



**GENERALITAT  
VALENCIANA**

Conselleria d'Agricultura,  
Medi Ambient, Canvi Climàtic  
i Desenvolupament Rural



## **Proyecto de reintroducción del águila pescadora en la Comunitat Valenciana**

**Enero, 2019**



<b>Preámbulo</b>	3
<b>1. Objetivo</b>	5
<b>2. El águila pescadora</b>	6
2.1. Taxonomía	7
2.2. Distribución	7
2.3. Migración	7
2.4. Alimentación	12
2.5. Hábitat	12
2.6. Reproducción	13
2.7. Evolución de la población europea	14
2.7.1. Evolución en la península ibérica	16
2.7.2. El águila pescadora en Baleares	17
2.7.3. El águila pescadora en la Comunitat Valenciana	18
2.7.4. El águila pescadora en otras zonas del Mediterráneo	20
<b>3. Los proyectos de reintroducción</b>	21
3.1. ¿Cuándo hacer una reintroducción?	21
3.2. Criterios de viabilidad	22
3.3. Reintroducciones de águila pescadora en España	27
3.3.1. Reintroducción en Andalucía	27
3.3.2. Reintroducción en el País Vasco	28
<b>4. Normativa</b>	28
<b>5. Reintroducción del águila pescadora en la Comunitat Valenciana</b>	31
5.1. Antecedentes	31
5.2. Análisis de viabilidad	32
5.3. Zona de estudio	33
5.4. Parc Natural del marjal de Pegó-Oliva	36
5.5. Parc Natural del Montgó	39
<b>6. Factores condicionantes del asentamiento</b>	42
6.1. Factores de amenaza	42
6.2. Disponibilidad de alimento	43
6.2.1. Reserva Marina del Cabo de San Antonio	43
6.2.2. Marjal de Pegó-Oliva	45
6.3. Disponibilidad de lugares de nidificación	46
6.4. Corrección de amenazas	47
6.5. Mejoras del hábitat	49
<b>7. Origen y número de ejemplares necesarios</b>	50
7.1. Número de ejemplares	50
7.2. Origen de los ejemplares	51
7.3. Capacidad de extracción de ejemplares de Baleares y Andalucía	53
<b>8. Diseño del proyecto de reintroducción</b>	55
8.1. Traslocación de los pollos	55
8.2. <i>Hacking</i>	56
8.3. Liberación	59
<b>9. Planificación</b>	59
9.1. Acuerdos de cesión de pollos	59
9.2. Localización de los <i>hackings</i>	60
9.3. Comunicación y participación local	62
9.4. Comité de seguimiento	63
<b>10. Bibliografía</b>	63



## Preámbulo

El presente documento tiene como objetivo la evaluación y planificación de la reintroducción del águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la Comunitat Valenciana. El proyecto se inscribe dentro de la estrategia "De la Periferia al Centro de la Conservación" diseñada por la Direcció General de Medi Natural i d'Avaluació Ambiental para recuperar especies extinguidas, poner en valor determinados territorios, establecer alianzas en torno a la conservación de espacios naturales e insertar los esfuerzos de conservación en el territorio valenciano dentro del contexto nacional e internacional.

Esta estrategia se articula en ejes y se centra en la recuperación de especies emblemáticas. Entre estos, y una vez considerados los datos de presencia antigua, se seleccionó al águila pescadora para articular el eje Este. Realizados contactos iniciales con ayuntamientos y grupos conservacionistas locales que habían manifestado el interés en acoger a esta especie, se solicitó al Dr. Miguel Ferrer (Estación Biológica de Doñana, Fundación Migres) asesoramiento sobre el proceso, dada su experiencia exitosa en la reintroducción de la especie en Andalucía. En una primera visita a la zona, realizada el 14/9/2016, la zona se consideró adecuada, y de ese contacto surgió el siguiente contrato realizado por los ayuntamientos interesados:

**Ferrer, M.A. y Torralvo, C.A., 2017. Estudio de Viabilidad para la Reintroducción del Águila Pescadora en los Municipios de Dénia, Xàbia, Oliva y Pego. Migres-CSIC.**

Este estudio concluía que la zona seleccionada acogía buenas condiciones para la recuperación de la especie. Recibido el informe desde los ayuntamientos implicados, en febrero de 2018 se procedió a contratar por parte de la Direcció General de Medi Natural i d'Avaluació Ambiental con la Fundación Migres el estudio:

**Proyecto de Reintroducción del Águila Pescadora en los Municipios de Dénia, Xàbia, Oliva y Pego. Migres. Generalitat Valenciana, 2018.**

En paralelo, el 23 de mayo de 2018 se organizó en Dénia una Reunión Técnica sobre proyectos de reintroducción del águila pescadora en España con la asistencia de representantes de la administración ambiental (Generalitat Valenciana, Generalitat de Catalunya, Govern Balear, Junta de Andalucía), investigado-



res (Universidad de Alicante), Fundaciones (Migres) y organizaciones conservacionistas (SEO/BirdLife, Acció Ecologista-Agró, GREFA, APNAE, Magic & Nature). Entre las conclusiones de esta reunión destaca el acuerdo de que el proyecto de reintroducción del águila pescadora en el entorno del Cabo de San Antonio tiene un interés que excede al de la Comunitat Valenciana, al poder servir para reconectar la población balear con la de la Península.

A la vista de los resultados de la reunión, los representantes de la Generalitat Valenciana asumieron el compromiso de terminar los estudios y comenzar las gestiones para iniciar el proyecto de reintroducción en primavera de 2019.

**GENERALITAT VALENCIANA**  
Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural

La Dirección General de Medio Natural y de Evaluación Ambiental se complace en invitarle a la

**Reunión Técnica sobre Proyectos de Reintroducción del águila pescadora en España.**  
**Dénia (Alicante), 23 de mayo de 2018,**

que se desarrollará según el siguiente programa:

- **11.00-14.00 horas.** Visita a zonas de reintroducción en el **Parque Natural del Montgó** y en el **Parque Natural de Pego-Oliva**.  
Punto de encuentro: Hotel Los Angeles.  
Carretera de Las Marinas, Km 4. Dénia.
- **17.00-20.00 horas.** Reunión del grupo de trabajo en el **Centro de Interpretación del Parque Natural del Montgó**,  
C/ San Joan, nº 1, Finca "Bosque de Diana", Dénia.

parc natural del montgó    parc natural de la marjal de pego-oliva    NATURA 2000

Programa de la reunión nacional sobre proyectos de reintroducción del águila pescadora en España. Dénia 23 de mayo, 2018.

Una vez entregado el proyecto de reintroducción contratado a la Fundación Migres, y con los antecedentes comentados se redacta el presente documento para dar soporte administrativo al proyecto en cuestión y detallar el porqué, dónde y de qué manera reintroducir esta especie en la comarca de La Marina Alta.



## 1. Objetivo

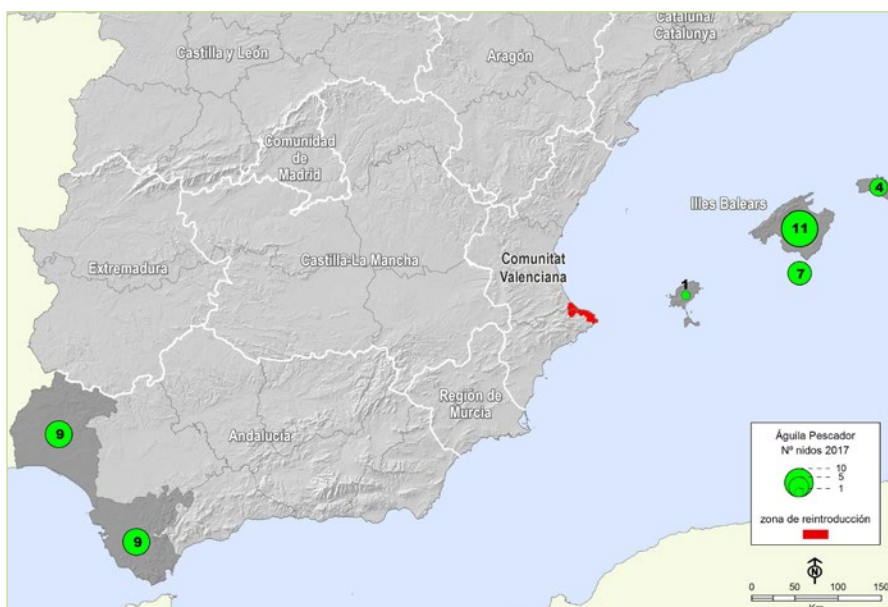
El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) es una especie muy estudiada en todo el mundo y cuyo descenso poblacional a mediados del siglo pasado, particularmente en el sur de Europa, ha despertado gran interés por su conservación. Hasta la puesta en marcha del proyecto de reintroducción en Andalucía, se encontraba extinguida como reproductora en la España continental, mientras que en el resto (Canarias e Islas Baleares) estaba catalogada como “en peligro” (Blanco & González, 1992). Su estatus de conservación en Europa se calificó como “desfavorable” (Tucker & Heath, 1994). Se apuntan varias posibles causas de su extinción en la Península, fundamentalmente la ausencia de hábitats adecuados para la reproducción, sobre todo por construcción de urbanizaciones. Sin embargo, se observa frecuentemente en España durante el paso migratorio hacia África, desde las poblaciones norte-europeas, y algunos ejemplares permanecen aquí durante todo el invierno.

Considerando que la situación de la especie como reproductora en el Mediterráneo es crítica dada su escasez y fragmentación, organizaciones internacionales (Consejo de Europa e ICBP entre otras) han propuesto su reintroducción, señalando el sur y el este de España como sitios prioritarios. En el caso del sur, ya se ha realizado esta actuación con éxito en Andalucía por lo que se precisa ahora abordar se recuperación en el este.

El objetivo del presente proyecto de reintroducción es restablecer una población de águila pescadora en el litoral valenciano, permitiendo la conexión con la población de las islas Baleares, aumentando su resiliencia y garantizando su viabilidad a largo plazo (Figura 1).

Con ello además se favorecería la consolidación de la especie como reproductora en la España peninsular, y la conexión entre el núcleo balear y el andaluz.

Para ello, en este documento se recoge la información existente actualmente sobre



**Figura 1.** Ubicación de la zona de reintroducción en relación con las poblaciones nidificantes españolas (2017).

el águila pescadora, y la metodología a seguir para la preparación, el desarrollo, la ejecución y el seguimiento del proyecto. El presente documento sigue como guía básica las recomendaciones del grupo especialista en reintroducciones de la UICN (2012) y las Directrices Técnicas para el desarrollo de programas de reintroducción y otras traslocaciones con fines de conservación de especies silvestres en España, en su versión aprobada por el la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad el 24 de julio de 2013 y por la Conferencia Sectorial el 7 de octubre de 2013.

## 2. El águila pescadora

El águila pescadora es una llamativa rapaz debido al contraste claro-oscuro de su plumaje. El dimorfismo sexual característico de las rapaces, se manifiesta en el peso y tamaño, pues las hembras de águila pescadora son significativamente mayores. La longitud alar de la especie oscila entre 145 y 180 cm, mientras que el peso lo hace entre 1,2 y 2 kilos. Los valores máximos solo se registran en hembras. Se puede conocer el sexo de un ejemplar de más de 40 días de edad, si al medir la longitud del antebrazo ésta es superior a 192,1 mm, en cuyo caso el águila pescadora será hembra (Muriel *et al.*, 2010).

La mayoría de las águilas pescadoras no crían hasta que tienen entre 3 y 5 años. Pueden superar los 20 años de vida y permanecen fieles a su pareja y nido año tras año. Las hembras normalmente ponen tres huevos, aunque pueden llegar a los cuatro, que incuban entre 35 y 43 días hasta el nacimiento de los pollos. Estos son cuidados por ambos miembros de la pareja. Realizan sus primeros vuelos con 7 u 8 semanas de edad, pero siguen dependiendo de sus padres hasta que inician la migración, el periodo más peligroso de sus vidas.



El águila pescadora está extremadamente bien adaptada para la pesca, ya que se alimenta exclusivamente de peces. Dos adaptaciones son particularmente notables: los ojos, ya que su excepcional visión les permite enfocar su presa a 100 metros o más del agua, y la zigodactilia (capacidad de girar uno de sus dedos hacia atrás) que les permite pescar hábilmente y colocar su presa entre las garras en la posición más aerodinámica, con la cabeza hacia delante como un torpedo.



## 2.1. Taxonomía.

El águila pescadora pertenece al orden de los Accipitriformes y forma por sí misma una propia familia, *Pandionidae*. Dentro de la especie *Pandion haliaetus* se reconocen 4 subespecies (Prevost, 1982): *P. h. carolinensis* (Norte América), *P. h. ridgwayi* (de las Bahamas), *P. h. cristatus* (Australiana) y la nominal *P. h. haliaetus* (Paleártica). Las cuatro subespecies poseen una morfología muy similar, distinguiéndose únicamente por los diseños de las manchas en el plumaje y por el tamaño. Las subespecies más próximas filogenéticamente y más difíciles de diferenciar son la Paleártica y la Norteamericana.

Diferentes genetistas han demostrado que no hay divergencias genéticas entre poblaciones europeas como las de Finlandia, las islas Baleares, Alemania o Escocia. Parece provenir de un antiguo linaje, al menos del Mioceno, pero posiblemente del Oligoceno e incluso el Eoceno (Zachos & Schmölcke, 2006; Ferrer & Morandini, 2018).

## 2.2. Distribución.

El águila pescadora es la segunda rapaz más ampliamente extendida después del halcón peregrino (*Falco peregrinus*), pues la podemos encontrar en todos los continentes salvo en la Antártida. La subespecie europea (*P. h. haliaetus*) cría alrededor de los 60° de latitud N (países escandinavos, Alemania oriental, Polonia, Bielorrusia, Estonia, Letonia, Lituania y Escocia) y de los 40° Norte (costas del Mediterráneo, islas Canarias, Baleares, Chafarinas y Córcega).

## 2.3. Migración.

El águila pescadora es una especie migratoria, que atraviesa la península ibérica durante su viaje hacia África, desde las poblaciones norte-europeas. Lo hace de forma individual, sin agruparse, ni siquiera los pollos con los padres. Algunos ejemplares se sedentarizan en la región meridional y oriental del país durante todo el invierno. Por ello es fácilmente localizable en el sur de España durante otoño e invierno, tanto en la costa como tierra adentro en embalses y masas de agua tranquilas favorables para sus requerimientos.

Las águilas pescadoras del norte de Europa migran a partir de agosto hacia sus áreas de invernada en África, y a partir de marzo en sentido contrario, en un amplio frente sin concentrarse en los estrechos (Cramp & Simmons, 1980; Bernis, 1973; Österlof, 1977). Sin embargo, parece que tienden a utilizar



zonas más amplias como el Delta del Ebro o el Valle del Guadalquivir (Ferrer *et al.*, 1984). Son más abundantes durante agosto-octubre y marzo-mayo. Las recuperaciones de individuos anillados indican que la mayor parte proceden de Suecia, Alemania y Finlandia (Österlof, 1977; Saurola, 1994).

Se han registrado águilas en migración en 38 provincias españolas, de las cuales las más importantes son las costeras; tanto las del sur (Cádiz, Huelva, Málaga y Sevilla) y este (Valencia, Alicante, Barcelona y Castellón) como las del norte (Guipúzcoa). Esta última, junto con Navarra, señala un paso preferente para entrar en la Península desde el norte de Europa, mientras que las del sur y este son las zonas preferenciales de salida en dirección a África o de regreso. Durante su trayecto a través de la Península se han detectado migrantes en la mayor parte de las provincias, corroborando que viajan en un amplio frente (Casado 1999).



El viaje desde las zonas de cría hasta las de invernada y viceversa, es realizado cada año, salvo en el caso de los juveniles, que pasan sus dos primeros años de vida en África antes de regresar a su área de nacimiento. A partir de ese primer retorno, realizará la migración cada año. La estrategia utilizada por el águila pescadora para realizar su periplo, al contrario que otras especies que realizan jornadas de vuelo y se detienen al inicio o al término en determina-

dos lugares para aprovisionarse, es la de alimentarse durante las jornadas de vuelo cuando se topan con un lugar que les suministre peces, deteniéndose por tanto menos tiempo e incrementando así la velocidad media con la que cruzan Europa (Strandberg & Alerstam, 2007).

La migración es un periodo de alto coste energético y durante el cual se produce la muerte de muchos individuos, por lo que tiene una enorme influencia sobre el estado de la población reproductora. Una vez que un ejemplar ha realizado una migración completa, ida y vuelta, no suele encarar muchos peligros en las siguientes. Pero la historia de los jóvenes es distinta, ya que tienen que realizar la migración ellos solos, sin



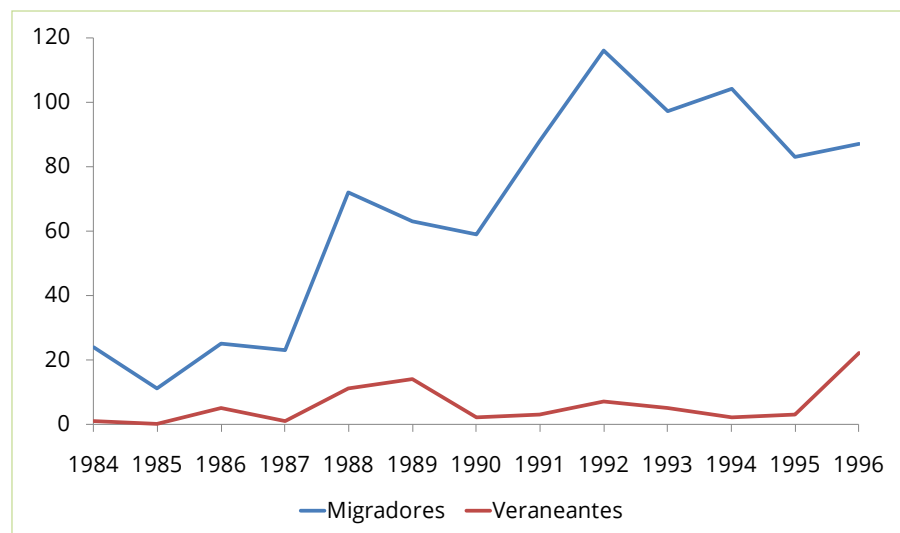


guía alguno, aprendiendo el camino por primera vez y además muchos de ellos no han pescado por sí mismos ni una sola vez. Una falta de lugares de sedentarización o alimentación adecuados, contribuiría substancialmente al declive de la población al incrementar notablemente la mortalidad juvenil.

Las poblaciones insulares son sedentarias, tal y como sucede en todas las grandes aves con madurez sexual retardada, aunque sus poblaciones continentales sean migratorias. Este fenómeno facilita la persistencia de esas poblaciones (Ferrer *et. al.*, 2011, Ferrer & Morandini 2018).

Algunos ejemplares se estacionan durante el paso en ríos, lagos o embalses favorables para sus requerimientos y pasan el invierno (Cramp & Simmons, 1980). Las pausas en la migración pueden tener una naturaleza oportunista, dependiendo de las condiciones de los individuos, de lo que reste de viaje y de las posibilidades para pescar sobre el trayecto (Finlayson, 1992). El escaso número de días con temperaturas por debajo de 0°C, permite a los invernantes permanecer durante todo el año en el sur de la península ibérica (Poole, 1989a).

Los análisis (Casado, 1999; Figura 2) sugieren que cada vez hay más individuos en migración por la península ibérica, tanto durante el paso prenupcial (correlación de Spearman  $r = 0,19$ ,  $n = 520$ ,  $p < 0,001$ ), como el postnupcial (correlación de Spearman  $r = 0,21$ ,  $n = 520$ ,  $p < 0,001$ ) dada la correlación positiva que se tienen con los años. En algunos años se observa un descenso de efectivos, pero en ningún caso estas oscilaciones resultaron ser significativas (siempre  $p > 0,05$ ) cuando se compararon las



**Figura 2.** Observaciones anuales de águilas pescadoras en la península ibérica (basado en Casado, 1999).



distribuciones entre años con el test de U-Mann-Whitney. Los migradores postnupciales contabilizados durante 13 años fueron 509, mientras que los prenupciales ascendieron a 343. Esto puede bien ser un reflejo de la mortandad sufrida en las áreas de invernada y durante el trayecto, o bien puede deberse a que la migración prenupcial ocurre en un periodo más corto que la postnupcial.

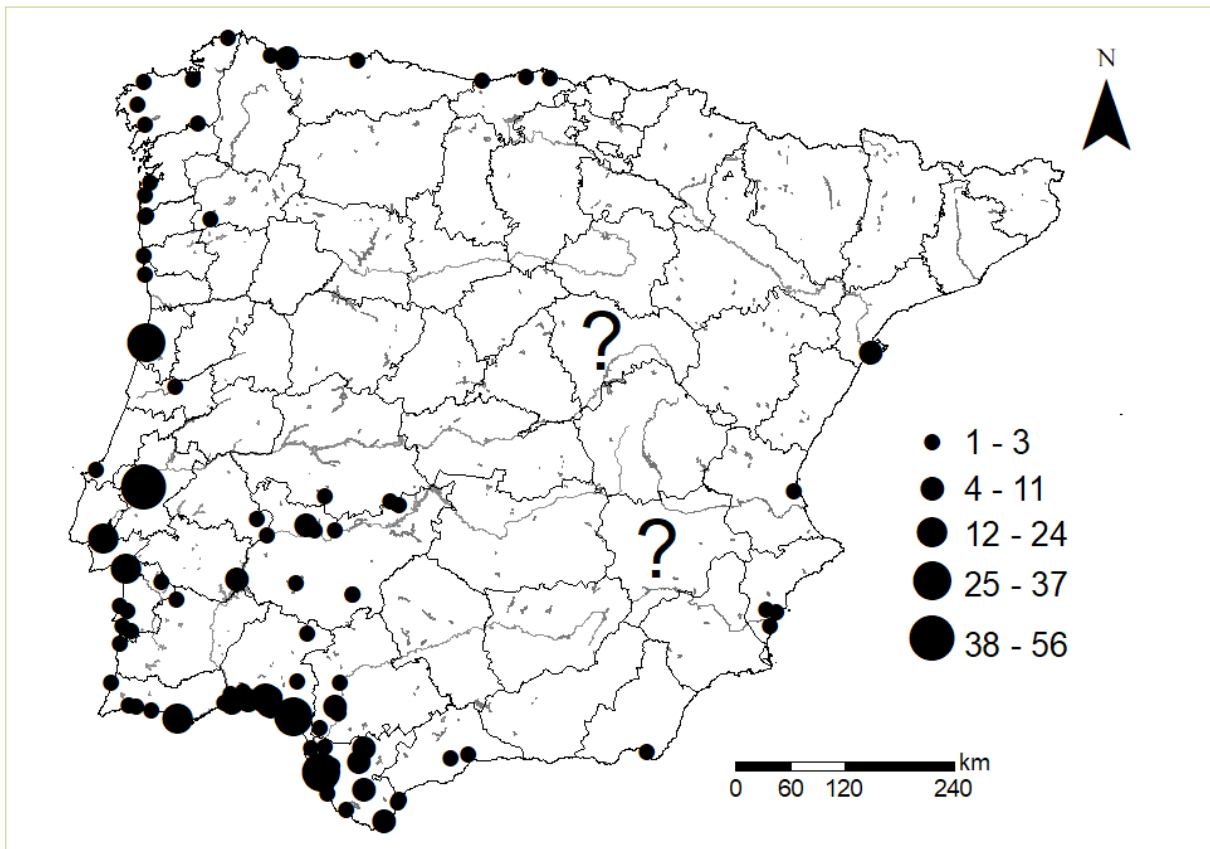
La sedimentación durante el verano refleja un continuo y significativo incremento anual (correlación de Spearman  $r = 0,11$ ,  $n = 520$ ,  $p < 0,05$ ), pero sin cambios bruscos entre años. Se han detectado veraneantes en 16 provincias españolas, no obstante, en la mitad de ellas los registros son de un único individuo en 13 años. Cinco provincias presentan una media de avistamientos superior a la media global (Alicante, Cádiz, Huelva, Málaga y Sevilla) y de estas cinco solo Cádiz muestra menos de 6 observaciones.

Algunos migradores postnupciales (agosto-octubre) se sedentarizan durante el resto del invierno, y algunos incluso durante todo el año, sin seguir a sus congéneres cuando regresan al norte de Europa. Algunos migradores prenupciales (marzo-mayo), también hacen parada en la península ibérica sin continuar hacia las áreas de cría. Es decir, la mayor parte de los ejemplares vistos en invierno corresponden a individuos que han detenido su viaje hacia los cuarteles de invierno. Sin embargo, otra pequeña fracción corresponde a individuos que ya se sedentarizaron el verano anterior. Lo mismo sucede con el grupo de aves avistadas durante el verano: algunas se detuvieron durante ese mismo paso prenupcial, otras en cambio ya lo hicieron el anterior paso postnupcial, de manera que podemos encontrar individuos que permanecen en España continental al menos durante un año, y otros que únicamente se sedentarizan durante unos meses. Se ha sugerido que estos ejemplares corresponden a individuos en mal estado fisiológico y/o jóvenes (Österlof, 1959); no obstante, también cabe la posibilidad de que sean aves fuera de estos dos grupos, que encuentran en la Península los requerimientos necesarios para su estancia y decidan no seguir viajando.

Los lugares seleccionados por migradores, invernantes y veraneantes suelen ser costeros (Tabla 1; Figura 3). A pesar de que los embalses no han resultado ser considerablemente importantes para ninguno de ellos, es innegable que son utilizados, sobre todo en las provincias interiores. Los pantanos no son básicos para el mantenimiento de una población de águila pescadora, sin embargo, sí son un gran apoyo e incrementan la disponibilidad de alimento, como sucede en otros países (Van Daele & Van Daele, 1982; Houghton & Rymon, 1997).

**Tabla 1.** Lugares con mayor cantidad de citas durante la invernada y en verano, de águila pescadora. En negrita se marcan los lugares que han sido utilizados durante el periodo estival. Fuente: Fundación Migres.

Provincia	Localización
Huelva	<b>Marismas del Odiel</b> , R. Piedras, PN de Doñana, diversos puntos de la playa que hay entre Marismas del Odiel y el PN de Doñana.
Sevilla	<b>Preparque Doñana</b> (Veta la Palma)
Cádiz	R. Palmones, R. Jara, Chiclana, Sal. Bonanza, E. Arcos, E. Bornos, Pto. Real, Pto. Sta. M <sup>a</sup> , Bahía de Cádiz
Toledo	E. Castrejón, E. Navalcán
Girona	Aiguamolls de L'Empordá
Tarragona	Delta del Ebro
Málaga	<b>Desembocadura del Guadalhorce</b> , E. Nuevo del Ángel, E. Viejo del Ángel, E. La Concepción
Alicante	<b>PN del Hondo, PN Salinas de Santa Pola, E. Beniarrés, PN Marjal de Pego</b> , E. La Pedrera
Barcelona	Delta del Llobregat
Badajoz	E. Montijo, E. Cedillo, E. Orellana
Valencia	Albufera de Valencia



**Figura 3.** Distribución de la invernada de águilas pescadoras en la península ibérica en 2017 (datos inéditos de Fundación Migres).



#### 2.4. Alimentación.

El águila pescadora basa el 100% de su dieta en pescado fresco. Aunque ocasionalmente se la ha visto portar otras presas como lagartos, pequeños mamíferos e incluso pequeñas aves, es anecdótico (Poole, 1989a). Pesca especies que frecuentan aguas someras o que se encuentran en la superficie en aguas más profundas, dulce o salada.

Tanto en embalses como en la costa, y tanto durante la migración como en el periodo reproductor, los peces más capturados son de mediano tamaño (20-30 cm) (Gil Sánchez, 1995; Francour & Thibault, 1996), con peso entre 150-450 gr, aunque más frecuentemente seleccionan presas de aproximadamente 250-300 gr. El espectáculo de la pesca de un águila pescadora es impresionante y difícil de olvidar. Puede buscar su presa posada sobre algún elemento sobresaliente del agua, pero habitualmente vuela lentamente, una y otra vez, entre 30 y 100 metros sobre el nivel del agua. Una vez que detecta una presa, se detiene, se cierne, y se lanza en picado con las garras hacia delante como una flecha. Antes de salir, se asegura de que tiene bien apresada su escurridiza comida. Una vez que abandona el agua, se dirige hacia su nido o hacia un posadero tranquilo en el que entretenerse durante casi una hora en ingerir su alimento.

Allí donde están presentes, los mugílidos (*Mugil sp.*, *Chelon sp.* y *Liza sp.*) son sus presas favoritas en distintas partes del mundo (Szaro 1978, Francour y Thibault 1996, Silva y Olmos 2002, Sayago 2008). En las marismas de Huelva el 90% de las presas son las lisas (Sayago, 2011) que también son predominantes en Urdaibai (Galarza, 2010). En aguas dulces consume sobre todo carpas (*Cyprinus carpio*) y barbos (*Barbus sp.*) (Sáyago, 2011).

#### 2.5. Hábitat.

El requisito más importante para el águila pescadora es la presencia de masas de agua donde poder capturar a sus presas. En el momento de la reproducción, es una especie muy versátil que cría sobre una gran variedad de estructuras como acantilados, plataformas artificiales, postes, tendidos eléctricos, árboles, cortados e incluso sobre el suelo si carecen de predadores. Pero la característica común de todos los lugares de nidificación, es que están rodeados de una zona abierta con buena visibilidad (Poole, 1989b). La especie concreta de árbol, la densidad de arbolado y la altura del nido no son factores significativos en cuanto a la selección de lugar de nidificación, en cambio sí lo es que sea el elemento que más destaque

(Vana-Miller, 1987). Por ejemplo, en New Hampshire (EEUU) nidifican preferentemente sobre pinos secos de la especie *Pinus strobus*, debido a que son los más altos de la vegetación circundante, y en Alemania prefieren las altas torres de transporte de electricidad.

Las plataformas construidas en medio de una masa de agua o en islotes, suelen ser especialmente atractivas para la especie, quizá por la protección que les proporciona ante predadores.

## 2.6. Reproducción.

El águila pescadora es una especie monógama, es decir, que las parejas que se establecen son duraderas, y el reemplazo de uno de los miembros de la pareja suele deberse a su muerte. No obstante, esta fidelidad probablemente sea debida más a la fidelidad al sitio de nidificación que a la pareja (Poole, 1989b), de hecho, al menos el 90% de los individuos retornan año tras año al mismo lugar (Henny & Van Velzen, 1972). El emparejamiento se realiza a los pocos días de llegar a las zonas de cría (febrero-marzo), aunque la puesta se puede producir en un amplio rango, oscilando entre finales de marzo y comienzos de mayo en la cuenca mediterránea. En las poblaciones del norte de Europa se produce antes y en un rango más ajustado.

La incubación corre a cargo de ambos sexos, aunque la hembra dedica más tiempo (65%-80%). El periodo de incubación dura unos 35-43 días, durante el cual los machos alimentan a las hembras (Poole, 1989a). Aproximadamente a los 53 días

de edad los pollos están completamente emplumados y pueden realizar sus primeros vuelos. Tras una media de 30,4 días de los primeros vuelos, los pollos inician la migración. Hasta entonces, son alimentados por los padres y no parece existir un conflicto paterno-filial, es decir, los padres suministran a los pollos tanto alimento como les piden, aunque la cantidad va disminuyendo a medida que mejoran las habilidades de los pollos para capturar peces por sí mismos (Bustamante, 1995). El comportamiento de pesca parece ser innato (Schaadt & Rymon, 1982), aunque el aprendizaje de los padres acelere el proceso. En cualquier caso, en





ocasiones los jóvenes no pescan ni un solo pez mientras estén con sus padres.

El fuerte carácter filopátrico de la pescadora, hace que el 76% de los individuos críen por primera vez a menos de 125 km de su lugar de nacimiento (Österlof, 1977), aunque también en este aspecto encontramos diferencias de género, siendo los machos significativamente más filopátricos que las hembras. Spitzer y Poole (1980) encontraron en EE.UU que un 10,3% de las hembras se dispersan más lejos (más de 200 km) que los machos (37 km como máximo). También en Alemania las hembras criaron más lejos que los machos, incluso a 278 km de su lugar de nacimiento (mínimo=17, máximo= 278), mientras que los machos apenas superaron los 200 km. (mínimo=4, máximo= 209).

## 2.7. Evolución de la población europea.

Desde el siglo XIX se tiene constancia del acoso al que la especie ha sido sometida por parte del hombre, lo que ocasionó un drástico descenso en los efectivos e incluso la desaparición de algunas poblaciones. Se extinguió como reproductora de Bélgica, Francia continental, antigua Checoslovaquia (alrededor del 1850), de Suiza (1911), de Dinamarca (1916), Gran Bretaña (1916), Austria (alrededor de los años 30) y de Alemania occidental (1933). El estado de las poblaciones llegó a ser alarmante, tanto que ya en los años 20 Finlandia y Suecia establecieron leyes proteccionistas.

Posteriormente hubo un periodo de recuperación que duró hasta los 50-60, tras el cual el águila pescadora sufrió otra fuerte regresión y se extinguió de Cerdeña (hacia los años 60), de Italia (en 1956), de Grecia y de España en los 80. En Portugal quedaba 1 pareja nidificante hasta 1996, pero en 1997 la hembra fue abatida de un disparo (Palma & Beja, inédito). Este segundo declive fue causado principalmente por el uso de contaminantes y pesticidas como el DDT, que provocaban un descenso en la tasa de eclosión deprimiendo la productividad; por la lluvia ácida que acidifica las masas de agua; por el expolio; por las molestias humanas y por las prácticas pesqueras. Parece ser que los distintos factores no actuaron con igual intensidad en todos los lugares, pues por ejemplo Barros *et al.* (1984) consideraron que los pesticidas no influyeron en la población portuguesa.

Los países que aún mantenían alguna población de águila pescadora la protegieron legalmente entre los años 50-60, los más tardíos fueron España en 1966, Alemania en 1968 e Italia en



1971. Estos esfuerzos han resultado efectivos, y mientras que en algunos puntos la población se ha estabilizado, en otros muestra una tendencia al alza, especialmente la zona occidental mientras que en la oriental la situación es algo menos optimista. Por ejemplo, en Francia continental, se estableció una nueva población a finales del siglo XX, contando en 2012 con 30 parejas reproductoras (Wahl *et al.*, 2012). Otro ejemplo de población en claro crecimiento y que probablemente está contribuyendo al crecimiento de la población francesa, es la alemana que ha pasado de 75 parejas reproductoras en los 70 a 550 en 2007 (Schmidt & Müller, 2008). Según Saurola (1997), en Europa había unas 7.000-9.000 parejas reproductoras, cifra que ha aumentado a más de 10.000 parejas en censos más recientes (Tabla 2).

**Tabla 2.** Situación de las poblaciones de águila pescadora en Europa en 2016 (Council of Europe, 2016)

País	Nº de parejas	Año	Tendencia (desde 1980)	Referencias
Armenia	2-5	2002-2012	¿	BirdLife International 2015
Azerbaijan	0-5	1996-2000	¿	BirdLife International 2015
Bielorusia	150-180	1998-2002	±	BirdLife International 2015
Bulgaria	0-5	2005-2012	-	BirdLife International 2015
Dinamarca	3	2012	+	BirdLife International 2015
Estonia	60-70	2008-2012	+	BirdLife International 2015
Finlandia	1.100-1.350	2001-2012	+	BirdLife International 2015
Francia (cont)	38-50	2015	+	R. Wahl pers. comm.
Francia (Córcega)	28-30	2015	+	P. Monti, 2015
Alemania	700-721	2005-2009	+	BirdLife International 2015
Italia	3	2015	+	A. Troisi pers. comm.
Letonia	190-210	2012	+	BirdLife International 2015
Lituania	30-40	2008-2012	+	BirdLife International 2015
Moldavia	0-1	2001-2012	-	BirdLife International 2015
Noruega	415-600	2009-2013	+	BirdLife International 2015
Polonia	28-39	2009	-	BirdLife International 2015
Portugal	1	2015		Palma pers comm
Rusia	2.000-4.000	2005-2012	+	BirdLife International 2015
España (Andalucía)	13	2013	+	E. Casado pers. comm
España (Baleares)	21	2013	+	R. Triay pers. comm.
España (Canarias)	14	2008	±	Triay & Siveiro, 2008
Suecia	3.400-4.700	2008-2012	±	BirdLife International 2015
Holanda	1	2016	+	Sovon, pers. comm.
Turquía	0-10	2013	-	BirdLife International 2015
Ucrania	1-2	2013	-	V. Grishchenko pers. comm.
Escocia	ca. 280	2014	+	R. Dennis pers. comm
Inglaterra	21	2016	+	T. Mackrill pers. comm
Gales	4	2015	+	R.Dennis pers. comm
<b>Total</b>	<b>8.498 - 12.364</b>			



Actualmente las principales amenazas para su supervivencia parecen ser las molestias humanas y la alteración de su hábitat. En las regiones más septentrionales la silvicultura es una práctica que destruyó en el pasado más reciente áreas de nidificación, del mismo modo que lo hizo el desarrollo turístico en la cuenca mediterránea.

### **2.7.1. Evolución en la península ibérica.**

La reproducción del águila pescadora en la península ibérica está pobremente documentada. Parece ser que se mantuvo una población reproductora reducida y dispersa, pero constante hasta comienzos del siglo XX. Ocupó con certeza seis provincias costeras: Alicante, Asturias, Cádiz, Gerona, Granada y Málaga, y posiblemente Valencia, Álava y Huelva (Galarza y Zuberogoitia, 2012).

Las citas más antiguas de águila pescadora nidificante en la Península provienen de Gibraltar, lo que simplemente indica el trabajo pionero de naturalistas ingleses en el descubrimiento de nuestra fauna. Tanto Saunders (1871) como Irby (1895) certifican la reproducción en el Peñón, donde hay continuas referencias a su presencia hasta 1932, desapareciendo después probablemente debido al acoso que padecían (Alonso, 1983).

En la provincia de Málaga existían dos zonas de cría bien documentadas. Una de ellas era la desembocadura del Río Guadalhorce y la otra se situaba entre Cerro Caleta y Punta la Mona (Granada). Ambas son conocidas desde al menos 1886 (Arévalo y Baca, 1887). No se ha conseguido ningún otro registro sobre la reproducción en la desembocadura del Guadalhorce. En cambio, se sabe que el nido situado en Cerro Caleta, ha sido ocupado hasta 1982 (Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de Málaga, inédito). Finalmente fue abandonado a consecuencia del expolio y la caza.

Cádiz es la provincia que mantuvo un mayor número de parejas reproductoras. En 1909, Verner habla de 3 nidos con huevos en esta provincia, sin dar su situación exacta. Tanto Terrase & Terrase (1977) como Alonso (1983) opinan que dos de estos nidos se encontraban en el Cabo Trafalgar, mientras que el tercero es de localización desconocida. En 1910 los avistamientos ya no se producen en el Cabo de Trafalgar sino en el acantilado de Barbate, lo que puede reflejar el traslado de las parejas a un sitio más tranquilo. En ese año, Hobson dice ver varias parejas nidificando en los acantilados, pero sin concretar una cifra, y en las primaveras de 1954 y 1956 solamente detecta 2 parejas en el mismo lugar (Alonso, 1983). Las últimas referencias de probable reproducción en esta área corresponden a los acantilados de Barbate.





Se han recogido alusiones a otras zonas de reproducción. Entre estas tenemos la ofrecida por Saunders (1871) que había sido informado “recientemente” de que el águila pescadora criaba en los bosques del Coto de Doñana (Huelva) cerca de la costa. Refiriéndose al mismo lugar, Mountfort (1968) escribe “...criaron en el pasado”, pero tampoco da detalles en cuanto a número de parejas ni fechas. Bijleveld (1974) cuantificaba la población española en algunas decenas de parejas. Esta cifra resulta un tanto excesiva, salvo que tenga en cuenta las poblaciones insulares.

La primera mención sobre la reproducción de águila pescadora en Portugal es de Arévalo y Baca (1887). Posteriormente Tait (1924) se refiere a ella como un ave muy común a comienzos del siglo XVIII, pero en la época en que publicó su libro ya llevaban unos años sin criar en los nidos que él conocía. Las últimas plataformas las encontró en el S-SO (al E de Portimao, Pta. de Piedad, en las rocas de Sines y por los alrededores del Cabo de S. Vicente) en los años 1913, 1914 y 1921. Por el resto del país pudo observar individuos que consideró migradores, teniendo en cuenta la época, que en años posteriores no se conocieron nidificantes y que además el norte no parecía ser un lugar adecuado para la reproducción. Aún permanecían en el país dos parejas reproductoras en 1988 y consideraba que su productividad mostraba una evolución positiva. En 1988 una de las parejas desapareció, mientras que la otra sobrevivió hasta 1997 cuando la hembra fue tiroteada (Palma & Beja, inédito).

A principios de este siglo, el águila pescadora había desaparecido totalmente como nidificante en la España peninsular, reproduciéndose únicamente en islas: Baleares, Canarias y Chafarinas. No es hasta que se pone en marcha el proyecto de reintroducción en Andalucía (ver apartado 3.3.) cuando la especie vuelve a nidificar en la Península. Respecto a la Comunitat Valenciana, los datos de presencia de la especie se resumen en el apartado 2.7.3.

### 2.7.2. El águila pescadora en Baleares.

Aquí se encuentra la última población mediterránea española (Malmierca y Muntaner, 2010). Entre el siglo XIX y primera mitad del XX se conocen citas de reproducción en todas las islas mayores (Mallorca, Menorca, Ibiza) y algunas de las menores (Formentera, Cabrera, Dragonera). En Ibiza se reproduce hasta los años 70, de forma que hacia 1980 solo se constata la reproducción de 9 parejas en todo el archipiélago (Tabla 3). Desde entonces la población de Mallorca ha crecido de forma constante, más aún en el caso de Cabrera, mientras que la población de Menorca se ha mantenido relativamente estable. En Ibiza se volvió a constatar la reproducción de una pareja en 2015, y en 2018 se añadió una segunda. De esta forma, entre 1980 y 2018 la población balear casi se ha triplicado (Tabla 3, Muntaner, com. pers.)

**Tabla 3.** Evolución reciente del águila pescadora en Baleares (Muntaner, com. pers.).

Isla	Nº parejas 1980	Nº parejas 2018
Mallorca	5	12
Menorca	3	4
Ibiza	0	2
Cabrera	1	7
<b>Total</b>	<b>9</b>	<b>26</b>

### 2.7.3. El águila pescadora en la Comunitat Valenciana.

En la provincia de Valencia hay referencias de la presencia de la especie en la Albufera en 1885 (Reyes Prosper, 1886) y en 1887 (Arévalo y Baca, 1887) y en el Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (MNCN) se conserva la piel de un ejemplar procedente de la Albufera de Valencia en época de cría, mayo de 1900. González *et al.* (1992) señalan que la especie podría haber criado cerca de Gandía hasta finales del XIX, no obstante, es una afirmación vaga que no puede ser considerada como segura.

En Alicante el águila pescadora criaba en puntos del litoral hasta mediados del siglo pasado (Urios *et al.*, 1991), pero no se ha especificado el lugar exacto. Según este autor, la última pareja crió en 1981 en el embalse de Beniarrés (Alicante, construido en 1958) sobre un árbol. Esta cita es la única segura que supone la construcción por esta especie de una plataforma sobre

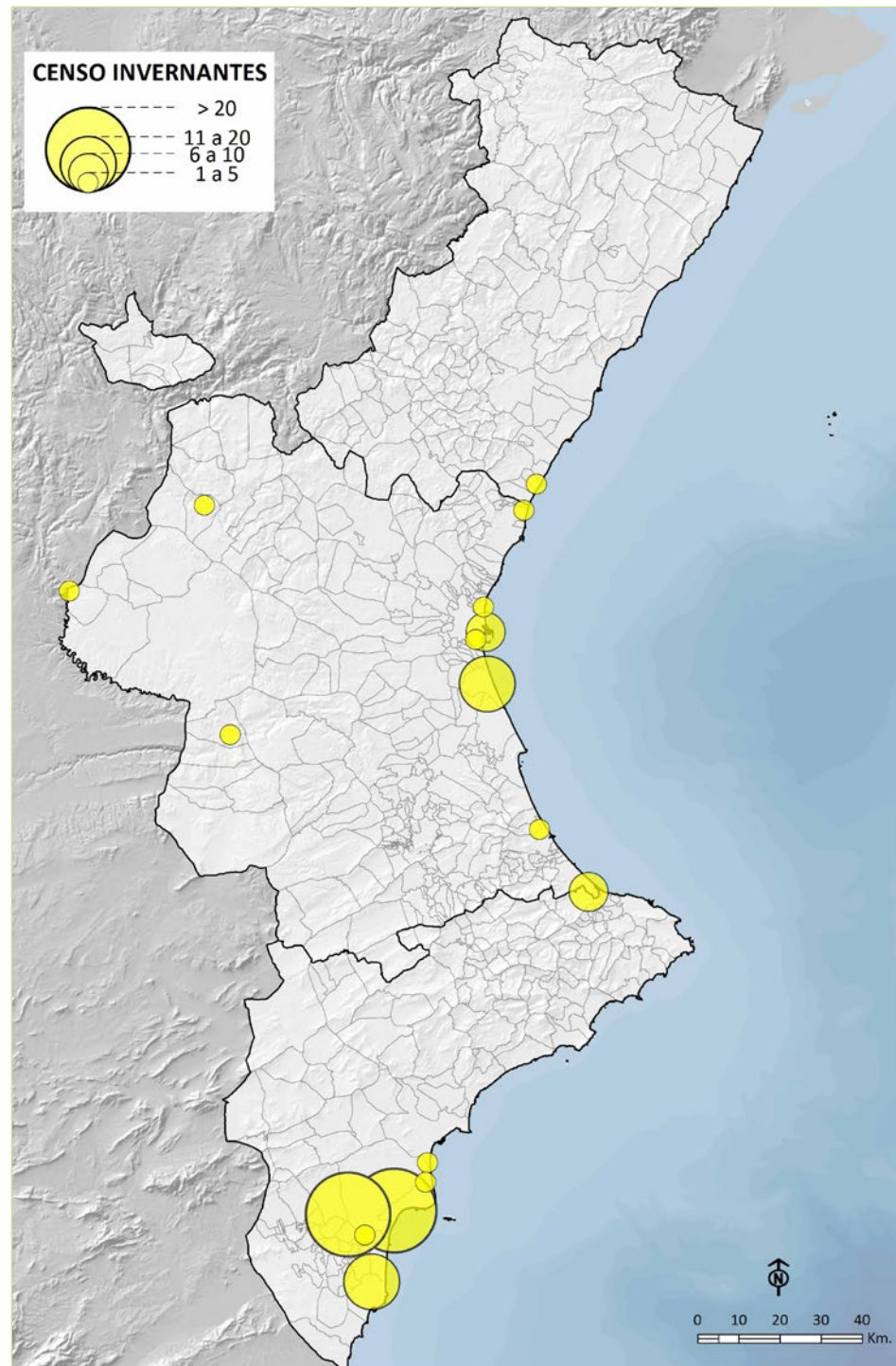
árbol en España, y en aguas interiores. Rico y Gil-Delgado (1986) en cambio, señalan 1984 como fecha de desaparición del águila pescadora en Alicante. Es un dato vago que no concreta ningún punto, ni costero ni interior, por lo que cabría la posibilidad de que se refiriera a la misma pareja que Urios, o a alguno de los miembros. Se ha sugerido la nidificación de otra pareja diferente a la del embalse de Beniarrés, en la cala Granadella (Jávea/Xàbia) en 1981, también sin confirmar (González *et al.*, 1992). En su búsqueda de datos inéditos de posible nidificación de esta especie en Alicante, Izquierdo (2015) comprueba una concentración de testimonios en los acantilados marinos de las comarcas de La Marina Alta y la Marina Baixa, entre Dénia al norte y Benidorm al sur, que sostienen que la especie se mantuvo como reproductora hasta mitad de la década de los 50 e inicios de los 70 del pasado siglo.

Desde su desaparición como nidificante, el águila pescadora sigue estando presente en la Comunitat en los pasos migratorios, durante el invierno y, más excepcionalmente, durante la época



Antiguo nido de águila pescadora en el Penyal d'Ifac (Calpe) donde crió la especie hasta los años 50 del pasado siglo (A. Zaragoza, com. pers.). Fuente: Alejandro Izquierdo

de reproducción. En los censos de aves acuáticas invernantes en zonas húmedas realizados entre 2004 y 2018 (Fig. 4) se han contabilizado 141 ejemplares en 17 sitios diferentes, siendo más abundante en Alicante (93 ejemplares), seguida por Valencia (44) y siendo muy escasa en Castellón (4).



**Figura 4.** Águilas pescadoras contadas durante censos de aves acuáticas invernantes en la Comunitat Valenciana entre 2004 y 2018. Fuente: Servicio de Vida Silvestre.



#### 2.7.4. El águila pescadora en otras zonas del Mediterráneo.

##### **Argelia**

En 1991 se censaron entre 9-15 parejas reproductoras. La última información publicada sobre esta pequeña población es de Thibault *et al.* (1996b) quien indica que muestra una tendencia a la estabilidad.

##### **Córcega**

Desde el siglo XIX hasta 1960 la población se estimaba en 40-100 parejas reproductoras. Sin embargo, en 1964 se registraron menos de 10 (Terrasse & Terrasse, 1977) y 10 años más tarde únicamente se contabilizaron 3. Con posterioridad la población empieza a crecer con 11 parejas en 1979, 16 en 1990 y en 1996 llegaron a reproducirse 25-27 (Bouvet & Thibault, 1980; Thibault *et al.*, 1996a).

##### **Chafarinas**

El primer registro escrito de nidificación en las islas Chafarinas data de 1953, cuando Brosset (1957) visita la isla Congreso y tiene la impresión de que la especie es bastante común. En 1982 y 1983 Witt *et al.* (1983, en González *et al.*, 1992), encontró una pareja. La última reproducción con éxito se constata en 1991, puesto que, aunque en 1992, 1993 y 1996 se comprueba la existencia de huevos en el nido, no llegan a eclosionar. Parece ser que las principales causas de fracaso reproductor son los acosos a que son sometidas por la gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*), y las molestias ocasionadas por los pescadores submarinos. Todo ello provoca la falta de un lugar lo suficientemente tranquilo para criar (GENA, inédito). El expolio probablemente es otro factor importante a tener en cuenta, ya que en el Museo Nacional de Ciencias Naturales se conserva un huevo recolectado en estas islas en 1987.

##### **Marruecos**

Según Arévalo y Baca (1887), el águila pescadora nidificaba en cualquier lugar de la costa favorable para ello, y conocía una pareja en Cabo Negro, al oeste de Tánger. En 1991 la población marroquí queda determinada en 19-21 parejas con tendencia a la estabilidad (Thibault *et al.*, 1996b).

Resumiendo, la población europea de águila pescadora en general muestra una recuperación, más o menos acentuada según los casos. En la cuenca mediterránea ha desaparecido prácticamente de todos los lugares excepto de Mallorca, Menorca, Cabrera y Córcega, donde la recuperación es tímida pero continua desde 2007. La situación en los países del Este (Ucrania, Moldavia y Bulgaria) se desconoce, pero se sospecha que es crítica. Por ello, la recuperación de poblaciones continentales capaces de intercambiar individuos con las isleñas es vital para la conservación de la población mediterránea. Ello hace que la reintroducción en la Comunitat Valenciana tenga no solo un valor en sí mismo, sino un papel crucial en la viabilidad y resiliencia de la población mediterránea de la especie.



### 3. Los proyectos de reintroducción

La utilización de técnicas de conservación que incluyen translocaciones o auténticas reintroducciones se remontan a tiempos antiguos. La aplicación a la conservación de aves de presa es más reciente. Sin ánimo de ser exhaustivos podemos señalar entre los proyectos más relevantes al menos los siguientes:

- El halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en Norteamérica.
- El cóndor de California (*Gymnogyps californianus*) en Norteamérica.
- El pigargo europeo (*Haliaeetus albicilla*) en Escocia.
- El águila real (*Aquila chrysaetos*) en Irlanda.
- El buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Francia.
- El buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Italia.
- El quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes.
- El búho real (*Bubo bubo*) en Alemania.
- El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en Inglaterra.
- El milano real (*Milvus milvus*) en Inglaterra.
- El águila imperial (*Aquila adalberti*) en España.
- El águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en España.
- El halcón peregrino (*Falco peregrinus*) en España.
- El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en España.

Algunos de los proyectos citados han sido sin duda proyectos emblemáticos que han influido de forma decisiva no solo en la conservación de estas aves sino también en la percepción pública de la necesidad de la conservación de especies amenazadas, enviando un mensaje hasta entonces poco difundido: *No solo es posible conservar lo que nos queda, sino recuperar parte de lo que perdimos*. Es conocido en psicología social que el envío reiterado de mensajes negativos del tipo “la especie X en inminente peligro de extinción...” conduce en poco tiempo a la aceptación del hecho negativo como “inevitable” e induce por tanto la inacción y pasividad como única respuesta. Sin embargo, la puesta en marcha de proyectos positivos de recuperación consigue el efecto contrario, movilizandando voluntades y deseos dormidos hasta entonces y generando con ello una reacción activa que es fundamental, no solo para el proyecto concreto sino, en general, para la política de conservación de la biodiversidad. En este contexto, sin duda los proyectos de reintroducción son posiblemente la herramienta más potente con la que contamos.

#### 3.1. ¿Cuándo hacer una reintroducción?

Resulta obvio que los proyectos de reintroducción son deseables siempre que la especie haya sido erradicada de una zona determinada por acción humana, pero las condiciones para la existencia de la especie permanezcan, es decir exista hábitat



adecuado para ella o bien el hábitat adecuado se pueda recrear. En función de la escala del problema se pueden considerar al menos dos situaciones distintas, a saber:

- La especie no está presente en el área y su población más cercana se encuentra mucho más lejos que la distancia media de dispersión de los juveniles de la especie. Típicamente son las reintroducciones de especies en países donde ha desaparecido y el objetivo es conseguir en esta nueva zona una población que ha de ser viable por sí misma. Fue el caso del pigargo en Escocia.
- La especie no está presente como reproductora, pero el área es visitada por juveniles que no se reproducen en ella por la falta de estímulos relacionados con la reproducción. Estas áreas se encuentran por tanto dentro de la distribución de distancias de dispersión de la especie. En estos casos el objetivo tiene que ver no tanto con la viabilidad de la población reintroducida sino con la estabilidad del sistema metapoblacional. Es el caso del águila pescadora en la Comunitat Valenciana.

### 3.2. Criterios de viabilidad.

Para que un proyecto de reintroducción se pueda considerar no solo deseable, sino viable se han de cumplir una serie de requisitos que analizaremos a continuación.

- **Registro histórico de la presencia de la especie en la zona.**  
Se suele considerar un requisito sin el cual no es posible abordar un proyecto de reintroducción. Básicamente la denominación de reintroducción implica la previa existencia de la especie y esto debe, por tanto, ser demostrado en primer lugar.

En el caso que nos ocupa, existen registros históricos de la especie reproduciéndose en el área hasta 1981 (ver 2.7.3).

- **Desaparición de las causas que motivaron su extinción.**  
Este criterio es indiscutiblemente necesario, aunque en la práctica, salvo extinciones muy recientes, suele ser fácil de cumplir. En muchas ocasiones es fácil de comprobar que la persecución directa, entendida como una movilización para el exterminio sistemático, ya no existe en España. Ello no quiere decir que no existan individuos capaces de matar ejemplares de especies protegidas, pero no es un movimiento social sino personas aisladas. Tampoco se quiere decir con ello que los problemas hayan desaparecido por completo, como veremos en otro de los epígrafes siguientes. Pero en general, el gran declive en las poblaciones de rapaces que experimentamos desde finales del siglo XIX y gran parte del XX que fue debido a la persecución humana sistemática y masiva, afortunadamente ha desaparecido.

- **Disponibilidad de hábitat adecuado para la especie.**

La determinación de la existencia o no de hábitat adecuado es una cuestión técnicamente resuelta hace tiempo. Los análisis de las características de los hábitats usados por la especie objetivo, tanto macrovariables (relacionadas con características del paisaje que la especie habita) como microvariables (relacionadas típicamente en aves de presa con la selección de lugares de nidificación), deberán estar disponibles o en su defecto realizarse en las zonas de presencia actual de la especie más parecidas a la que se pretende utilizar para la reintroducción. Para ello, las técnicas de GIS junto con análisis discriminantes o GLM nos proporcionarán una respuesta objetiva y empírica sobre la disponibilidad o no de hábitat adecuado o, en su caso, de las actuaciones que habría que acometer en la zona para que tuviese las características necesarias. Conviene señalar no obstante que los resultados de análisis de selección de hábitat han de ser tomados con cautela. En muchas



ocasiones, particularmente en especies amenazadas que suelen ser las especies objetivos de los proyectos de reintroducción, la distribución que se analiza corresponde no a la distribución potencial de la especie, sino a los reductos históricos en los que la especie ha sobrevivido a la persecución desarrollada durante los últimos

100 años. Dado que esa persecución masiva en muchos casos no existe, la especie podría estar presente en sitios que no salen como adecuados en los análisis porque eran los de más fácil acceso para los perseguidores. Con ello podemos a veces considerar "hábitat" óptimo a zonas que en realidad son "refugios" óptimos.

Un interesante y revelador ejemplo fue la reintroducción del pigargo en Escocia. Cuando el proyecto comenzó hubo algunas discusiones sobre el lugar concreto en el que realizar las sueltas. De acuerdo con los registros históricos, el último nido conocido estaba situado en un lugar muy escarpado, de difícil acceso, pero como había sido el último lugar ocupado se decidió que se debía empezar por allí. Después de cuatro años de sueltas sin demasiado éxito, los responsables del proyecto decidieron cambiar el lugar de



las liberaciones a una zona que, a su juicio reunía mejores condiciones. En menos de 4 años se establecieron las primeras parejas, experimentando en los años siguientes un crecimiento exponencial. Evidentemente el último nido registrado de la especie solo señalaba el lugar donde pudo sobrevivir la última pareja a la persecución humana, pero no necesariamente el mejor sitio para la especie.

En el caso del águila pescadora, como veremos, existe hábitat adecuado en la zona evaluada como para emprender con garantías un proyecto de reintroducción.

- **Capacidad para acoger una población viable.**

En el epígrafe anterior se trataba de responder a la pregunta de si la especie objetivo podría vivir en la zona de reintroducción. En este, la pregunta tiene que ver con cuántos caben allí y qué efecto tendría eso sobre la persistencia de la especie. Por supuesto, iniciar una reintroducción en un hábitat favorable, pero con capacidad de acoger parejas muy limitada no tendría efectos significativos sobre la conservación de la especie. Para calcular el número potencial de parejas, de nuevo con la ayuda de los análisis de selección de hábitat y teniendo en cuenta la información sobre distancia media entre nidos en poblaciones de la especie, se puede estimar el máximo y mínimo de parejas que potencialmente albergaría la zona. La evaluación del efecto sobre la conservación de la especie se debe abordar desde un análisis demográfico. En el caso de reintroducción en zonas alejadas de otros núcleos, la población final estimada debería ser viable por sí misma. En el caso de recuperación de subpoblaciones en el contexto de metapoblaciones, el análisis debe ir enfocado no a la viabilidad de la población nueva sino al incremento esperado de persistencia para toda la metapoblación. Una de las técnicas más usadas en ambos casos es la simulación estocástica, simulación que introduce el efecto del azar en diferentes niveles (típicamente estocasticidad sexual, demográfica y ambiental) dado que las fluctuaciones azarosas y el alejamiento de los valores medios esperados es tanto más probable cuanto menor sea la población, tal y como indica la práctica del muestreo en estadística. Estos análisis son en definitiva los que deberían cimentar la decisión de proceder o no con el proyecto.

En el presente caso la población no necesita ser autosuficiente por si sola, sino más bien funcionar como conexión con las poblaciones andaluzas por un lado y las de las islas mediterráneas por otro.

- **Posibles amenazas actuales en la zona de actuación.**

Aunque los factores que originaron la desaparición de la especie objetivo en el pasado hayan desaparecido, es probable que nuevas amenazas, especialmente de origen antrópico hayan hecho su aparición en años posteriores. Conviene por tanto repasar la situación de los principales factores que en aves de presa pueden suponer problemas limitantes tanto afectando a la mortalidad como a la fecundidad, entre los que podemos resaltar los siguientes:





**Electrocución en tendidos eléctricos:** será necesario inventariar y tipificar el diseño de los apoyos para corregir los diseños peligrosos que no lo estuviesen ya, además convendría asegurarse de que la legislación evitará la aparición en el futuro de nuevos posibles apoyos inadecuados.

**Contaminantes y plaguicidas:** conviene determinar el nivel basal de los contaminantes más frecuentes en la zona de futuras sueltas, utilizando para ello el análisis de aves presentes en el área que, por su tipo de alimentación, nos proporcionen información precisa de los riesgos que la especie objetivo podría correr en esa área.

- **Suministro sostenido de pollos.**

Si todos los pasos anteriores han sido resueltos con eficacia y resultado positivos, llega el momento de preguntarse ¿de dónde deben proceder los ejemplares para las liberaciones? Existen dos vías habituales de suministro sostenido de ejemplares para proyectos de reintroducciones: la reproducción en cautividad y la extracción de poblaciones silvestres. Las revisiones sobre la eficacia en los resultados obtenidos indican que las probabilidades de éxito aumentan si los pollos proceden de extracción de poblaciones silvestres (Morandini y Ferrer 2017 y referencias allí incluidas), lo que no quiere decir que no se deban o puedan utilizar los procedentes de reproducción en cautividad. La decisión dependerá de las condiciones en cada caso. Si la decisión es la extracción sostenida de poblaciones silvestres, de nuevo se deberá realizar un análisis demográfico del efecto de dicha extracción sobre la población donante.

- **Consideraciones genéticas sobre los ejemplares fundadores.**

Idealmente, en el caso de reintroducciones, los jóvenes liberados deberán tener el mayor parecido posible desde el punto de vista genético con la original población extinta. Actualmente, con las técnicas de amplificación de ADN en plumas y pieles, esto es técnicamente posible en muchos casos. Es recomendable en cualquier caso que los individuos fundadores posean dentro de lo posible una buena representación de la variabilidad genética global de la especie.

Es importante decidir en función de la biología de cada especie y las características de cada caso, cuál debe ser la proporción de sexos de los individuos liberados. En muchas especies, la mortalidad juvenil esta sesgada hacia un sexo y por tanto deberá liberarse más ejemplares de ese sexo. Por el contrario, en algunas especies, el macho tiene mayor tendencia a asentarse rápidamente y defender un territorio, si el lugar es visitado por inmaduros no procedentes de sueltas, puede ser interesante sesgar las sueltas hacia los machos. Este es el caso de la pescadora.

- **Elección del lugar de liberación.**

Dentro de la zona determinada como adecuada según los análisis de hábitat hay que seleccionar el lugar concreto donde se instalarán las infraestructuras necesarias para la liberación de los jóvenes. Para ello, es muy conve-



niente contar con la opinión de especialistas en la especie en cuestión, con amplia experiencia en estudiar sus hábitos en poblaciones existentes. Por supuesto, son cuestiones relevantes la seguridad, posibilidad de acceso, distancia a potenciales zonas conflictivas, disponibilidad de comida, etc.

- **Duración del proyecto.**

La duración del proyecto estará determinada por la capacidad de liberación de jóvenes por año y por las características demográficas de cada especie. En cualquier caso, suelen ser proyectos de larga duración porque en general se trata de especies de larga vida con madurez sexual retardada y elevada mortalidad juvenil. Por ello, conseguir con una probabilidad aceptable ejemplares supervivientes de ambos sexos con la edad adecuada para la reproducción suele suponer entre 5 y 10 años. En cualquier caso, los cálculos, de nuevo por análisis demográficos habitualmente por simulación, deberán realizarse para establecer expectativas razonables de duración total, así como establecer hitos que nos permitan evaluar si la evolución es adecuada o no.

- **Evaluación y seguimiento.**

El diseño del programa de reintroducción debe inexorablemente ir unido a un programa de seguimiento científico con un doble objetivo; por un lado, la evaluación del desarrollo del proyecto mismo, y por otro aumentar nuestro aún muy escaso conocimiento de los procesos de colonización y funcionamiento de pequeñas poblaciones, además de examinar las posibles consecuencias sobre la conducta de los ejemplares liberados que la manipulación pudiese generar. La evolución y el propio éxito del proyecto podrán ser evaluados si se realizan seguimientos de ejemplares marcados, lo que servirá para sugerir cambios que pueden mejorar el programa. Deberán establecerse unos indicadores para la evaluación del proyecto, además de los estudios demográficos de la población establecida, que nos pueden aportar información rápida sobre la tendencia, efectividad y eficiencia del proyecto. Entre ellos se encuentran:

- El comienzo de los vuelos.
- Edad del primer vuelo de cicleo.
- El periodo de iniciación a la dispersión.
- El periodo de estancia de los jóvenes en las áreas de asentamiento temporal.
- Frecuencia de retornos de los jóvenes al área de suelta.
- Patrón de uso del espacio/tiempo durante la dispersión.
- El porcentaje de inmaduros muertos.
- El establecimiento de un ejemplar inmaduro regentando el territorio.
- El establecimiento de una pareja inmadura regentando un territorio.
- El establecimiento de ejemplares no procedentes del hacking.
- El intento de reproducción de una pareja.
- La reproducción de una pareja.
- La reproducción de más de una pareja.

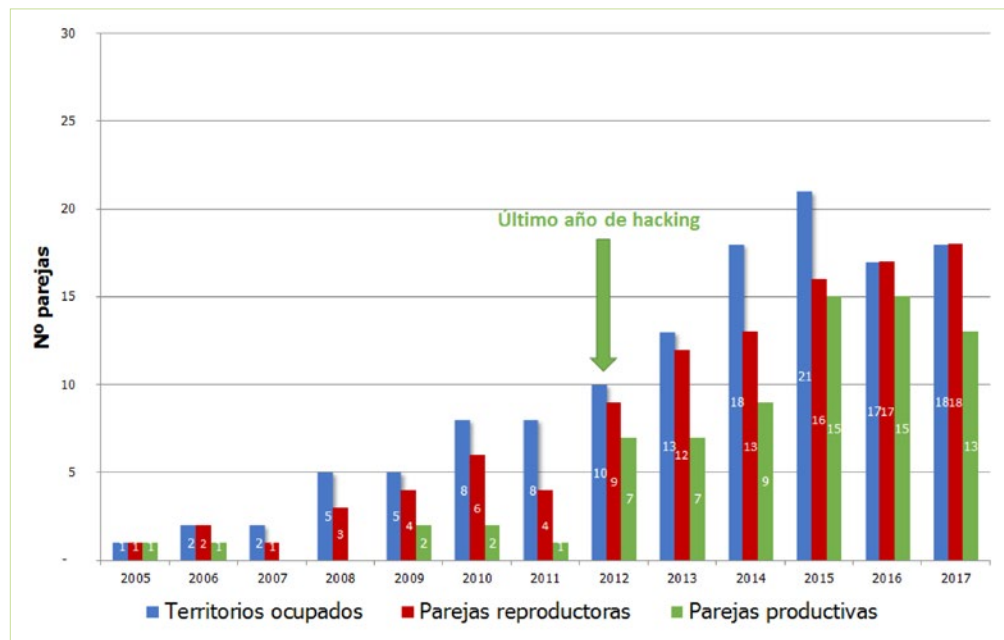
### 3.3. Reintroducciones del águila pescadora en España.

Se han desarrollado dos proyectos de reintroducción de la especie en nuestro país, ambos relativamente recientes.

#### 3.3.1. Reintroducción en Andalucía.

En 1999 la Junta de Andalucía encarga a la Estación Biológica de Doñana (CSIC) un estudio de viabilidad y proyecto para reintroducir el águila pescadora (Casado, 1999). Entre 2000 y 2003 se diseñó el proyecto de reintroducción, se eligieron los lugares de suelta y los países donantes.

En 2003 se liberaron los primeros ejemplares en embalse de Barbate (Cádiz) y en 2004 en las marismas del Odiel (Huelva) (Ferrer y Casado, 2004). Entre 2003 y 2012 se liberaron 191 ejemplares procedentes de Alemania (76%), Escocia (14%) y Finlandia (10%) (M. Rendón com. pers.). En 2005 se localizó la primera pareja reproductora en el embalse de Guadalcaçín (Cádiz) y en 2008 la primera en las marismas del Odiel, consiguiendo la primera reproducción en 2009 en ambas localidades (Muriel *et al.* 2010; Ferrer y Casado, 2014). Suspendidas las liberaciones de pollos en 2012 la población no ha dejado de aumentar (Figura 5).



**Figura 5.** Evolución de la población reproductora de águila pescadora en Andalucía. Fuente: Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía.



### 3.3.2. Reintroducción en el País Vasco.

El proyecto de reintroducción de la especie en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Vizcaya, Galarza y Zuberogoitia, 2012) empezó a liberar pollos mediante *hacking* en 2013. Hasta 2017 se han liberado 60 pollos, procedentes de Escocia (Galarza, 2019). De los ejemplares liberados, en 2017 se observaron en la costa cantábrica 7, de los que 3 mostraron comportamiento territorial y 2 llegaron a emparejarse, uno en la ría de Cubas (Cantabria) y otro en Las Landas (Francia). En 2018 la pareja de la ría de Cubas intentó reproducirse, aunque sin éxito, mientras que la de Las Landas (donde no se reproducía desde finales del siglo XIX) consiguió sacar 2 pollos. Este caso es interesante ya que el macho, de origen escocés, fue liberado en Urdaibai en 2013, mientras que la hembra nació en Córcega, lo que señala una mezcla natural entre poblaciones continentales y de islas del Mediterráneo.

## 4. Normativa

Las prescripciones sobre los programas de reintroducción se incluyen en la **Ley 42/2007**, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad, están contenidas en el siguiente articulado:

### **Art. 55. Reintroducción de especies extinguidas.**

*1. Las Administraciones públicas **promoverán la reintroducción de las especies de la fauna y flora silvestres autóctonas extinguidas**, incluyendo aquéllas desaparecidas de todo el medio natural español en tiempos históricos, sobre las que existan referencias escritas fidedignas, y de las que aún existan poblaciones en otros lugares o en cautividad, especialmente cuando estas reintroducciones contribuyan al restablecimiento del estado de conservación favorable de especies o hábitats de interés comunitario.*

*3. Los proyectos de reintroducción de especies silvestres autóctonas extinguidas podrán ser ejecutados por las Administraciones públicas, o por cualquier persona física o jurídica de derecho privado, previo informe favorable al proyecto emitido por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y la autorización preceptiva de la Administración General del Estado o de la comunidad autónoma, en sus respectivos ámbitos competenciales, teniendo en cuenta las condiciones técnicas establecidas en las directrices técnicas sobre la materia aprobadas por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente, y tras contar con una adecuada participación y audiencia públicas en los términos de la Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente.*



4. *En el caso de la reintroducción de especies silvestres autóctonas extinguidas del medio natural español, incluidas en el Listado previsto en el apartado 1, o aún presentes en España en estado silvestre pero extinguidas en un determinado ámbito territorial y que sean susceptibles de extenderse por otra u otras comunidades autónomas en las que la especie objetivo no está presente en la actualidad, deberá elaborarse un proyecto de reintroducción, que deberá recibir el informe favorable de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, y en todo caso, autorización preceptiva de la Administración General del Estado o de la comunidad autónoma, en sus respectivos ámbitos competenciales.*

*En el caso de proyectos de reintroducción de especies silvestres autóctonas extinguidas aún presentes en España en estado silvestre pero extinguidas en un determinado ámbito territorial y que no sean susceptibles de extenderse por otra u otras comunidades autónomas en las que la especie objetivo no está presente en la actualidad, los proyectos únicamente deberán comunicarse, para conocimiento, a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, debiendo contar en todo caso con autorización preceptiva de la Administración General del Estado o de la comunidad autónoma, en sus respectivos ámbitos competenciales.*

Además, el **Real Decreto 139/2011**, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas, determina en su artículo 13 los condicionantes normativos sobre la reintroducción de especies.

#### **Art. 13. Reintroducción de especies.**

*En el caso de la reintroducción de especies extinguidas en un determinado ámbito territorial de las que aún existen poblaciones silvestres o en cautividad, y que sean susceptibles de extenderse por varias comunidades autónomas, deberá existir un programa de reintroducción, que deberá ser presentado a la Comisión, previo informe del Comité de Flora y Fauna Silvestres, y ser aprobado posteriormente por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente. En el caso de proyectos de reintroducción de especies en el ámbito de una comunidad autónoma y siempre que estas especies no sean susceptibles de extenderse por otras comunidades autónomas, los proyectos únicamente se comunicarán a la Comisión.*

A la hora de interpretar estos artículos hay que tomar en consideración además las **Directrices técnicas para el desarrollo de programas de reintroducción y otras traslocaciones con fines de conservación de especies silvestres en España**, aprobadas por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural



y la Biodiversidad el 24 de julio de 2013 y por la Conferencia Sectorial el 7 de octubre de 2013, mencionadas en el art. 55.3. Estas Directrices establecen:

#### **Punto. 5. Ámbito de aplicación de las Directrices.**

*a) Son objeto de estas directrices los siguientes tipos de programas, que a efectos de este documento se denominan "programas de reintroducción":*

- *Los programas de reintroducción con fines de conservación, salvo 1) cuando los organismos liberados o su descendencia no sean susceptibles de extenderse a otra comunidad o ciudad autónoma diferente a aquella en la que se desarrolla la actuación, o 2) cuando siendo susceptibles de extenderse a otra comunidad o ciudad autónoma la especie está presente en la actualidad en aquella otra comunidad o ciudad autónoma.*

*b) No se consideran objeto de estas directrices, por no requerir la elaboración de un programa de reintroducción que deba ser aprobado por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente:*

- *Cualquier actuación promovida para una especie que, siendo susceptible de extenderse a otra Comunidad Autónoma, ya está presente en otras comunidades o ciudades autónomas a las que pueda extenderse.*

Por tanto, el proyecto de reintroducción que a continuación se va a desarrollar cumple con lo dispuesto en el Art. 55.1. (Las Administraciones públicas promoverán la reintroducción de las especies de la fauna y flora silvestres autóctonas extinguidas), y, por otro lado, ya que la especie no está extinguida en España y que en las comunidades vecinas está presente, al menos como migradora o invernante, no son de aplicación directa las Directrices previstas en los art. 55.3 y 55.4 de la Ley. Por tanto, este proyecto únicamente deberá comunicarse, para conocimiento, a la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Respecto a la mención que hace la Ley 42/2007 en el artículo 55.3 de la Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente, dado que la reintroducción es un proyecto singular sobre una especie concreta, no es obligatorio realizar un proceso formal de participación pública ya que no es una actuación de carácter general relacionada con el medio ambiente, objeto principal de dicha Ley.

## 5. Reintroducción del águila pescadora en la Comunitat Valenciana

### 5.1. Antecedentes.

En 2011 se realizó el primer informe del Servicio de Vida Silvestre sobre la presencia y posibilidades de recuperación de la especie en la Comunitat Valenciana, y en concreto en la provincia de Alicante (Izquierdo, 2011). En dicho informe se recopilaban los datos antiguos de reproducción (ninguno preciso y documentando), todas las observaciones recientes (1980-2011) de ejemplares invernantes y avistados en época de reproducción, y se proponían los acantilados de La Marina (entre Jávea/Xàbia y Benitatxell) como el mejor lugar para una posible recolonización.

A resultas de ese informe, en mayo de 2012 se realizó una visita de campo a Mallorca, en compañía de personal del Servicio de Biodiversidad del Govern Balear, para examinar las zonas de nidificación sobre el terreno y proponer actuaciones a realizar en la costa acantilada del Norte de Alicante (Servicio de Vida Silvestre, 2012). De esa visita se dedujo que en los acantilados del Cap de Sant Antoni y en los de la Nao-Cap d'Or existían suficientes lugares con las características necesarias para instalar nidos de águilas, con alturas adecuadas y con orientaciones variadas. Como actuaciones preparatorias se propuso la construcción de plataformas e instalación de señuelos para atraer posibles nidificantes y la corrección de tendidos eléctricos peligrosos cerca



Izquierda. Señuelo simulando ser una hembra incubando en un nido construido a tal efecto en los acantilados del Cabo de Sant Antoni (Servicio de Vida Silvestre). Derecha: torre con posadero instalada en el PN del marjal de Pego-Oliva (Parc Natural).



de estas zonas. Estas actuaciones fueron discutidas en una reunión que tuvo lugar en Dénia el 27/6/2012 con la participación del Servicio de Vida Silvestre, el Parc Natural del Montgó, la Fundación Balearia y Acció Ecologista-Agró.

En febrero de 2013 se instalaron medidas anti-electrocución en 11 apoyos considerados peligrosos en las cercanías del Cap de Sant Antoni. En abril se construyó un nido en las proximidades del faro del Cabo y se instalaron dos señuelos construidos exprofeso para el proyecto. Estos señuelos han sido revisados periódicamente, y el nido arreglado, sin constatar que atrajeran águilas. A este respecto hay que recordar que no han sido los únicos nidos artificiales construidos para atraer al águila pescadora a la Comunitat, ya que acciones similares (aunque sin señuelos) se han realizado en el embalse de Beniarrés (Alcoi) en 1992, en el Parc Natural de El Hondo (Elx-Crevillent) en 1994 y en el Parc Natural del marjal de Pego-Oliva en 2016.

Una vez realizadas estas acciones de atracción, sin conseguir asentar ejemplares reproductores se concluyó que la reintroducción de la especie requeriría la traslocación de pollos desde poblaciones donantes y su fijación al terreno mediante técnicas de *hacking*.

## 5.2. Análisis de viabilidad.

Previo a la decisión de acometer la reintroducción del águila pescadora en la Comunitat Valenciana, los municipios de Dénia, Jávea/Xàbia, Oliva y Pego encargaron a la Fundación Migres el estudio de viabilidad del proyecto (Ferrer y Torralvo, 2017). Se analizó la disponibilidad de hábitat adecuado para la reproducción, así como los criterios que la IUCN recomienda revisar en su "guía para reintroducciones" y que son los siguientes:

- Evidencia histórica de la reproducción de la especie en el área de reintroducción.
- Deben ser candidatas para la reintroducción aquellas zonas en las que la especie se extinguió por actividades humanas y con baja o nula posibilidad de recolonización espontánea.
- Análisis de los factores que provocaron la extinción de la especie. Estas causas deben haber sido eliminadas o reducidas en gran medida.
- Los individuos seleccionados para la reintroducción deben pertenecer al taxón más próximo posible a la población nativa.
- La extracción de los individuos seleccionados para el proyecto de reintroducción no debe perjudicar a la población donante.



La conclusión del estudio avala la existencia de lugares de liberación adecuados, así como zonas de futuro asentamiento de parejas también adecuadas. Es difícil estimar la capacidad de carga cuando se trata de acantilados marinos, pero potencialmente, de acuerdo con los datos del proyecto de reintroducción en Andalucía, posiblemente el conjunto de las zonas visitadas, y tras los tratamientos aconsejados, podrían acoger más de 20 parejas reproductoras en el futuro. No obstante, conviene recordar que, en este caso, el objetivo no es la autosuficiencia de la nueva población aislada, sino que es la contribución al mantenimiento de las conexiones metapoblacionales entre las poblaciones del sur de España con las de las islas mediterráneas.

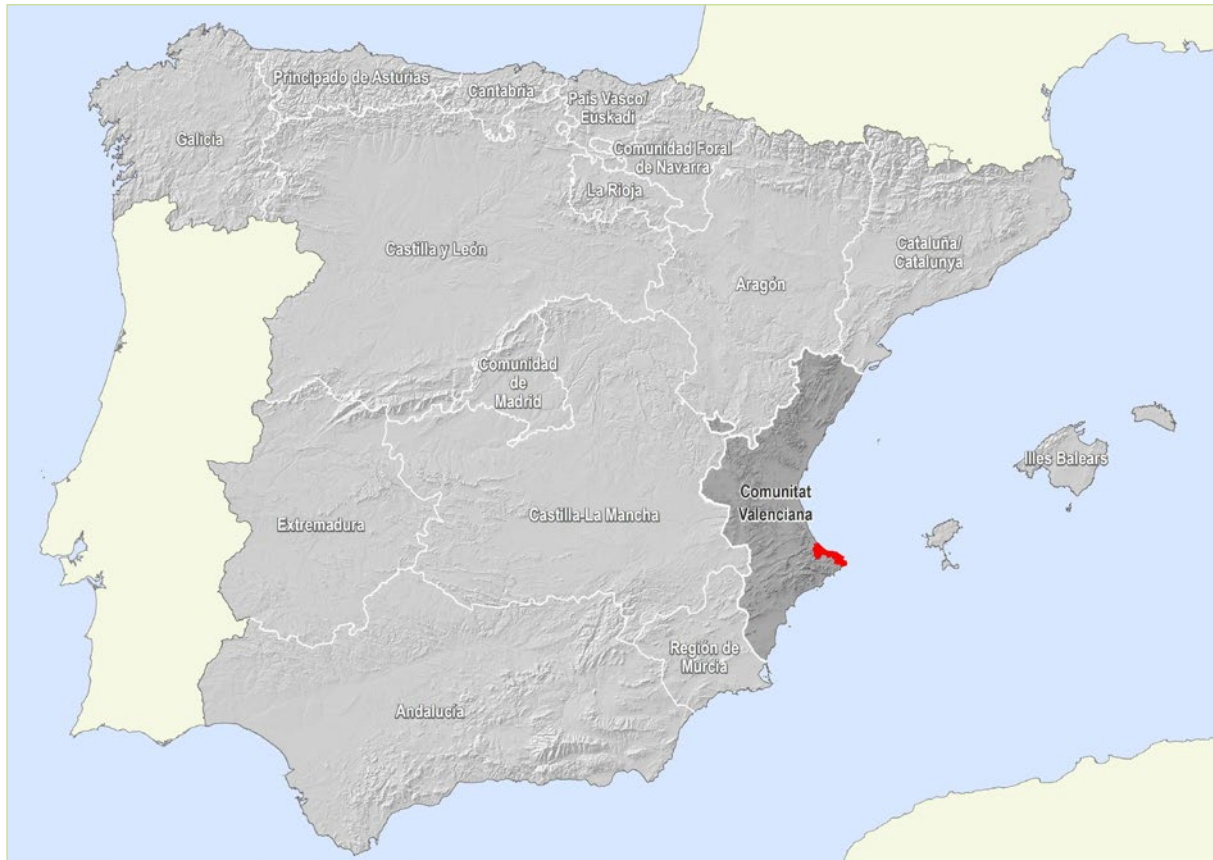
Este análisis de viabilidad fue presentado en Dénia el 15 de enero de 2018. En dicha reunión, la Generalitat Valenciana, asumió la responsabilidad de liderar el proyecto de reintroducción, acordándose que se realizaría en dos zonas: una en el litoral del Cabo San Antonio y otra en el Marjal de Pegó-Oliva.



Invitación a la presentación del proyecto de reintroducción en Dénia el 15 de enero de 2018.

### 5.3. Zona de estudio.

A partir de los datos expuestos y del conocimiento de las preferencias de la especie para nidificar, se seleccionó parte del litoral de la comarca de La Marina Alta (Alicante). A esta zona se añade el término de Oliva (Valencia) al albergar buena parte del Parc Natural del marjal de Pegó-Oliva. Como puede apreciarse en la Figura 6, esta es la zona de la península más próxima a las Baleares, en concreto a sólo 86 km de Ibiza.



**Figura 6.** Ubicación en España de la zona de reintroducción propuesta. Nótese la cercanía con Ibiza.

En la Figura 7 se muestra en detalle la zona de estudio. La superficie total de los términos municipales incluidos en ella es de 27.081 has. A pesar de la elevada población humana y de la intensidad de la actividad turística, residencial y agrícola, buena parte de la zona alberga importantes valores naturales y casi una cuarta parte (23,3 %) está protegida (Tabla 4).

**Tabla 4.** Espacios protegidos en la zona de estudio.

Espacio Protegido	Superficie (ha)	Términos afectados
P.N. marjal de Pego-Oliva	1.255	Oliva, Pego
P. N. del Montgó	2.086	Jávea/Xàbia, Dénia
LIC y ZEPA Penyasegats de La Marina	822	Jávea/Xàbia
LIC y ZEPA Muntanyes de La Marina	1.818	Ondara, Pego, Dénia, Verger
LIC Dunes de la Safor	29	Oliva
Zona húmeda río Bullents	22	Oliva
Zona húmeda río Racons	282	Oliva, Dénia, Verger
<b>Total</b>	<b>6.314</b>	

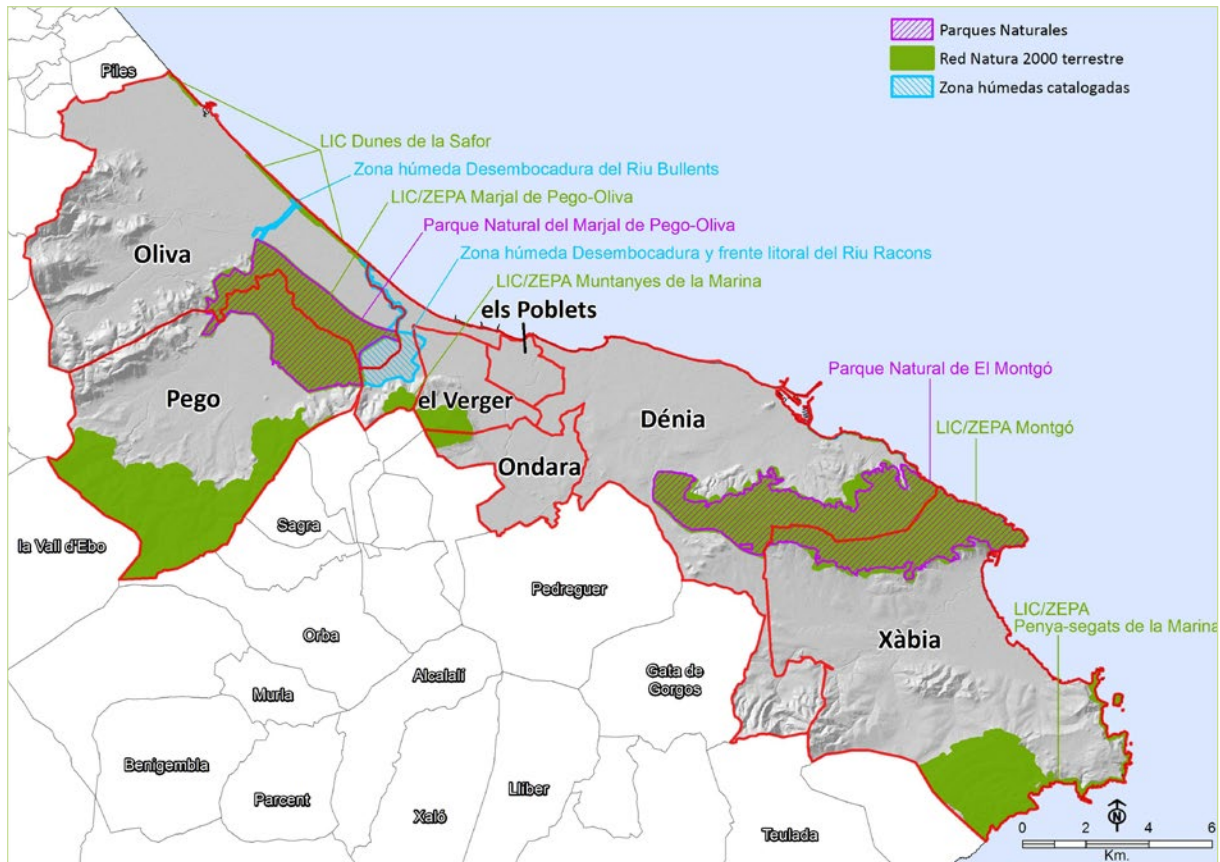


Figura 7. Zona de estudio y figuras de protección en el medio terrestre.

Respecto al ámbito estrictamente litoral, la costa de la zona de estudio tiene una longitud de 50 km, de los que algo más de la mitad (53,2%) están protegidos (Tabla 5). Por otro lado, buena parte del litoral marino está protegido, tanto como Reserva Marina como incluido en la Red Natura 2000 (Tabla 6; Figura 8).

Tabla 5. Protección del litoral en la zona de estudio.

Litoral Protegido	Km lineales	Términos afectados
LIC Dunes de la Safor	6,6	Oliva
ZEPA y LIC del Montgó*	10	Jávea/Xàbia, Dénia
LIC y ZEPA Penyasegats de La Marina	10	Jávea/Xàbia
<b>Total</b>	<b>26,6</b>	

\* Incluye el PN del Montgó.

Tabla 6. Protección del medio marino en la zona de estudio.

Mar Potegido	Superficie (ha)	Ubicación
LIC y ZEPA l'Alamadrava	2.239	Dénia
Reserva Marina Cap S. Antoni*	159	Jávea/Xàbia, Dénia
LIC y ZEPA Montgó	826	Jávea/Xàbia, Dénia
LIC y ZEPA Penyasegats de La Marina	1.712	Jávea/Xàbia
<b>TOTAL</b>	<b>4.777</b>	

\* Incluida en LIC y ZEPA Montgó.

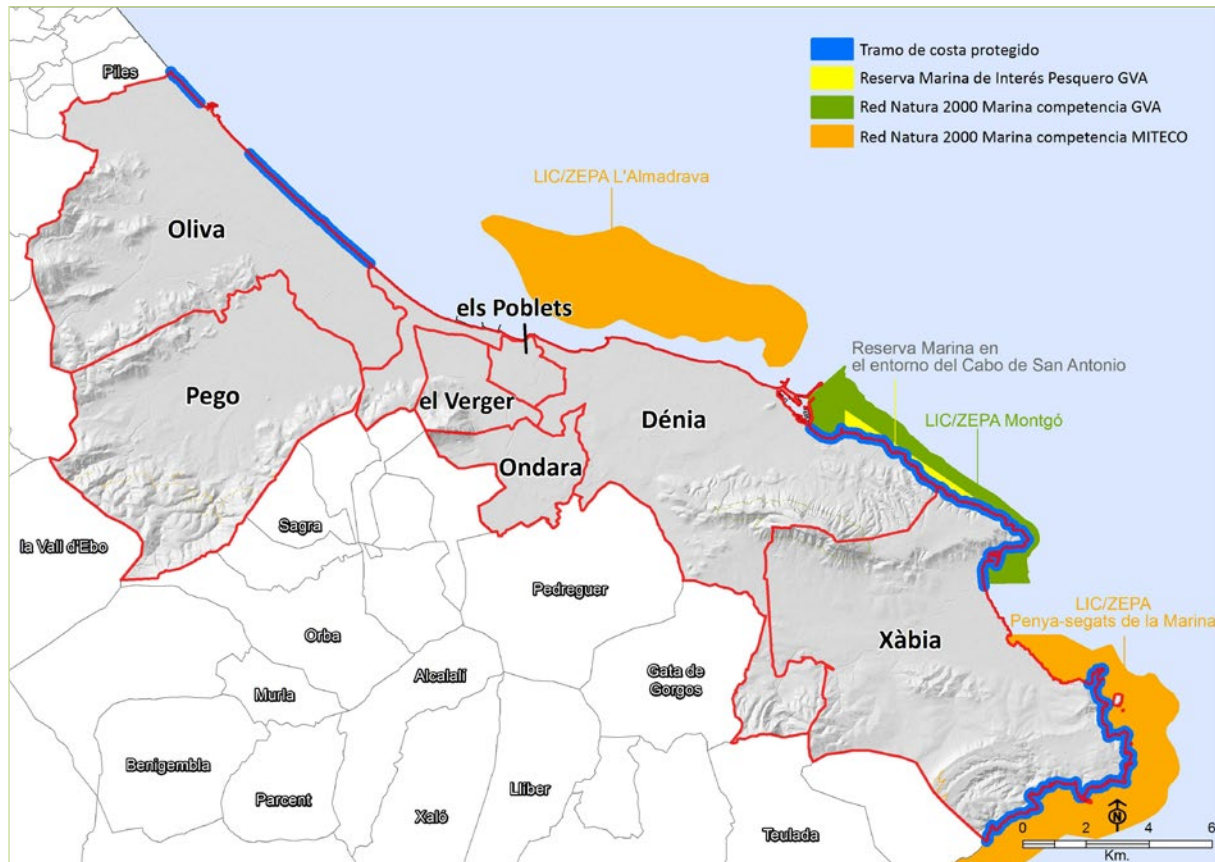


Figura 8. Zona de estudio y figuras de protección en el medio marino.

Por tanto, la zona dispone de una variada red de espacios protegidos, en tierra y en mar, en acantilados y en humedales que ofrecen posibilidades de reproducción y alimentación a la especie (ver más adelante apartados 6.2 y 6.3). A estos efectos, hay que subrayar que, al igual que otras especies amenazadas, la pescadora muestra mejores parámetros reproductivos dentro de espacios naturales protegidos (Canal *et al.*, 2018), por lo que la reintroducción se hará dentro de ellos.

#### 5.4. Parc Natural del Marjal de Oliva-Pego.

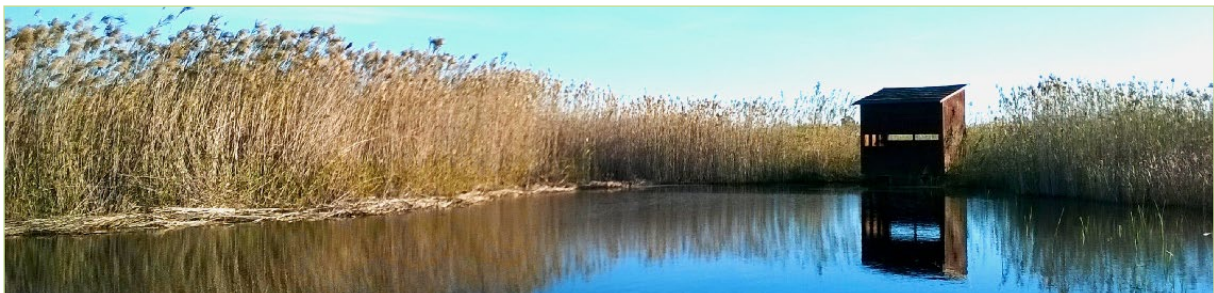
Es un espacio protegido declarado en 1994 (Ley 11/94, de 27 de diciembre) con una superficie de 1.250 h, fundamentalmente de zona húmeda, ocupada tanto por vegetación natural como por arrozal.

El Parque Natural se encuentra a caballo entre los términos municipales de Pegó (Alicante) y Oliva (Valencia) y es también Lugar de Interés Comunitario (Red Natura 2000) y Zona de especial Protección para las Aves. Desde 1989 está incluida en el Convenio de Ramsar. En el año 2002 entró a formar parte del Catálogo de Zonas Húmedas de la Comunitat Valenciana. El

Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) se aprobó mediante Decreto 280/2004 de 17 de diciembre.

El marjal está constituido por una antigua albufera semicolmada, envuelta por una cadena de montañas en forma de herradura constituidas de materiales calcáreos permeables que le aportan abundante agua, principalmente de forma subterránea. La zona recibe una media de 900/1000 mm anuales, esta pluviosidad y los aportes subterráneos posibilitan la presencia de dos ríos, Bullent/Vedat y Racons/Molinell, de corto pero relativamente caudaloso recorrido, así como una abundante presencia de manantiales (ullals) y lagunas (lluents). Una de las características del Marjal de Pego-Oliva es la cantidad y calidad de sus aguas, lo que permite una gran biodiversidad.

La Zona de Especial Protección se sitúa en el sector bajo del Parque, se halla inundada y presenta lagunas y vegetación propia de zonas húmedas, cuenta con 500 hectáreas. La zona intermedia se dedica al cultivo del arroz y suman 400 h. El resto (350 h) se divide entre una zona forestal (Muntanyeta Verda) cultivos y canales.

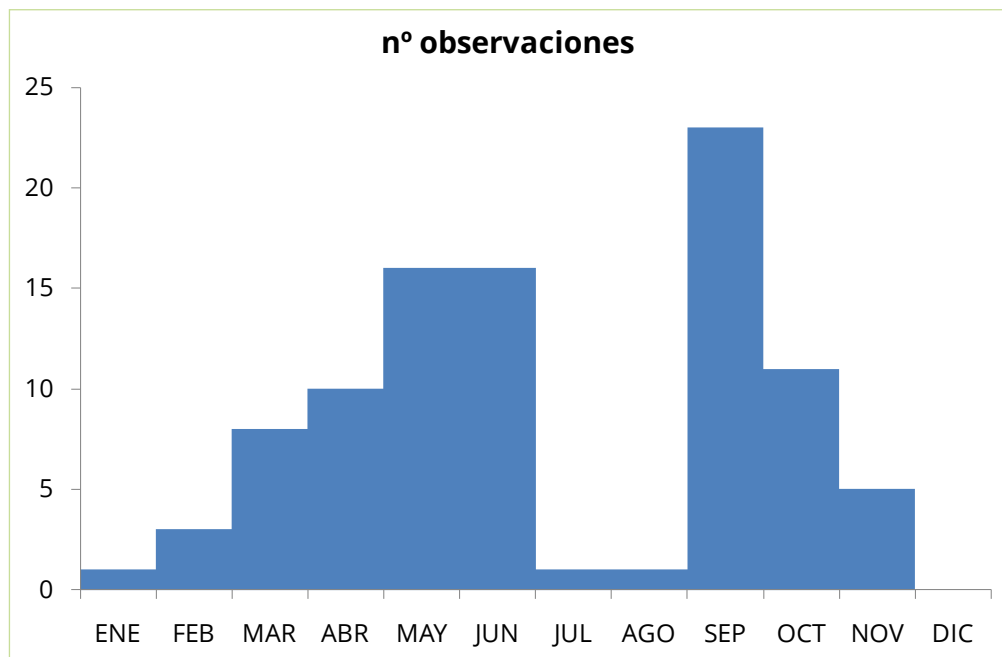


Distintas vistas del Parc Natural del marjal de Pego-Oliva. Fuente: Parcs Naturals de la Comunitat Valenciana.



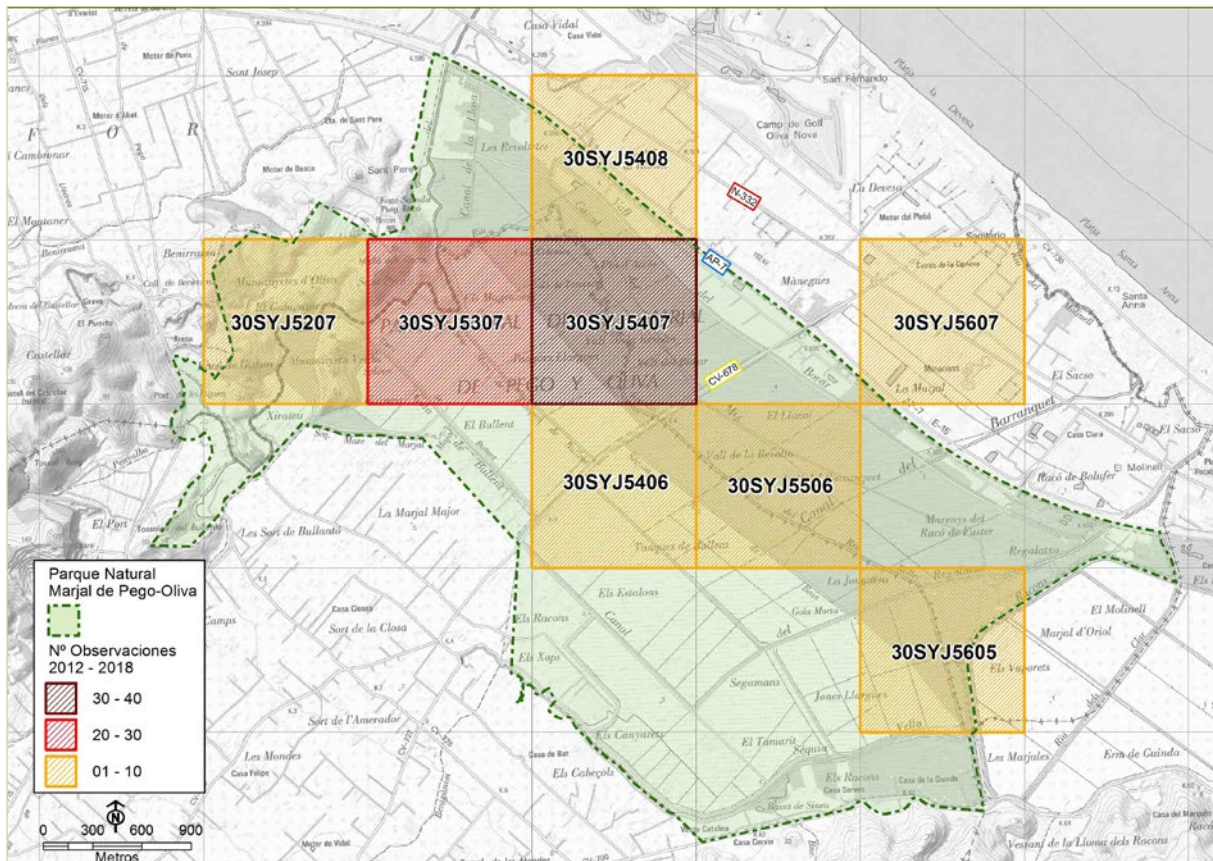
En relación con los requerimientos del águila pescadora, la extensión de la zona inundada, la frecuencia y la duración de la presencia del agua varía a lo largo del año y entre años. En cualquier caso, la superficie mínima es aún bastante amplia. La profundidad de agua es suficiente para asegurar la actividad predadora del águila pescadora. Existen abundantes canales con anchura suficiente para pescar, aunque algunos contienen aguas turbias con visibilidad inferior a 40 cm. Respecto a las aguas libres, están muy reducidas por la proliferación del carrizo, por lo que se requiere de tratamientos periódicos de eliminación de la vegetación helofítica.

La especie es habitual en la zona durante la invernada, habiendo sido repetidas veces observada alimentándose en el marjal. Entre 2012 y 2018 se han recogido 94 observaciones de la especie (Itziar Colodro, com. pers.), algunas de dos ejemplares, distribuidas por prácticamente todos los meses del año (Figura 9). Las más frecuentes se dan en el paso otoñal, pero también se observan individuos sedentarizados durante la primavera, siguiendo un esquema parecido al de Urdaibai (Galarza y Zuberoigoitia, 2012). Varios ejemplares portaban anillas de lectura a distancia, de los que se han identificado al menos 2 de origen alemán (aves de 1 y 2 años-calendario) y 1 de Escocia (ave segundo año calendario).



**Figura 9.** Observaciones de águila pescadora en el marjal de Pego-Oliva 2012-2018. Fuente: Itziar Colodro.

Respecto al uso del espacio, como puede verse en la Figura 10, las águilas parecen preferir la zona centro-norte del marjal, dentro de la zona de mayor protección.



**Figura 10.** Observaciones de águila pescadora en el marjal de Pegó-Oliva 2012-2018. Fuente: Itziar Colodro.

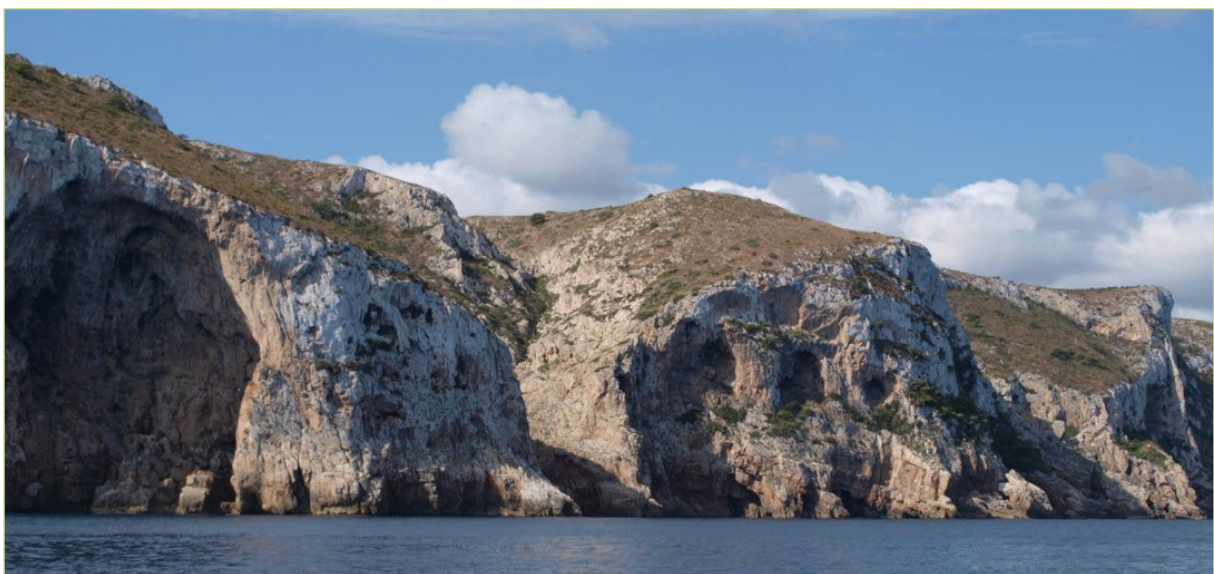
### 5.5. Parc Natural del Montgó.

Espacio protegido declarado en 1987 (Decreto 25/1987, de 16 de marzo) con una superficie de 2.086 ha, cubierta de matorral y bosques repartidos entre los términos municipales de Dénia y Jávea/Xàbia. El Montgó es también Lugar de Interés Comunitario (Red Natura 2000) y Zona de Especial Protección para las Aves. El Plan de Ordenación de Recursos Naturales (PORN) se aprobó mediante Decreto 180/2002, con él se creó una zona de amortiguación de impactos a su alrededor de 5.400 ha. El Plan Rector de Uso y Gestión (PRUG) se aprobó por el Decreto 229/2007, de 23 de noviembre.

El Montgó es un referente paisajístico ineludible en el ámbito costero valenciano y conserva un rico patrimonio histórico fruto de las sucesivas culturas que por él han pasado. El principal

valor medioambiental y por el cual fue protegido, es la variedad y valor de la vegetación, con más de 600 especies. El Montgó es una zona de interés excepcional desde un punto de vista botánico si tenemos en cuenta la cantidad de flora endémica que conserva, así como de flora relictas y por consiguiente flora amenazada y protegida.

El límite este del Parque acaba en la línea de costa en forma de acantilado alto, llegando a los 190 m de altura. El litoral del Parque, así como su continuidad hacia el norte y sur se hallan comprendidos en la Reserva Marina de Interés Pesquero del Cap de Sant Antoni (Decreto 19/2015, de 13 de febrero), esta Reserva ocupa unas 800 hectáreas de mar y algo más de 12 km de costa, de las cuales la mitad son en forma de acantilado alto.



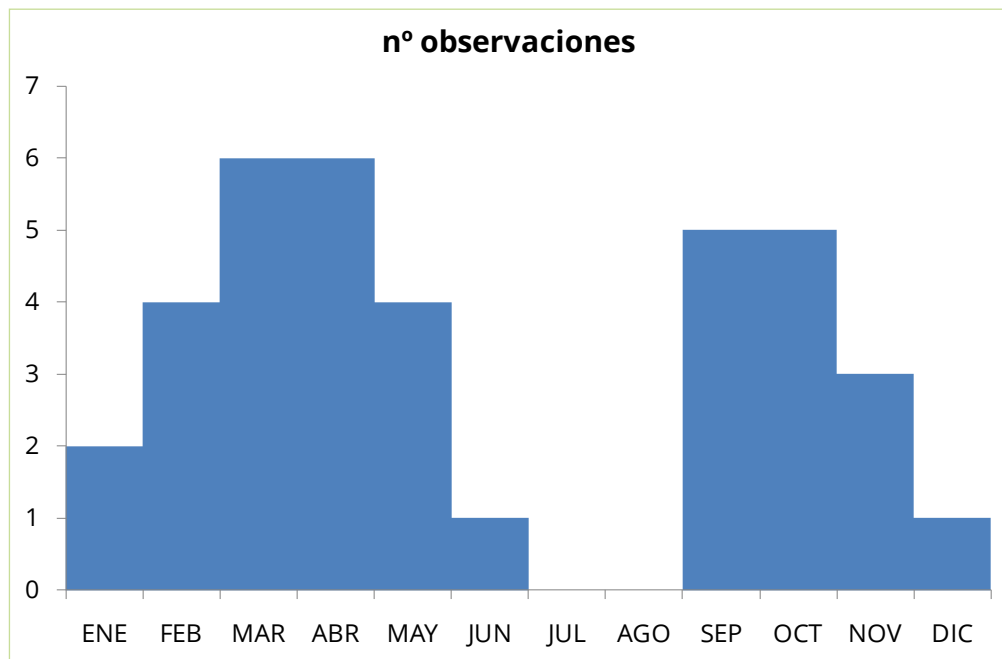
Vista aérea del Cabo de Sant Antoni y acantilados costeros, con el Montgó al fondo. Fuente: Generalitat Valenciana.





En relación con los requerimientos del águila pescadora, lo primero que hay que destacar es que en esta zona existen testimonios de nidificación hasta la década de los 70 del pasado siglo (ver 2.7.3.). Su ubicación en acantilados marinos probablemente fue consecuencia de la intensa persecución de la que fue objeto en toda España. La práctica desaparición de esta persecución y la declaración del Parque Natural proporcionan ahora buenas condiciones para que vuelva a reproducirse en este espacio.

En los últimos años la especie se ve regularmente en este espacio, habiendo recopilado 37 observaciones entre 2012 y 2018, en algunos casos de hasta 2 ejemplares juntos y también pescando en aguas someras próximas a Dénia (Figura 11). El esquema temporal de uso de este espacio es también de claro predominio de ejemplares en migración, aunque algunos de ellos parecen permanecer algunos meses.



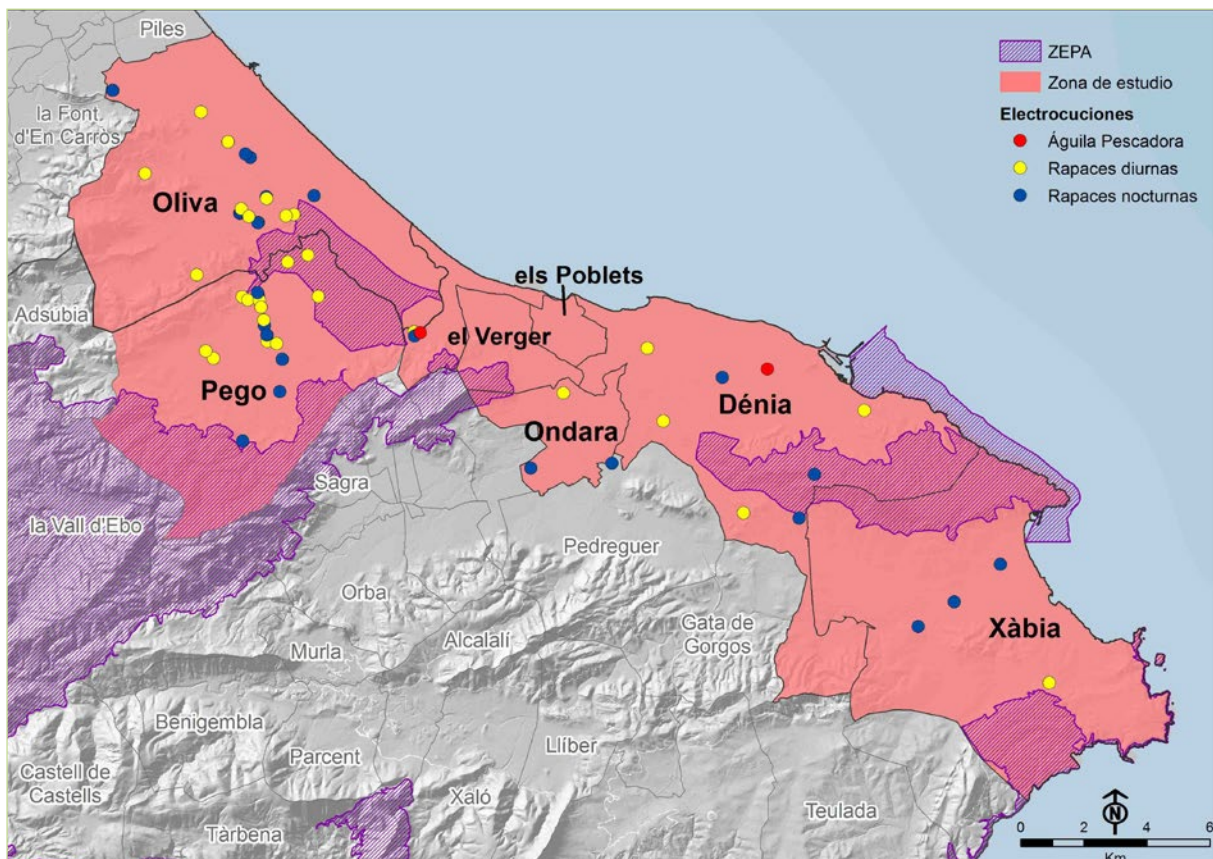
**Figura 11.** Observaciones de águila pescadora en el frente litoral del Montgó 2012-2018. Fuente: Antonio Martínez.

## 6. Factores condicionantes del asentamiento

### 6.1. Factores de amenaza.

Si antiguamente fue la caza la principal amenaza para el águila pescadora en España (Österlöf, 1959), hoy en día la principal causa de la muerte es la electrocución en líneas eléctricas. En la base de datos de rapaces muertas mantenida por el Servicio de Vida Silvestre, entre 1996 y 2016 se contabilizan 4.263 ejemplares, de los que sólo 13 fueron *Pandion haliaetus* y de ellas 9 murieron por electrocución. La mayor incidencia de la electrocución en esta especie en comparación con el resto de rapaces viene de su selección de postes con buena visibilidad para posarse, y del hecho de mojarse en su actividad de caza, lo que facilita la conductividad eléctrica.

En la zona de estudio constan dos electrocuciones de águila pescadora (28/9/2017 y 28/12/2018), ambas en término de Dénia pero fuera de espacios protegidos. Considerando la muerte por esta causa de cualquier especie de rapaz, entre 2011 y 2018 se han registrado en la zona de estudio 86 casos, correspondientes a 82 apoyos, que se representan en la figura 12. Es de destacar que la mayoría de las electrocuciones se producen fuera de los espacios protegidos seleccionados para la reintroducción.



**Figura 12.** Electrocciones georeferenciadas de aves rapaces en la zona de estudio para el periodo 2011-2018. Fuente: Servicio de Vida Silvestre.



A la vista de estos datos, está claro que la principal amenaza para el asentamiento de la especie en la zona es la electrocución en apoyos eléctricos, factor de imprescindible corrección (ver apartado 6.4).

## **6.2. Disponibilidad de alimento.**

Se ha recopilado información sobre las especies y densidades de peces en las dos zonas concretas seleccionadas para la reintroducción.

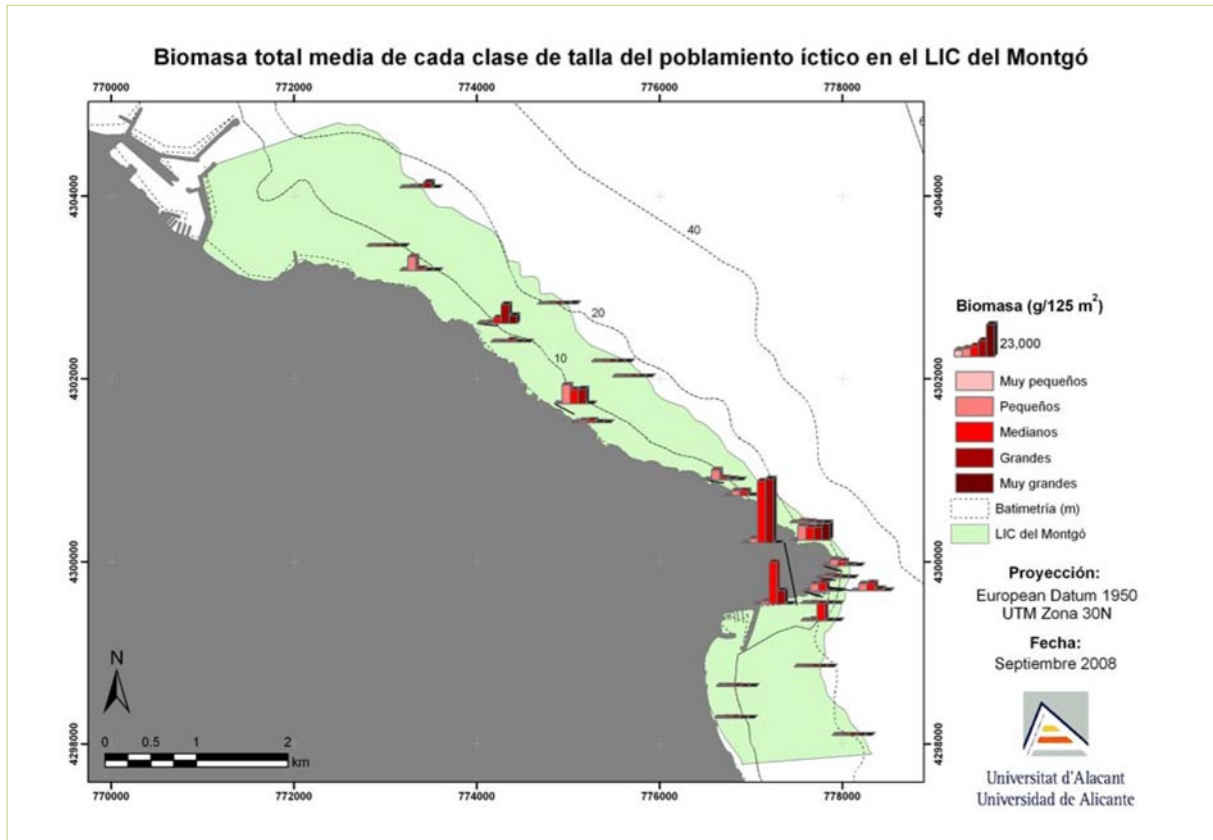
### **6.2.1. Reserva Marina del Cabo de San Antonio.**

Es evidente la diferencia en abundancia, pero sobre todo biomasa, de peces dentro y fuera de Reservas Marinas, resultado de la restricción de la pesca que provoca el conocido como “efecto reserva” (Halpern & Warner, 2002). Una primera evaluación de las poblaciones de peces en el LIC del Montgó y en el vecino LIC de Penyasegats de La Marina fue realizada por Bayle *et al.* (2008). En este trabajo se demostraba que el primer espacio tenía mayor biomasa (100,1 gr/m<sup>2</sup>) que el segundo (72,1 gr/m<sup>2</sup>), aunque la abundancia de peces fue algo menor en el Montgó (282 ej/100 m<sup>2</sup>) que en Penyasegats (306 ej/100 m<sup>2</sup>). Estas diferencias se explicaban por la protección ofrecida por la Reserva Marina que favorece la presencia de ejemplares de mayor talla. Las zonas que presentaron una mayor abundancia y biomasa de peces fueron los sitios situados alrededor del Cabo de San Antonio (desde la Cullerada hasta el Tangó) y el entorno de la Cova Tallà (Figura 13).

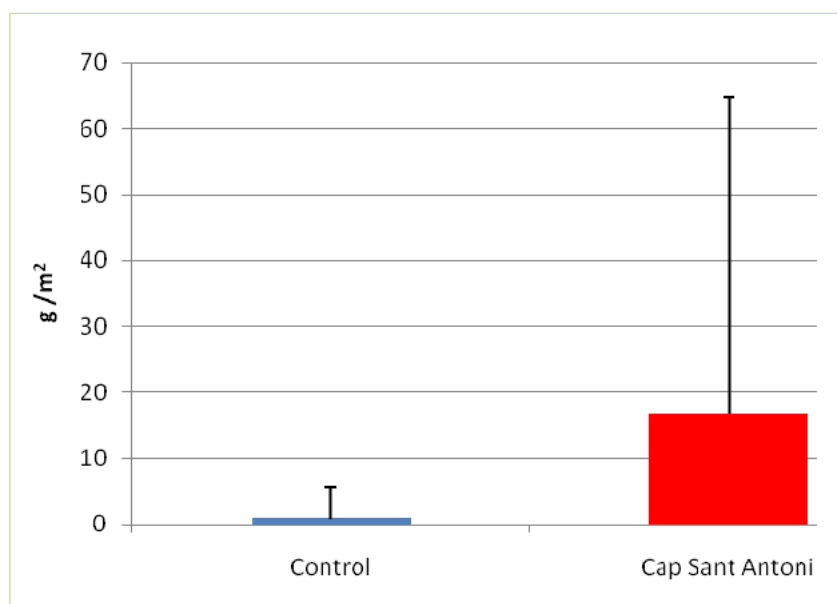
Para evaluar en concreto la disponibilidad de peces para el águila pescadora, y considerando que muchas especies de peces no están a su alcance, se solicitó un informe específico al Institut d'Ecologia Litoral (IEL) sobre mugílidos (presa favorita del águila, ver 2.4) dentro y fuera de la Reserva. Los resultados de este informe (IEL, 2018) se resumen a continuación.

Se recopilaron los datos de abundancia y biomasa de la familia *Mugilidae* a partir de 192 censos visuales (96 en la Reserva Marina y 96 en una zona de control fuera de ella), realizados durante los años 2016, 2017 y 2018, equivalentes a un área muestreada de 28.800 m<sup>2</sup>. El número de individuos contabilizados fue de 282 (270 en Cap Sant Antoni y 12 en la control) con una biomasa total de 257,0 kg (243,6 kg Cap Sant Antoni y 13,4 kg en la control). La gran diferencia de individuos contabilizado se vio reflejada, en los promedios totales de abundancia para cada una de las zonas de estudio, siendo la primera de 0,08 individuos/100 m<sup>2</sup> en la zona control y de

1,9 individuos/100 m<sup>2</sup> en la Reserva. Por lo que respecta a la biomasa promedio, ésta fue de 0,9 g/m<sup>2</sup> en la zona control y 16,9 g/m<sup>2</sup> en la reserva marina (Figura 14).



**Figura 13.** Biomasa de peces en distintas estaciones de muestreo en el LIC del Montgó. Fuente: Bayle *et al.* (2008). Universidad de Alicante.



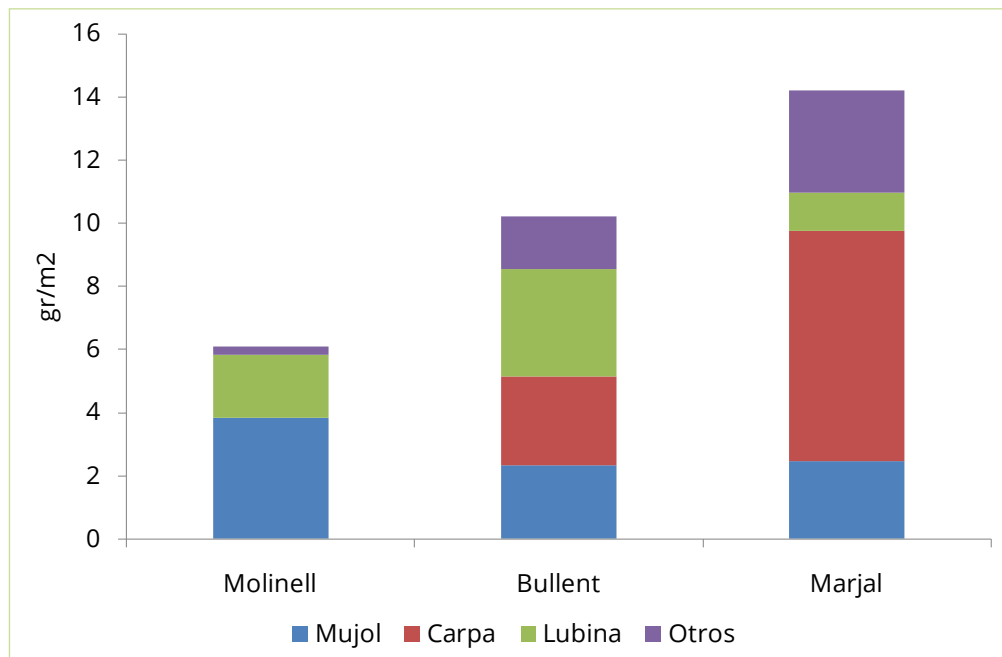
**Figura 14.** Biomasa promedio (gr/m<sup>2</sup>) de mugilidos en las zonas control y Cap Sant Antoni. Fuente: IEL.



Las diferencias entre ambas zonas fueron significativas, aunque hay que resaltar la gran oscilación de los datos (muchos transectos negativos, pocos con muchos ejemplares) dado el comportamiento gregario de los mugílidos.

### 6.2.2. Marjal de Pegó-Oliva.

De forma similar a como se realizó con el Cabo de Sant Antoni, para el marjal de Pegó-Oliva se solicitaron datos de estimas de peces al Servicio de Caza y Pesca de la Direcció General de Medi Natural i d'Avaluació Ambiental. El informe (Servicio de Caza y Pesca, 2018) se basa en prospecciones realizadas mediante pesca eléctrica entre 2009 y 2018 y centradas en especies capturables por el águila pescadora. En total se consideraron 14 muestreos, realizados sobre una superficie total de 12.570 m<sup>2</sup> y distribuidos en 3 zonas: río Molinell, río Bullent y marjal. Los resultados se resumen en la figura 15.



**Figura 15.** Biomasa promedio (gr/m<sup>2</sup>) de diferentes especies de peces en el marjal de Pegó-Oliva. Fuente: Servicio de Caza y Pesca.

El mújol es la especie con mayor biomasa en el Molinell, la lubina en el Bullent y la carpa en el marjal, donde se alcanza la mayor biomasa total. No obstante, hay que señalar que estos datos están claramente subestimados. Por un lado, los ríos tienen aguas salobres y profundas que reducen la efectividad de la pesca eléctrica. Por otra parte, esta técnica no es buena para la captura de anguilas, uno de los peces más frecuentes



en la zona con cerca de 1.000 kg/año capturados por la Cofradía de pescadores del Molinell (periodo 1997-2018), y la segunda especie más capturada (tras los mújoles) por pescadores deportivos.

A la vista de estos datos, se juzga que la zona ofrece suficientes presas para el águila pescadora, particularmente de sus especies favoritas (mugílidos).

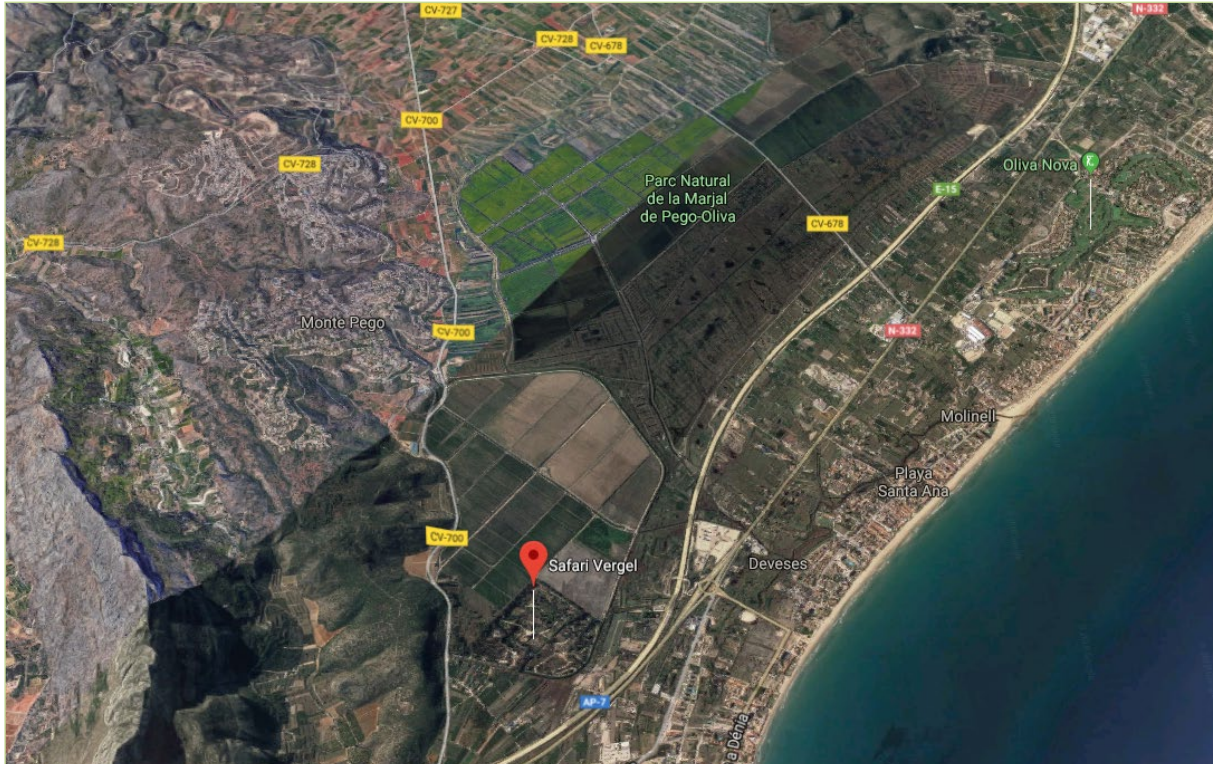
### **6.3. Disponibilidad de lugares de nidificación.**

El águila pescadora es muy plástica en cuanto a su selección de la ubicación para instalar sus nidos, instalándolos en árboles, en acantilados marinos e incluso en estructuras artificiales. Monti *et al.* (2018a) señalan que en Europa central la especie nidifica en árboles y suele alimentarse en aguas dulces, mientras que en islas del Mediterráneo cría en acantilados costeros y se alimenta en el mar. Estas diferencias de comportamiento le inducen a pensar en diferencias genéticas, manifestando su prevención a usar individuos de una región para reintroducir la especie en la otra. Estos argumentos son contestados por Ferrer & Morandini (2018) que indican que los anteriores autores confunden el uso con la selección de hábitat, ya que la abundancia de aguas dulces (particularmente lagos) es muy superior en la Europa atlántica que en la mediterránea. Respecto a la selección de acantilados para nidificar en el Mediterráneo, aparte de una histórica menor disponibilidad de árboles en comparación con la Europa atlántica, puede ser una simple estrategia para evitar la persecución (Martínez-Abraín *et al.*, 2018), comprobada en otras rapaces mediterráneas que vuelven a criar en los árboles cuando cesa esa actividad humana.

En lo que respecta al cabo de Sant Antoni, los acantilados (con alturas variables y diferentes orientaciones), ofrecen condiciones similares a las zonas de reproducción observadas en Mallorca. En lo que respecta al marjal de Pego-Oliva, los únicos grupos de árboles de suficiente porte y relativamente protegidos de la actividad humana se localizan en el *Safari Park* de Vergel, ahora clausurado. A falta de árboles adecuados se deberán construir plataformas artificiales, cuidando que estén alejadas de la actividad humana. A estos efectos es interesante señalar que Van Daele & Van Daele (1982) encuentran que la mayoría de los nidos de pescadoras en Idaho (70%) se localizan en terrenos privados.

Respecto a estructuras artificiales, el 42% de los nidos de Finlandia (Saurola, 1995) y el 50% de los de Estados Unidos (Houghton & Rymon, 1997) se ubicaron en plataformas instaladas

para su reproducción. Además, las águilas tienen mayor éxito reproductor en estas estructuras que en árboles, ya que, de estar bien construidas y ubicadas, ofrecen mayor estabilidad y condiciones de seguridad (Van Daele & Van Daele, 1982).



Ubicación del *Safari Park* de Vergel (marca roja) en relación con el marjal de Pegó-Oliva.

En todo caso, hay que recordar que, una vez establecido un programa de conservación con la adecuada vigilancia e interés local la especie es bastante tolerante a las molestias y puede reproducirse incluso en ambientes periurbanos (Martell *et al.*, 2002).

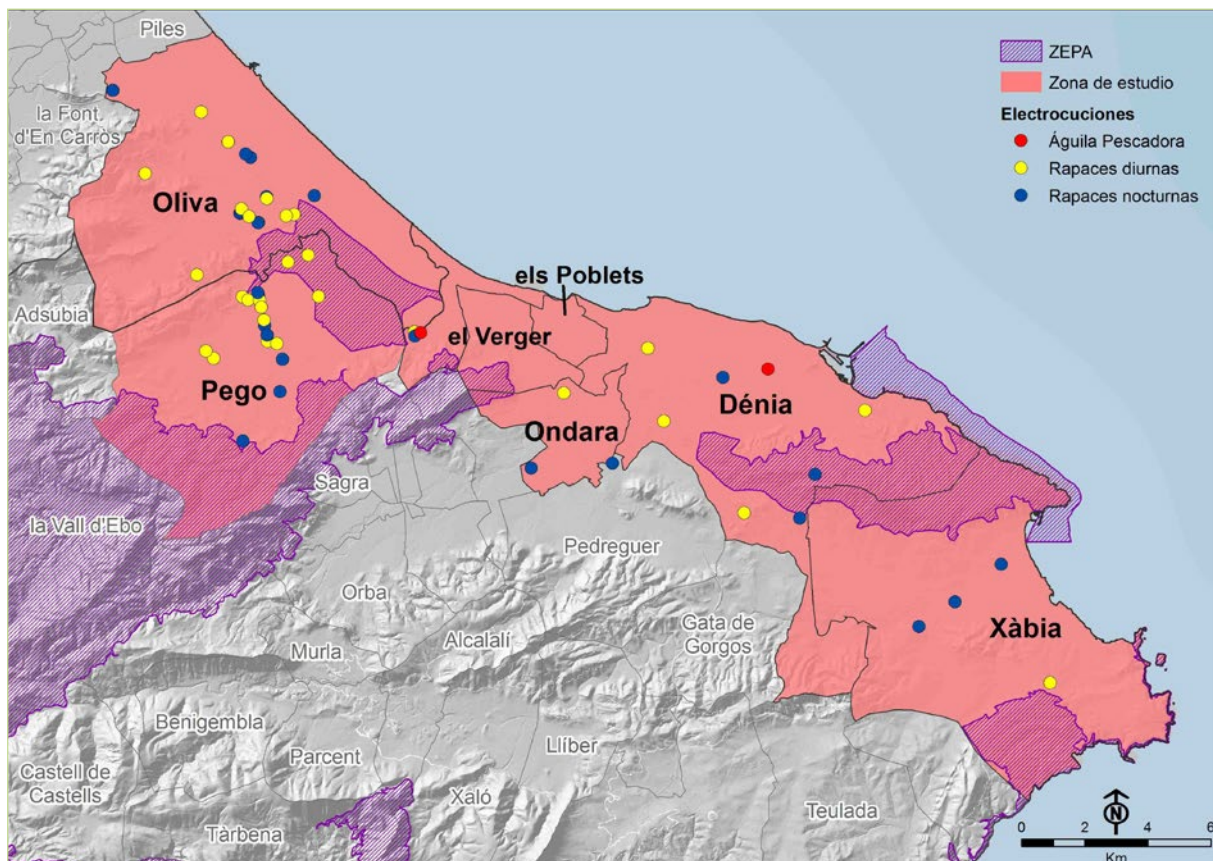
#### 6.4. Corrección de amenazas.

El problema de las electrocuciones en aves rapaces en la Comunitat Valenciana motivó la Resolución de 15 de octubre de 2010 del Conseller de Medi Ambient por la que se establecen las zonas de protección de la avifauna contra la colisión y electrocución, y se ordenan medidas para la reducción de la mortalidad de aves en líneas eléctricas de alta tensión, en desarrollo del Real Decreto 1.432/2008 de protección de aves frente a la electrocución y la colisión en líneas eléctricas. Entre estas medidas está el procedimiento de notificación del accidente, cuando se encuentran restos recientes, sobre los que

puede certificarse mediante necropsia la causa de la muerte y puede identificarse al propietario del apoyo, instándole a arreglarlo. Además, se han realizado correcciones directamente por la Conselleria y se han corregido apoyos dentro de los Convenios establecidos con empresas eléctricas (Red Eléctrica de España en 2011, e Iberdrola en 2017). Desde entonces se han arreglado más de 1.000 apoyos peligrosos en la Comunitat.

En la zona de estudio, de los 82 apoyos en los que se localizaron rapaces muertas, se pudo determinar por necropsia la electrocución e identificar al propietario en 36 casos, de los que a fecha de hoy (enero, 2019) se han arreglado 23, estando notificados y pendientes de arreglar los restantes. Además de estos apoyos donde se detectó mortalidad, una vez identificados como peligrosos se han corregido en la zona otros 35: 18 por Conselleria y 17 por empresas y ayuntamientos (Figura 16).

Por otra parte, las acciones preparatorias para la reintroducción del águila pescadora han motivado el acuerdo con Iberdrola para considerar prioritarios en su plan para la Comunitat Valenciana el arreglo de los apoyos identificados como peligrosos en las dos ZEPA objeto del proyecto. En concreto está previsto que en primavera de 2019 estén adaptados al RD 1432/2008 34 apoyos en la línea que atraviesa el marjal de Pegó-Oliva y 97 en el Montgó. Aparte, se han realizado las gestiones para la corrección de los apoyos al sur del marjal de Pegó por parte de los propietarios de fincas agrícolas (9 apoyos). También está prevista la corrección de una línea en Pegó de 13 apoyos (causante de varias de las electrocuciones que se observan en la imagen en el municipio de Pegó), sobre la que hay un expediente de Responsabilidad Medioambiental en fase de terminación convencional mediante un acuerdo para su corrección (Fig. 16, Tabla 7).



**Figura 16.** Apoyos eléctricos peligrosos ya corregidos y previstos en la zona de estudio. Fuente: Servicio de Vida Silvestre



**Tabla 7.** Electrocuci3nes de rapaces y correcci3n de apoyos peligrosos en la zona de estudio.

Categoría	Nº de apoyos
Con indicios de electrocuci3n	82
Corregidos	58
Pendientes primavera 2019	120

Con este trabajo, es de prever que la mayoría de los apoyos identificados como peligrosos en las zonas de protecci3n de la zona (ZEPA) estén corregidos cuando empiecen a volar los primeros pollos de águila pescadora.

No obstante, el riesgo persiste ya que hay muchos apoyos peligrosos fuera de las zonas de protecci3n. Estos apoyos deberán caracterizarse a lo largo de 2019 para proceder a la correcci3n de los peligrosos.

### 6.5. Mejoras del hábitat.

Reducidos los riesgos (ver 6.4), los factores esenciales del hábitat para asentar una poblaci3n reproductora son lugares de nidificaci3n seguros y alimento disponible. Como ya se ha señalado (ver 6.3), existen lugares adecuados de nidificaci3n naturales y pueden construirse nidales artificiales, que son bien aceptados por la especie. Respecto a la alimentaci3n, existen presas disponibles, localmente abundantes (ver 6.2), aunque no siempre fácilmente accesibles.

Los peces son plenamente accesibles en el mar, pero su acceso está algo más restringido en las zonas húmedas a resultas del crecimiento de la vegetaci3n palustre. En el marjal de Pego-Oliva existen siempre aguas abiertas, aunque reducidas a ríos, canales y lagunas en primavera y verano. Para ampliar el acceso a las presas se requieren labores periódicas de siega de la vegetaci3n



Trabajos de eliminaci3n de la vegetaci3n emergida en el marjal de Pego-Oliva.  
Fuente: Global Nature.

palustre, recogida y traslado a planta de tratamiento, lo que tiene un coste aproximado de 3.500 €/ha. Se estima necesario trabajar anualmente sobre una superficie entorno a las 5 hectáreas, disponiendo de amplia experiencia en la realizaci3n de estos trabajos en la zona, realizados por la propia Conselleria o por otras entidades (p. ej. Global Nature).

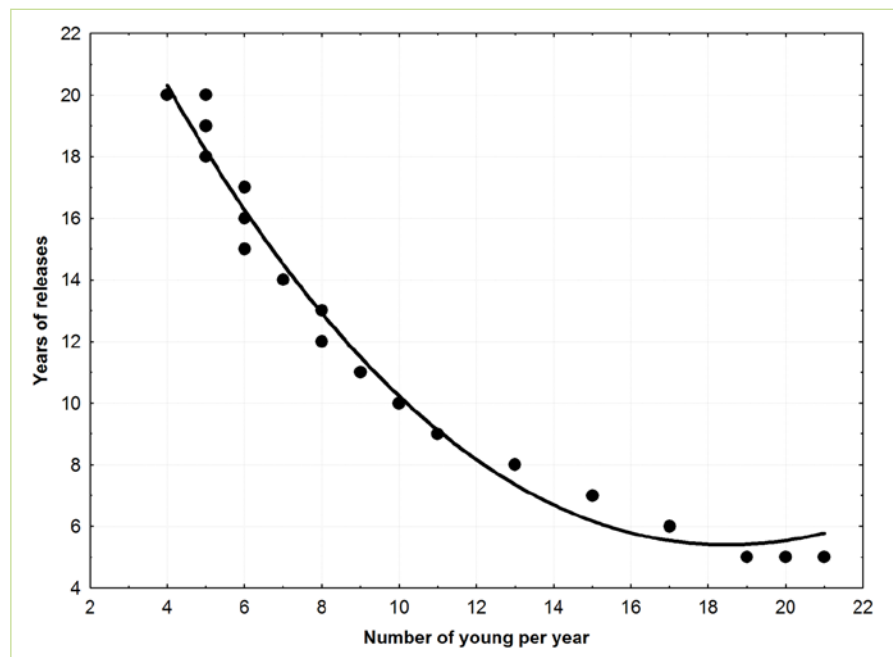


## 7. Número y origen de los ejemplares necesarios

### 7.1. Número de ejemplares.

Las reintroducciones para recuperar especies erradicadas son una práctica cada vez más usada y, parece que aún lo serán más en el futuro. Las técnicas son bien conocidas y su eficacia está demostrada en muchos casos con diferentes especies. Sin embargo, la optimización de costes (eficiencia) de las reintroducciones ha sido menos estudiada y parece, teniendo en cuenta la duración y costes de este tipo de proyectos, que puede ser un factor relevante a la hora de facilitar la puesta en marcha de este tipo de actuaciones de conservación.

Según el estudio realizado por Morandini & Ferrer (2017) sobre distintas especies de rapaces indican que deben liberarse cerca de 100 ejemplares (media 98,33+5,26) para obtener una reintroducción exitosa. Los resultados mostraron que el tiempo necesario para tener éxito en una reintroducción aumenta exponencialmente en la medida que disminuye el número de jóvenes liberados por año (Figura 16). Como, hasta cierto punto, el coste anual de las reintroducciones es independiente del número de jóvenes liberados por año, el componente más importante del coste es la duración del programa. Así, podemos hacer una reintroducción con éxito liberando 20 jóvenes por año durante 5 años (coste aproximado 100.000 € por año, coste total 500.000 €) o bien liberando 5 jóvenes al año duran-



**Figura 16.** Relación exponencial negativa ( $r=-0.934$ ,  $n=48$ ,  $p<0.001$ ) entre el número de jóvenes liberados por año y el número de años de liberaciones necesarios para alcanzar una probabilidad de extinción menor que el 0,001 para todas las especies combinadas (Morandini & Ferrer 2017).



te 20 años (coste total 2.000.000 €). En conclusión, una buena sugerencia de carácter general es liberar el mayor número de jóvenes por año, reduciendo la duración del programa, incrementando el tamaño final de la población, disminuyendo al mínimo el posible efecto sobre la población donante y, por supuesto utilizando el dinero de manera óptima. Un diseño óptimo para una reintroducción de especies de larga vida es usar una población donante (es siempre mucho más barato que cualquier programa de cría en cautividad) y liberar 20 jóvenes al año durante 5 años, independientemente de la especie de la que se trate.

Sin embargo, antes de meterse de lleno en un proyecto de reintroducción es conveniente pasar por una fase experimental para detectar debilidades, factores que pasaron por alto y entrenar al equipo encargado de la reintroducción.

## 7.2. Origen de los ejemplares.

De acuerdo con el apartado anterior, para obtener éxito en la reintroducción de águila pescadora (en el periodo del doble de su longevidad:  $17 \times 2 = 34$  años), se deberán liberar unos 100 jóvenes. Cuanto más jóvenes a liberar por año, más corto será el proyecto y mucho menor su coste. A su vez, la cantidad de ejemplares a liberar por año depende de la disponibilidad de poblaciones donantes. En el caso del águila pescadora, y como ya se ha visto, la situación de la población centro-norte europea es muy buena, con una gran capacidad de cesión de jóvenes para proyectos de reintroducción (Council of Europe, 2016).

Recientemente se ha discutido por parte de algunos autores la conveniencia de que potenciales reintroducciones en el ámbito del Mediterráneo utilizaran exclusivamente poblaciones donantes de la misma zona (Monti *et al.* 2018a). A este respecto hay que recordar que todos los estudios sobre diferencias genéticas entre poblaciones de esa especie, usando para ello marcadores microsatélites de ADN, han encontrado el mismo resultado: no hay diferencias genéticas geográficas en la población Euroafricana de esta especie (Helbig *et al.* 1998, Wink *et al.* 2004). Aunque la taxonomía de esta especie ha sido recientemente revisada, la única diferencia importante encontrada dentro de *Pandion haliaetus* ha sido entre la subespecie americana *P. h. carolinensis*, la población de Bahamas (*P. h. ridgway*), la Indo/Australiana (*P. h. cristatus*) y la Euro-Africana (*P. h. haliaetus*). Estos resultados también fueron apoyados por los de Monti *et al.* (2015, 2018b), aunque después propusieran una interpretación distinta (Monti *et al.* 2018a). Las únicas pequeñas diferencias encontradas en la población euro-africana



han sido en las islas mediterráneas, que mostraron un mayor grado de endogamia entre ellas que el resto de la población. Este resultado es el esperable en poblaciones pequeñas aisladas desde que desaparecieron las poblaciones continentales de la especie en el litoral mediterráneo (especialmente en España, Francia e Italia). Este es claramente un argumento en sentido contrario de lo propuesto por Monti *et al.* (2018a), indicando la necesidad y urgencia de refrescar la genética de estas pequeñas poblaciones insulares con aportes de otras poblaciones europeas menos endogámicas, como las del norte (Ferrer y Morandini, 2018). En resumen, no parece haber ninguna evidencia que apoye la idea de que reintroducciones futuras en el ámbito del Mediterráneo deban emplear exclusivamente las pequeñas poblaciones insulares remanentes como fuente de jóvenes. Más aún, algún autor (Martínez-Abraín, 2018) ha sugerido que la traída de pollos de águila pescadora desde el norte contribuiría a acelerar el proceso de reintroducción, al aportar genes "bold" (=confiados) de una población ya acostumbrada a vivir en las proximidades de asentamientos humanos y a nidificar en árboles.

Puesto que en el caso del águila pescadora no existen diferencias genéticas significativas entre la población mediterránea y otras europeas, los pollos nacidos en cualquier país europeo son adecuados para la translocación. Las poblaciones donantes deben ser abundantes y con elevada productividad, de manera que su estabilidad o viabilidad no se vea afectada negativamente por la extracción de pollos. Además, las poblaciones donantes deben ser una población bien monitorizada, de manera que se conozcan bien sus parámetros reproductivos. Poole (1989a) mostró que una productividad de 0,8 pollos por pareja reproductora, era suficiente para mantener una población estable de águila pescadora, por lo que deberían extraerse pollos de poblaciones con una productividad superior a este límite.

Las poblaciones europeas que presentan estas características son la finlandesa con aproximadamente unas 1.200 parejas y una productividad media 2,1 (Saurola, 1997), y la escocesa que actualmente se estima en unas 153 parejas reproductoras y una productividad de 1,43 pollos volados (Dennis, 2001). Otras poblaciones europeas como Suecia, Alemania o Rusia, tienen un seguimiento menos exhaustivo por lo que no se podría estimar con exactitud si la población se vería o no afectada por la extracción de pollos, y en caso negativo, tampoco de qué nidos sería más adecuado extraerlos. No obstante, la obtención de un elevado número de pollos de uno o varios países donantes, precisa alcanzar acuerdos o realizar convenios con las autoridades pertinentes de cada país, con el fin de garantizar el suministro estable de pollos a lo largo del periodo que dure el proyecto.

No obstante, como ya se ha comentado, antes de manejar grandes números de ejemplares conviene realizar una fase experimental con un pequeño número de pollos para comprobar que no se ha omitido en el análisis del hábitat y de los riesgos ningún factor relevante, entrenar a los equipos de campo e introducir los cambios necesarios en el protocolo de reintroducción. Para esta fase previa, y en tanto se tramitan acuerdos con otros países donantes, el proyecto



puede empezar, de forma experimental, con ejemplares procedentes de las dos poblaciones nidificantes presentes en España: la de Baleares y la de Andalucía.

### 7.3. Capacidad de extracción de ejemplares de Baleares y Andalucía.

En la reunión celebrada en Dénia el 23 de mayo de 2018 ya se propuso esta fase experimental a partir de pollos nacidos en España. Por ello, en junio se mandaron sendas cartas a las autoridades ambientales de los gobiernos de Baleares y Andalucía solicitando esa cesión. En ambos casos la respuesta fue positiva, aunque condicionada a:

**Andalucía (22/6/2018):** Elaboración de un estudio de viabilidad del CSIC determinando el número de pollos que pueden extraerse de la población andaluza sin verse afectada a medio y largo plazo.

**Baleares (3/7/2018):** La evolución de la temporada de cría del año en que se pretenda extraer los pollos y del cálculo avalado por una entidad científica de que dicha extracción no afectará a la población donante.

Para evaluar el efecto de un determinado número de pollos al año de cada una de esas dos poblaciones se han realizado una serie de modelos de simulación con el uso de Vortex 10. Estos modelos contemplaron los siguientes escenarios:

- Evolución de la población sin extracciones.
- Evolución de la población extrayendo 2 ejemplares al año durante 5 años (10 ejemplares).
- Evolución de la población extrayendo 2 ejemplares al año durante 2 años (4 ejemplares).

Los parámetros utilizados y los resultados de los distintos escenarios se presentan en los anejos destinados a las autoridades de Baleares y Andalucía. Los tres escenarios muestran un crecimiento continuado de la población andaluza al estimarse una elevada capacidad de carga (estimada en 190 parejas) y una estabilización de la balear al estar más próxima a la capacidad de carga del archipiélago (estimada en 38 parejas).

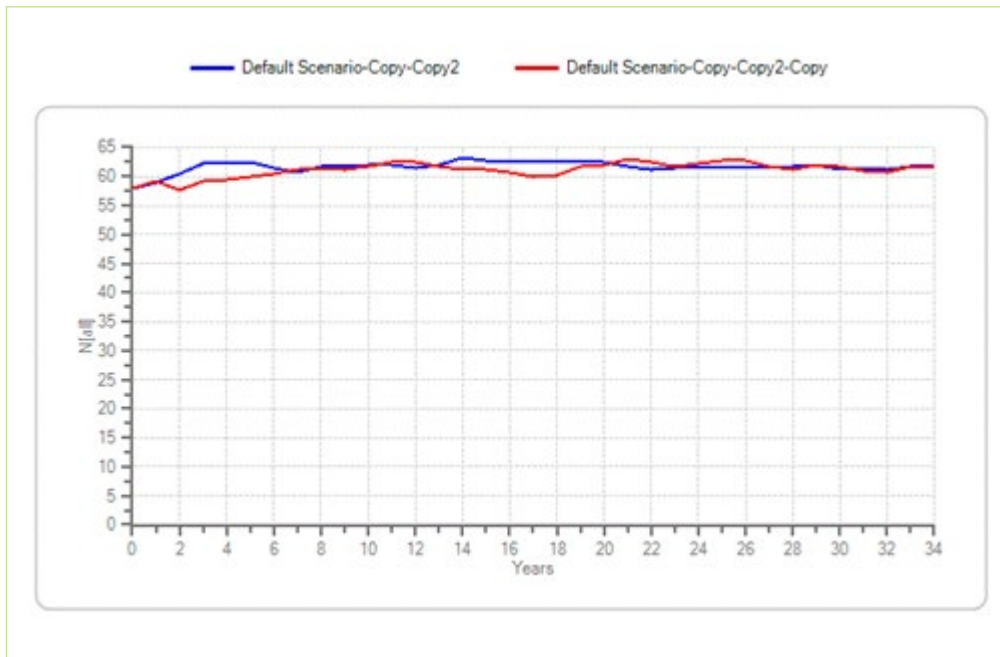
Para el caso de Baleares (Figura 17), la estabilización de la población se retrasaría algo más en el caso de extraer 2 ejemplares al año durante 5 años. Para el caso de Andalucía (Figura 18), los dos escenarios de extracción, aunque siguen permitiendo el crecimiento de la población, suponen crecimientos menores en el caso de extraer 2 ejemplares durante 5 años.

Por tanto, se considera asumible y de muy bajo riesgo para las poblaciones donantes extraer dos ejemplares de cada una de ellas el primer año, con posibilidad de renovar la extracción al año siguiente si fuera necesario. Aparte de las mayores facilidades logísticas de contar con pollos de origen nacional, debe considerarse también que la cesión de ejemplares entre Comunidades

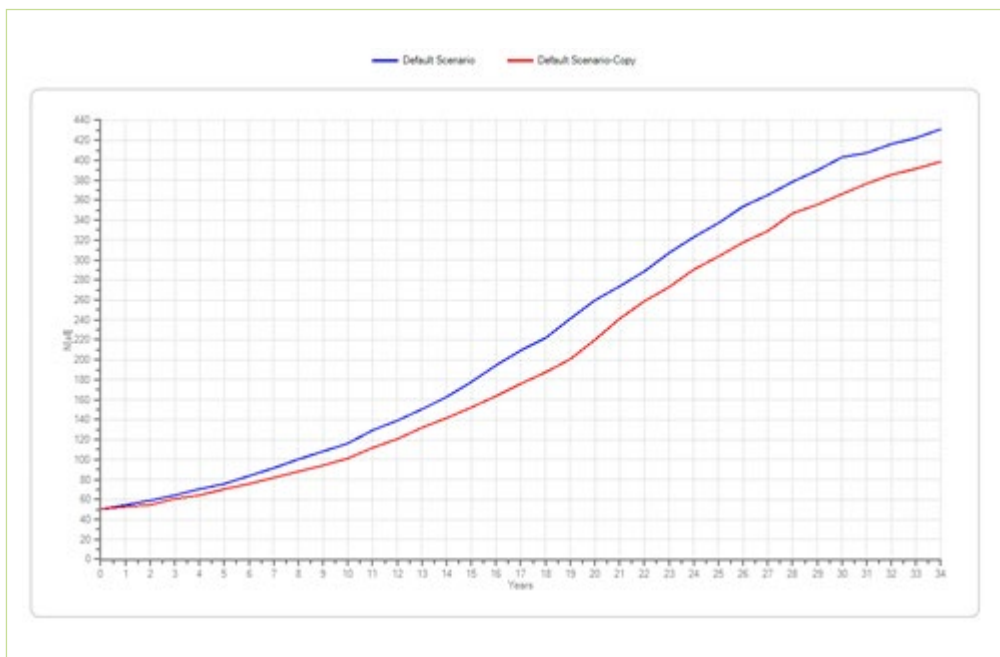


Autónomas tiene especial sentido cuando el proyecto de reintroducción en la Comunitat valenciana tiene como objetivo el actuar de conexión con las mencionadas. Por otra parte, de cara a la solicitud de ejemplares procedentes de otros países, comenzar el proyecto con aves propias traslada un mensaje de responsabilidad y madurez.

**FALTA EXCEL O CAPTURAS DE LAS GRÁFICAS DE MAYOR RESOLUCIÓN**



**Figura 17.** Crecimiento esperado de la población balear sin extracciones (azul) y extrayendo 2 pollos al año durante 2 años (rojo).



**Figura 18.** Crecimiento esperado de la población andaluza sin extracciones (azul) y extrayendo 2 pollos al año durante 2 años (rojo).



## 8. Diseño del proyecto de reintroducción

El sistema recomendado para la reintroducción de águila pescadora es el *hacking* o cría campestre, el cual se ha revelado como uno de los más eficaces en la recuperación de poblaciones de aves rapaces.

### 8.1. Traslocación de los pollos.

El primer año de liberaciones es conveniente liberar un número pequeño de aves (en torno a 4 jóvenes). Es en el transcurso de este primer año cuando se recoge información sobre los posibles cambios que se deban hacer en el diseño del programa, y sobre los posibles peligros que pueden encontrar los pollos. Como ya se ha comentado, estos primeros pollos podrían proceder de poblaciones españolas, tanto baleares como andaluzas, que pueden proporcionar un pequeño número de ejemplares sin perjudicar su crecimiento poblacional.

Una vez evaluado el éxito del proyecto durante el primer año, y adquirido un mayor conocimiento sobre el proceso, se debe empezar a liberar al ritmo previsto una mayor cantidad de individuos por año el resto del programa (en torno a 20 jóvenes al año). Los pollos liberados en la zona de reintroducción deberían proceder de diversos países europeos con el fin de enriquecer la variabilidad genética y favorecer así su capacidad de supervivencia ante diversas situaciones medio ambientales.

Debido a que, tal y como ya se ha comentado, los machos muestran una mayor filopatria (Martell *et al.*, 2002), los expertos sugirieron inicialmente que el sex-ratio más adecuado sería 75% machos y 25% hembras. Se escogen para el proyecto de reintroducción, pollos que pertenezcan a nidadas mayores de dos hermanos, y aquellos que tras un examen veterinario se encontraban en mejor condición física, lo que va asociado a una mayor probabilidad de supervivencia.

Los pollos se retirarían del nido con una edad de 4-5 semanas, se marcarían con anillas de metal del país donante, se les miden y pesan, se les alimenta y se les colocaba en un medio de transporte adecuado para su traslado hasta el lugar de recepción. El trayecto entre la zona natal y el lugar de liberación debe realizarse en la medida de lo posible durante la noche, cuando los pollos están descansando y las temperaturas son más bajas, y durante el mismo se deben cuidar en extremo su condición física y minimizar todo lo posible el estrés que puedan sufrir. En este sentido, se debe inyectar a los pollos Vitamina E y Selenio cuando son extraídos del nido, pues evita los efectos fisiológicos negativos provocados por el estrés y manejo.



Una vez en la Comunitat Valenciana, se debe comprobar su estado físico y se les trasladará a las instalaciones de *hacking*. En el caso de proceder de otros países de la Comunidad Europea, no requieren cuarentena, aunque sí un periodo de observación que tiene lugar en la misma torre de liberación. Una muestra significativa de ellos (todos los del primer año incluidos) deberán portar emisores (preferiblemente GPS-GSM).

## 8.2. *Hacking*.

Se deberán instalar sendas torres de liberación en los puntos de suelta seleccionados. Las torres deberán facilitar la vista del agua. Una cierta pendiente favorecería los ejercicios de musculatura de los pollos. La orientación norte reduce la exposición de los pollos a temperaturas muy elevadas.

**Las torretas:** El *hacking* se realizará sobre una torre de 2 m de altura, desde donde se divisan los árboles o postes con nidos artificiales en su parte superior que servirán posteriormente de comederos. La torreta de *hacking* debe colocarse preferiblemente entre un pequeño grupo de árboles lindando con pradera o ambiente despejado. En el proyecto de Andalucía, las torres de liberación tenían una anchura de 6 m y una altura máxima de 4 m desde el pie del andamiaje hasta el techo del cajón superior.

**Los cajones:** En el proyecto de Andalucía sobre la torreta se instalan tres o cuatro cajones de *hacking*, dentro de los cuales se colocan sendos nidos con ramas y posaderos naturales. Dentro de cada cajón se aloja un máximo de 4 pollos. Cada cajón tiene unas dimensiones de 2 x 2 x 1,5 m de altura. La parte posterior es de madera con una ventana de cristal de una sola dirección de aproximadamente 14 x 30 cm, a través de la cual se puede observar a los pollos sin ser vistos. Además, se usan dos tubos acodados de PVC por los que se aporta el alimento a los pollos sin ser vistos, una manga por si es necesario alimentar a mano a algún pollo de muy temprana edad, y una cámara de vídeo para la observación de su comportamiento. En la parte superior se coloca una malla metálica de 2 x 2 cm de luz, cubierta parcialmente con tela arpillera o cañizo para proporcionar protección ante el sol y la lluvia. La parte frontal, forrada de malla transparente para que los pollos puedan ver el entorno, es abatible gracias a unas bisagras colocadas en su parte inferior, permitiendo su fácil y silenciosa apertura al hacerla descender mediante unas cuerdas en el momento de la liberación. Dentro de cada cajón se encuentra un nido artificial. En cada cajón se instala un sistema de riego accionado por paneles solares, para facilitar la higiene y refrigeración



de los pollos. En la parte posterior se dispone de un pequeño pasillo por el que circular y observar a los pollos. Por esta parte trasera es por donde se accede a los cajones.



Vista de la torreta de *hacking* instalada en Marisma del Odiel con capacidad para 16 jóvenes (4 por cajón). Fuente: Fundación Migres.



Vista posterior de la torreta de *hacking*. Obsérvense los cristales de una sola dirección, así como los tubos de PVC para proveer el alimento. Fuente: Fundación Migres.

**Los posaderos:** Frente a la torre de *hacking* se instalan varios comederos con forma de nido. El nido artificial construido con ramas secas debe tener un radio de 35-40 cm y debe ser rellenado con tierra hasta quedar plano para hacerlos lo más semejante posible a los nidos naturales. De esta manera, además de funcionar como cebaderos sobre los que se colocaba el alimento días antes de la liberación y desde entonces hasta que los pollos iniciaban la migración, actúan como indicador de lugar apto de reproducción para adultos de la especie que visitaban las zonas. Además, con este mismo diseño se instalarán sobre árboles más nidos artificiales en el entorno de la torre de *hacking*.



Cebadero ubicado en frente de los cajones de *hacking*. Junta de Andalucía.

**Otras infraestructuras:** Es necesario tener un sistema de vigilancia y observación de pollos, proporcionado por personal contratado al efecto. Como medida complementaria se colocarán cámaras de vídeo en cada torreta de *hacking*, así como tomas de sonido. En las proximidades al punto de liberación de pollos, se necesitarán dependencias donde se pueda preparar el alimento para los pollos, ver las imágenes captadas por las cámaras, e incluso dormir el personal de seguimiento y vigilancia.



### 8.3. Liberación.

Dependiendo de la especie que se trate, con una edad determinada se produce el abandono de su nido natural. En reintroducciones con *hacking*, se recomienda liberar a los pollos una semana más tarde de esta fecha, con la intención de que se encuentren más fuertes y sus plumas estén más desarrolladas. En especies muy sensibles al estrés, como el caso del águila pescadora, se recomienda sin embargo no retrasar el momento de la suelta pues podría tener repercusión en la supervivencia futura. Llegado el momento, se abrirá lentamente la parte delantera del cajón de *hacking* para que salgan a propia voluntad. Preferiblemente se hará antes del amanecer para reducir las molestias que les pueda ocasionar.

A los pocos días los ejemplares comienzan a salir del nido, a posarse en árboles y a volar por los alrededores, especialmente a los cebaderos. Una vez que los pollos hayan abandonado la torreta *hacking*, se les aportará alimento en abundancia sobre los nidos artificiales, construidos en las proximidades de la torre. Aunque en la naturaleza se ha detectado un descenso en el aporte de alimento al nido, la tasa de alimento que se deposite sobre los nidos artificiales continuará de forma indefinida mientras haya jóvenes en el área y será *ad libitum*. Los desplazamientos serán cada vez más alejados del punto de suelta y comenzarán a capturar presas por su cuenta, aunque si no lo hacen de manera suficiente pueden regresar a los nidos artificiales a alimentarse, con lo que con este método se consigue disminuir sensiblemente las muertes por inanición que se producen en las primeras etapas de la dispersión. El aporte de alimento continuará hasta que dejen de consumirlo o inicien su dispersión.

## 9. Planificación

### 9.1. Acuerdos de cesión de pollos.

Previo al inicio del proyecto de reintroducción es necesario alcanzar acuerdos y convenios con las autoridades pertinentes de cada país o región, con el fin de garantizar el suministro estable de pollos a lo largo del periodo de ejecución del proyecto. Para la primera fase es necesaria la cesión de pollos desde Andalucía y Baleares, a las que se remitirá este proyecto de reintroducción junto al estudio realizado que demuestra que la extracción de esos pollos no perjudicará a la población donante.

Respecto a otros países europeos, se deberá presentar el proyecto de reintroducción ante el *Scottish Nature Heritage* (Escocia) y los Centros regionales de medio ambiente en Häme y Pirkanmaa (Finlandia) y Brandenburgo (Alemania) respecti-



vamente, que son las instituciones competentes para establecer convenios. Las personas que actuaran como intermediarios y facilitaran el establecimiento de convenios serán Pertti Saurola (profesor de investigación del Museo de Historia Natural de Helsinki y responsable del programa de seguimiento del águila pescadora en Finlandia), Roy Dennis (responsable del proyecto de reintroducción del águila pescadora, entre otros, en Inglaterra) y Torsten Langgemach (Director del Departamento de Protección de Aves de Brandenburgo). La firma de los acuerdos con los países donantes es requisito imprescindible para garantizar el suministro estable de pollos. Los acuerdos tendrán una duración limitada y serán renovados previa justificación de la evolución del proyecto.

El águila pescadora es una especie protegida, aunque no se encuentra en situación global de peligro de extinción. Su estatus es sin embargo muy frágil en el ámbito del Mediterráneo. Se encuentra incluida en el Anexo A del CITES por lo que para su traslado dentro del ámbito de la Unión Europea es preceptivo el acuerdo del Ministerio para la Transición Ecológica, en calidad de Autoridad CITES en España.

Según la directiva 92/65/ETY de la Unión Europea, no es necesaria ninguna documentación sanitaria certificando la salud de los ejemplares puesto que solo se solicita para animales domésticos y no es válida para animales salvajes.

## 9.2. Localización de los *hackings*.

Las sueltas empezaran el primer año en el Cabo San Antonio. Para ello será necesario limitar el acceso a la zona y asegurar la tranquilidad necesaria durante julio, agosto y septiembre. Hace falta disponer de sistema de alimentación eléctrica para las cámaras, que pueden funcionar en su caso con baterías de coche. No se prevé actuaciones en el ámbito de la vegetación en el entorno de este lugar de suelta.



Zona de *hacking* en el Cabo de Sant Antoni.



Acantilados próximos a la zona de liberación.



Zona de *hacking* y camino de acceso.



Detalle de la zona de *hacking*.

A partir del primer año se sugiere que se instale otra torreta de *hacking* gemela en un lugar adecuado del Marjal de Pego-Oliva. Este lugar deberá tener láminas de agua libre y por tanto deberá ser objeto previamente de una tarea de desbroce. Dichas tareas deberán de mantenerse anualmente durante todo el desarrollo del proyecto. La superficie que deberá mantenerse limpia deberá superar las 2 hectáreas. El lugar concreto deberá ofrecer la posibilidad de acceder con vehículo.



### 9.3. Comunicación y participación local.

Un proyecto de reintroducción conlleva una serie de actuaciones complementarias encaminadas a mitigar las amenazas existentes, a favorecer la expansión de la población mediante mejoras de hábitat y a concienciar al entorno social. Es necesario llevar a cabo programas de difusión, sensibilización y educación ambiental. El objetivo general de estas campañas es incrementar el grado de sensibilización de la población en general, de los sectores específicos implicados en la gestión del territorio potencial de la especie, de entidades y asociaciones de los núcleos cercanos, así como favorecer el conocimiento de la situación actual del águila pescadora entre los centros escolares. En definitiva, se trata de implicar directamente a todos los sectores de la población en la conservación de la especie en cuestión y en la del medio natural en general, haciendo especial hincapié en aquellos colectivos que, por su actividad diaria, inciden de alguna manera en el medio.

Con el fin de lograr la concienciación y sensibilización se recomiendan entre otras las siguientes acciones:

- **Reuniones sectoriales** con entidades y colectivos relacionados con la gestión del territorio afectado por la reintroducción de la especie, como sociedades de cazadores, titulares de cotos, asociaciones de agricultores, propietarios de fincas, asociaciones ecologistas, ganaderos, etc.
- **Charlas y talleres en centros educativos** de los núcleos urbanos cercanos, así como en otros municipios susceptibles de encontrarse en el área de distribución de la especie.
- **Educación pasiva** mediante la colocación de paneles informativos autoguiados con la información de la especie y del proyecto, otros folletos divulgativos distribuidos en los puntos de información de los Parques, y cartel identificativo de la campaña.
- **Presentación a medios de comunicación.**
- **Jornadas Técnicas y de Participación.** Encuentro de representantes y especialistas en reintroducción de fauna. Las jornadas se dirigen tanto a profesionales en la materia, como a todos los colectivos que en su quehacer diario pueden tener incidencia sobre el territorio afectado por el programa de reintroducción y a personas en general interesadas en la materia.



#### 9.4. Comité de Seguimiento.

Se establecerá un Comité de Seguimiento del proyecto de reintroducción en el que deberían estar las siguientes instituciones:

- Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient, Canvi Climàtic i Desenvolupament Rural (Generalitat Valenciana).
- Ayuntamientos locales.
- Grupos conservacionistas locales.
- Entidades donantes.
- Un experto internacional.
- Un científico nacional.
- Un representante de la Fundación Migres.

Este comité deberá reunirse al menos una vez al año después de cada temporada de liberaciones para evaluar resultados y en su caso proponer mejoras en el proyecto.

## 10. Bibliografía

- ALONSO, J.A. (1983). Las pajareras de Garcillas Bueyeras de Barbate. *Alytes*, 148.
- ARÉVALO Y BACA, D.J. (1887). *Aves de España*. Aguado. Madrid.
- BARROS, M.C., L. CANCELA DA FONSECA & L. PALMA. (1984). Residus de pesticides organochlores et Pcb's dans les proies potentielles du balbuzard pecheur (*Pandion haliaetus*) dans son aire de nidification au Portugal. *Rapins-yaires mediterranis*, II: 142-150.
- BAYLE, J., SÁNCHEZ, P., FORCADA, A., ARECHAVALA, P. y VALLE, C. (2008). *Evaluación de la Biodiversidad de peces marinos en los LICs del Montgó y Acantilados de La Marina*. Universidad de Alicante – Consellería de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda. Informe inédito.
- BERNIS, F. (1973). Migración de falconiformes y *Ciconia* spp. por Gibraltar, verano-otoño 1972-1973. 1ª parte. *Ardeola*, 19(2): 151-224
- BIJLEVELD, M. (1974): *Birds of Prey in Europe*, MacMillan Press, London.
- BLANCO, J.L & GONZÁLEZ, J.L. (1992). *El libro rojo de los vertebrados de España*. Madrid.
- BOUVET, F. & THIBAUT, J.C. (1980). Repartition, cycle reproducteur et evolution de la population du balbuzard pecheur *Pandion haliaetus* en Corse. *Alauda*, 48(4): 171-183.
- BROSSET, A. (1957). Excursion aux iles Chaffarines. *Alauda*, 25(4): 293-295.
- BUSTAMANTE, J. (1995). The duration of the post-fledging dependence period of Ospreys *Pandion haliaetus* at Loch Garten, Scotland. *Bird Study*, 42: 31-36.
- CANAL, D., MORANDINI, V., MARTIN, B., LANGGEMACH, T., MU-



- RIEL, R., DE LUCAS, M. & FERRER, M. (2018). Productivity is related to nest site protection and nesting substrate in a German Osprey population. *J. Ornithol.*, 159: 265-273.
- CASADO, E. (1999). *Análisis de la viabilidad de la reintroducción de águila pescadora (Pandion haliaetus) en costas, estuarios y pantanos de Andalucía*. Estación Biológica de Doñana. Informe inédito.
- COUNCIL OF EUROPE (2016). *Plan for the recovery and conservation of ospreys in Europe and the Mediterranean region in particular*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K.E.L. (1980). *The birds of the Western Palearctic*. Vol.II. Oxford University Press. Oxford.
- DENNIS, R. (2001). *Osprey Newsletter*, 28. Informe inédito.
- FERRER, M. y CASADO, E. (2004). *Osprey (Pandion haliaetus) reintroduction project in Andalusia (Southern Spain)*. Centro Superior de Investigaciones Científicas. Fundación Migres.
- FERRER, L. y CASADO, A. (2014). Reintroducción del águila pescadora. *Manuales de Desarrollo Sostenible*, 14. Fundación Banco Santander.
- FERRER, M., BILDSTEIN, K., PENTERIANI, V., CASADO, E., & DE LUCAS, M. (2011). Why birds with deferred sexual maturity are sedentary on islands: a systematic review. *PLoS ONE*, 6: e22056.
- FERRER, M & MORANDINI, V. (2018). The recovery of Osprey populations in the Mediterranean basin. *Ibis*, 160: 923-925.
- FERRER, M. & TORRALVO, C.A. (2017). Estudio de Viabilidad para la Reintroducción del Águila Pescadora en los Municipios de Dénia, Xàbia, Oliva y Pego (Valencia). Informe inédito.
- FERRER, X., MUNTANER, J., SAGOT, F. & SERIOT, J. (1984). Migración de *Pandion haliaetus* por el N de la Península Ibérica y Leucate (Aude; Francia). *Rapaces mediterranees*, Govern Balear: 151-160.
- FINLAYSON, C. (1992). *Birds of the Strait of Gibraltar*. T. & A.D. Poyser. London.
- FRANCOUR, P. & THIBAUT, J.C. (1996). The diet of breeding Osprey *Pandion haliaetus* on Corsica: exploitation of a coastal marine environment. *Bird Study*, 43: 129-133.
- GALARZA, A. & ZUBEROGOITIA, I. (2012). *Proyecto de reforzamiento y recuperación del Águila pescadora en la Reserva de la Biosfera de Urdaibai (Bizkaia, País Vasco)*. Sociedad de Ciencias Aranzadi/Diputación Foral de Bizkaia.
- GALARZA, A. 2019. Primeros éxitos de la suelta de águilas pescadoras en Urdaibai. *Quercus*, 395 (enero): 56-57.
- GALARZA A. (2010). Osprey (*Pandion haliaetus*) fishing behaviour in an estuary from northern Iberian Peninsula





- during autumn migration. *Revista Catalana d'Ornitologia*, 26: 56-60.
- GENA. (inédito). Seguimiento de *Columba livia*, *Apus spp.*, *Falco peregrinus* y *Pandion haliaetus*. En *Seguimiento de los ecosistemas terrestres del refugio nacional de caza de las islas Chafarinas 1995-1996*. Informe final. ICONA. Madrid.
- GIL SÁNCHEZ, J.M. (1995). Alimentación y selección de presa por el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en el embalse de Cubillas (S.E de España). *Ardeola*, 42: 133-138.
- GONZÁLEZ, G., SANTIAGO, J.M. & FERNÁNDEZ, L. (1992). *El águila pescadora (Pandion haliaetus) en España. Censo, reproducción y conservación*. ICONA.
- HALPERN, B.S. & WARNER, R.R. (2002). Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, 5: 361-366.
- HELBIG, A.J., SCHMIDT, D. & SEIBOLD, I. (1998). Mitochondrial DNA sequences reveal differentiation between Nearctic and Palearctic Osprey (*Pandion haliaetus*) populations [abstract]. *Biol.Cons. Fauna.*, 102: 224.
- HENNY, C.J & VAN VELZEN, W.T. (1972). Migration patterns and wintering localities of American Ospreys. *J. Wildl. Manage.*, 36: 1.133-1.141.
- HOUGHTON, L.M & RYMON, L.M. (1997). Nesting distribution and population status of U.S. Ospreys 1994. *J. Raptor Research*, 31(1): 44-53.
- INSTITUT D'ECOLOGÍA LITORAL (2018). *Comparación entre las poblaciones de mugíldos dentro y fuera de las aguas de la Reserva de Interés Pesquero del Cabo de San Antonio*. Informe inédito.
- IRBY, L.H.L. (1895): *The ornithology of Straits of Gibraltar*. R.H. Porter, London.
- IZQUIERDO, A. (2011). *Informe sobre la presencia de águila pescadora en Alicante*. Centro de Recuperación de Fauna Santa Faç. Servicio de Vida Silvestre. Generalitat Valenciana. Informe inédito.
- IZQUERDO, A., (2015). Águila pescadora. En: López *et al.* (eds.): *Atlas de las aves nidificantes en la provincia de Alicante*, pp. 164-165. Publicacions de la Universitat d'Alacant-SEO/ Alicante. Alicante.
- MALMIERCA, J.C. Y MUNTANER, J. (2010). L'águila peixatera a les Illes Balears. *Galería Balear d'especies*, 7. Govern de les Illes Balears. Palma.
- MARTELL, M., VOIGT ENGLUND, J. & TORDOFF, H.B. (2002). An urban Osprey population established by translocation. *Journal of Raptor Research*, 36: 91-96.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. (2018). Satellite factors influencing the impact of recreational activities on wildlife. *Animal Conservation*, 21: 461-462



- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., JIMÉNEZ, J. & ORO, D. (2018). Pax Romana: 'refuge abandonment' and spread of fearless behavior in a reconciling world. *Animal Conservation*. doi:10.1111/acv.12429.
- MONTI, F., GREMILLET, D., SFORZI, A., SAMMURI, G., DOMINICI, J.M., TRIAY BAGUR, R., MUNOZ NAVARRO, A., FUSANI, L. & DURIEZ, O. (2018a). Migration and wintering strategies in vulnerable Mediterranean Osprey populations. *Ibis*, 160. <https://doi.org/10.1111/ibi.12567>.
- MONTI, F., DELFOUR, F., ARNAL, V., ZENBOUJJI, S., DURIEZ, O., & MONTGELARD, C. (2018b). Genetic connectivity among osprey populations and consequences for conservation: philopatry versus dispersal as key factors. *Conserv. Genet.*, 19: 839-851. DOI: [10.1007/s10592-018-1058-7](https://doi.org/10.1007/s10592-018-1058-7).
- MONTI, F., DURIEZ, O., ARNAL, V., DOMINICI, J. M., SFORZI, A., FUSANI, L., GREMILLET, D. & MONTGELARD, C. (2015). Being cosmopolitan: evolutionary history and phylogeography of a specialized raptor, the Osprey *Pandion haliaetus*. *BMC Evol. Biol.* <https://doi.org/10.1186/s12862-015-0535-6>.
- MORANDINI, V. & FERRER, M. (2017). How to plan reintroductions of long-lived birds. *PLoS One*, 12:1-17
- MOUNFORT, G. (1968): *Portrait of a wilderness: the story of the Coto de Doñana expeditions*. David & Charles, Devon.
- MURIEL, R., FERRER, M., CASADO, E. & CALABUIG, C.P. (2010). First Successful breeding of reintroduced Ospreys *Pandion haliaetus* in mainland Spain. *Ardeola*, 57: 175-180.
- ÖSTERLOF, S. (1959). Recuperaciones en la Península Ibérica de Águilas pescadoras (*Pandion haliaetus*) anilladas. *Ardeola*, 5: 93-98.
- ÖSTERLOF, S. (1977). Migration, wintering areas and site tenacity of the european Osprey, *Pandion haliaetus haliaetus* (L.). *Ornis Scandinavica*, 8(1): 60-78.
- PALMA, L. & BEJA, P. (1999). *A conservation program for Ospreys (Pandion haliaetus) in Portugal*. Informe inédito.
- POOLE, A. (1989a). *Ospreys. A natural and unnatural history*. Cambridge University Press. Cambridge.
- POOLE, F. (1989b). Regulation of Osprey *Pandion haliaetus* populations: the role of nest site availability. En Meyburg, B.U. & Chancellor, R.D. (Eds.). *Raptors in the Modern World*. III World Conference on Birds of Prey and Owls. Israel.
- PREVOST, Y.A. (1982). *The wintering ecology of Ospreys in Senegambia*. PhD Thesis. University of Edinburg. 159 pp.
- REYES PROSPER, V. (1886). Catálogo de las aves de España, Portugal e Islas Baleares. *Anales de la Real Soc. Esp. Hist. Nat.*, 15(1): 5-109.



- RICO, L. y GIL-DELGADO, J.A. (1986): *Aves nidificantes en la provincia de Alicante*. Instituto Juan Gil-Albert, Alicante.
- SAUNDERS, H. (1871). A list of birds of southern Spain. *Ibis*, (1871): 54-68.
- SAUROLA, P. (1994). African non-breeding areas of Fennoscandian Ospreys (*Pandion haliaetus*). *Ostrich*, 65:127-136.
- SAUROLA, P. (1995). Finnish Ospreys *Pandion haliaetus* in 1971-1994. *Vogelwelt*, 116: 199-204.
- SAUROLA, P. (1997). The Osprey (*Pandion haliaetus*) and modern forestry: a review of population trends and their causes in Europe. *J. Raptor Res.*, 31(2): 129-137.
- SAYAGO, J.M. (2008). La invernada del Águila pescadora en la provincia de Huelva. *Quercus*, 272: 22-26.
- SAYAGO, J.M. (2011). Monitoring wintering population of osprey (*Pandion haliaetus*) in the province of Huelva (1996-2009). Pp. 298-301. In Zuberogoitia I. & Martínez J. E. (Eds): *Ecology and Conservation of European Forest-dwelling Raptors*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- SCHAADT, C.P & L.M. RYMON. (1982). Innate fishing behavior of Ospreys. *Raptor Research*, 16: 61-62.
- SCHMIDT, D. & J. MÜLLER (2008). Ospreys (*Pandion haliaetus*) and forestry. *Ber. Vogelschutz*, 45: 61-69.
- SERVICIO DE VIDA SILVESTRE (2012). *Viabilidad del proyecto de adecuación del territorio para la nidificación del águila pescadora en los acantilados del Norte de Alicante*. Informe inédito.
- SERVICIO DE CAZA Y PESCA (2018). *Disponibilidad de presas para el águila pescadora (Pandion haliaetus) en el marjal de Pego-Oliva*. Informe inédito.
- SILVA, R.S. y OLMOS, F. (2002). Osprey ecology in the mangroves of Southeastern Brasil. *J. Raptor Res.*, 36(4): 328-331.
- SPITZER, P.R. & POOLE, A.F. (1980). Coastal Ospreys between New York City and Boston: a decade of reproductive recovery 1969-1979. *Amer. Birds*, 34: 234-241.
- STRANDBERG, R. & ALERSTAM, T. (2007). The strategy of fly-and-forage migration, illustrated for the osprey (*Pandion haliaetus*). *Behav. Ecol. Socobiol.*, 61: 1.865-1.875.
- SZARO, R.C. (1978). Reproductive success and foraging behavior of the Osprey at Seahorse Key, Florida. *The Wilson Bulletin*, 90(1): 112-118.
- TAIT. (1924). *The birds of Portugal*. Whiterby. Plymouth.
- TERRASSE, J.F. & TERRASSE, M. (1977). The Osprey (*Pandion haliaetus*) in the western mediterranean: distribution, reproduction, and the future. *Nos Oiseaux*, 34(368): 111-127.
- THIBAUT, J.C., DOMINICI, J.M., MOUGEOT, F. & BRETAGNOLLE, V. (1996a). Current research on Ospreys in Corsica, a mediterranean resident population. En Massimo Pandolfi (Ed). *European and Mediterranean Osprey Symposium*;



- 2nd International Conference on Raptors, 2-5 October 1996.* Urbino-Italia.
- THIBAUT, J.C., TRIAY, R., BEAUBRUN, P.L.; POUKHALFA, D., DOMINICI, J.M. & TORRE, A. (1996b). Osprey (*Pandion haliaetus*) in the mediterranean: characteristics of a resident population with a patchy distribution. In Muntaner & Mayol (Eds.) *Ecología y conservación de las rapaces mediterráneas*. Monografías nº 4. SEO. Madrid.
- TUCKER, G.M & HEATH, M.F. (1994). *Birds of Europe: their conservation status*. Birdslife International. Cambridge.
- UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (2012). *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Grupos Especialistas en Reintroducción y Especies Exóticas Invasoras de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN. Gland-Cambridge.
- URIOS, V., ESCOBAR, J.V., PARDO, R. y GÓMEZ, J.A. (1991): *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Valencia.
- VAN DAELE, L.J & VAN DAELE, H.A. (1982). Factors affecting the productivity of Ospreys nesting in west-central Idaho. *The Condor*, 84: 292-299.
- VANA-MILLER, S.L. (1987). Habitat suitability index models: Osprey. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep., 32 (10.154).
- WAHL, R., PERRODIN, G., CALLET, A. y NADAL, R. (2012). *Le Balbuzard pêcheur en France continentale. Saison de reproduction 2012*.
- WINK, M., SAUER-GÜRTH, H. & WITT, H. (2004). Phylogenetic differentiation of the Osprey (*Pandion haliaetus*) inferred from nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. In: *Raptors Worldwide*. Edited by Chancellor RD, Meyburg BU. WWGBP, Berlin.
- ZACHOS, F.E. & SCHMÖLCKE, E. (2006): Archaeozoological records and distribution history of the osprey (*Pandion haliaetus*) in Central Europe. *J. Ornithol*, 147: 565-568.