares de la primera proceden fundamentalmente del Delta del Ebro y, en menor medida, de otras colonias del Mediterráneo español, mientras que los de la segunda deben proceder principalmente de las cercanas áreas de cría del suratlántico andaluz. Por ello, a diferencia de las especies anteriores, para representar sus valores máximos utilizamos los años naturales (que incluyen todos los meses mencionados) en lugar de los años hidrometeorológicos.

La gaviota de Audouin es una especie migratoria que, en el Espacio Natural de Doñana, aparece casi exclusivamente en la playa y en la Zona de Protección del Mar Litoral del Parque Nacional. Se detectó por primera vez a finales de los años ochenta y su cifra fue aumentando hasta un máximo de 2.292 individuos en 2004, siguiendo la dinámica observada en las colonias de cría de la especie en el Mediterráneo español. Posteriormente, tras unos altibajos, ha mostrado una cierta tendencia descendiente y, aunque alcanzó una cifra importante en 2014 (1.765 ejemplares), ha reducido mucho sus efectivos en los seis últimos años. En este periodo, también las cifras observadas en la costa de Doñana reflejan la dinámica general de la especie en cuanto al tamaño poblacional de la especie observada en las colonias de cría. En 2020, se ha constatado un máximo anual de 677 ejemplares, el duodécimo valor más bajo de la serie histórica (Figura 46).

La gaviota patiamarilla alcanzó la cifra más alta hasta este año en 1993, con 1.252 ejemplares, y tras una década de altibajos, parece que se consolida la tendencia alcista observada desde 2005, ya que en 2020 se han censado 1.277 ejemplares, superándose así el máximo anual anterior (Figura 46).

Foto 23. Correlimos gordo (*Calidris canutus*), especie que usa la playa de Doñana para alimentarse durante el paso migratorio. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD-CSIC).



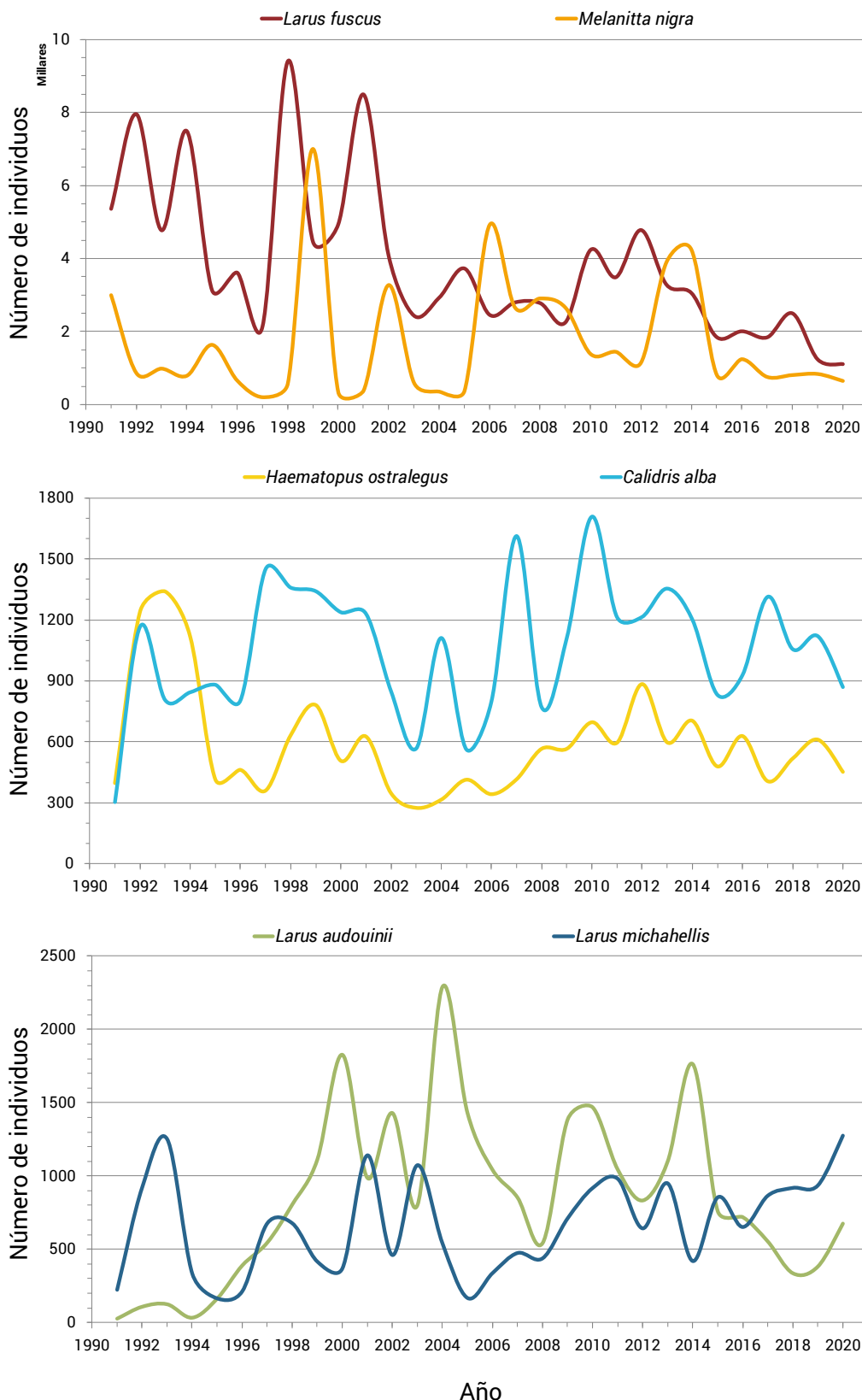


Figura 46. Evolución de la abundancia (máximo anual de todos los censos mensuales) de las seis especies de aves costeras más abundantes en la playa y litoral del Espacio Natural de Doñana entre 1991 y 2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018), excepto para el panel inferior, en que se refieren al año natural (ver texto).



### 5.3.3. Rapaces

#### 5.3.3.1. Dormideros de rapaces invernantes



El milano real (*Milvus milvus*) posee una población reproductora y otra invernante en el Espacio Natural de Doñana. Esta última está compuesta, en su mayor parte, por individuos procedentes de otras áreas de cría más norteñas, aunque algunos de los adultos reproductores también son parte de la población invernante, ya que pueden verse en sus territorios de cría en pleno invierno. Tras unos primeros años en los que la población invernante sufrió oscilaciones, pero se mantuvo estable, la tendencia desde 2011 hasta 2017 fue decreciente, pero en el año 2018 se recuperó hasta alcanzar los 233 ejemplares, la cuarta mayor cifra. Sin embargo, en 2019 se obtuvo la segunda peor cifra de la serie hasta entonces (156 ejemplares), y este año 2020 se ha computado la cifra más baja desde 2008, con 120 ejemplares (Figura 47).

Foto 24. Milano real (*Milvus milvus*) acudiendo al dormidero en invierno. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares-EBD-CSIC).

Al igual que para la especie anterior, existe una pequeña población reproductora de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en el Espacio Natural de Doñana (en situación crítica, ya que no se ha tenido constancia de pareja alguna en todo el Espacio Natural de Doñana durante 2019 y 2020), así como otra invernante mucho más numerosa. Además, dentro del área de las Marismas del Guadalquivir, la especie suele invernar también en el área de Brazo del Este-Olivillos, situada en la margen izquierda del río Guadalquivir. Si se compara el número de aguiluchos invernantes en una y otra zona, se observa que entre 2005 y 2009 fueron ligeramente más abundantes en Olivillos-Brazo del Este, pero en los últimos diez años han sido bastante más numerosos en el Espacio Natural de Doñana (Figura 47), lo que quizá tenga que ver con la protección efectiva de ambas zonas. No obstante, también se constata una clara tendencia a la baja en el Espacio Natural de Doñana desde 2014 hasta este año, en el que las cifras de ambas áreas se han acercado mucho (Figura 47).

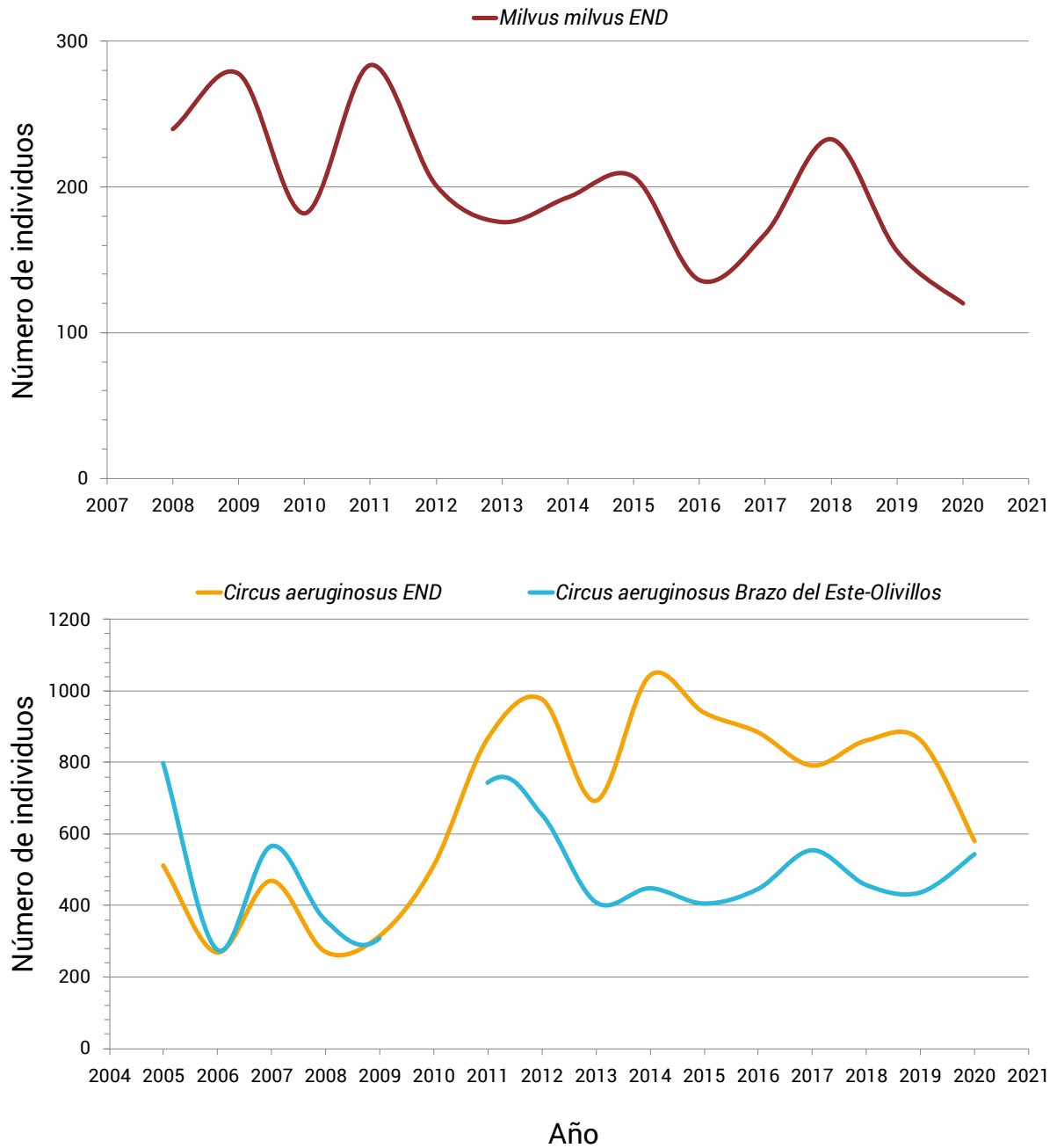


Figura 47. Evolución del número de ejemplares invernantes de milano real (*Milvus milvus*) y de aguilucho lagunero occidental (*Circus aeruginosus*) en el Espacio Natural de Doñana y Brazo del Este. Los censos se realizan en enero de cada año indicado. Los periodos sin línea corresponden a ausencia de datos.



Foto 25. Pollos de milano real (*Milvus milvus*) en el nido durante la época reproductora de 2019 (Autor: Rubén Rodríguez, EBD-CSIC).

#### 5.3.3.2. Rapaces reproductoras amenazadas o escasas

Este año 2020, debido a la situación de pandemia, no se ha podido monitorear correctamente la reproducción del milano real (*Milvus milvus*), pero gracias a la colaboración con personal del Espacio Natural de Doñana, ha estado parcialmente controlada la especie. Por el mismo motivo, no se han realizado anillamientos de pollos este año.

El número de parejas de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en todo el Espacio Natural de Doñana se mantuvo estable, en siete parejas, desde 2008 a 2012, para descender a cinco en 2013 y mantenerse así hasta 2018. En 2019 bajó a sólo 3, y este año han sido cuatro el número de parejas asentadas en los territorios, aunque sólo tres han sido capaces de criar, ya que una de ellas se localizó en su territorio, pero parece que no llegaron a realizar la puesta. La productividad (número de pollos grandes por pareja) ha sufrido oscilaciones y el pasado año alcanzó su valor máximo, 2,33 pollos grandes/pareja, mientras que este año se obtiene un valor intermedio (1,25 pollos grandes/pareja) (Figura 48).



Foto 26. Ejemplar volatón de halcón peregrino (*Falco peregrinus*). (Autor: Rubén Rodríguez Rodríguez, EBD-CSIC)

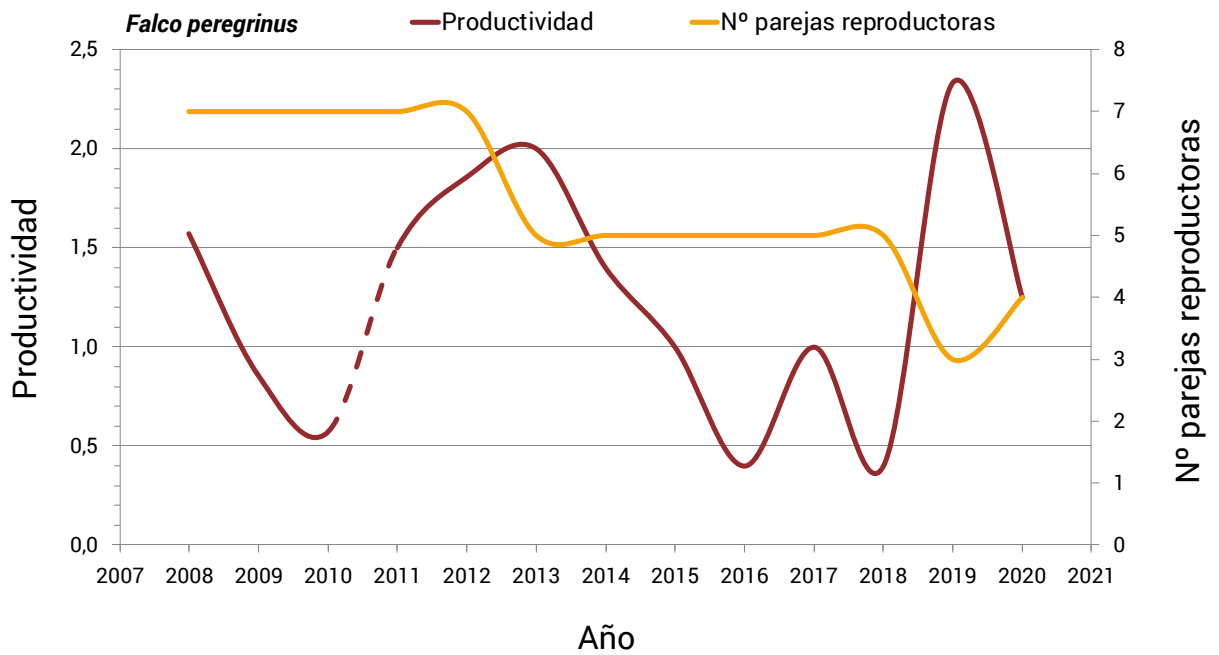
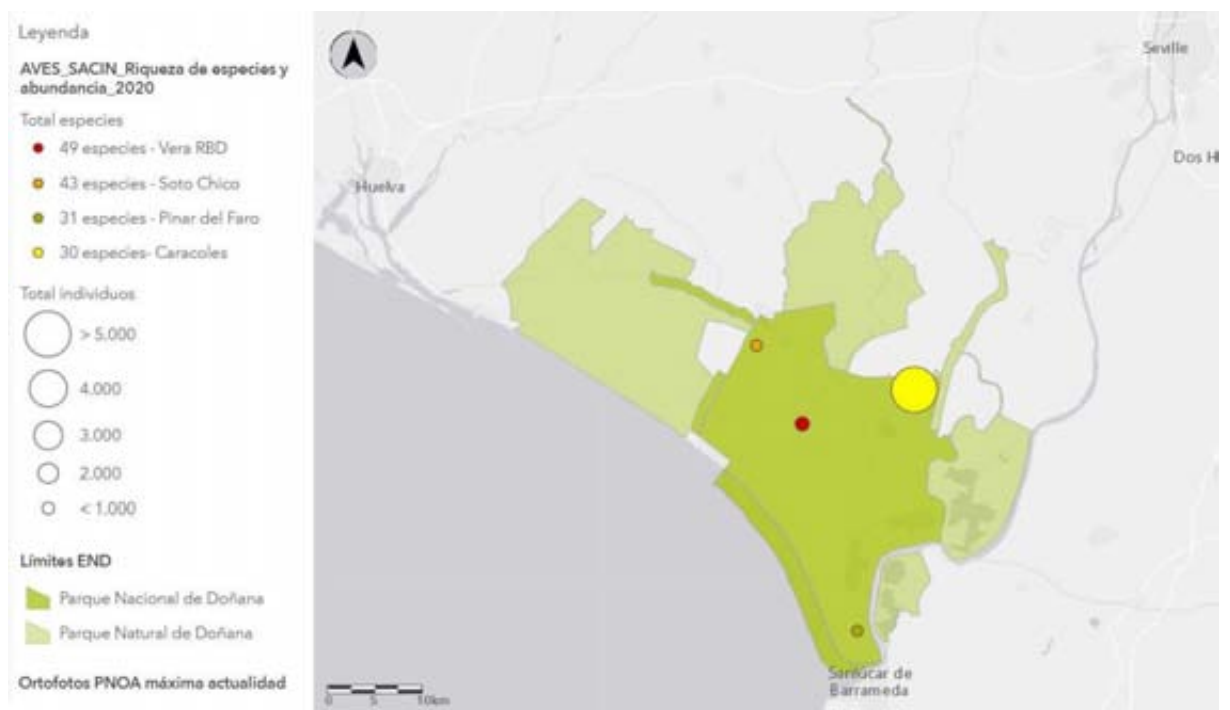


Figura 48. Número de parejas reproductoras y productividad (número de pollos grandes por pareja) de halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en el Espacio Natural de Doñana. La línea discontinua indica que los valores de productividad que se muestran para el año 2011 están basados solo en 6 de las 7 parejas, ya que no se localizó el nido de la séptima reproductora.

### 5.3.4. Seguimiento de aves comunes

#### 5.3.4.1. Seguimiento de aves comunes invernantes

El seguimiento de aves comunes invernantes se realizó desde el año 2004 hasta 2011 mediante 13 transectos distribuidos entre los diferentes hábitats del Espacio Natural de Doñana y áreas circundantes, donde se registraban principalmente aves passeriformes. En 2012 se adoptó la metodología SACIN (Seguimiento de Aves Comunes Invernantes), ya que entonces se incluyeron los Parques Nacionales españoles como localidades importantes donde realizar este seguimiento. En el Parque Nacional de Doñana se utilizan cuatro unidades de muestreo con hábitat homogéneo: Vera, Soto Chico, Pinar del Faro y Caracoles. En cada una se realizan 8 recorridos consecutivos a pie de unos 15 minutos cada uno, dos veces durante la invernada.



Mapa 19. Abundancia (número total de individuos) y riqueza de especies en cada una de las cuatro unidades de hábitat muestreadas durante la campaña de Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) de 2020.

En 2020, a diferencia del año anterior, la unidad Vera destaca claramente sobre el resto, siendo en la que más especies se registran (49). A continuación, la unidad Soto Chico ocupa la segunda posición en cuanto a riqueza de especies con 43, seguida por la de Pinar del Faro con 31 y, por último, pero muy cerca de la anterior, la de Caracoles con 30 especies (Mapa 19). Las dos primeras unidades incluyen zonas de ecotono (entre el matorral mediterráneo y la marisma en la Vera, entre vegetación de ribera y monte mediterráneo en Soto Chico), por lo que se detectan especies propias de los dos ecosistemas colindantes. Por ello es normal que ocupen las posiciones más altas en cuanto a riqueza de especies.



Foto 27. Bisbita pratense (*Anthus pratensis*) especie de passeriforme que inverte en Doñana. (Autor: Rubén Rodríguez Rodríguez, EBD-CSIC)

En cambio, tanto la unidad de Pinar del Faro como la de Caracoles se encuentran en zonas de hábitat bastante homogéneo (pinar y marisma en proceso de regeneración, respectivamente), por lo que su menor riqueza de especies es esperable. En el caso de Caracoles, tras su restauración ecológica iniciada en 2004, suele ocupar la última posición en cuanto a especies registradas ya que aún no se ha completado el proceso de regeneración de la zona.

Por otro lado, las unidades de la Vera, y especialmente de Caracoles, mostraron la mayor abundancia de aves (número total de individuos observados entre ambas fechas de muestreo), ambas por encima del millar de ejemplares, con Caracoles sobrepasando los cinco mil individuos. Mientras, el Pinar del Faro y Soto Chico mostraron cantidades inferiores a los mil ejemplares (Mapa 19 y Figura 49. Abundancia (número total de individuos) y riqueza de especies en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante la campaña de Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) de 2019-2020.). Las dos primeras unidades contienen especies altamente gregarias, lo que implica un mayor número de individuos por contacto que en las otras dos unidades. En estas últimas, las especies que aparecen en los transectos presentan menor gregarismo, por lo que el número de individuos por contacto es inferior. En todas las unidades muestreadas ha aumentado el número de individuos, excepto en el Pinar del Faro, donde las cifras alcanzadas esta temporada suponen un 80% de los avistamientos de la temporada pasada. Por el contrario, donde más se ha incrementado el número de individuos registrados ha sido en Caracoles, con un 177% de subida con respecto al año anterior. El año hidrometeorológico 2019-2020 ha sido especialmente malo y muy parecido al 2018-2019, con una precipitación total de 437,2 mm, muy por debajo de la media (540,3 mm; n=40). Sin embargo, casi la mitad de esta precipitación cayó en los meses de noviembre, diciembre y enero, coincidiendo con los muestreos y propiciando que la marisma en general tuviera unas condiciones más favorables que la temporada pasada para las aves invernantes. Este hecho explicaría el espectacular incremento observado en Caracoles, ya que el Caño Travieso dentro de esta finca presentaba unas condiciones óptimas para las aves acuáticas.

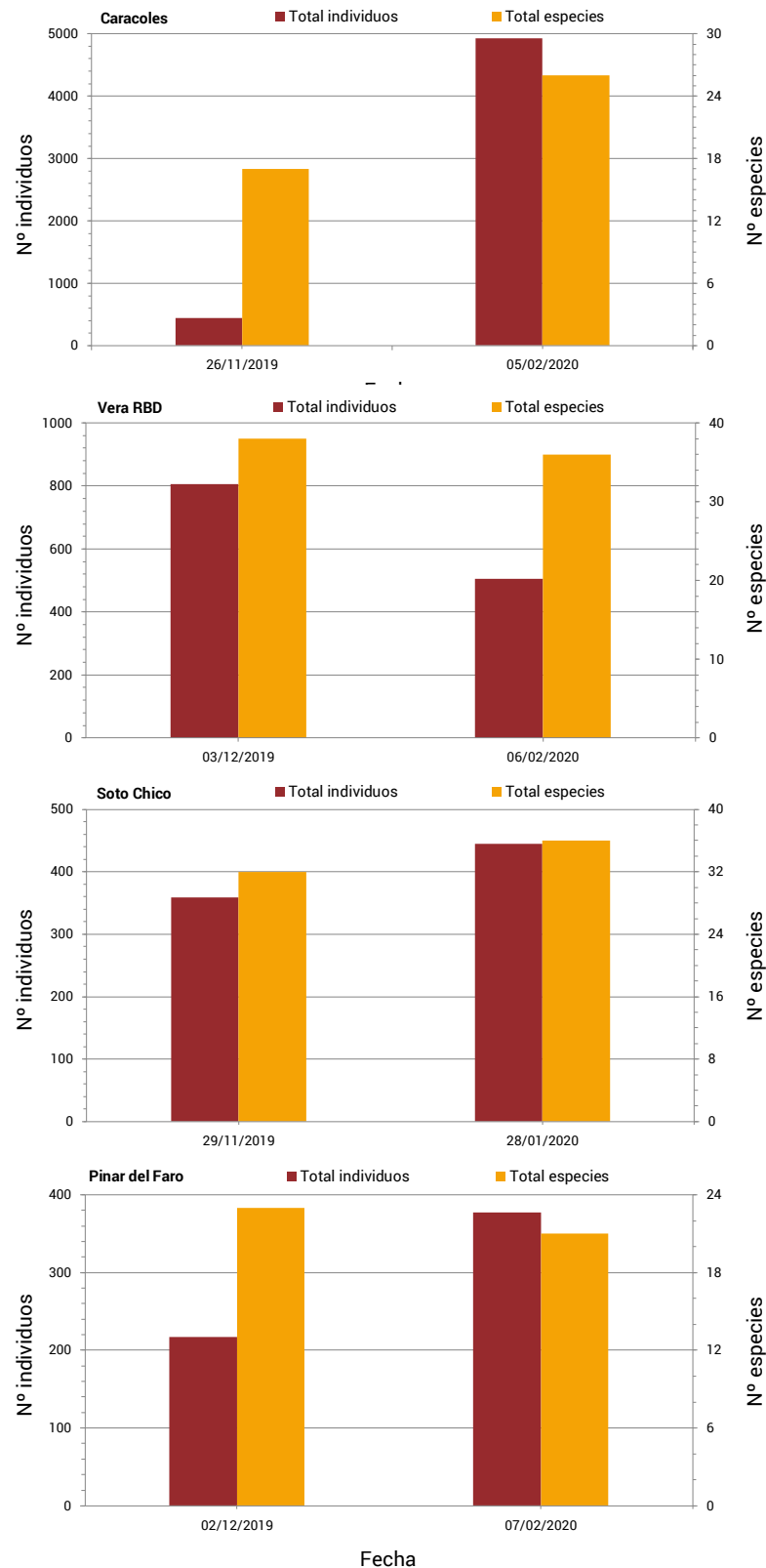


Figura 49. Abundancia (número total de individuos) y riqueza de especies en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante la campaña de Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) de 2019-2020.

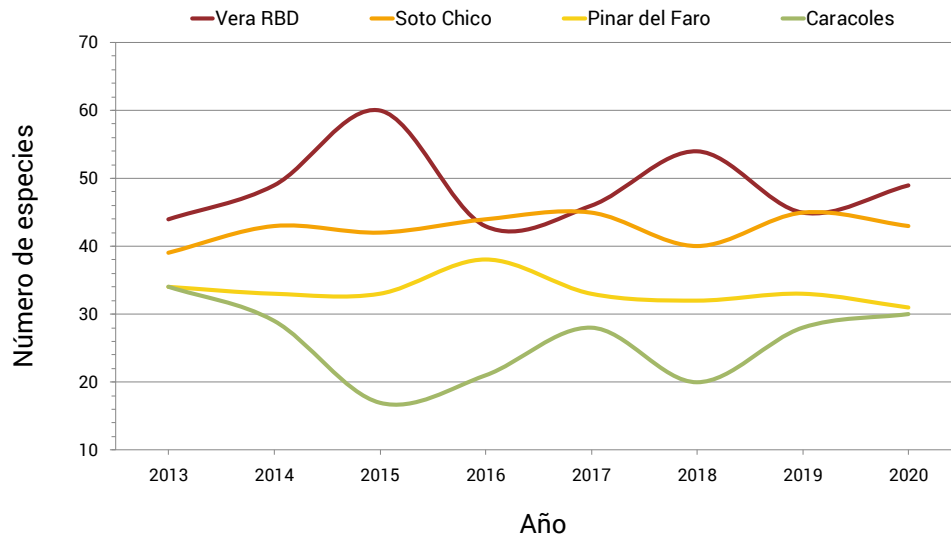


Figura 50. Riqueza de especies en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante las campañas de Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) en el periodo 2013-2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al periodo de invierno de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

La variación en el número de especies entre la primera y la segunda fecha de muestreo es poco importante en todas las unidades, excepto en Caracoles, con una diferencia de 9 especies. En esta unidad, el progresivo aumento en el grado de inundación de la marisma a lo largo del invierno lleva a registrar un fuerte incremento en el número de especies en el segundo muestreo. En cuanto a número de individuos (Figura 49), la diferencia más notable se dio en Caracoles y en la Vera. En el primer caso la cifra se multiplicó aproximadamente por diez desde la primera a la segunda visita, mientras que en el segundo caso fue al contrario, un descenso del 37% respecto de la primera visita a la segunda. Si se analizan las causas del espectacular incremento en el número de individuos registrados en Caracoles, se observa que viene propiciado principalmente por la presencia de anátidas y otros grupos de aves acuáticas en Caño Travieso una vez que se produjeron las lluvias de otoño-invierno. Mientras, el descenso observado en la Vera se debe fundamentalmente a la marcha a sus cuarteles de cría de parte de los individuos de las especies típicamente invernantes y con comportamientos gregarios tales como la avefría europea (*Vanellus vanellus*), la alondra común (*Alauda arvensis*) y el ánsar común (*Anser anser*).

En referencia a la evolución de la riqueza de especies desde la temporada 2012-2013 hasta el 2019-2020 (Figura 50), se puede observar que el número de especies no sufre grandes fluctuaciones en Soto Chico y Pinar del Faro, manteniéndose una tendencia bastante constante a lo largo de los años. Los valores observados oscilan en el Pinar del Faro entre 31 y 38 especies, y en Soto Chico entre 39 y 45, quedando ambas unidades en la zona media en cuanto a riqueza de especies. Tanto la Vera de la RBD como Caracoles sufren variaciones muy superiores a los dos transectos anteriormente comentados. Caracoles presenta cifras que fluctúan entre 17 y 34 especies, haciendo que sea el que menos riqueza muestre. Por otro lado, la Vera de la RBD varía entre 43 y 60 especies, presentando las



cifras más altas de todas las unidades. El hecho de que la Vera sea un ecotono donde conectan la marisma, por un lado, y las arenas estabilizadas por otro, hace que la riqueza de especies se vea beneficiada del aporte de las comunidades orníticas de ambos ecosistemas. Las variaciones interanuales tan acusadas en los transectos de Caracoles y de la Vera de la RBD, se encuentran relacionadas con el grado de inundación de la zona o con áreas colindantes de la marisma, que hacen que aumente el número de especies observadas cuando el nivel del agua es mayor. Así mismo, cuando el nivel de inundación de estas dos zonas es menos elevado, las especies relacionadas con ambientes acuáticos son registradas en una menor cuantía.

En cuanto a la evolución de la abundancia del número total de individuos en el periodo que va desde la temporada 2012-2013 a la 2019-2020 (Figura 51), al igual que ocurre con la riqueza de especies, los transectos del Pinar del Faro y de Soto Chico muestran menos fluctuaciones en el número de individuos que los de la Vera de la RBD y los de Caracoles. Las cifras de Soto Chico se sitúan entre 417 y 996 individuos, obteniéndose la media más baja de todas las unidades ambientales durante el periodo estudiado (711 ejemplares). El transecto del Pinar del Faro oscila entre 502 y 1000 individuos con una media de 719 para el periodo de estudio. Estas cifras son sólo ligeramente superiores a las de Soto Chico y se mantienen sin grandes diferencias a lo largo de las ocho temporadas que se incluyen en esta memoria, por lo que estos dos transectos muestran que los ambientes en los que se desarrollan presentan un importante grado de estabilidad. Por otro lado, la Vera de la RBD (con cifras que varían entre 1198 y 2425 individuos y una media de 1791) y sobre todo Caracoles (de 1083 a 5375 ejemplares y media de 2615) presentan una gran variación en el número de individuos registrados. En ambas unidades se observan picos de máxima abundancia en las temporadas 2014-2015 y 2016-2017, así como la temporada 2019-2020 en Caracoles. Estos picos coinciden con años de pluviometría media en los meses de invierno. Especies gregarias tales como el flamenco común (*Phoenicopterus roseus*), el cuchara común (*Spatula clypeata*), el silbón europeo (*Mareca penelope*), el ánser común (*Anser anser*) y el chorlito dorado europeo (*Pluvialis apricaria*), en el caso de Caracoles, y principalmente las dos especies de estorninos *Sturnus unicolor* y *S. vulgaris* en el caso de la Vera de la RBD, hacen que en años donde presentan cifras elevadas, las diferencias de abundancia con el resto de la serie sean bastante acusadas. A pesar de la similitud en cuanto a variabilidad en las cifras en estas últimas dos unidades ambientales, los números de Caracoles de la temporada 2016-2017 y de la 2019-2020 destacan enormemente debido a los 3117 ánsares comunes y a los 903 chorlitos dorados europeos registrados en la primera, y a los 2200 cucharas comunes y los 1400 silbones europeos en la segunda. Dichas cifras no se han dado en ningún otro momento de la serie temporal.

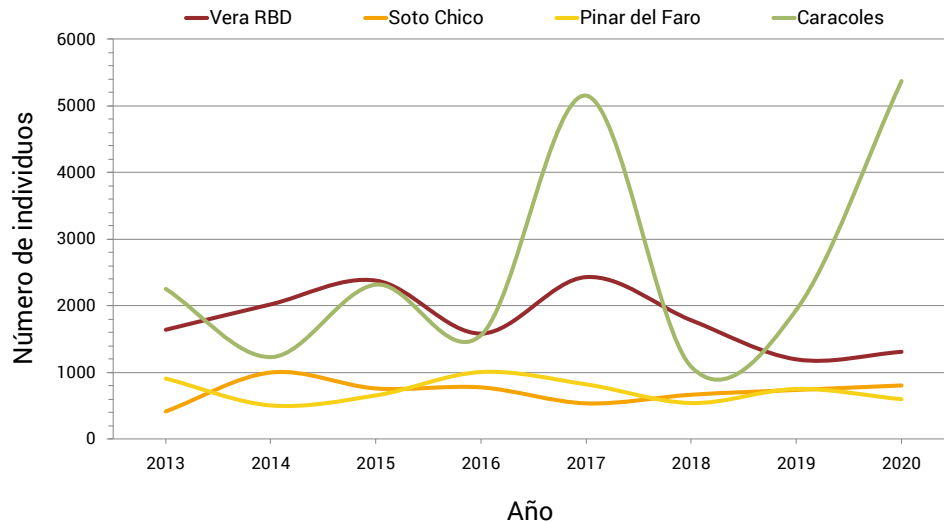


Figura 51. Abundancia (número total de individuos) en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante las campañas de Seguimiento de Aves Comunes Invernantes (SACIN) en el periodo 2013-2020. En el eje horizontal, las cifras se refieren al período invierno-verano de cada año meteorológico (p.ej., 2018 indica el año 2017-2018).

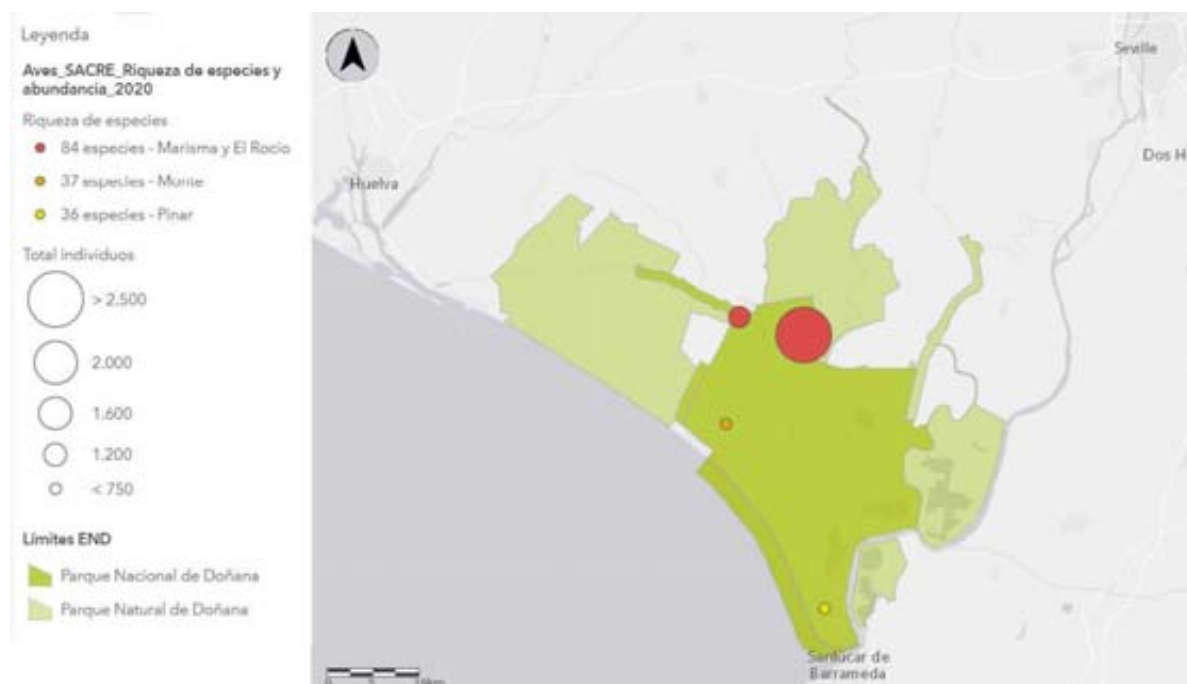
#### 5.3.4.2. Seguimiento de aves comunes reproductoras

El seguimiento de aves comunes reproductoras se realizó desde el año 2003 hasta 2011 mediante una serie de transectos distribuidos en los diferentes hábitats del Espacio Natural de Doñana, centrándose fundamentalmente en los paseriformes. En 2012 se adoptó la metodología del programa nacional SACRE (Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras), ya que desde ese año se incluyeron los Parques Nacionales españoles como localidades importantes donde realizar este seguimiento.

En el Parque Nacional de Doñana, este seguimiento se realiza en cuatro unidades de muestreo con hábitat homogéneo: marisma, monte, pinar y alrededores de la aldea de El Rocío. Cada unidad de muestreo consta de 20 puntos de muestreo que se visitan en una sola jornada. Esta visita se realiza al menos dos veces durante la estación de cría, con un intervalo aproximado de 4 semanas entre visitas. En cada punto se registran todos los contactos de aves (auditivos o visuales) que se obtengan durante cinco minutos y que corresponden a ejemplares diferentes de cualquier especie de ave.

En la primavera de 2020, la unidad de marisma albergó un número de especies y de individuos mucho mayor que el resto (Mapa 20 y Figura 52). Este hecho suele ser común a la mayoría de los años en los que la marisma tiene, al menos durante el periodo de muestreo, unas condiciones de inundación apropiadas para la presencia de aves acuáticas. Al unirse a ese grupo de aves las especies (principalmente paseriformes) que suelen reproducirse o estar presentes en esta unidad independientemente del volumen de precipitaciones registradas, se forma la comunidad más numerosa y diversa de aves

comunes registradas en primavera en Doñana. La precipitación registrada en la estación meteorológica manual del Palacio de Doñana de septiembre a febrero fue un 44% inferior del promedio esperable para ese periodo del año. Posteriormente, los meses de marzo, abril y mayo las lluvias hicieron acto de presencia de un modo considerable (un 69% superior a la media de los últimos 40 años), pasando luego a un periodo casi sin precipitaciones en los meses restantes hasta completar el año hidrometeorológico. Por ello, la marisma mejoró sus condiciones de inundación a lo largo de la primavera y propició un incremento del número de individuos fundamentalmente de distintos grupos de aves acuáticas (se registraron solo 923 ejemplares el 4 de mayo por los 2029 del 3 de junio).



Mapa 20. Abundancia (número total de individuos) y riqueza de especies en cada una de las cuatro unidades de hábitat muestreadas durante la campaña de seguimiento de aves comunes reproductoras (SACRE) de 2020

La segunda unidad con mayor riqueza de especies y mayor abundancia de individuos fue la que componen los ambientes que rodean a la aldea de El Rocío (Mapa 20 y Figura 52). En esta unidad, los primeros puntos de muestreo se encuentran en la zona arbolada de Matasgordas, al este del núcleo habitado, y el resto en el monte mediterráneo situado en la zona de Los Sotos. Al ser una unidad muy variada en cuanto a tipos de hábitats, resulta esperable que alcance un elevado número de especies, a lo que se le suma en esta ocasión, también un elevado número de individuos registrados. En cuanto a las dos unidades restantes (Pinar y Monte), ambas presentan una riqueza de especies bastante similar, 37 especies para el Monte y 36 para el Pinar (Mapa 20 y Figura 52). Y en relación al número de ejemplares totales, el pinar ocupa la tercera posición, quedando la unidad del monte mediterráneo de la Reserva Biológica de Doñana en último lugar. El monte mediterráneo suele ser el ambiente menos diverso y con especies menos abundantes en la mayor parte de los muestreos, al ser un hábitat muy homogéneo con densidades de aves menores que en los medios arbolados.

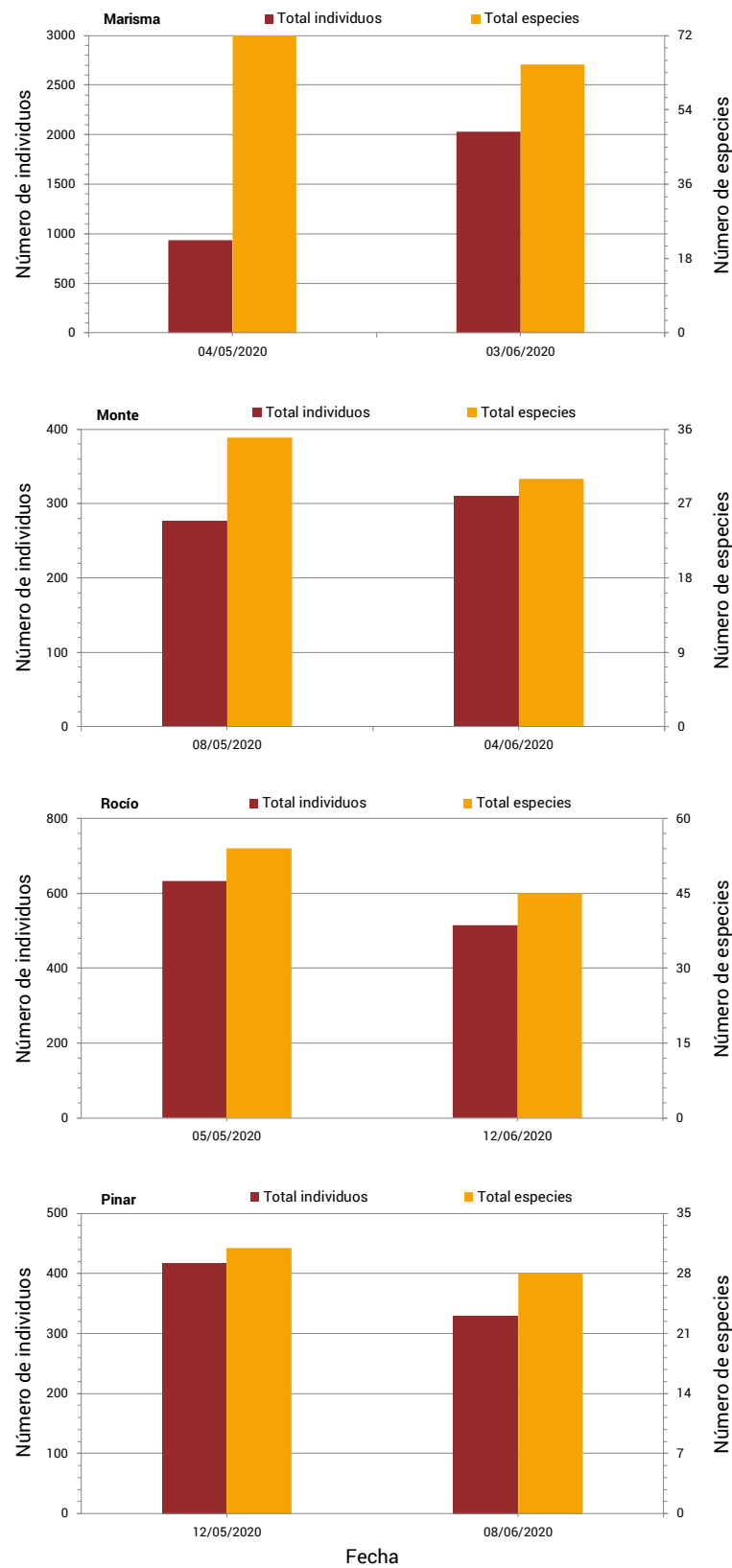


Figura 52. Abundancia (número total de individuos) y riqueza de especies en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante la campaña de Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras (SACRE) de 2020.

En cuanto a las diferencias entre el primer y el segundo muestreo (Figura 52), ya se ha mencionado que en la unidad Marisma se obtuvo en el primer muestreo algo menos de la mitad de ejemplares que en el segundo, aunque el número de especies disminuyó ligeramente entre la primera y la segunda visita (7 especies). Este hecho puede tener explicación en que parte de las especies reproductoras tempranas se vuelven más crípticas al cesar los cantos y comportamientos territoriales, y pasar más desapercibidas para evitar posibles predaciones de huevos y pollos. Así mismo, las condiciones en las que empezó la época reproductora fueron relativamente buenas debido a las precipitaciones de principios de primavera, por lo que buena parte de migrantes y reproductores tempranos encontraron buenas condiciones en esta unidad. Por otro lado, en el resto de unidades las diferencias en el número de especies entre un muestreo y otro son poco destacables (un máximo de 9 especies en la unidad de Rocío). Y tampoco son destacables las diferencias en el número de ejemplares entre ambas visitas.

Teniendo en cuenta la serie temporal que va de 2012 a 2020, la riqueza de especies (Figura 53) se muestra bastante constante en tres de las cuatro unidades muestreadas. En Pinar y en Monte, las cifras se mantienen muy parejas a lo largo de toda la serie temporal con ligeras fluctuaciones (Pinar entre 34 y 42 especies y Monte entre 37 y 43). Estas dos unidades son las que presentan un número de especies menor y una acusada estabilidad. La unidad Rocío es también bastante estable durante el periodo de muestreo (entre 56 y 63 especies) pero la riqueza registrada es sensiblemente superior a las dos unidades mencionadas anteriormente, debido fundamentalmente a la variación en el número de hábitats y ambientes que la componen.

Foto 28: Tarabilla común (*Saxicola rubicola*), especie abundante como reproductora en Doñana. (Autor: Rubén Rodríguez Olivares, EBD-CSIC)



Por último, la unidad Marisma es la que ocupa la primera posición en cuanto a riqueza y presenta las variaciones más evidentes en el número de especies (entre 63 y 90), así como un incremento de las mismas desde 2012 hasta 2016 y una estabilización hacia el final del periodo muestreado. Cabe la posibilidad, de que los cambios en el régimen hídrico de la zona de Caracoles a partir del invierno de 2014-2015, hayan influido en el incremento de la riqueza de especies, al recuperar la funcionalidad y el grado de inundación original del Caño Travieso a su paso por dicha finca. Las aves de Caracoles son registradas en 5 de las 20 estaciones de censo que componen la unidad Marisma. Estas estaciones han aumentado el número de especies desde los años iniciales hasta 2016 donde se produce una estabilización, coincidiendo con la tendencia observada en la gráfica para la totalidad de la unidad Marisma.

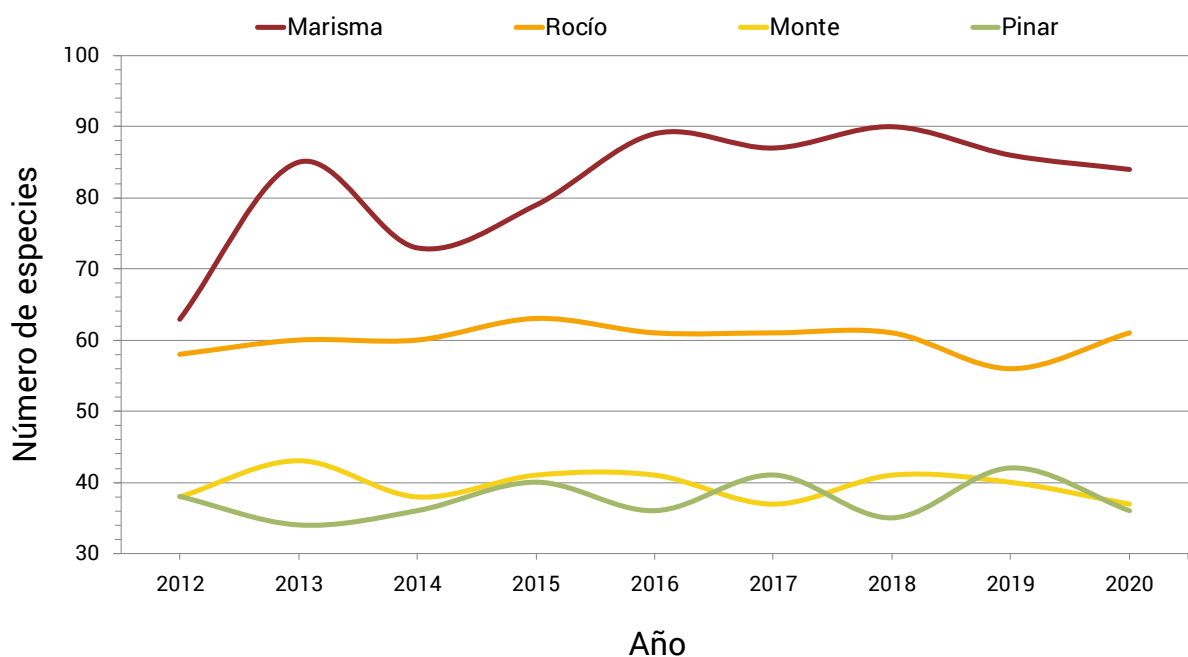


Figura 53. Riqueza de especies en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante las campañas de Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras (SACRE) en el periodo 2012-2020.

En referencia a la evolución en la abundancia del número de individuos en el periodo 2012-2020 (Figura 54), la unidad Monte es la que tiene un menor número de ejemplares registrados a lo largo de la serie temporal. Así mismo, es la que presenta menor variabilidad en dicha abundancia (entre 552 y 995 ejemplares y una media de 815), registrándose diferencias menores o iguales a 125 individuos en seis de los nueve años muestreados. El siguiente lugar en cuanto a abundancia lo ocupa la unidad Pinar, que presenta una mayor variabilidad que la unidad Monte (entre 748 y 1945, con un valor medio 1231). En realidad, esta variabilidad viene dada por la presencia de dos especies de aves acuáticas (el flamenco común, *Phoenicopterus roseus* y la focha común, *Fulica atra*) en estaciones de la unidad Pinar que lindan con la marisma. Siempre que se han registrado estas especies ha sido en números significativos (entre 200 y 1000 ejemplares) coincidiendo con los picos de

mayor abundancia de la serie temporal (2013, 2017 y 2018). Si no se tuviera en cuenta ambas especies para el cálculo de la abundancia, la serie temporal de la unidad Pinar sería muy pareja en cuanto a evolución temporal a la de la unidad Monte, y solo ligeramente por encima de ésta en cuanto a número de individuos registrados (entre 748 y 1108 individuos, con un valor medio de 986). Al aplicar esta corrección, el resultado se asemeja a la evolución observada en la riqueza de especies de estas dos unidades que suelen ser bastante estables y parejas en cuanto a números. La unidad Rocío presenta abundancias más elevadas a las de las dos unidades anteriores (valores entre 926 y 1745, con un valor medio de 1354) y un grado de estabilidad importante a lo largo de la serie temporal, con un ligero incremento en 2014 provocado por la presencia en mayor número de flamencos comunes *P. roseus* y estorninos negros *S. unicolor*. Por último, la unidad Marisma es la que presenta un mayor grado de variabilidad a lo largo de la serie y una mayor abundancia en el número de individuos (entre 965 y 5519 ejemplares, con un valor medio de 3020). Las cifras más elevadas siempre coinciden con buenas condiciones ambientales en los ambientes marismieños que elevan considerablemente el volumen de aves acuáticas presentes en la unidad, destacando entre todas, el flamenco común, *P. roseus*. Esta especie pasa de alrededor de una decena de individuos registrados en algunos años a cifras cercanas a los 3000 ejemplares cuando las condiciones le son óptimas. Es difícil observar una tendencia clara para esta unidad debido a la gran fluctuación en el grado de inundación entre años, que hace que las aves ligadas a los medios acuáticos presenten grandes variaciones en su número de un año a otro.

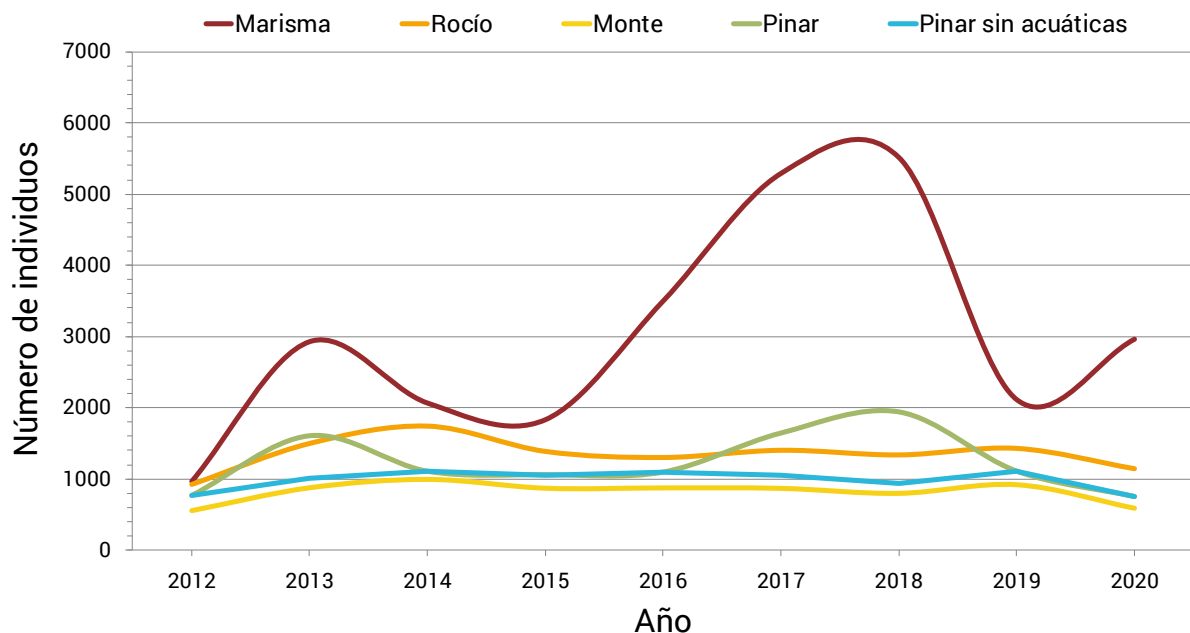


Figura 54. Abundancia (número total de individuos) en cada una de las 4 unidades de hábitat muestreadas durante las campañas de Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras (SACRE) en el periodo 2012-2019.

### 5.3.5. Anillamiento de migrantes postnupciales con esfuerzo constante

La estación de anillamiento de esfuerzo constante de Manecorro se instaló por primera vez en 1994 y, desde entonces, ha desarrollado su actividad en todas las temporadas durante el paso posnupcial de paseriformes y grupos asociados, habiéndose realizado hasta la fecha un total de 87.574 capturas.



Foto 29. Manejo y observación de aves capturadas para el anillamiento y toma de datos en la estación de esfuerzo constante de Manecorro (Autor Rubén Rodríguez Olivares, EBD-CSIC).

Durante la campaña de otoño de 2020, y debido a las condiciones especiales generadas por la pandemia de COVID-19, no se pudo contar con el habitual apoyo de personal externo al Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales para el desarrollo de la misma. Por ello, se decidió seguir el formato de campaña que ya se desarrolló en los años 2013-2015. El periodo de muestreo se llevó a cabo desde el 1 de septiembre al 15 de noviembre, como en campañas anteriores, pero solo de lunes a viernes y manteniendo las redes abiertas las primeras cinco horas tras el amanecer. Siguiendo esta metodología se han capturado 1.850 aves pertenecientes a 52 especies. El número total de capturas es el tercero más bajo (Figura 55) si lo comparamos con el trienio 2013-2015 ya que el resto de la serie histórica no es directamente comparable, al tener en cuenta que en el resto de años se abrieron las redes todos los días de campaña en los que las condiciones meteorológicas lo permitieron, desde el amanecer hasta el atardecer. El periodo 2013-2015 y el año 2020 se indica en todas las gráficas con línea discontinua. Además, también se indica en la misma figura con línea discontinua los primeras cuatro temporadas (1994-1997), ya que se utilizaron redes con una luz de malla de 1,9 mm, mientras que desde 1998 se utilizan redes con una luz más pequeña, concretamente de 1,6 mm, lo que permite capturar un mayor número de ejemplares de las especies de menor tamaño, entre otras las diferentes especies de mosquiteros. No obstante, no todos los años se ha anillado el mismo número de días. La actividad de la campaña ha variado de un mínimo de 68 a un máximo de 77 en años en los años de apertura diaria desde el amanecer hasta el atardecer, y de 52 a 54 días en los cuatro años en que las capturas se han hecho solo de lunes a viernes solo durante las



mañanas. Por ello, también se incluye en la misma figura el número medio de aves capturadas por día para cada temporada.

En esta campaña se ha producido un aumento del número medio de capturas diarias con respecto a la anterior temporada, pasando la cifra de 30,3 en 2019 a 35,6 en 2020, a pesar de que el número de horas por día en las cuales las redes permanecieron abiertas fue superior en 2019 que en 2020. Esto significa que también ha habido un aumento en el número de capturas de aves por hora con respecto a las cifras obtenidas en 2019. Es difícil discernir si el aumento de las capturas por día y hora vienen dados por el hecho de que haya habido un incremento en el número de migrantes, o por la falta de actividad de la campaña durante las tardes y los fines de semana que podría propiciar la mayor sedimentación de migrantes en la zona de captura debido a la ausencia de molestias.

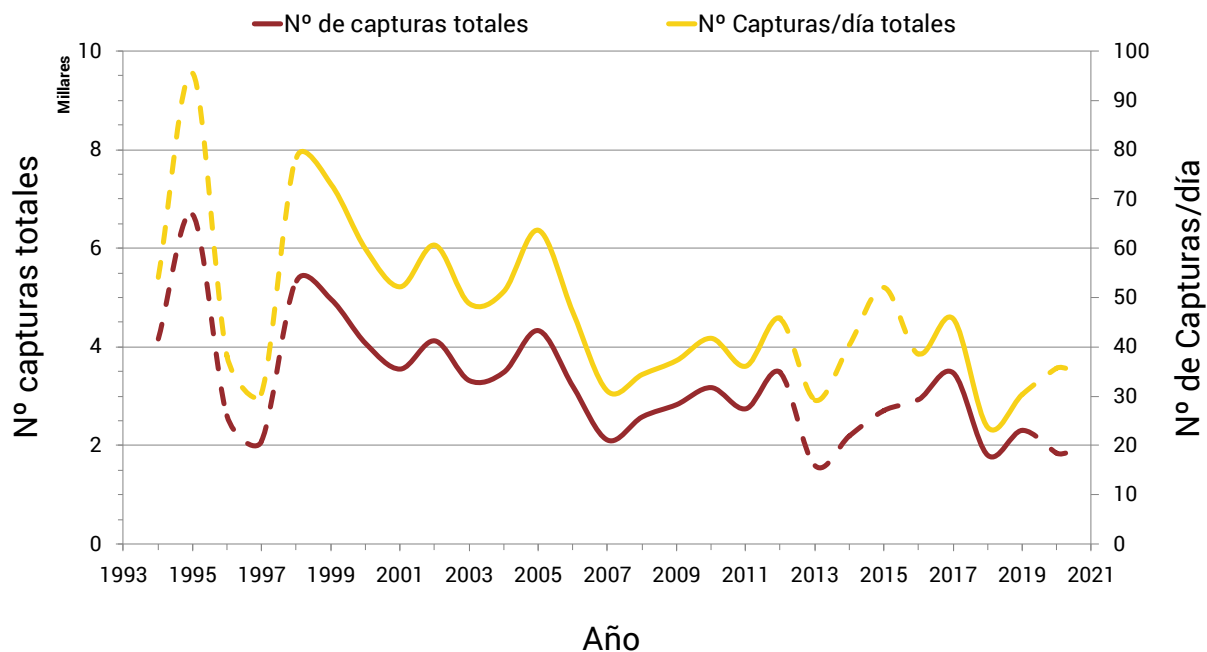


Figura 55. Evolución de las capturas totales de aves y el nº medio de capturas/día durante el paso postnupcial en la estación de anillamiento de esfuerzo constante de Manecorro (Espacio Natural de Doñana). La línea discontinua en el periodo 1994-1997 indica la utilización de un tipo de red utilizada para las capturas con mayor luz de malla (1,9 mm), mientras que para los siguientes años se utilizó una red con luz de malla de 1,6 mm, por lo que ambos periodos no son comparables para todas las especies. La línea discontinua en el periodo 2013-2015 y en 2020 indica que, debido a una reducción en el esfuerzo de captura, los datos no son comparables de forma directa al resto.

En el caso de las especies migrantes presaharianas es muy importante tener en cuenta cuando finalizó cada campaña, ya que de ello depende haber capturado las especies durante todo su paso migratorio. Por ello se representa en la Figura 56 el número medio de capturas por día.

Las tres especies migrantes presaharianas más abundantes de mayor a menor en la serie histórica, el mosquitero común (*Phylloscopus collybita*), la curruca capirotada (*Sylvia*

*atricapilla*) y el petirrojo europeo (*Erithacus rubecula*) representaron el 47,9% del total de capturas, casi un 20% más que la temporada pasada de 2019. Comparando este año 2020 con el anterior, el mosquitero común casi ha multiplicado por 2,4 su número de capturas/día, el petirrojo europeo ha aumentado algo más del 17% y la curruca capirotada se ha mantenido prácticamente estable.

Usando el programa estadístico TRIM para analizar el número medio de capturas/día de cada especie a lo largo de la serie histórica (1994-2020) se observa una tendencia al descenso del 2% en el caso del petirrojo europeo (error estándar pendiente total imputada 0,0132,  $P < 0,01$ ). Algo similar ocurre con la curruca capirotada, que muestra un descenso moderado del 2,6% (error estándar pendiente total imputada 0,0116,  $P < 0,05$ ). En el caso del mosquitero común, la tendencia es hacia la estabilidad (error estándar pendiente total imputada 0,0116,  $P < 0,01$ ), obviando el periodo 1994-1997, debido al cambio de luz de malla de las redes de captura.

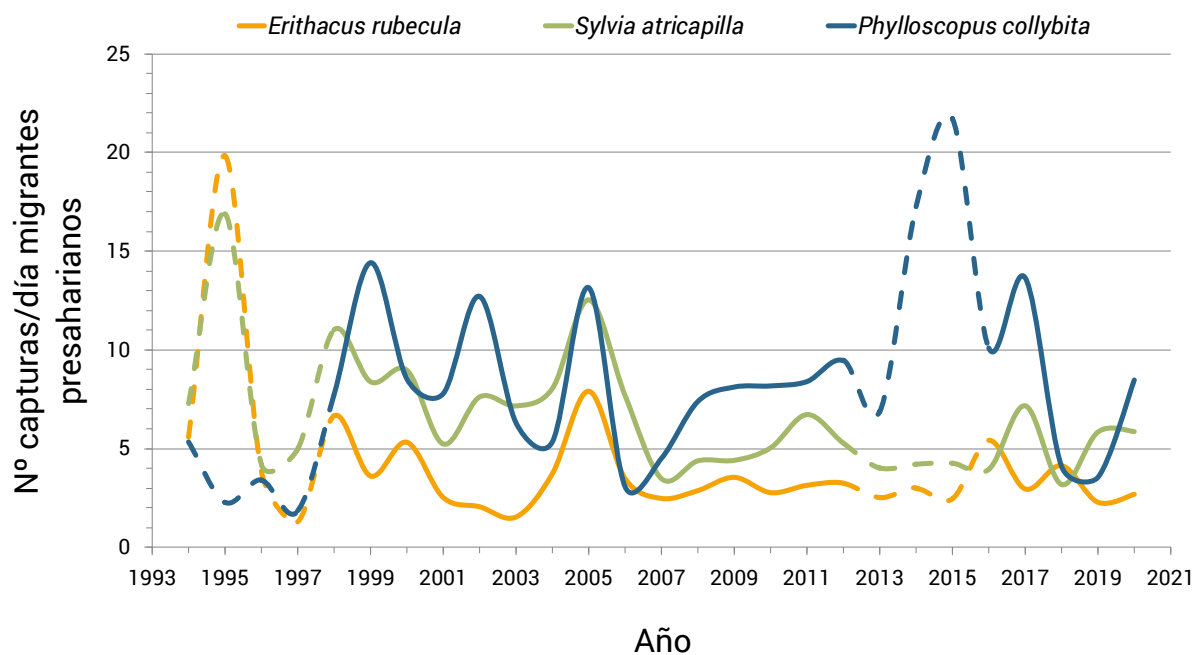


Figura 56. Evolución del nº de capturas/día de las tres especies migratorias presaharianas más abundantes en la estación de anillamiento de esfuerzo constante de Manecorro (Espacio Natural de Doñana). La línea discontinua en los periodos 1994-1997, 2013-2015 y 2020 indica que, debido a un cambio en la metodología, los datos no son comparables de forma directa al resto (ver texto).

Las tres especies migratorias transaharianas con mayor número de capturas en la serie histórica son, de mayor a menor, el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), la curruca mosquitera (*Sylvia borin*) y el mosquitero musical (*Phylloscopus trochilus*). En este caso, es de mucha menor relevancia la fecha de finalización de la campaña, ya que ésta ha sido siempre lo suficientemente larga como para recoger el final del paso migratorio de estas especies, por lo que podríamos tener en cuenta el número total de capturas anuales para estas especies. Para homogeneizar con el caso de las especies presaharianas en la Figura

57 se representa el número medio de capturas por día. De las tres especies mencionadas, en dos de ellas se ha producido un aumento de dicho número en 2020 con respecto a la temporada 2019, siendo ese aumento de un 25% para la curruca mosquitera y multiplicándose por 2,4 para el caso del papamoscas cerrojillo. La única especie que disminuye es el mosquitero musical, con algo más de un 10% de reducción en las capturas realizadas por día. Sin embargo, a lo largo de la serie histórica y teniendo como referencia el mencionado número de capturas/día, las tres especies muestran un descenso moderado, del 7,9% para el caso de la curruca mosquitera (error estándar pendiente total imputada 0,0171,  $P < 0,01$ ), del 6,6% para el papamoscas cerrojillo (error estándar pendiente total imputada 0,0182,  $P < 0,01$ ) y del 5,8% para el mosquitero musical (error estándar pendiente total imputada 0,0186,  $P < 0,01$ ) (Cálculos realizados con el programa estadístico TRIM). En el caso del mosquitero musical, dado su pequeño tamaño, se ha obviado el periodo 1994-1997, debido al cambio de luz de malla de las redes de captura.

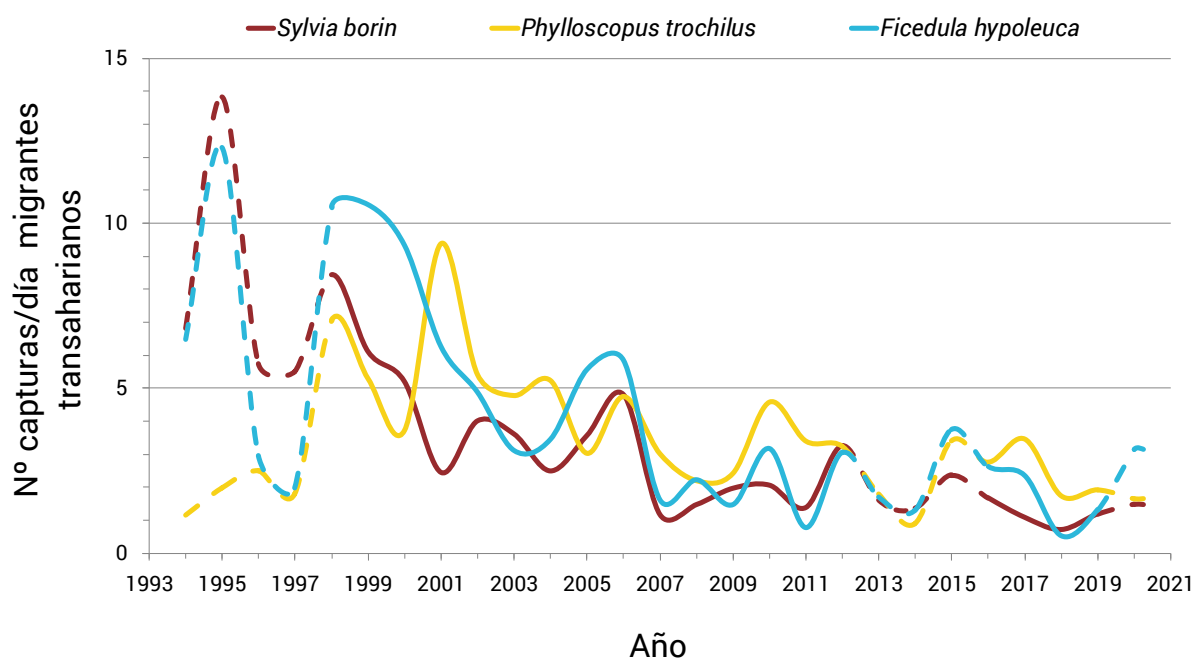


Figura 57. Evolución del nº de capturas/día de las tres especies migratorias transaharianas más abundantes en la estación de Anillamiento de esfuerzo constante de Manecorro (Espacio Natural de Doñana). La línea discontinua en los periodos 1994-1997, 2013-2015 y 2020 indica que, debido a un cambio en la metodología, los datos no son comparables de forma directa al resto (ver texto).

### 5.3.6. Perdiz roja

Desde 2005, la perdiz roja se censa coincidiendo con los censos desde vehículos de ungulados en el periodo de tarde (jabalíes, ciervos, gamos) y lagomorfos (conejos y liebres). Estos censos se realizan mediante 8 transectos lineales diferentes de aproximadamente 15 km, que recorren la totalidad de los hábitats existentes en el Espacio Natural de Doñana.



Foto 30. Perdiz roja (*Alectoris rufa*) en celo (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).

En un inicio se prospectaron tres veces al año (marzo, junio y setiembre, pero debido a limitaciones económicas, en 2013 solo se efectuó el censo de otoño, y a partir de 2014 se efectúan dos censos al año (marzo y setiembre). En esta memoria, los resultados se expresan como el número de individuos observados por km de transecto (índice kilométrico de abundancia - IKA). Debido al estado de alarma provocado por la COVID-19 en los censos primaverales solo se han podido realizar los de Sabinar-Mogea, Puntal, Marismilla y Abalarío.

En el año 2020, la media de ejemplares avistados fue de 0,51 perdices/km en el Espacio Natural de Doñana. Este valor es similar al del 2019 e inferior a la media del periodo 2005-2019 (0,59 perdices/km; Figura 58), aunque lo debemos tomar con cautela ya que en primavera no se han realizado todos los censos por los motivos expuestos anteriormente. Sin embargo, en el periodo de otoño los datos son mejores que los del año 2019 (0,60 perdices/km frente a 0,47 del periodo anterior). La especie se está recuperando después de las fuertes caídas experimentadas en 2010, 2014 y 2015. Como en años anteriores, no se observaron ejemplares en los transectos realizados en el sur del Espacio Natural de Doñana, típico hábitat dunar.

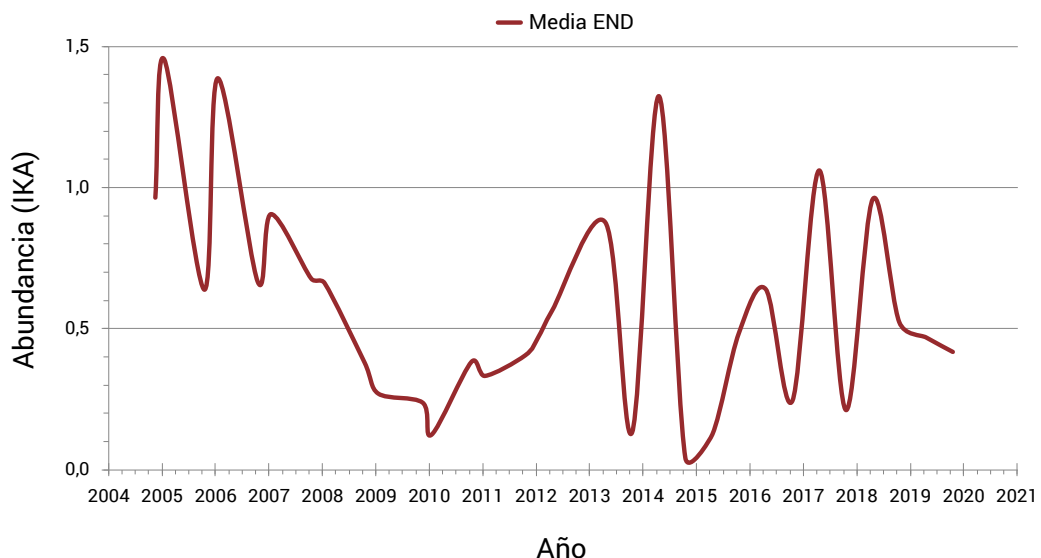


Figura 58. Evolución de la abundancia de perdiz roja en el Espacio Natural de Doñana, entre 2005 y 2019.



Foto 31. Conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en pastizal (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).

## 5.4. Mamíferos

### 5.4.1. Herbívoros

Desde 2005, se censan los ungulados (jabalíes y ciervos) y lagomorfos (conejos y liebres) del Espacio Natural de Doñana. Estos censos se realizan mediante 8 transectos lineales diferentes de aproximadamente 15 km, que recorren la totalidad de los hábitats existentes en el Espacio Natural de Doñana. Se prospectaron en el periodo 2005-2012 en periodo de tarde y noche, en marzo, junio y septiembre. En este último mes se incorporan tres nuevos transectos en marisma, debido a que, en los otros periodos, este hábitat permanece impracticable para la realización de censos con vehículo. Debido a limitaciones económicas, en 2013 solo se efectuó el censo de otoño. A partir de 2014 se efectúan dos censos al año (marzo y septiembre). En esta memoria, los resultados se expresan como el número de individuos observados por km de transecto (índice kilométrico de abundancia - IKA). Debido al estado de alarma provocado por la COVID-19 en los censos primaverales solo se han podido realizar los de Sabinar-Mogea, Puntal, Marismilla y Abalarío.

### 5.4.1.1. Conejo

El conejo es una especie clave en los ecosistemas mediterráneos y en Doñana se acentúa debido a la presencia de lince ibérico y águila imperial. En el año 2020, las poblaciones de conejo han aumentado en el Espacio Natural de Doñana, comparando con el año anterior, 0,52 conejos/km de media en los recorridos en septiembre frente al año anterior (0,08 conejos/km), un año catastrófico para la especie en el END. Se han detectado conejos sólo en tres de los ocho itinerarios de hábitat favorable para el conejo efectuados en septiembre, Coto del Rey (3,99 conejos/km), Algaida-Los Sotos (0,13 conejos/km) y Abalarío (0,07 conejos/km), (Figura 59).

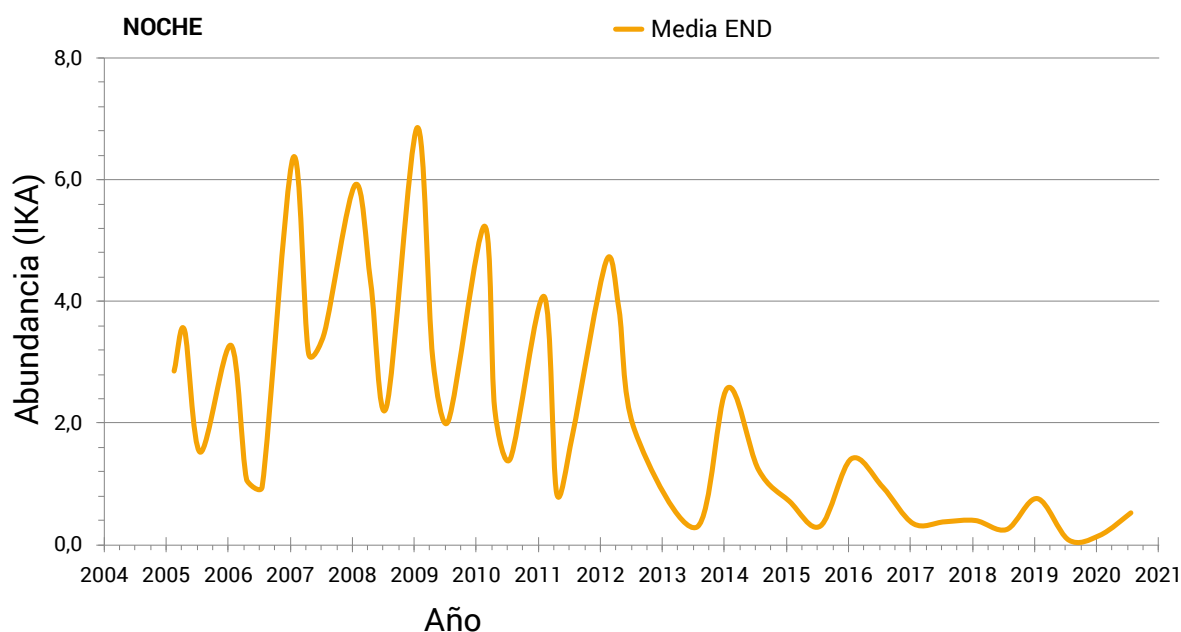


Figura 59. Evolución de la abundancia de conejo en el Espacio Natural de Doñana, entre 2005 y 2020.

#### 5.4.1.1. Liebre



Foto 32. Liebres en display nupcial en Martinazo. (Autor: F Carro, EBD-CSIC).

La liebre ibérica está ampliamente distribuida por los medios abiertos del Espacio Natural de Doñana, ocupando incluso pinares aclarados de repoblación. El año 2020 ha sido peor para la liebre ibérica que el año anterior, aumentando solo ligeramente los valores del índice kilométrico de abundancia (IKA) en Marismillas. En el resto de los recorridos han disminuido la abundancia relativa, destacando la bajada en RBD este (0,32 liebre/Km en 2019 frente a cero liebres/km en 2020) (Figura 60) y Muro de la FAO (0,39 liebre/Km en 2019 frente a 0,20 liebres/km en 2020) (Figura 61). Las poblaciones marismeñas siguen en bajos valores poblacionales con respecto a años anteriores (Figura 61). Posiblemente las bajadas poblacionales sean causadas por la irrupción de la mixomatosis en la especie, aunque hasta la fecha aún no ha sido confirmada esta enfermedad en el Parque Nacional.

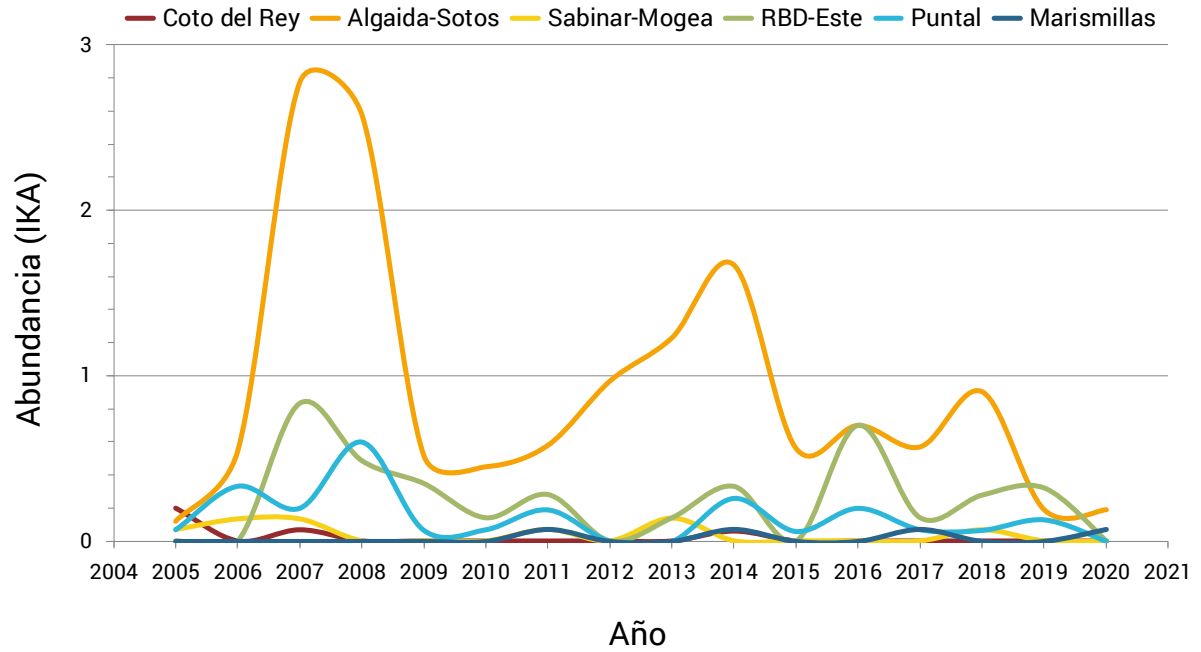


Figura 60. Evolución de la abundancia de liebre en las 6 fincas muestreadas en el Parque Nacional de Doñana, entre 2005 y 2019.

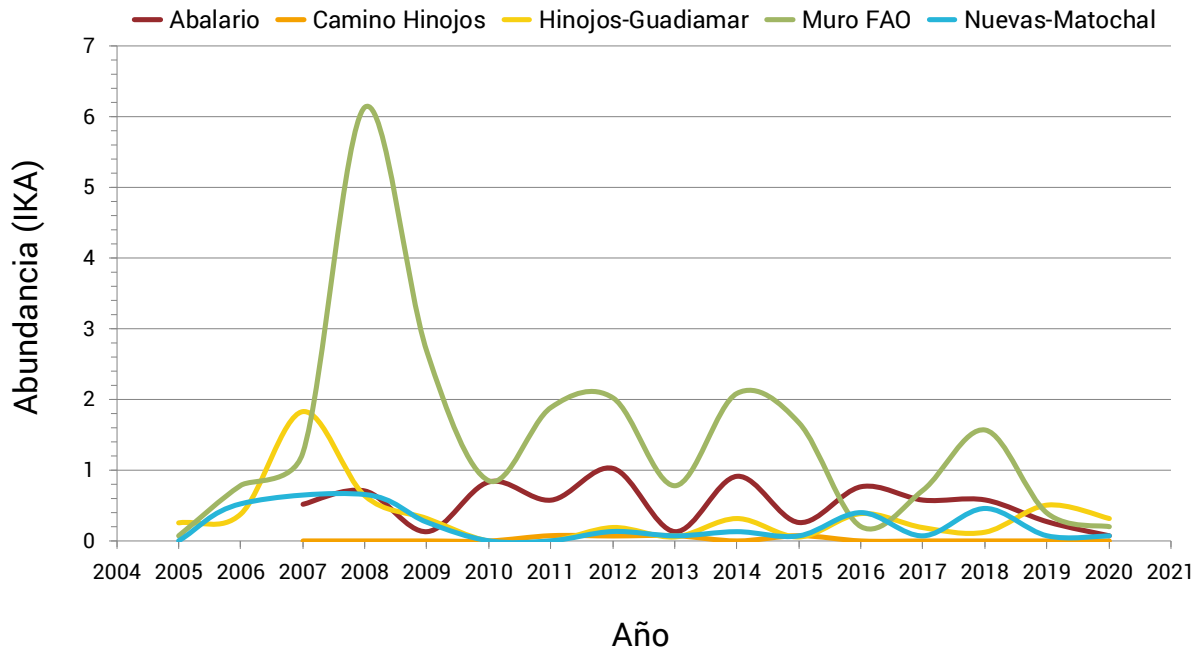


Figura 61. Evolución de la abundancia de liebre en las 5 fincas muestreadas en el Parque Natural de Doñana, entre 2005 y 2020.



### 5.4.1.2. Jabalí

La especie está ampliamente distribuida por todo el Espacio Natural de Doñana, con buenas poblaciones en la Vera de Doñana. En época de nidificación de aves acuáticas la especie depreda sobre las comunidades de éstas, causando daños importantes. Desde finales del siglo pasado las autoridades del espacio natural realizan un plan de manejo y extracción de ejemplares con objeto de bajar la densidad poblacional. A lo largo de la serie histórica (2005-2020), la población de jabalí se ha mantenido estable en el Espacio Natural de Doñana con fluctuaciones anuales (Figura 62). Con respecto al año anterior, los valores de 2020 han disminuido a nivel global, (0,34 jabalís/Km en 2019 frente a 0,15 jabalís/km en 2020) en otoño. En casi todos los itinerarios de monte ha disminuido, aumentado en el transecto del Puntal (0,07 jabalís/Km en 2019 frente a 0,20 jabalís/km en 2020). Sin embargo, en marisma los índices son elevados, Hinojos-Guadiamar (1,35 jabalís/Km), FAO (1,44 jabalís/Km) y Nuevas-Matochal (0,39 jabalís/Km).

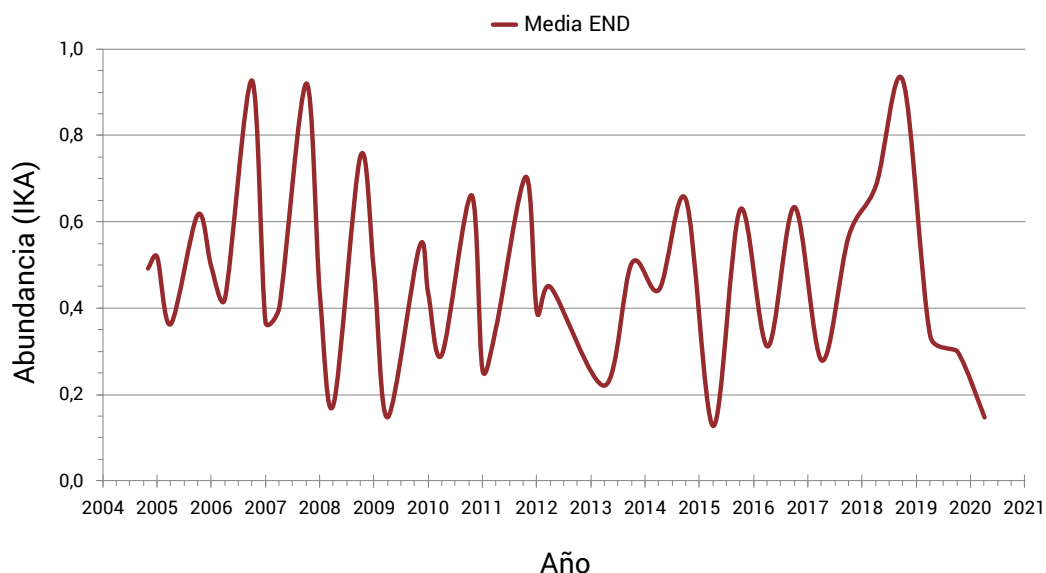


Figura 62. Evolución de la abundancia de jabalí en el Espacio Natural de Doñana, entre 2005 y 2020.

Foto 33. Jabalí (*Sus scrofa*) con su cría en el matorral. (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).



### 5.4.1.3. Ciervo



Foto 34. Cierva (*Cervus elaphus*) y cría en el bosque de Doñana (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).

Las densidades relativas obtenidas en el año 2020 han aumentado con respecto al periodo anterior (2005-2020; Figura 63), con una media de 3,54 ciervos/Km frente a 2,57 ciervos/Km en el periodo 2005-2019, debido al espectacular aumento de Coto Rey. La especie aumenta en el transecto RBD este (4,13 ciervos/Km en 2019 frente a 6,83 ciervos/km en 2020). En el resto de los itinerarios, disminuye: Puntal (1,19 ciervos/Km en 2019 frente a 0,53 ciervos/km en 2020), Marismillas (5,2 ciervos/Km en 2019 frente a 1,47 ciervos/km en 2020) y Algaida-Los Sotos (3,23 ciervos/Km en 2019 frente a 1,48 ciervos/km en 2020). La especie en Matasgordas presenta las máximas abundancias en toda la serie histórica (17,70 ciervos/km).

Si no consideramos la población de Coto Rey los índices de abundancia caerían de 2,09 ciervos/Km en 2019 a 1,51 ciervos/km en 2020.

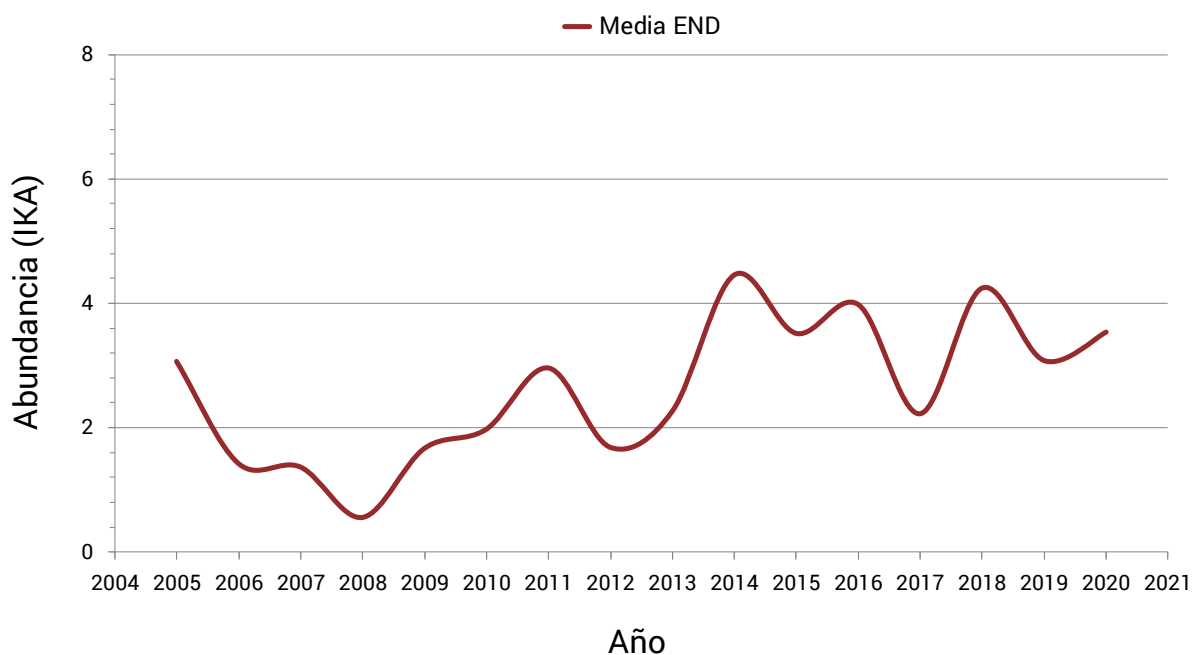


Figura 63. Evolución de la abundancia de ciervo en el Espacio Natural de Doñana, entre 2005 y 2020

### 5.4.2. Carnívoros



Foto 35. Tejón (*Meles meles*) en busca de alimento (Autor. F. Carro, EBD-CSIC).

La población de carnívoros se recoge de modo periódico desde 1993. Los mamíferos carnívoros del Parque Nacional de Doñana se monitorean mediante prospecciones de los rastros dejados sobre sustrato arenoso. Utilizando transectos de 1,5 m de ancho y 2 km de longitud limpiados 24 horas antes, se registra el

número de rastros marcados en la arena. Los censos incluyen 12 transectos diferentes, distribuidos en todo el Parque Nacional de Doñana que se repiten tres días consecutivos a finales de año después de las primeras lluvias otoñales o invernales, por lo que los datos de este año se recogen en la próxima anualidad. Por problemas logísticos durante 2020 sólo se muestrearon dos días en todos los itinerarios a excepción de Matasgordas y Acebuche que se han censado un día.

Las siete especies que aparecen con frecuencia suficiente para obtener estimas fiables en los censos de huellas (zorro, meloncillo, tejón, lince, gato montés/doméstico, gineta y nutria) muestran amplias fluctuaciones interanuales (Figura 64). El zorro ha mostrado valores similares a la media del período 2005-2019 (7,95 vs. 7,16 huellas/km),

Dos especies no han variado sensiblemente respecto a dicha media (2005-2018) aunque con abundancias mínimas: nutria (0,06 vs. 0,00 huellas/km) y gato (0,09 vs. 0,08 huellas/km), presentados en conjunto, ya que los rastros de gato montés y gato doméstico no pueden diferenciarse de forma fiable. El tejón ha aumentado (2,18 vs. 1,12 huellas/km) y el meloncillo (1,19 vs. 0,86 huellas/km), La gineta ha disminuido con respecto a la media de los años anteriores (0,25 vs. 0,34 huellas/km) El lince se ha mantenido estable (0,24 vs. 0,25) huellas/km) tal como apuntan además los resultados del seguimiento del Life+IBERLINCE en todo el Parque Nacional.



Foto 36. Familia de meloncillos (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).



Foto 37. Lince (*Lynx pardinus*) bebiendo en abrevadero en Matasgordas (Autor: F. Carro, EBD-CSIC).

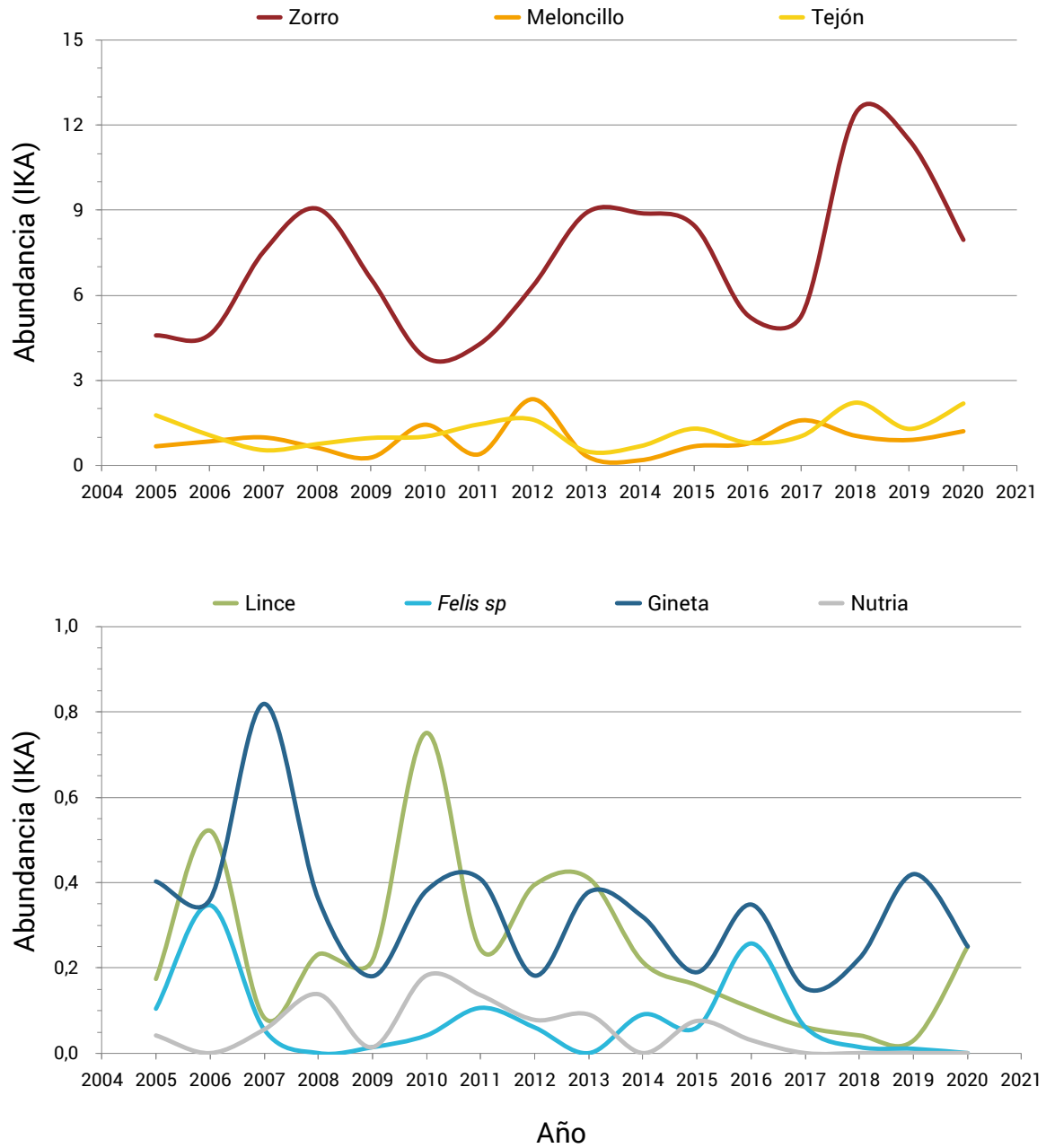


Figura 64. Evolución de la abundancia relativa (índice kilométrico de abundancia, IKA, de huellas prospectadas mediante transectos) de siete especies de carnívoros en el Parque Nacional de Doñana, entre 2005 y 2020. Nótese la diferencia en la escala vertical entre los dos paneles.

## 6. Producción primaria

### 6.1. Fenocámaras

En 2017 se amplió y extendió la red de cámaras de fenología ('Phenocams') de ICTS-RBD, con la instalación de 8 cámaras en diferentes ecosistemas del Espacio Natural de Doñana (Figura 65). Durante 2020 las cámaras han seguido proporcionando información sobre la dinámica fenológica de las diferentes cubiertas.



Figura 65. Localización de las fenocámaras instaladas en diferentes ecosistemas del Espacio Natural de Doñana.

Las imágenes están disponibles en la sección 'Phenocams' de la web de ICTS-RBD (<http://icts.ebd.csic.es/phenocams>), así como en la web de la Universidad de New Hampshire <https://phenocam.sr.unh.edu/webcam/> que permite además graficar los valores de GCC (Green Chromatic Coordinate), un índice que estima el verdor de la vegetación mediante los valores de luminosidad de la banda verde de la imagen. Además, en la web <http://explore.phenocam.us/> pueden descargarse los valores de GCC históricos para todas las cámaras. Y en la web <https://modis.ornl.gov/sites/> pueden descargarse series de más de 30 productos de teledetección obtenidos con los sensores MODIS y VIIRS

entre los que se incluyen datos de producción primaria neta, Índice de área foliar o evapotranspiración entre otros.

La Figura 66 muestra las series de GCC (Green Chromatic Coordinate) de todas las phenocams ubicadas en zona terrestre (imagen superior) y todas las ubicadas en la marisma (imagen inferior). La fórmula aplicada para el cálculo de la GCC es la siguiente:

$$GCC = ND_{Verde} / (ND_{Rojo} + ND_{Verde} + ND_{Azul})$$

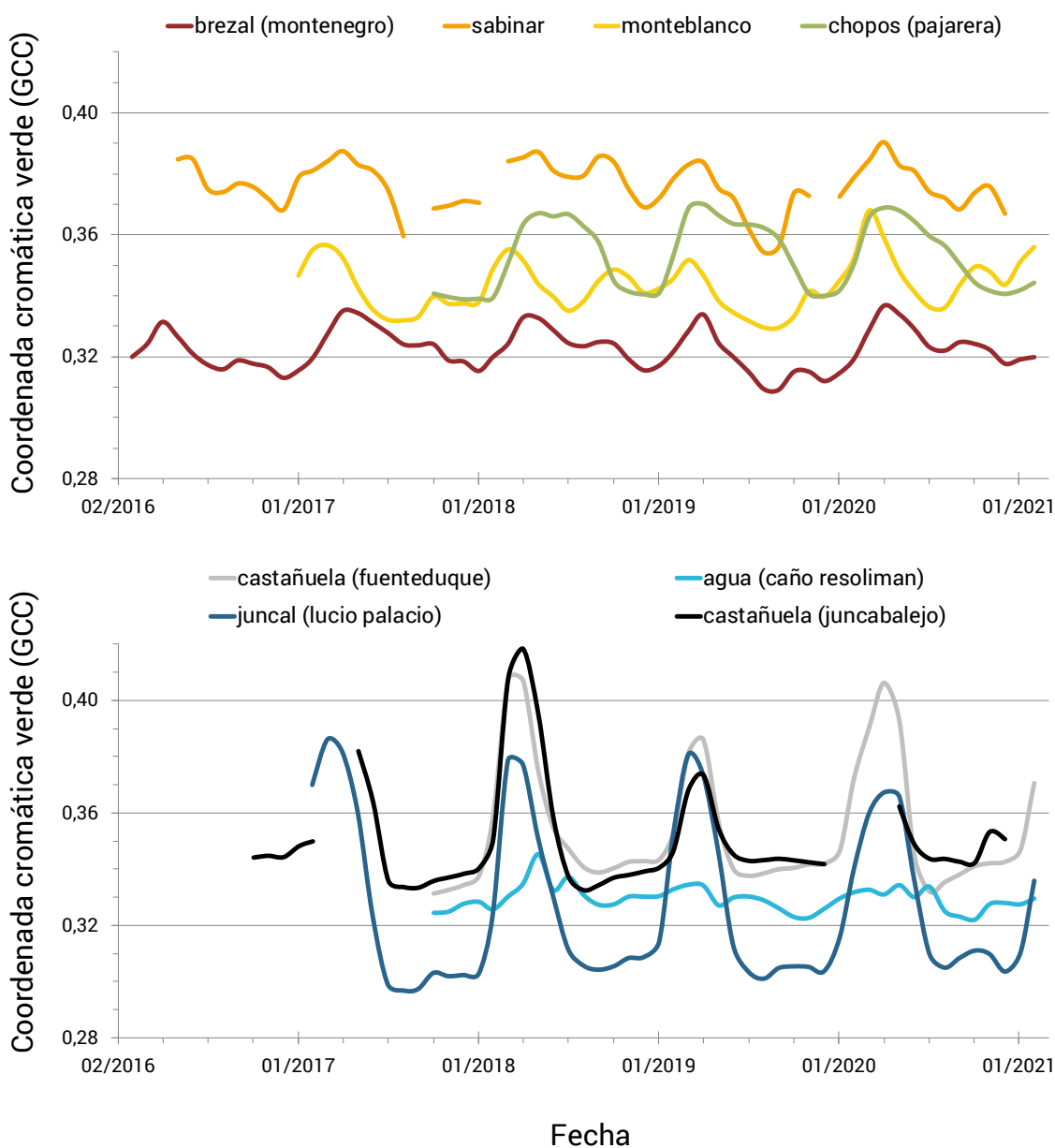


Figura 66. Variación temporal de los valores del Green Chromatic Coordinate – (GCC) de las 8 fenocámaras instaladas en el Espacio Natural de Doñana desde 2016.

En los ecosistemas terrestres se aprecian los momentos de comienzo de crecimiento (abril), los máximos (mayo) y la duración total de abril a julio, así como el periodo de reposo entre agosto y marzo con algunos picos en otoño. En el ecosistema marismeño se hace patente el periodo de crecimiento más corto relacionado con la disponibilidad de agua. La duración de la curva anual de crecimiento ofrece una noción de la productividad del año y los mínimos de cada año indican la baja actividad vegetativa relacionada con la precipitación anual.



