

Master Universitario en Diversidad Biológica
y Medio Ambiente
Especialidad Biodiversidad y Gestión del Medio Continental
Trabajo Final de Master



EVOLUCIÓN Y SITUACIÓN ACTUAL DE LA
POBLACIÓN DE FOCHA MORUNA (*FULICA
CRISTATA*) EN LA CHARCA DE SUÁREZ
(MOTRIL): APLICACIONES A SU GESTIÓN

Elena Rodríguez Pérez

Tutor: Antonio-Román Muñoz Gallego
Departamento de Biología Animal
Universidad de Málaga
2017/2018

Anexo 2

Documento de Acreditación del Tutor de Trabajo Fin de Máster

Curso Académico 2017/2018

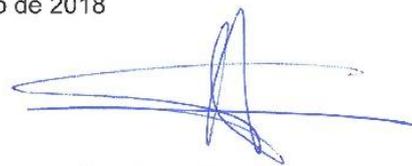
Primera Convocatoria Ordinaria

Dr. Antonio Román Muñoz Gallego, del Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga,

INFORMA:

Que el Trabajo Fin de Máster titulado EVOLUCIÓN Y SITUACIÓN ACTUAL DE LA POBLACIÓN DE FOCHA MORUNA (*Fulica cristata*) EN LA CHARCA SUÁREZ (MOTRIL): APLICACIONES A SU GESTIÓN, presentado por D^a Elena Rodríguez Pérez, correspondiente a la Especialidad Biodiversidad y Gestión del Medio Continental, ha sido realizado bajo su dirección y tutela en el Departamento de Biología Animal de la Universidad de Málaga, y cumple los requisitos necesarios para ser defendido ante la Comisión Evaluadora.

En Málaga a 16 de Julio de 2018



Fdo.: Antonio Román Muñoz Gallego



Vº Bueno del Coordinador de la asignatura
de la especialidad del TFM

Este trabajo ha sido posible gracias a la colaboración del Ayuntamiento de Motril, la Asociación Buxus y la Charca de Suárez. Quiero dar las gracias especialmente a José Larios, Manuel Mañani y Fernando Alcalde por su amabilidad e inestimable ayuda a la hora de conseguir datos e información. También agradecer la generosidad de los fotógrafos Rafael Mateos, Francisco Gragera y Antonio Rubiño. Y por último agradecer a mi tutor, Antonio Román Muñoz, por su paciencia, su apoyo y por todo lo que me ha enseñado.

Por la presente, manifiesto que el contenido de lo expuesto en el presente Trabajo Fin de Máster es original y que todas las fuentes utilizadas para su realización han sido debidamente citadas en el mismo.

Imagen de portada: Francisco Gragera

ÍNDICE

1. Introducción	1
1.2. Los humedales. Situación actual en España y Andalucía.....	3
1.2.1. La importancia de los humedales para las aves acuáticas	6
1.3. La focha moruna	8
1.3.1. Reintroducción de la focha moruna en la Charca de Suárez	11
1.4. Objetivos	12
2. Material y métodos.....	12
2.1. Área de estudio.....	12
2.1.1. Características físicas de las lagunas.....	14
2.1.2. Características físico-químicas de las lagunas	16
2.2. Flora y fauna	16
2.3. Reintroducción de la focha moruna.....	19
2.3.1 Datos utilizados	20
2.4. Análisis de dinámica de poblaciones.....	22
2.4.1. VORTEX (Programa de análisis de viabilidad poblacional)	22
2.4.2 Escenarios	23
2.4.3. Simulaciones	26
2.4.3.1. Parámetros básicos	26
2.4.3.2. Estimaciones de parámetros	26
2.4.3.3. Endogamia y denso-dependencia	27
2.4.3.4. Catástrofes	28
2.4.3.5. Nuevas sueltas	29
2.4.3.6. Capacidad de carga y periodo de tiempo transcurrido	29
3. Resultados	30
3.2 Diferentes escenarios para las simulaciones	32
3.2.1 Escenario 1: No hacer nada.....	32
3.2.2. Escenario 2: No hacer nada (con endogamia)	34
3.2.3. Escenario 3: Nuevas sueltas de individuos.....	36
4. Discusión.....	41
4.1. Viabilidad poblacional	41
4.1.2. ¿Por qué unas lagunas sí y otras no?	42
4.1.3 Efectos de la convivencia de la focha moruna y la común.....	44
4.2 Diversidad genética	46
4.3. La necesidad de nuevas sueltas	47

4.4 Mejorar la capacidad de carga.....	48
5. Conclusiones	50
6. Bibliografía	52
ANEXOS.....	59

Evolución y situación actual de la población de focha moruna (*Fulica cristata*) en la Charca de Suárez (Motril): aplicaciones a su gestión

Resumen

La focha moruna (*Fulica cristata*) se encuentra en peligro de extinción en la Península Ibérica debido principalmente a la fragmentación y destrucción de su hábitat en las últimas décadas. A pesar de que Andalucía cuenta con una de las redes de humedales más importantes de Europa y que ha puesto en marcha varios programas de reintroducción de la especie, esta no ha logrado recuperarse significativamente hasta la fecha. La Charca de Suárez, en la costa granadina, se unió a estos esfuerzos en 2013 y actualmente cuenta con una población establecida de la especie, aunque es muy reducida. En este estudio se pretende determinar el estado actual de la focha moruna en la zona de estudio, así como prever su evolución a largo plazo. Para ello se ha usado el programa de análisis de viabilidad poblacional Vortex, basado en fuerzas deterministas, así como eventos estocásticos demográficos, ambientales y genéticos. Los resultados indican que la población de la Charca podría alcanzar su capacidad de carga en un par de décadas, pero podría extinguirse en menos de 250 años, si no se continúan los eventos de refuerzo. La solución para mantener la viabilidad poblacional pasaría por continuar las sueltas en intervalos amplios de tiempo y priorizar la conservación del hábitat, aunque su conservación efectiva requeriría promover nuevos núcleos reproductores, incluidos en una red de zonas con hábitat adecuado que permita la existencia e interacción de diferentes poblaciones.

Palabras clave: Charca de Suárez, evolución población, focha moruna, *Fulica cristata*, Península Ibérica, reintroducción, Vortex

Abstract

The crested coot (*Fulica cristata*) is a Critically Endangered species in the Iberian Peninsula, mostly due to habitat fragmentation and destruction in the last decades. Despite the fact that Andalusia has one of the most important wetland networks in Europe, and that has developed several reintroduction programs of this species, it has not recovered significantly to date. The Charca de Suarez, on the coast of Granada, joined these efforts in 2013 and currently has a reduced population with reproductive success. In this study, it is intended to determine the current status of the crested coot in the study area, as well as foresee its long-term evolution. For this purpose, the Vortex population viability analysis program has been used, based on deterministic forces, as well as stochastic demographic, environmental and genetic events. The results indicate that the population of The Charca could reach its carrying capacity in a period of decades, but it could be extinguished in less than 250 years, if reinforcement events are not continued. The solution to maintain the population viability would be to continue the releases at broad intervals of time and prioritize habitat conservation, although their effective conservation would require the promotion of new breeding sites, included in a network of areas that allows the existence and interaction of different populations.

Keywords: Charca de Suárez, crested coot, *Fulica cristata*, Iberian Peninsula, population evolution, reintroduction, Vortex

1. Introducción

En Andalucía existen más de 220 humedales según el Inventario de Humedales de Andalucía, bajo alguna categoría de protección (ZEPA, IBA, IEZH o RAMSAR). Se trata de zonas húmedas de interior, litorales, continentales, artificiales o modificadas que tienen un alto valor ecológico y albergan una elevada de biodiversidad (Ramsar, 2013). Tienen un gran valor medio ambiental y paisajístico y son importantes fuentes de agua y productividad primaria de las que dependen innumerables especies vegetales y animales. Pese a que los ecosistemas de agua dulce sólo cubren el 1% de la superficie de la Tierra, más del 40% de las especies consideradas como amenazadas dependen en algún momento en su ciclo biológico de los humedales (Canicio et al. 2005)

Los ambientes de los humedales se caracterizan por tener periodos de estrés que la mayoría de los organismos no pueden enfrentar. Por ejemplo, muchos organismos acuáticos no están adaptados para hacer frente al secado periódico y otros organismos terrestres se estresan por largos períodos de inundación. Las adaptaciones morfológicas y fisiológicas a estas condiciones de secado e inundación temporal y/o permanente dan lugar a organismos especializados a vivir en humedales (Mitsch & Gosselink, 2015), con numerosas especies endémicas. La vegetación de los humedales es muy rica y variada y la base de las cadenas tróficas. La vegetación potencial de ribera, por ejemplo, está compuesta por álamos (*Populus* sp.), olmos (*Ulmus* sp.) o fresnos (*Fraxinus* sp.). Son especialmente importantes los carrizales (*Phragmites* sp.) y otras plantas que crecen cerca del agua, como la enea (*Typha* sp.), el lirio amarillo (*Iris pseudacorus*), el junco (*Juncus* sp.) o el taray (*Tamarix* sp.), ya que sirven de cobijo y lugar de alimentación de multitud de aves pequeñas. Además de las plantas vasculares adaptadas, la vegetación de los humedales incluye especies unicelulares de algas y cianobacterias (Mitsch & Gosselink, 2015) y entre el zooplancton podemos destacar al copépodo *Dussartius baeticus* y al rotífero *Lecane donyanensis*, ambos endémicos del país (Díaz-Paniagua et al. 2010).

Toda esta riqueza vegetal da cobijo y alimento a numerosos organismos animales, que dependen directa o indirectamente de los humedales y su ecosistema. En

el caso de los odonatos, el sureste ibérico cuenta con especies típicamente europeas o norteafricanas muy raras de ver en el resto de la Península (ANSE, 2018). En los peces de agua dulce, especialmente en los que viven en humedales, es fácil que se den endemismos por el aislamiento de las masas de agua, lo que también significa una mayor fragilidad de sus poblaciones. Es el caso del cacho (*Squalius pyrenaicus* y *Squalius malacitanus*) o el fartet (*Aphanius iberus*), ambos incluidos como amenazados en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Franco Ruíz et al. 2001). Algo parecido ocurre con los anfibios, pues dependen en gran medida de las zonas húmedas para reproducirse y son muy sensibles a los cambios en su medio. En España encontramos especies endémicas como el gallipato (*Pleurodeles waltl*), el sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*), el sapillo moteado (*Pelodytes punctatus*) o el tritón ibérico (*Triturus boscai*), cuyas poblaciones pueden verse afectadas por la degradación de los humedales (García-Muñoz et al. 2010). Entre los reptiles destaca especialmente el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) que suele verse desplazado por especies alóctonas como el galápago de florida (*Trachemys scripta elegans*) (Polo-Cavia et al. 2009), o la culebra de collar (*Natrix natrix*) o la viperina (*Natrix maura*), muy vinculadas con ambientes acuáticos (ANSE, 2018)

Sin embargo, los humedales suelen asociarse mayoritariamente con las aves, pues constituyen zonas de descanso de vital importancia para multitud de especies invernantes y son zonas de cría para otras residentes, entre las que podemos encontrar muchas incluidas en el Libro rojo de aves de España (Madroño et al. 2004). Por estas razones, resulta primordial dar a los humedales el valor y la protección necesarios para preservar su rica biodiversidad. De las 1.186 especies de aves mundialmente amenazadas, 146 (12 %) viven en ambientes de humedales. De éstas, el 57% habitan en lagos o embalses, el 36% en ríos y arroyos, y el 30% restante en turberas, marismas y lagunas (Montes & Lomas, 2003). En España se han citado unas 370 especies de aves, presentes de forma más o menos habitual, de las cuales 137 dependen de una u otra forma de los humedales (SEO/BirdLife, 2018). La mayoría de estas especies son anátidas o zancudas, pero también se incluyen el martín pescador (*Alcedo atthis*), el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) o el mirlo acuático europeo (*Cinclus cinclus*) (SEO/BirdLife, 2018).

La Reserva Concertada de la Charca de Suárez, en la costa granadina, un humedal costero de agua dulce, fue salvado de la destrucción por la especulación urbanística y ha sido recuperado y devuelto a sus condiciones naturales. Debido a su posición geográfica y sus peculiares características naturales, resulta un lugar de vital importancia tanto para el descanso de aves migratorias como para la reproducción de otras residentes. Cuenta además con varios programas de reintroducción de especies amenazadas en Andalucía como el fartet, el camaleón o la focha moruna, especie de la que tratará este trabajo.

1.2. Los humedales. Situación actual en España y Andalucía

Los humedales son difíciles de definir con precisión, no sólo por su gran extensión geográfica, sino también por la gran variedad de condiciones hidrológicas en que se encuentran (Mitsch & Gosselink, 2015). Según la Convención de Ramsar (2013), se entienden por humedales “las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de aguas, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina, cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. Combinan, por tanto, los atributos de los ecosistemas acuáticos y terrestres, pero no son ni lo uno ni lo otro. Sin embargo, actualmente se reconoce que los humedales son uno de los ecosistemas más productivos del mundo (Mitsch & Gosselink, 2015), por poseer una elevada diversidad biológica y por sus funciones ecológicas.

Entre dichas funciones destaca su importante papel en el ciclo global del carbono, pues se estima que los humedales contienen entre el 10 y el 20% del carbono terrestre del mundo. Hallazgos recientes indican que pueden ser tanto sumideros como fuentes de carbono, dependiendo de su edad o las condiciones ambientales de frontera, como la ubicación o el clima (Kayranli et al., 2010). Además constituyen el hábitat crítico para especies migratorias, amenazadas o en peligro de extinción; tienen una importante función en los procesos hidrológicos, como es la recarga de los acuíferos, la mitigación de las inundaciones y control de la erosión del suelo; estabilizan los terrenos mediante el mantenimiento de drenaje y el control de sedimentación en las zonas

costeras; actúan como zona de amortiguamiento contra contaminantes en el agua y absorben nitrógeno y fósforo provenientes de fertilizantes agrícolas. Un humedal en una región con desarrollo urbano moderado, pero no excesivo, tendrá el mayor valor, porque existe una población humana adecuada para beneficiarse de esas funciones, pero no es tan grande como para abrumar las capacidades del humedal (Mitsch & Gosselink, 2000)

Con base en varios estudios, se estima que la extensión de los humedales del mundo es de 7 a 10 millones de km², o aproximadamente del 5 al 8% de la superficie terrestre de la Tierra (Mitsch & Gosselink, 2015). Sin embargo, dadas las tendencias en la globalización durante el siglo pasado y la aceleración del comercio en las últimas décadas, las poblaciones humanas han creado una enorme presión sobre todos los ecosistemas naturales, incluidos los humedales (Foundation for Environmental Conservation, 2001). Están desapareciendo y experimentando una degradación mucho mayor que la de los ecosistemas terrestres y pueden ser considerados como uno de los más amenazados del planeta. Se estima que han desaparecido cerca del 50 % de las zonas húmedas del mundo desde 1900 (Davidson, 2014) y que al menos el 33% de los humedales mundiales se han perdido a partir de 2009 (Hu et al., 2017)

Las principales razones de la pérdida de humedales han sido la actividad y conversión agrícola y la urbanización, que han ido ocupando hábitats naturales (incluidos los humedales) para mantener su superficie (Gardner et al., 2015). A esto se suma al desconocimiento general de la ciudadanía sobre la importancia de los ecosistemas acuáticos como reservorio de biodiversidad y generadores de múltiples servicios ecológicos, dándose todavía malentendidos y creencias erróneas de que son fuentes de malos olores, de aguas en mal estado o son criaderos de mosquitos.

España es el país europeo con mayor diversidad de humedales, con más de 1500 enclaves de más de 0,5 hectáreas. En 2014 se incluían 320 humedales en el Inventario Español de Zonas Húmedas (BOE nº 73 de 25 de marzo de 2004), con una superficie total de 171.417,352 ha. Sin embargo, se ha producido una pérdida del 60% en los últimos 50 años (las llanuras de inundación han desaparecido en un 80 %, los humedales de interior de agua dulce en un 65 % y los humedales costeros en un 60 %) (Arias-García et al. 2015). Esto implica que la biodiversidad corre un mayor riesgo en los

sistemas de agua dulce que en otros ecosistemas (Saunders et al., 2002; Abellán et al., 2007). Es un hecho particularmente importante en la cuenca del Mediterráneo, considerada una de las zonas más importantes de la Tierra para la biodiversidad (Myers et al., 2000; Abellán et al., 2007), y donde los paisajes han sufrido la fuerte influencia humana durante milenios.

Por su parte, Andalucía cuenta con 25 humedales incluidos en la Lista Ramsar de Humedales y de Importancia Internacional, con una superficie total de 143.138,81 hectáreas. El Inventario Español de Zonas Húmedas contabilizaba 117 humedales en Andalucía en 2014 (Figura 1), con 117.968,942 ha. Asimismo, posee el patrimonio natural de humedales litorales e interiores más ricos y mejor conservados de España (representa el 17% del total de zonas húmedas del Estado y aproximadamente el 56% de la superficie de las mismas) y de la Unión Europea (Nieto Gil, 2012)

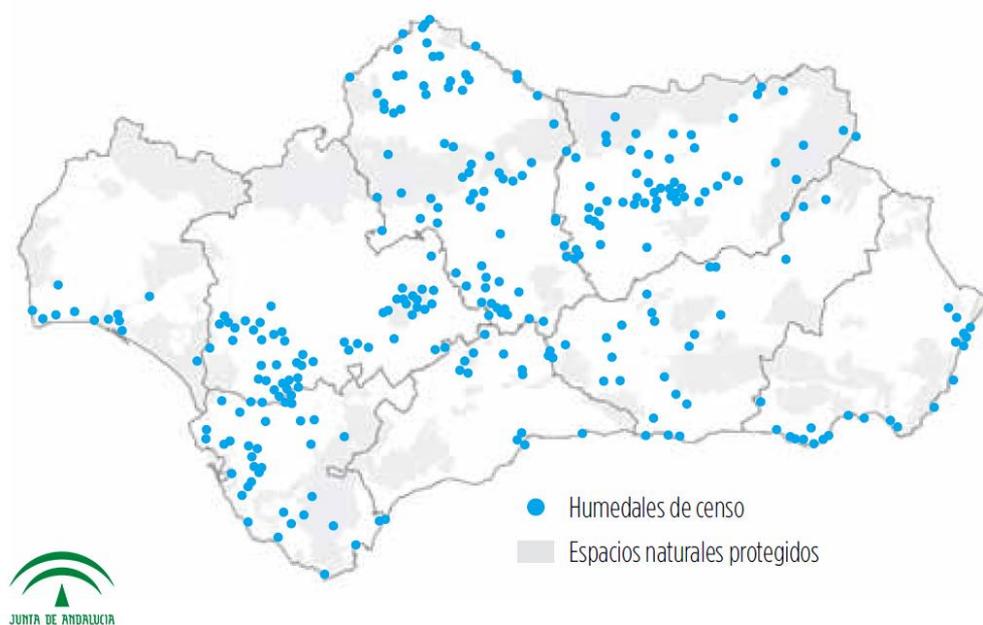


Figura 1: Mapa de los humedales y espacios protegidos andaluces. Fuente CMAOT

Los humedales mediterráneos en el sureste de España son extremadamente valiosos debido a la biodiversidad y su papel como reservorios de agua (Melendez-Pastor et al. 2010). De entre ellos, los humedales temporales mediterráneos son un tipo particular, clasificado como hábitat prioritario de agua dulce (3170 *, NATURA 2000) en virtud de la Directiva de Hábitats (Comisión Europea, 2007; Ruiz, 2008). España

cuenta con unos 120 de estos humedales, que cubren unas 33,546 ha, lo que se traduce en el 52% de la superficie recogida en la red Natura.

Se trata de humedales muy poco profundos, aislados de otros cuerpos de agua permanentes, que sufren un ciclo periódico de inundaciones y sequía, y muestran una gran variabilidad en función de su geología, geomorfología, profundidad y fuente de agua (suelo o escorrentía). Se encuentran entre los ecosistemas más interesantes de la región mediterránea y abarcan especies únicas y endémicas (Lumbreras et al. 2016). Tienen una flora característica adaptada a esta alternancia, que suele estar compuesta principalmente de especies mediterráneas y teofíticas de las alianzas *Isoetion*, *Nanocyperion flavescens*, *Preslion cervinae*, *Agrostion salmanticae*, *Heleochoion* y *Lythron tribracteati* (Ruiz, 2008). Muchos invertebrados dependen de estanques temporales para la reproducción (por ejemplo, escarabajos, dípteros, libélulas) y algunos pasan su ciclo de vida completo en ellos, como los branquiópodos (*Notostraca*, *Cladocera*, *Anostraca* y *Conchostraca*) que son habitantes exclusivos de hábitats de agua temporales (Cancela da fonseca et al, 2008). En el caso de los anfibios, especies como *Bufo calamita* o *Pelodytes punctatus*, han ajustado su periodo de cría para que coincida con la época de lluvia y se benefician enormemente de los humedales temporales para reproducirse (Richter-Boix et al. 2006).

Como ocurre con las zonas húmedas en general, la tendencia actual en los humedales temporales mediterráneos es claramente regresiva. El principal problema para este hábitat proviene de su naturaleza efímera y su pequeño tamaño. Su visibilidad limitada conduce a una falta de reconocimiento de sus valores y funciones que hace que sean fácilmente destruidos o transformados. A esto se une su proximidad a zonas urbanas en expansión, agricultura intensiva, industrialización, desarrollo del turismo y su distribución dispersa y aislada a nivel regional (Lumbreras et al. 2016)

1.2.1. La importancia de los humedales para las aves acuáticas

Las aves acuáticas componen uno de los conjuntos de mayor interés conservacionista entre las aves andaluzas. Se puede explicar en función de la extensión

y calidad relativa de los humedales de la región, con diferencia los más importantes de España y de todo el suroeste de Europa. Andalucía se presenta como la Comunidad Autónoma española con más humedales incluidos en la Lista Ramsar, tanto en valores absolutos (número de humedales) como relativos (superficie). Cuenta con 25 humedales que representan el 33.7% de los humedales Ramsar del país y el 47.2% de la superficie de zonas húmedas españolas incluidas en la lista internacional (Arias-García et al., 2015). Se ha visto que la mayoría de parejas de aves acuáticas se concentran en humedales del valle del Guadalquivir y la franja costera andaluza y que unas 740.000 aves acuáticas, de hasta 146 especies diferentes, invernan de media cada año en Andalucía.

De todas las especies catalogadas como “En Peligro Crítico” en el Libro Rojo de las Aves Amenazadas de España (Madroño et al. 2004), cerca de la mitad son aves acuáticas, como el porrón pardo (*Aythya nyroca*), el avetoro común (*Botaurus stellaris*), la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), el tarro canelo (*Tadorna ferruginea*) o la focha moruna (*Fulica cristata*). La población española de esta última estuvo a punto de desaparecer, pero gracias a la existencia de humedales en Andalucía (por ejemplo, Doñana, las Marismas del Guadalquivir y del Odiel, la Bahía de Cádiz, Cabo de Gata o Fuente de Piedra), aún se encuentra presente en nuestro país, aunque con un futuro incierto. Además de proteger los lugares donde habita, se han llevado a cabo programas de cría en cautividad en la Reserva Natural Concertada Cañada de los Pájaros (Sevilla) y el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre El Saler (Valencia), habiéndose liberado más de 1900 ejemplares hasta hoy (Rendón-Martos et al. 2013). Sin embargo, la población silvestre sigue sin recuperarse, fluctuando de forma negativa. Esto es debido a que la focha depende en gran medida de la abundancia de macrófitos, que a su vez dependen del hidropereodo (CMAOT, 2015). Además, enfrentan otras muchas amenazas, como el efecto de las prácticas agrícolas en su entorno, la caza por confusión con la focha común o el aislamiento de sus poblaciones por la fragmentación del hábitat (Rendón-Martos et al. 2013).

1.3. La focha moruna

La focha moruna (*Fulica cristata*) también conocida como focha cornuda y gallareta cornuda, es un ave gruiforme de la familia Rallidae. Es acuática, de tamaño medio, caracterizada por su plumaje totalmente negro, que contrasta con su escudo frontal blanco coronado por dos protuberancias rojas y su pico azulado (Imagen 1). Dichas protuberancias son la principal forma de distinguirlas de la focha común (*Fulica atra*) (Cramp, 1980).

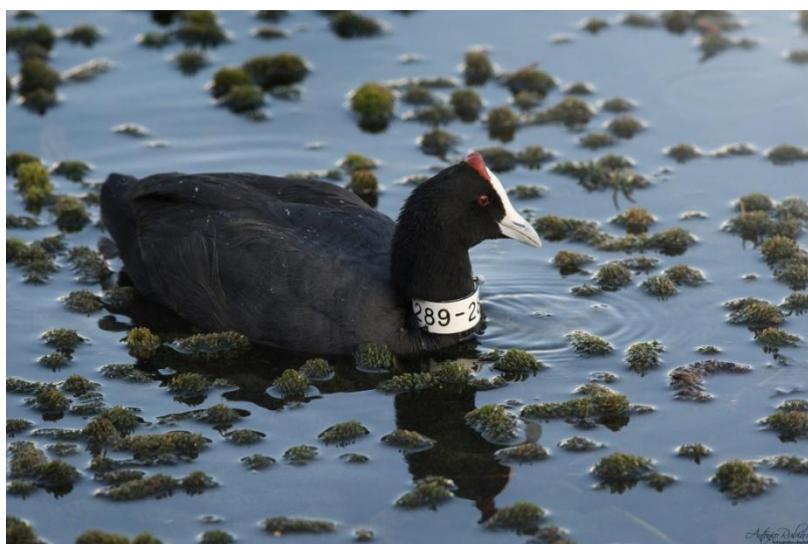


Imagen 1: Ejemplar adulto y anillado de *F. cristata* liberado en la Charca de Suárez. Fotografía de Antonio Rubiño

Es típicamente sedentaria, con algunos movimientos locales invernales, y se distribuye por África austral y oriental, además de Marruecos, Madagascar y el sur y este de la Península Ibérica (Figura 2), donde es simpátrica con la focha común (Varo, 2008). Vive en zonas húmedas, como lagos de agua dulce, pantanos, estanques o marismas con vegetación emergida. Su comportamiento es muy similar al de la focha común, aunque con hábitos menos discretos, siendo más territorial durante la cría (Cramp, 1980). Es omnívora, alimentándose principalmente de vegetación acuática, aunque también caza pequeños animales e insectos (Del Hoyo et al, 1996). Construye un nido flotante o cerca del agua usando vegetación cercana, teniendo puestas de unos 8 huevos, que incuba durante 25 días. Los pollos son nidífugos, pero dependen totalmente

de los padres durante los 10 primeros días de vida, cuando la tasa de mortalidad es más alta.



Figura 2: Distribución mundial actual de la focha moruna. Fuente IUCN

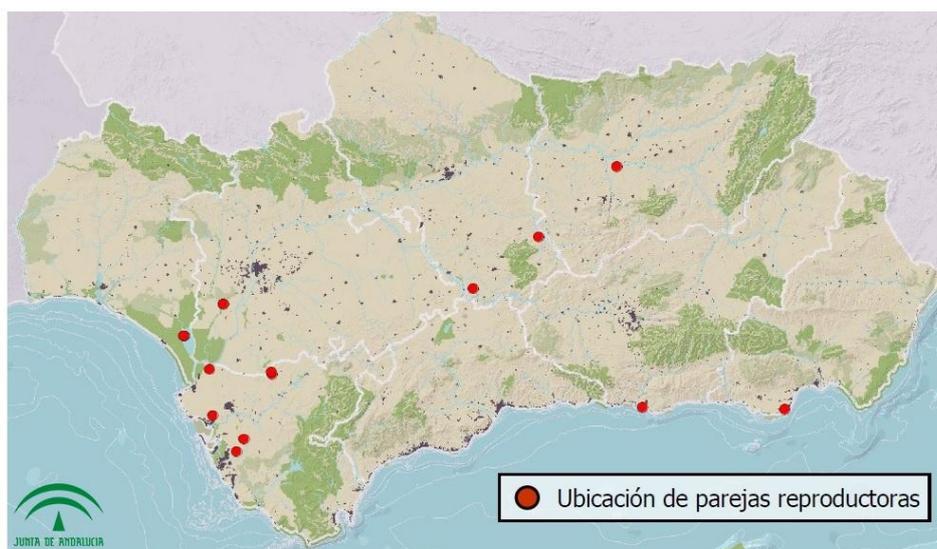


Figura 3: Localización de los núcleos reproductivos de la focha moruna en Andalucía. Fuente CMAOT, 2014b

En la segunda mitad del siglo XX, la población de focha moruna acusó un pronunciado declive debido a las profundas transformaciones agrarias que causaron la pérdida y degradación de hábitats críticos para la especie. A estos factores se sumaron la actividad cinegética y una severa sequía que condujeron a la focha moruna casi a su extinción en los años 90, reduciendo su presencia a observaciones esporádicas y casi excepcionales (CMAOT, 2014a). En 1999 BirdLife Internacional redactó el Plan Internacional de Acción para la focha moruna para la Comisión Europea. En 2007 SEO/BirdLife publicó un censo de la especie en el que se estimaban unas 96 parejas en la península ibérica. El 80% de su población criaba en Andalucía (Figura 3); el 10% en la Comunidad Valenciana; y el 5% en las Islas Baleares y Cataluña. Según un estudio del proyecto TRANSHABITAT de 2004 hasta 2013, en Andalucía la especie es muy escasa y muy localizada, con un promedio anual de 46 parejas en dicho periodo.



Imagen 2: Fases de crecimiento de *F. cristata*, desde que nace hasta la edad adulta (1 año).

Fotografía de Rafael Mateos

La población mundial se estima en 107.000-1.011.000 individuos (Wetlands International 2016), mientras que la población europea se estima en 25-90 parejas, lo que equivale a 50-170 individuos maduros. Sin embargo, Europa representa <5% del rango global (BirdLife Internacional, 2016). Es por esto que, aunque es una especie que a nivel mundial no se encuentra amenazada, aparece en el Libro Rojo de las Aves de España (Madroño et al. 2004) en la categoría de “En peligro crítico” y se la considera como “En peligro de extinción” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero) y en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas

(Decreto 23/2012, de 14 de febrero). Se ha sugerido que el declive poblacional en España se debe a la invasión humana de su hábitat, causado por cambios en las prácticas agrícolas y ganaderas en las cuencas de los humedales durante el siglo XX, lo que ocasionó tasas aceleradas de sedimentación, alteración del régimen hídrico, sobreexplotación y disminución de la calidad en los humedales (Amat y Raya, 2004; Varo y Amat, 2008b). También hay que citar la caza, pues la focha común y la moruna se reúnen en bandos mixtos en invierno (Martínez-Abraín et al. 2013) y se producen confusiones con la focha común, a la que sí está permitido cazar. Los cotos de caza, además, funcionan como trampas ecológicas por sus mejores condiciones, atrayendo a la focha moruna y facilitando que se cace por equivocación (Martínez-Abraín et al. 2007). Por último, la introducción de especies exóticas (por ejemplo, el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*) o los ciprínidos) reducen la disponibilidad de alimento y, por lo tanto, aumentan la competencia (Gómez, 2000).

1.3.1. Reintroducción de la focha moruna en la Charca de Suárez

La población de España y Marruecos puede considerarse relictica, ya que constituye su único enclave en el Paleártico (CMAOT, 2015). En España, queda restringida a unos pocos humedales del oeste de Andalucía, en particular, las marismas del Guadalquivir y algunas lagunas gaditanas. Estos núcleos reproductores estables han permitido que se desarrollaran diferentes tipos de proyectos de reintroducción en otros humedales adecuados para la especie. Ejemplares criados en cautividad (Reserva Natural Concertada Cañada de los Pájaros, Sevilla) se han liberado en diferentes zonas húmedas de Andalucía y la Comunidad Valenciana, donde la especie se ha llegado a reproducir con éxito. Se han liberado ya más de 800 fochas morunas en Andalucía consiguiendo el establecimiento de nuevos núcleos de cría en Andalucía Oriental, aunque el total de la población no ha notado un incremento significativo y estable (CMAOT, 2015).

1.4. Objetivos

Con el presente estudio se pretende: (1) Recopilar y organizar toda la información relacionada con la focha moruna en la reserva concertada de la Charca de Suárez (Motril). (2) Determinar el estado actual de la especie en la zona de estudio, así como su evolución reciente. (3) Pronosticar la evolución de la población actual de focha moruna en la Charca de Suárez, tomando como referencia datos bibliográficos y los recogidos *in situ*. (4) En base a los pronósticos previos, optimizar la gestión del programa de reintroducción y sueltas de ejemplares para asegurar la supervivencia de la especie en uno de los pocos enclaves andaluces donde la especie nidifica y contribuir a la conservación de la especie en general.

2. Material y métodos

2.1. Área de estudio

La Charca de Suárez está situada en la costa de Granada, en Motril, en el conocido como “Pago de Suárez”, del que toma su nombre (36° 43'28.98" N; 3° 32' 29.20" O). Es el único humedal litoral de agua dulce entre el levante malagueño y el poniente almeriense (Albufera de Adra), constituyendo un lugar vital como zona de reproducción, descanso y alimentación durante los pasos migratorios, además de como zona de colonización, reposo y nidificación para especies catalogadas en peligro de extinción (IHA, Junta de Andalucía). Este humedal tuvo su origen hace unos 6000 años, en la evolución geológica del Delta del río Guadalfeo, que sufrió un proceso de colmatación progresiva acompañado del retroceso de la línea de costa, dando lugar a la Vega Motril-Salobreña (Sánchez Holgado, 2017). Se creó un sistema fluvial de canales, cuya dinámica generó cientos de hectáreas encharcadas.

Estos humedales sufrieron un fuerte impacto antropogénico y desde el siglo XIV se convirtieron en zonas cultivables, perdiéndose progresivamente la gran mayoría de hectáreas inundables. En el siglo XX apenas quedaban algunas lagunas. Actualmente, la

Charca de Suárez es el único humedal restante de aquella gran llanura inundable del Guadalfeo, salvado en los años 90 de la especulación urbanística gracias a la demanda de la ciudadanía y la intervención de asociaciones ecologistas locales (Alborán y Buxus). En 2001 se inició un plan de restauración y hoy día está incluido en el Inventario de Humedales de Andalucía (IHA) según la Resolución de 30 de julio de 2007 y en la Red de espacios naturales de Andalucía (RENPA) como Reserva Natural Concertada por el acuerdo de 17 de febrero de 2009 (BOJA núm. 49, de 12/03/2009). También está recogido en el Plan Especial de Protección del Medio Físico y Catálogo de Espacios y Bienes Protegidos de Granada (BOJA nº 61, de 27 de marzo de 2007).

La Charca de Suárez es una superficie de aguas libres perennes, aunque fluctuantes, alimentada de las aguas subterráneas del acuífero de Motril-Salobreña (unidad hidrogeológica que posee una extensión de 42 km², unas reservas de agua de 181 Hm³ y unos recursos anuales de 47.3 Hm³) y de las aguas de retorno de los regadíos de la Vega (Calvache et al, 2003). La recarga de este acuífero se produce por la infiltración del río Guadalfeo, los retornos de riego, la infiltración de la escorrentía de las vertientes impermeables y la alimentación lateral desde el acuífero carbonatado alpujarride. Su extensión actual es de aproximadamente 50 ha (Figura 4).

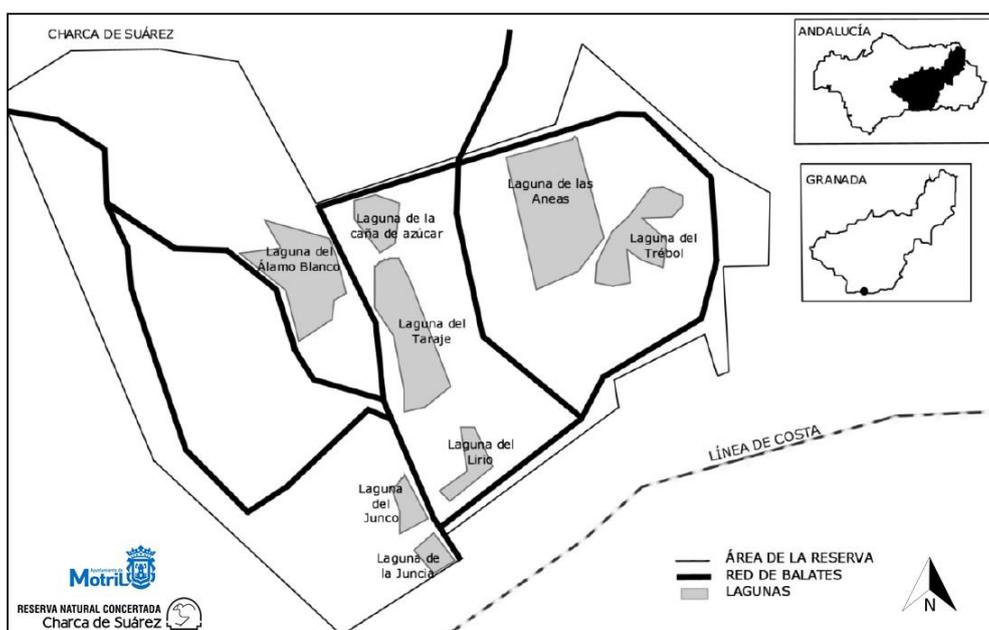


Figura 4: Localización de la Charca de Suárez y distribución de las diferentes lagunas. Imagen cedida por el Ayuntamiento de Motril

Esta zona ha sido delimitada perimetralmente con una valla simple y se han abierto sendas y caminos perimetrales en todo el entorno actual. La Reserva incluye en su interior los hábitats propios de las zonas húmedas, donde alternan áreas encharcadas estacionalmente, láminas de aguas libres perennes, canales y acequias, y espacios que permanecen sin cubrir por las aguas. Las láminas de aguas libres son cinco, que desde el suroeste y siguiendo la rotación de las aguas del reloj, reciben los siguientes nombres: Laguna Lirio, del Taraje, Caña de Azúcar, Aneas y Trébol (Figura 4, 5 y 6). Su alimentación hídrica y su funcionamiento hidrogeológico y biótico muestra singularidades relacionadas con su tamaño, profundidad y aportaciones, ya sean estas subterráneas o superficiales. Las masas de aguas libres permanentes, abiertas mediante excavación en diferentes años, se llenan de forma natural por el propio nivel freático, excepto en la Laguna del Álamo Blanco, que procede de los balates de riego y las lluvias (José Larios, com. per.) y cuya inundación se inició en 2014 (Tabla 1 y 2).

2.1.1. Características físicas de las lagunas

	Superficie	Profundidad	Área
Laguna de la Aneas	11400 m ²	1.50-1.80 m	12510,94 m ²
Laguna del Trébol	3100 m ²	3- 3.5 m	4043,82 m ²
Laguna del Lirio	1800 m ²	1.50-1.20 m	2265,28m ²
Laguna del Taraje	5500 m ²	0.80- 1.10 m	4448,97 m ²

* oscilación de 20 cm en el nivel del agua a lo largo del año

Tabla 1: información cedida por el Ayuntamiento de Motril; datos sin publicar



Figura 5: Vista aérea de la Charca de Suárez



Figura 6: Vista aérea de las lagunas de la Charca de Suárez y extensión (ver Tabla 1)

2.1.2. Características físico-químicas de las lagunas

Máximas					
	Temperatura °C	pH	Conductividad μS/cm	Oxígeno disuelto mg/l	Salinidad g/L
Laguna de la Aneas	29	8,8	1034	26,3	0,34
Laguna del Lirio	28,3	8,9	1187	20,4	0,34
Laguna del Trébol	30,4	9,3	1054	13,3	0,34
Laguna del Taraje	28,4	8,5	1759	25,3	0,54
Mínimas					
	Temperatura °C	pH	Conductividad μS/cm	Oxígeno disuelto mg/l	Salinidad g/L
Laguna de la Aneas	17	8,2	1080	0,14	0,30
Laguna del Lirio	17	8,2	1080	0,09	0,30
Laguna del Trébol	17	8	1080	0,3	0,30
Laguna del Taraje	18	8,2	1360	0,12	0,30
Medias					
	Temperatura °C	pH	Conductividad μS/cm	Oxígeno disuelto mg/l	Salinidad g/L
Laguna de la Aneas	23,7	8,45	1189	8,26	0,32
Laguna del Lirio	23,4	8,35	1333	6,92	0,32
Laguna del Trébol	21	8,4	1049	6,42	0,32
Laguna del Taraje	25,8	8,35	1603	9,19	0,42

Tabla 2: información cedida por el Ayuntamiento de Motril (Estefanía Martín Moreno; datos sin publicar)

2.2. Flora y fauna

La vegetación de la Charca de Suárez se caracteriza por el predominio de helófitos sobre hidrófilos, debido al aumento de la colmatación y que sus aguas son dulces. Las masas de agua presentan colonias subacuáticas de *Chara vulgaris*

longibracteata, *Potamogeton pectinatus* y *Ceratophyllum demersum* (Imagen 3) y hay representados al menos 17 géneros de algas filamentosas. Cabe destacar la presencia de 5 especies descritas como riparias en la Flora Vascular de Andalucía Oriental (Blanca et al., 2009) como son *Salix purpurea*, *Cynanchum acutum*, *Calystegia sepium*, *Tamarix canariensis* y *africana* y *Salix neotricha*. *Zannichelia contorta*, catalogada como “vulnerable” en el Libro Rojo de la Flora Vascular Española (Bañares et al. 2004), encuentra en los canales de este humedal su única localidad conocida en la costa granadina (Figura 6).



Imagen 3: *Ceratophyllum demersum* en la Charca de Suárez.
Fotografía de Rafael Mateos

La vegetación helofítica ocupa los bordes de las lagunas, dominando una importante comunidad de *Typha latifolia*, muy escasa en el Mediterráneo Ibérico, junto a *Typha dominguensis*, *Phragmites australis* y *Scirpus lacustris*. En asociación se encuentran otras plantas de menor porte como *Scirpus holoschoenus*, *Scirpus maritimus*, *Juncus acutus* e *Iris pseudacorum*, cuyas poblaciones se consideran en regresión en Andalucía oriental (Figura 7).

De los hidrófitos más abundantes de la Charca, destaca *Ceratophyllum demersum*, especie (incluida en la Lista Roja de flora vascular de Andalucía, catalogada como DD (datos insuficientes)) propia de agua dulce, eutrófica, estancada o con débil corriente y cierta profundidad (García-Murillo et al., 2009). Se encuentra presente en

todas las lagunas, excepto en la Laguna del Taraje, debido a su poca profundidad y a que presenta mayor salinidad.



Figura 7: Vista aérea de la Charca y las áreas de vegetación con especies amenazadas. Imagen cedida por el Ayuntamiento de Motril

En cuanto a la fauna, en este paraje hay más de 200 especies de vertebrados censadas, muchas de ellas singulares, tanto por su rareza como por su grado de amenaza. Entre ellos destacan el camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*), el galápago leproso (*Mauremys leprosa*), la tortuga mora (*Testudo graeca*), la ranita meridional (*Hyla meridionalis*), la rata de agua (*Arvicola sapidus*), el murciélago enano (*Pipistrellus pipistrellus*), etc. especies que han sido recuperadas o reintroducidas en el ecosistema con diferentes proyectos específicos y adecuación del medio. Pero el grupo más numeroso e importante es sin duda el de las aves, debido al uso que hacen del humedal

para reproducirse, descansar y alimentarse en los pasos migratorios. Se han identificado 51 especies con alguna categoría de amenaza, de las 92 nombradas en el Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía (2001), lo que supone más de la mitad de toda la avifauna amenazada de gran parte del sur peninsular. Varios ejemplos de aves de especial interés que viven o descansan en la Charca son *Oxyura leucocephala*, *Marmaronetta angustirostris*, *Aythya nyroca*, *Circus aeruginosus*, *Himantopus himantopus*, *Charadrius dubius*, *Ardea purpurea*, *Ixobrychus minutus*, *Nycticorax nycticorax* o *Ardeola ralloides*. Entre ellas destaca la focha moruna (*Fulica cristata*), que aparece en el Libro Rojo de las aves de España (Madroño et al. 2004) en la categoría de “En peligro crítico”; se la considera como “En peligro de extinción” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Mapama).

2.3. Reintroducción de la focha moruna

En 2013 se inició en la Charca de Suárez un programa de reintroducción de la focha moruna (en el que participan la Asociación Buxus, el Ayuntamiento de Motril y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía) con la suelta de 4 parejas anilladas, esperando que fuera un ambiente adecuado para que residieran en él y criaran. En Agosto de 2013 nacieron los primeros pollos en libertad, siguiendo hasta hoy. Este estudio pretende recoger y analizar todos los datos del programa para conocer la trayectoria de la especie en la Charca de Suárez, cuál puede ser su evolución en el tiempo y tratar de descubrir los factores que podrían beneficiarla y cuáles están frenando su desarrollo.

La reintroducción se llevó a cabo en las cuatro lagunas principales de la Charca de Suárez (Laguna de la Aneas, del Trébol, del Lirio y del Taraje), las más adecuadas por su profundidad, cantidad de alimento, etc. Las primeras parejas, procedentes de la Reserva Natural Concertada Cañada de los pájaros y con collares identificativos, se colocaron en jaulas de 4x3x2 m, cada pareja en una laguna diferente. Estuvieron en ellas durante 1-2 meses, pudiendo acceder a tierra firme y al agua, donde obtenían alimento natural, principalmente *Ceratophyllum demersum*. Además se les proporcionó alimento

extra como trigo, pienso de pollo y de gato. Tras este periodo de adaptación, las parejas fueron liberadas.

Ceratophyllum demersum constituye el principal alimento de la focha en la Charca, por lo que se mantienen las condiciones óptimas para su crecimiento. Es una planta beneficiosa para el medio (cuando ocupa un 20-30% de la superficie), pues oxigena y mantiene una buena calidad del agua (Yanran et al., 2012) y sirve de refugio y alimento para muchos organismos. Sin embargo, si el agua contiene mucho nitrato u otros nutrientes en exceso, su crecimiento se dispara y puede convertirse en una plaga (Goulder & Boatman, 1971; Best, 1980) que puede ocupar gran parte de la superficie de las lagunas, provocando anoxia y eutrofización. Para evitar esto el personal de la Charca se ha asegurado de que la cantidad de *Ceratophyllum* fuera suficiente para las fochas y otros organismos, pero no excesiva para afectar el funcionamiento normal de la laguna. Esto se ha conseguido retirando grandes masas de la planta o regulando la entrada de agua de las acequias cercanas, que contienen fertilizantes y otros abonos de la agricultura (José Larios, com. per.).

Para mejorar sus posibilidades de supervivencia de las fochas morunas y asegurar que no se marcharían a otro lugar, se colocó una red sobre la mitad de la Laguna del Lirio, para que pudieran refugiarse dentro y evitar depredadores aéreos. Además, se siguió poniendo a su disposición alimento extra periódicamente, especialmente en la época de cría.

2.3.1 Datos utilizados

Los datos utilizados para este trabajo han sido proporcionados por el Ayuntamiento de Motril y la Charca de Suárez, como resultado de los diferentes censos realizados entre marzo de 2013 (momento en que comenzó la reintroducción) y julio de 2018. Dichos censos se llevaron a cabo de manera no periódica, como forma de seguimiento de los individuos reintroducidos, especialmente en los primeros meses. Se registraron las muertes y desapariciones de individuos, así como las parejas establecidas, nacimientos y movimientos entre las diferentes lagunas. Toda esta información carecía de sistematización o tratamiento alguno. En este trabajo se ha ordenado, interpretado y

estudiado para conocer la evolución y estado actual de la población y poder aplicar la información al programa informático Vortex. Los datos se complementan con la Tabla 9 (Anexo 1) y las Gráficas 1, 2 y 3, en Resultados.

Fecha	Aneas	Trébol	Taraje	Lirio	Total
2013	2	3	0	0	5
2014	0	4	0	1	5
2015	1	5	0	2	8
2016	4	5	0	8	17
2017	3	11	0	12	26
2018	9	12	4	7	32

Tabla 3: Evolución del número de individuos en la Charca entre 2013 y 2018. Información cedida por el Ayuntamiento de Motril; datos sin publicar

Las diferentes sueltas se realizaron en 4 tandas diferentes y en distintos años (Gráfica 3). La primera fue en marzo de 2013, con 4 parejas anilladas (como todas las posteriores). Se instalaron jaulas en las 4 lagunas y las fochas, por parejas, estuvieron dentro durante un periodo de aclimatación, donde se les dio alimento extra. Después se procedió a la suelta y posterior seguimiento. En el primer medio año en la Charca, 3 de las fochas murieron por diferentes causas. La siguiente suelta de otra pareja se realizó en febrero de 2014 y la tercera en mayo de 2015. Esta última resultaron ser dos hembras, por lo que se procedió a la suelta de dos nuevos machos en junio de ese mismo año. Desde entonces no se han realizado más sueltas, en espera de ver la evolución de la población establecida. No se han registrado llegadas de fochas de otras localizaciones, pero sí se sabe que algunos ejemplares han migrado desde la Charca y han sido reconocidos gracias a sus collares.

Las tasas de mortalidad y supervivencia de los pollos nacidos en la Charca desde 2013 a 2018 se calcularon a partir de los datos de los censos cedidos por el Ayuntamiento de Motril (Tabla 9 en Anexo 1). A los nacimientos registrados se les restaron las muertes, obteniendo el número de pollos supervivientes de cada año. Después se calculó el porcentaje de mortalidad y supervivencia en base a esos datos (Gráfica 4).

2.4. Análisis de dinámica de poblaciones

2.4.1. VORTEX (Programa de análisis de viabilidad poblacional)

Para este trabajo se ha usado el programa de simulación VORTEX, basado en fuerzas deterministas, así como eventos estocásticos, demográficos, ambientales y genéticos en poblaciones de fauna silvestre (Lacy et al, 2018). Este programa puede modelar muchos de los vórtices de extinción que pueden amenazar la persistencia de poblaciones pequeñas, como es el caso de la focha moruna. VORTEX modela la dinámica de población como eventos discretos y secuenciales que ocurren de acuerdo con las probabilidades que son variables aleatorias que siguen las distribuciones especificadas por el usuario. La simulación de la población se repite muchas veces para generar la distribución de los destinos que la población podría experimentar. Muestra resultados probabilísticos e integra los efectos interactivos de muchos de los procesos estocásticos y determinísticos que tienen un impacto en la viabilidad de poblaciones pequeñas, brindando oportunidades para un análisis más completo que el que es posible con otras técnicas (Lacy, 1993).

El Análisis de Viabilidad Poblacional (PVA) es la estimación de las probabilidades de extinción mediante análisis que incorporan amenazas identificables a la supervivencia de la población en modelos del proceso de extinción. Se basa en el uso de métodos cuantitativos y parámetros demográficos básicos, como el éxito reproductivo, la supervivencia juvenil y adulta (Steifetten et al. 2006), para predecir el futuro estado probable de una población con preocupaciones de conservación (Morris et al., 2002). Tienen 2 características definitorias: un modelo explícito del proceso de extinción y la cuantificación de las amenazas a la supervivencia (Castelblanco-Martínez et al. 2012).

El modelado de simulación por ordenador proporciona, por tanto, una herramienta para explorar la viabilidad de las poblaciones sometidas a muchos procesos complejos, interactivos, determinantes y aleatorios. VORTEX ha sido utilizado extensamente por grupos de especialistas en cría en cautividad (Species Survival Commission, IUCN), por agencias de vida silvestre y por clases universitarias. Se ha

utilizado en trabajos para explorar diferentes estrategias de manejo utilizando la población danesa de búho chico (*Athene noctua*) (Andersen et al. 2015); para modelar poblaciones de tigres y leopardos en una isla del tamaño de Bali (Wilkinson et al. 2003); o para simular los efectos de no intervención, translocación, establecimiento de corredores y una mezcla de los 2 últimos como acercamiento a la diversidad genética futura en orangutanes en Malasia (Bruford et al. 2010). Todos estos casos tienen en común el pequeño tamaño poblacional y que las especies se encuentran en peligro, como en el caso de la focha moruna en Andalucía.

Actualmente se observan disminuciones de la población y contracciones de rango en varias especies de aves en todo el mundo (BirdLife International, 2000; Chamberlain & Fuller, 2000), no sólo en aquellas ya en peligro, sino también en otras comunes (Inger et al. 2015). Los cambios causados por el hombre en el medio ambiente, como la destrucción y conversión del hábitat, son probablemente las causas últimas de muchas de estas disminuciones y una de las amenazas más serias que enfrenta la supervivencia a largo plazo de muchas especies (Steifetten & Dale, 2006).

Con el fin de administrar adecuadamente poblaciones pequeñas y en declive, el PVA puede ser una herramienta útil para determinar qué estrategias pueden revertir el declive de dicha población. Como se ha visto, es una herramienta importante para identificar poblaciones en riesgo de extinción, determinar la urgencia de la acción y evaluar las opciones para la gestión, cuyo objetivo es crear una población autosostenida con una alta probabilidad de persistencia. Cuando una población de aves se enfrenta a la extinción, las acciones como la alimentación y la cría en cautividad, pueden considerarse esfuerzos temporales para rescatarla hasta que se restablezcan las condiciones ambientales para una población autosuficiente (Andersen et al. 2015).

2.4.2 Escenarios

Se ha creado un modelo que incluye tres escenarios diferentes, todos ejecutados en VORTEX 10.0.8.0 (Lacy et al., 2005). Estos escenarios simulan lo que le sucederá a la población de fochas morunas en la Charca de Suárez si no se hace nada o bajo diferentes regímenes de gestión.

Parámetro	Estimación	Referencia
Número de interacciones	500	-
Tamaño de población inicial	28	Presente estudio ^a
Sistema reproductor	Monógamo ^b	Smith, 1965
Edad de la primera reproducción (años)	1	
Máxima edad de reproducción (años)	14	
Edad máxima de vida (años)	15	Estimado ^c
Número máximo de puestas al año	2	Estimación libro (cita)
Número máximo de huevos por puesta	8	Estimación libro (cita)
Tasa de machos y hembras (%)	50:50	-
Tasa mortalidad 0-1 año machos y hembras (%)	64-45	Presente estudio ^d
Desviación estándar debido al ambiente	10	Por defecto
Tasa mortalidad anual tras año 1	20	Estimado
Desviación estándar % de hembras adultas reproductoras	3	Por defecto
Desviación estándar debido al ambiente	10	Por defecto
Distribución de puestas por año (%)		Por defecto ^e
1ª puesta	100	Por defecto
2ª puesta	0	
Distribución del número de descendencia por hembra y puesta	Distribución normal Media 2,5 Desviación estándar 1	Por defecto
Capacidad de carga (K)	80	Presente estudio ^f
Periodo de tiempo calculado (años)	100	-
Extinción	Sólo queda un sexo	Por defecto

Tabla 4: Parámetros iniciales estimados usados en las simulaciones

^a dato obtenido de los censos. Se ha tomado el dato más reciente disponible, de julio 2018. Ver Tabla 3 o Anexo 1.

^b el lazo de la pareja puede extenderse más allá de la época de cría, incluyendo el invierno, pero no llega a ser para toda la vida

^c aunque la bibliografía sobre la especie calcula la edad máxima en libertad hasta los 20 años, Vortex sólo incluyó individuos hasta los 15 años en todas las simulaciones realizadas

^d se ha usado la tasa de mortalidad más alta, que luego se ha variado en diferentes simulaciones

^e la distribución de puestas se mantuvo por defecto, aunque luego se cambió para distintas simulaciones

^f dato estimado a través de los datos recolectados en la Charca y en base al comportamiento de la especie. Ver Discusión.

La población actual de focha moruna de la Charca está reducida a unos 25-30 ejemplares (incluyendo crías), distribuida en 4 lagunas, por lo que se tomarán como una única población. Los últimos datos recogidos (julio 2018; Tabla 3 y Anexo 1) indican que hay 8 parejas, con sus crías (pollos y juveniles de menos de 1 año) y de 5 a 6 adultos no emparejados.

Se probaron diferentes estrategias de sueltas de nuevos ejemplares para explorar qué opción de era probable que mejorara la probabilidad de supervivencia en el tiempo de la población. Primero se simuló lo que ocurriría con la población si no se realizaban nuevas sueltas, sin tener en cuenta la endogamia. Este escenario se repitió con los mismos cambios en los parámetros, pero considerando la endogamia. Por último, con los parámetros básicos del segundo escenario, se simularon diferentes escenarios de nuevas sueltas y su evolución en el tiempo.

Catástrofe (sequía/temporal)	10% frecuencia	Estimado/Reed et al. 2003
Endogamia	Sí/No	-
Equivalentes letales (por defecto)	6,29	O'Grady et al. 2006
Porcentaje debido a alelos letales recesivos (por defecto)	50	O'Grady et al. 2006
Denso-dependencia	% reproducción con baja densidad, $P(0) = 80$ % reproducción capacidad de carga, $P(K) = 25$	Por defecto
Introducción de nuevos individuos	1-3	-
Primer año de introducción	15-40	-
Último año de introducción	100-300	-
Intervalo entre introducciones (años)	2-50	-

Tabla 5: Diferentes escenarios y valores de parámetros asociados, aplicados a los escenarios 1, 2 y 3.

2.4.3. Simulaciones

2.4.3.1. Parámetros básicos

El escenario básico inicial incluía una población que constaba de 25-30 individuos y una capacidad de carga (K) de 80 individuos. Además de ejecutar un este escenario básico con los valores enumerados en la Tabla 1, se realizaron varias simulaciones dentro de cada escenario. Se completaron un total de 500 iteraciones por cada simulación. Las variaciones dentro de cada escenario fueron elegidas para evaluar la respuesta general de la población a las alteraciones en los rasgos específicos del ciclo de vida o los cambios ambientales. Si un parámetro demostró tener una influencia notable en la población, este será especialmente importante al tomar decisiones de gestión.

2.4.3.2. Estimaciones de parámetros

Los modelos de viabilidad de la población predicen la probabilidad de extinción en función de los valores dados. El modelo nunca puede ser más preciso que lo que los valores le permiten ser. Cuando los valores difieren del valor real, debe tenerse en cuenta al interpretar los resultados (Andersen et al 2015). La población actual estimada en la Charca de Suárez es de aproximadamente 30 individuos con 8 parejas constatadas. En el resto de individuos no se puede asegurar el sexo, pues no han sido capturados y anillados.

Los demás parámetros elegidos se basan en bibliografía existente sobre la especie, estimaciones relacionadas con su pariente cercana, la focha común, observaciones resultantes del presente estudio o valores predeterminados por el propio Vortex, a falta de datos concretos sobre la especie.

Vortex proporciona una gran cantidad de datos de salida. Se han elegido los siguientes datos, por ser los más significativos y de interés para este estudio. PE (porcentaje de extinción), un valor que resume el porcentaje de simulaciones donde la población se extinguió; N, el tamaño medio final de la población existente; TE, el tiempo medio de extinción, y R, la tasa de crecimiento promedio de la población.

2.4.3.3. Endogamia y denso-dependencia

En este caso concreto se ha tenido en cuenta la endogamia a la hora de hacer algunas de las simulaciones. Debido al pequeño tamaño de la población, el espacio limitado y la falta de incorporación de nuevos individuos a través de sueltas en los 3 últimos años, se han registrado algunos casos de endogamia.

Un equivalente letal es una unidad de variación genética deletérea, definida como un conjunto de alelos, que, cuando se dispersa entre un grupo de individuos, resulta letal en un individuo (Kalinowski y Hendrick 1998). Como se desconoce el número de equivalentes letales para la focha moruna, se usará la configuración por defecto de Vortex de 6,29 equivalentes letales (Lacy, 1993). La carga genética total debida a los alelos letales recesivos se establece en un 50% de acuerdo con el valor predeterminado (Miller & Lacy 2005). Cada vez que una población está sujeta a la depresión endogámica esto afectará la fecundidad y la supervivencia del primer año (Lacy, 1993).

La denso-dependencia ocurre cuando la tasa de crecimiento de la población, o las tasas de ganancia (por ejemplo, nacimiento e inmigración) o las tasas de pérdida (muerte y emigración), varían causalmente con el tamaño o la densidad de la población (N). La dependencia directa de la densidad, donde la tasa de crecimiento de la población varía como una función negativa de N , o las tasas de pérdida varían como una función positiva de N , es necesaria pero no siempre suficiente para la regulación de la población. Los patrones opuestos, la dependencia de la densidad inversa o el efecto Allee, pueden empujar a las poblaciones en peligro hacia la extinción. La dependencia directa de la densidad es causada por la competencia y, en ocasiones, por la depredación (Hixon, 2009)

Es importante tener en cuenta que la denso-dependencia es necesaria, pero no siempre suficiente para la regulación de la población, porque la denso-dependencia puede ser insuficiente o excesivamente compensadora (Turchin, 1995). Por lo tanto, la detección de la denso-dependencia no es necesariamente equivalente a la demostración de la regulación de la población.

2.4.3.4. Catástrofes

El ambiente de la Charca permanece más o menos estable a lo largo de todo el año, gracias a su situación geográfica, el clima y el abastecimiento de agua casi constante durante todo el año de las acequias, el deshielo de Sierra Nevada y las aguas subterráneas. El personal de la Charca se encarga de que las lagunas estén en las mejores condiciones posibles, regulando las oscilaciones del nivel del agua y haciendo que este sólo sea de unos 20 cm a lo largo del año (Tabla 1), incluyendo el verano. Sin embargo, para incluir la estocasticidad ambiental, se incluyó una catástrofe en las simulaciones, que simbolizaba una posible sequía. Debido a las condiciones climáticas de la costa granadina, los veranos pueden ser muy calurosos (con temperaturas máximas de 33°C en el periodo estudiado), con una alta tasa de evaporación del agua, unido a inviernos que pueden ser poco lluviosos (precipitaciones máximas de 117 mm en el periodo estudiado), lo que afectaría a la población de focha moruna. Este efecto negativo no sería directo sobre la especie, sino sobre su principal fuente de alimentación en la Charca, el *Ceratophyllum demersum*, pues depende de aguas permanentes, eútrofas, estancadas o con débil corriente y cierta profundidad (García-Murillo et al. 2009).

Se estimó incluir las inundaciones como otro tipo de catástrofe, pero teniendo en cuenta que estas no se producen de forma periódica, sino cada 2 o 3 años, se utilizó una baja frecuencia. Además, como no se tiene constancia de que afecten negativamente a la focha moruna, se mantuvo una supervivencia y reproducción altas.

Ante la falta de documentación al respecto, se ha optado por tomar los datos por defecto proporcionados por Vortex. Reed et al. (2003) indicó que muertes severas (50% o más de descenso en la población) de vertebrados ocurren en una frecuencia de aproximadamente el 14% por generación. En nuestro caso, tomaremos una frecuencia del 10%, por no ser una catástrofe periódica, combinada con diferentes porcentajes de supervivencia y reproducción.

2.4.3.5. Nuevas sueltas

En caso de tener resultados con un porcentaje significativo de extinción habría que tomar medidas para evitarlo. En nuestro caso lo más efectivo y sencillo sería realizar sueltas de nuevos individuos cada cierto tiempo. Esto no sólo paliará las posibles muertes o falta de reproducción de los individuos existentes, sino que menguará los posibles problemas a largo plazo de la endogamia.

Se han realizado diferentes simulaciones con distintos parámetros y para ello se ha variado el primer y último año de suelta, el intervalo entre sueltas y el número de machos y hembras liberados.

2.4.3.6. Capacidad de carga y periodo de tiempo transcurrido

En el contexto del manejo de la vida silvestre, la capacidad de carga del hábitat para una población particular puede definirse como el número máximo de individuos que el medio ambiente puede soportar en el tiempo, en ausencia de perturbaciones no naturales y sin inducir tendencias perjudiciales en la abundancia de los recursos requeridos por esa población (Lacy et al. 2018)

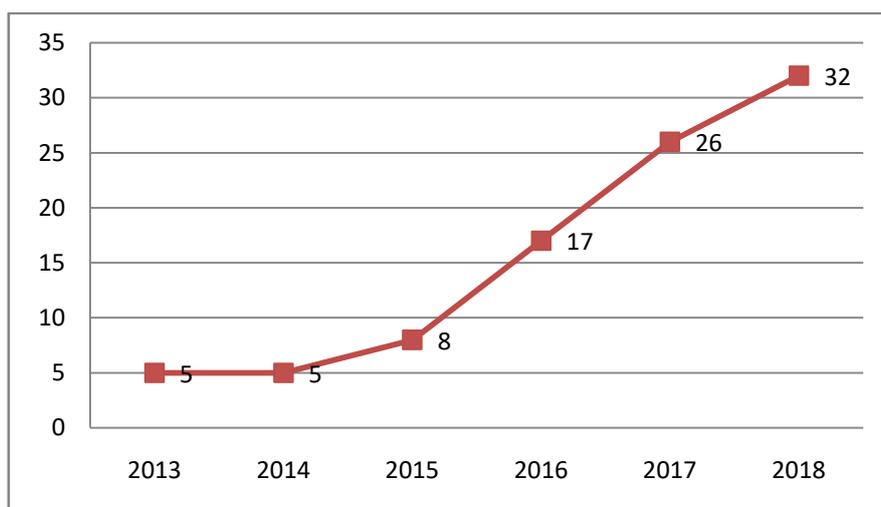
La capacidad de carga de las lagunas de la Charca de Suárez es algo difícil de calcular, debido a que tienen un área limitada compartida por otras muchas especies, además de la focha moruna. Esto incluye a las fochas comunes, con las que se sabe que tienen competencia tanto por el alimento como por el territorio, debido principalmente a su similar ecología (Cramp, 1980). Además, existe competencia intraespecífica, ya que las parejas de focha moruna no se toleran entre sí en espacios reducidos, especialmente en época de cría. Es por esto que inicialmente se ha propuesto una capacidad de carga de 80, aunque se han hecho simulaciones con otros valores para ver el efecto que tendría.

El periodo de tiempo elegido de forma inicial han sido 100 años, ya que la población sólo lleva 5 años en la Charca y está en la primera etapa de recuperación, aunque luego ese periodo se ha ampliado hasta 300 y 400 años.

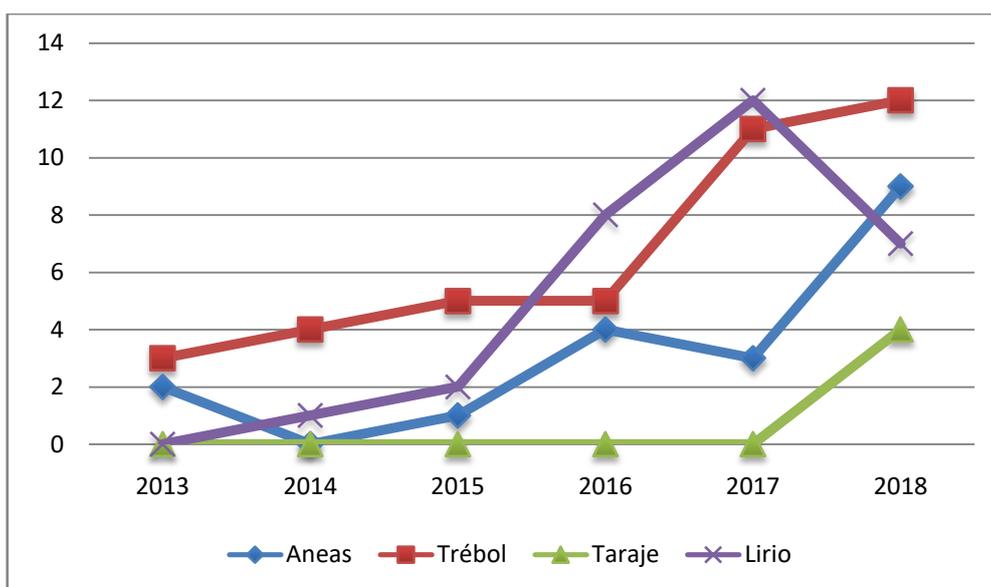
3. Resultados

3.1 Representación gráfica de los datos

La evolución del número de ejemplares en la Charca de Suárez desde que comenzaron las sueltas, se muestra en las Gráficas 1 y 3; en la Gráfica 2 se ve dicha evolución por lagunas.

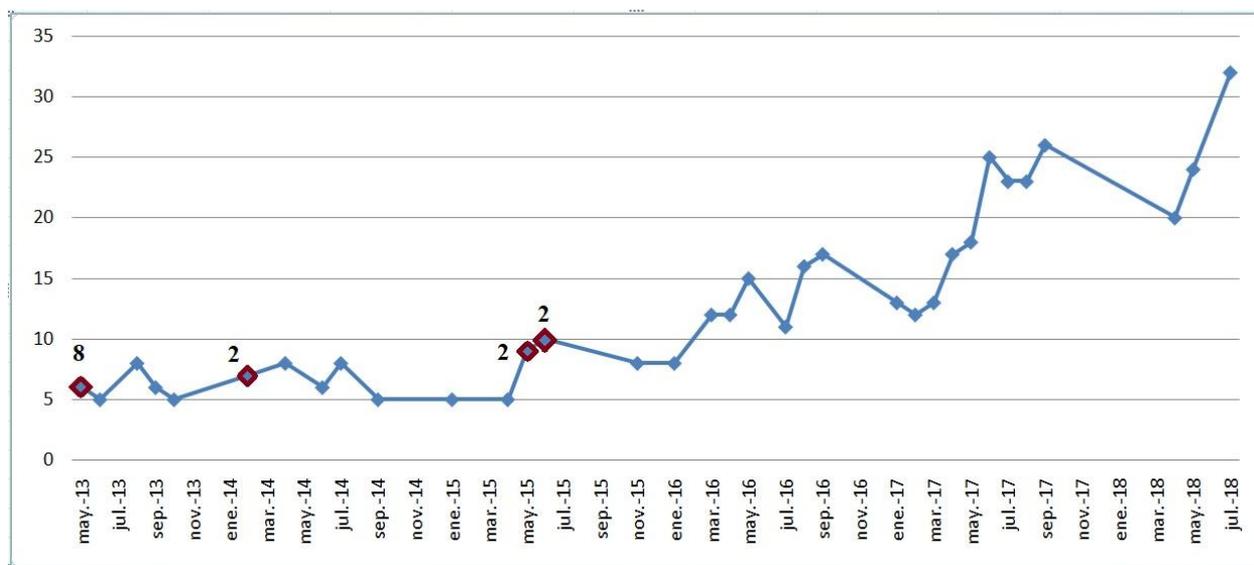


Gráfica 1: Evolución del número de individuos en la Charca de Suárez desde 2013 a 2018, considerando el número mínimo de ejemplares al acabar el año mencionado, salvo en 2018 que incluye hasta julio.



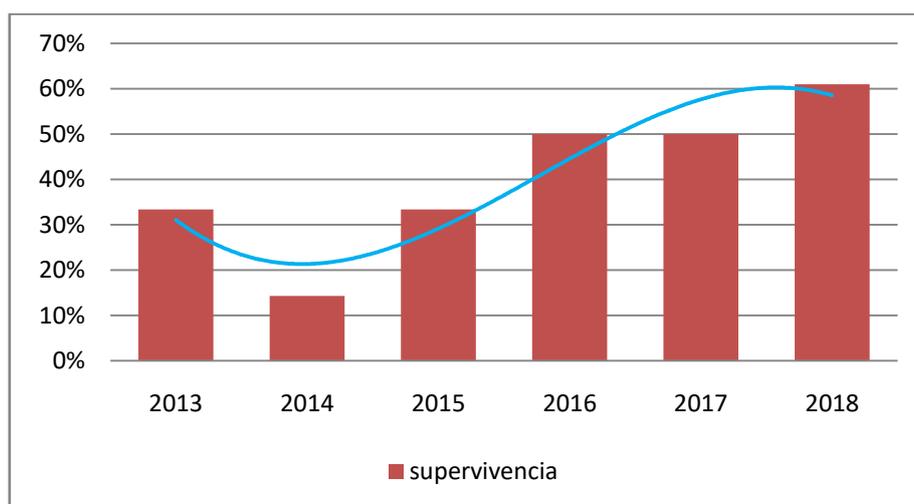
Gráfica 2: Evolución de la población en las 4 lagunas de la Charca de Suárez desde 2013 a 2018.

Dicha evolución es fruto de la suelta inicial, de la reproducción de estos ejemplares y también de sucesivas sueltas que se realizaron en los momentos indicados en la Gráfica 3. Es de destacar que empezaron a reproducirse desde el primer año de suelta.



Gráfica 3: Evolución del número de individuos en la Charca de Suárez desde 2013 a 2018, indicando el momento de las sueltas y el número de ejemplares liberados.

Los porcentajes de supervivencia anuales se muestran en la Gráfica 4 (ver Tabla 10 en Anexo 1).



Gráfica 4: Tasas de supervivencia de los pollos nacidos en la Charca de Suárez desde 2013 a 2018.

3.2 Diferentes escenarios para las simulaciones

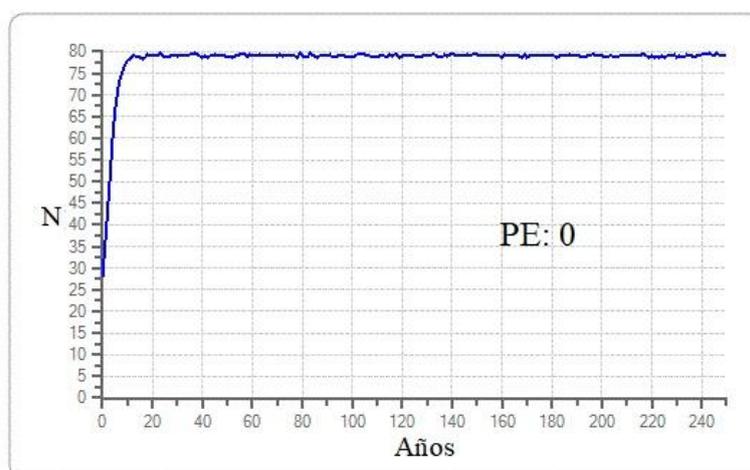
Las condiciones iniciales para realizar las siguientes simulaciones vienen especificadas en la Tabla 4.

3.2.1 Escenario 1: No hacer nada

No hacer nada	PE	N (SD)	TE	R (SD)	DG
Parámetros iniciales (Tabla 4)	0	79 (5,10)	0	0,179 (0,140)	70
Con endogamia	0	71 (12,29)	0	0,089 (0,133)	73
Edad max repro 12	0	79 (4,82)	0	0,176 (0,140)	70
Edad max repro 10	0	79 (4,85)	0	0,172 (0,140)	69
K=50	0	49 (3,96)	0	0,167 (0,150)	60
K=150	0	150 (5,96)	0	0,188 (0,134)	81
Periodo de tiempo= 150	0	79 (4,37)	0	0,179 (0,141)	60
Periodo de tiempo= 200	0	79 (4,64)	0	0,179 (0,140)	50
Periodo de tiempo= 250	0	79 (4,75)	0	0,179 (0,140)	43
Periodo de tiempo= 300	0	79 (5,08)	0	0,178 (0,140)	37
90, SD 10	0	78 (5,71)	0	0,156 (0,149)	70
80, SD 10	0	77 (6,89)	0	0,127 (0,150)	70
70, SD 10	0,01	75 (9,27)	19,50	0,092 (0,151)	68
1 puesta 90, 2 puesta 10	0	79 (4,54)	0	0,212 (0,146)	69
1 puesta 80, 2 puesta 20	0	79 (4,80)	0	0,243 (0,151)	68
1 puesta 60, 2 puesta 40	0	80 (5,01)	0	0,304 (0,159)	65
1 puesta 50, 2 puesta 50	0	79 (5,25)	0	0,333 (0,165)	65
edad 0-1 50%	0	80 (4,43)	0	0,305 (0,129)	68
edad 0-1 75%	0,05	71 (13,56)	46,40	0,059 (0,157)	69
+ de un 1 año: 35%	0,38	62 (20,53)	46,09	0,025 (0,192)	55
+ de un 1 año: 30%	0,02	75 (9,63)	21,42	0,086 (0,162)	65
Con catástrofe 90%	0	79 (5,34)	0	0,165 (0,146)	70

supervivencia/ reproducción					
Con catástrofe 75% supervivencia/ reproducción	0	76 (8,80)	0	0,142 (0,178)	69
Denso- dependencia	0,02	57 (13,96)	54,92	0,009 (0,158)	64
Periodo de tiempo =1000	0	79 (7,30)	0	0,178 (0,139)	3

Tabla 6: Resultados de las simulaciones en el escenario "No hacer nada". La probabilidad de extinción (PE) indica las simulaciones donde la población se extingue, SD es la desviación estándar de un parámetro dado, N es el tamaño poblacional promedio de las poblaciones existentes. DG es la diversidad genética restante de las poblaciones existentes, TE es el tiempo medio de extinción y R es la tasa de crecimiento promedio de la población. K es la capacidad de carga. Los resultados se incluyen para las configuraciones básicas y cuando se modifica alguno de los parámetros. La duración de las simulaciones fue de 100 años, excepto en los casos donde se indica lo contrario.



Gráfica 5: Resultado del escenario 1, con los parámetros iniciales (Tabla 4), sin endogamia. Representación de la evolución de la población (N) a lo largo de 250 años. PE es la probabilidad de extinción.

En el caso de dejar la población sin intervención y sin tener en cuenta la endogamia, la población alcanzaría la capacidad de carga en unos 20 años (Gráfica 5). Los únicos casos en los que la población tendría probabilidades significativas de extinguirse sería si los individuos de más de un año tuvieran una tasa de mortalidad de

35% o más. En el resto de los casos, cambiando el resto de parámetros, la población no tendría problemas de sobrevivir, incluso en un periodo de tiempo mayor del aquí considerado.

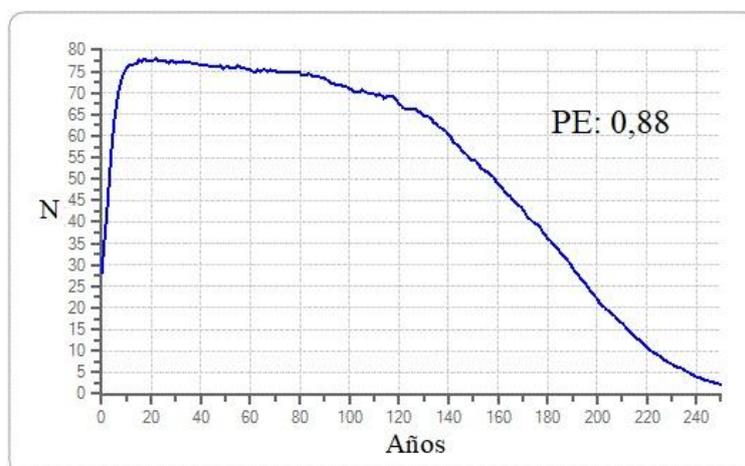
Si extendiéramos el periodo de tiempo al máximo permitido por Vortex (1000 años) vemos que la población no se extinguiría ni tendría peligro de hacerlo, pero tan sólo quedaría un 3% de diversidad genética, aún sin tener en cuenta la endogamia (Tabla 6). Una disminución genética que se va viendo claramente con el paso del tiempo, en las simulaciones con periodos de tiempo más cortos (de 100 a 300 años).

3.2.2. Escenario 2: No hacer nada (con endogamia)

No hacer nada	PE	N (SD)	TE	R (SD)	DG
(con endogamia)					
Edad max repro 12	0,01	69 (14,32)	63,14	0,082 (0,134)	71
Edad max repro 10	0,03	64 (18,78)	74,35	0,071 (0,136)	70
K=50	0,19	30 (14,38)	79,74	0,050 (0,154)	58
K=150	0	145 (10,28)	0	0,120 (0,126)	82
Periodo de tiempo= 150	0,05	59 (21,45)	121,40	0,067 (0,135)	61
Periodo de tiempo= 200	0,29	36 (23,02)	175, 92	0,048 (0,141)	51
Periodo de tiempo= 250	0,88	16 (16,49)	203, 54	0,038 (0,150)	43
Periodo de tiempo= 300	1	0	212	0,037 (0,151)	0
90, SD 10	0,04	64 (18,26)	70	0,066 (0,142)	71
80, SD 10	0,17	52 (22,79)	71,14	0,038 (0,148)	70
70, SD 10	0,56	31 (22,20)	66,43	0,002 (0,162)	65
1ª puesta 90, 2ª puesta 10	0	75 (9,08)	0	0,116 (0,137)	72
1ª puesta 80, 2ª puesta 20	0	77 (6,60)	0	0,142 (0,141)	71
1ª puesta 60, 2ª puesta 40	0	78 (5,52)	0	0,188 (0,151)	70
1ª puesta 50, 2ª puesta 50	0	79 (4,34)	0	0,212 (0,154)	70
edad 0-1 50%	0	79 (4,87)	0	0,192 (0,126)	71
edad 0-1 75%	0,88	17 (15,62)	62	-0,023 (0,177)	64

+ de un 1 año: 35%	1	0	26,58	-0,077 (0,236)	0
+ de un 1 año: 30%	0,98	19 (17,33)	51	-0,031 (0,199)	56
Con catástrofe 90% supervivencia/ reproducción	0,02	67 (16,63)	69,73	0,074 (0,140)	72
Con catástrofe 75% supervivencia/ reproducción	0,25	46 (24,13)	70,64	0,040 (0,182)	68
Denso-dependencia	0,91	12 (8,20)	69	-0,029 (0,177)	54

Tabla 7: Resultados de las simulaciones en el escenario "No hacer nada", pero teniendo en cuenta la endogamia. La probabilidad de extinción (PE) indica las simulaciones donde la población se extingue, SD es la desviación estándar de un parámetro dado, N es el tamaño poblacional promedio de las poblaciones existentes. DG es la diversidad genética restante de las poblaciones existentes, TE es el tiempo medio de extinción y R es la tasa de crecimiento promedio de la población. K es la capacidad de carga. Los resultados se incluyen para las configuraciones básicas y cuando se modifica alguno de los parámetros. La duración de las simulaciones fue de 100 años, excepto en los casos donde se indica lo contrario.



Gráfica 6: Resultado del escenario 2, con los parámetros iniciales (Tabla 4), con endogamia. Representación de la evolución de la población (N) a lo largo de 250 años. PE es la probabilidad de extinción.

Sin embargo, si tenemos en cuenta la endogamia, un escenario más realista, teniendo en cuenta que no se están introduciendo nuevos individuos (y por ende nuevo material genético) en la población, la situación es bastante diferente. Sin intervención, la población también llegaría a la capacidad de carga en unos 20 años (Gráfica 6), pero tendría un 88% de probabilidades de extinguirse en menos de 250 años (en una media

de 212 años (Tabla 7)) y resulta mucho más vulnerable a situaciones como una mayor tasa de mortalidad de pollos y adultos (más del 88% de probabilidad de extinción), en el caso de que no todas las hembras se reprodujeran (56 % de probabilidad de extinción si el 70% o menos de las hembras no se reproducen) o si la población se ve afectada por la denso-dependencia (91% de probabilidad de extinción).

3.2.3. Escenario 3: Nuevas sueltas de individuos

Este escenario se diseñó teniendo en cuenta las condiciones básicas del escenario 2, es decir, teniendo en cuenta la endogamia. Si se deja a la población sin intervención, en menos de 250 años tendrá un 88% de probabilidades de extinción, como hemos visto anteriormente (Tabla 7). Por tanto, sería necesario diseñar un programa de nuevas sueltas en el medio. Los individuos provendrían, como en el caso de la reintroducción inicial, de la Cañada de los Pájaros (Sevilla). En estas simulaciones el periodo de tiempo considerado será de 250 años, para poder ver si las sueltas tienen el efecto deseado.

Nuevas sueltas (con endogamia)			PE	N (SD)	TE	R (SD)	DG
Periodo de tiempo	Intervalo	Nº hembras					
20-100	entre sueltas	y machos					
	2	1+1	0,15	48 (23,60)	229,22	0,082 (0,140)	57
	5	2+2	0,13	46 (23,18)	232,79	0,077 (0,140)	56
	10	3+3	0,18	43 (24,20)	225,89	0,073 (0,140)	55
Periodo de tiempo	Intervalo	Nº hembras					
20-200	entre sueltas	y machos					
	2	1+1	0	75 (9,10)	0	0,123 (0,131)	78
	5	2+2	0	76 (8,06)	0	0,117 (0,132)	78
	10	3+3	0	74 (10,54)	0	0,108 (0,132)	76
Periodo de tiempo	Intervalo	Nº hembras					
20-300	entre sueltas	y machos					
	2	1+1	0	78 (5,46)	0	0,131 (0,131)	90
	5	2+2	0	79 (5,31)	0	0,124 (0,131)	89
	10	3+3	0	78 (5,10)	0	0,114 (0,132)	86
Periodo de tiempo	Intervalo	Nº hembras					
15-100	entre sueltas	y machos					

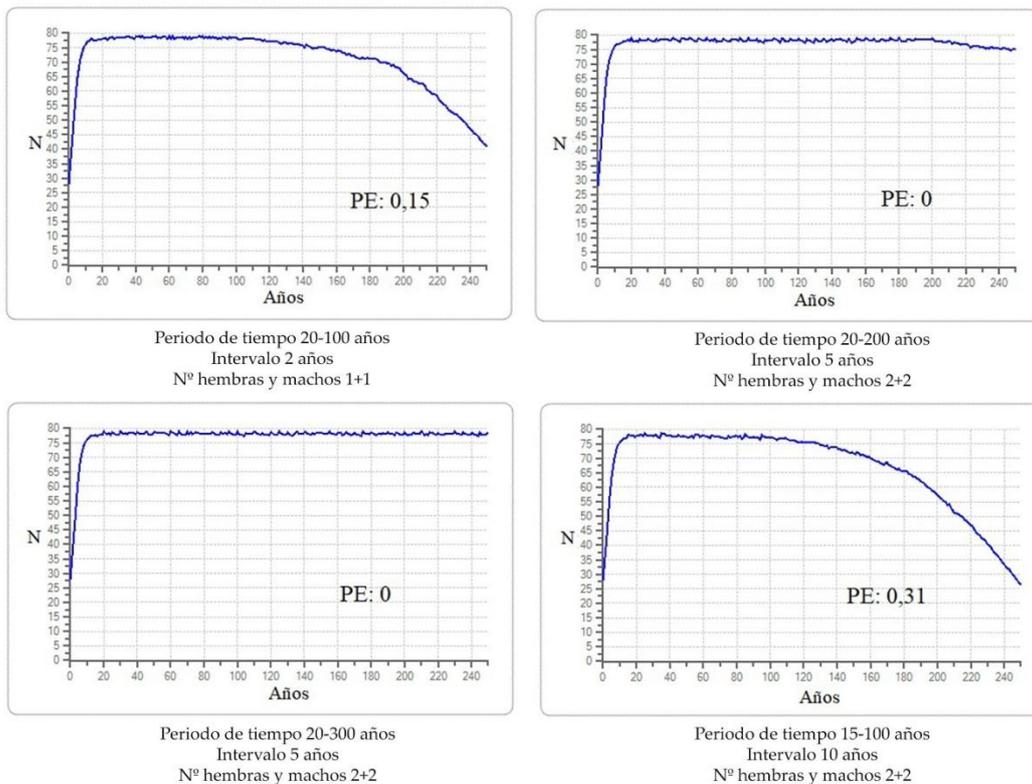
	5	1+1	0,24	36 (21,86)	229,16	0,064 (0,140)	52
	10	2+2	0,31	38 (25,33)	225,52	0,063 (0,141)	54
	15	3+3	0,31	38 (22,72)	226,83	0,063 (0,142)	52
Periodo de tiempo 15-200	Intervalo entre sueltas	Nº hembras y machos					
	5	1+1	0	71 (13,27)	0	0,098 (0,130)	73
	10	2+2	0	72 (11,85)	0	0,096 (0,130)	72
	15	3+3	0	71 (13,02)	0	0,096 (0,131)	72
Periodo de tiempo 15-250	Intervalo entre sueltas	Nº hembras y machos					
	10	1+1	0	74 (10,28)	0	0,081 (0,130)	76
	20	2+2	0	74 (10,62)	0	0,081 (0,130)	75
	30	3+3	0	73 (10,63)	0	0,081 (0,130)	74
Periodo de tiempo 30-250	Intervalo entre sueltas	Nº hembras y machos					
	30	1+1	0,13	57 (24,68)	205,10	0,056 (0,137)	65
	30	2+2	0	70 (14,17)	0	0,072 (0,130)	74
	30	3+3	0	73 (11,98)	0	0,079 (0,130)	76
Periodo de tiempo 40-250	Intervalo entre sueltas	Nº hembras y machos					
	30	2+2	0	69 (17,75)	0	0,070 (0,131)	73
	40	2+2	0,02	65 (19,54)	203,43	0,064 (0,132)	71
	50	3+3	0,01	69 (14,92)	209,27	0,068 (0,131)	74

Tabla 8: Resultados de las simulaciones en el escenario "Nuevas sueltas de individuos", teniendo en cuenta la endogamia. El periodo de tiempo indica durante cuántos años se harán las sueltas; el intervalo, cada cuantos años se harán dichas sueltas y el número de hembras y machos, cuántos individuos de cada sexo se liberarán. La probabilidad de extinción (PE) indica las simulaciones donde la población se extingue, SD es la desviación estándar de un parámetro dado, N es el tamaño poblacional promedio de las poblaciones existentes. DG es la diversidad genética restante de las poblaciones existentes, TE es el tiempo medio de extinción y R es la tasa de crecimiento promedio de la población.

En todas las simulaciones realizadas para diseñar la suelta de nuevos ejemplares en la población y ver el efecto a largo plazo, uno de los parámetros más significativos fue el periodo de tiempo en que se hacían dichas sueltas, como puede verse en la Tabla

8. En todos los casos en que este periodo era más corto, la PE de la población aumentaba notablemente. Ocurría algo parecido, aunque con un menor impacto, cuando el intervalo entre sueltas es mayor y se disminuye el número de parejas introducidas. Así pues, podemos deducir que, de hacerse más reintroducciones, estas no podrán ser interrumpidas durante mucho tiempo. El mínimo de parejas que habría que liberar sería 2, pudiéndose variar el intervalo entre las sueltas con más libertad. La diversidad genética se mantiene por encima del 50% en la gran mayoría de los casos, lo que aseguraría una mejor salud de la población y reduciría el efecto de la endogamia.

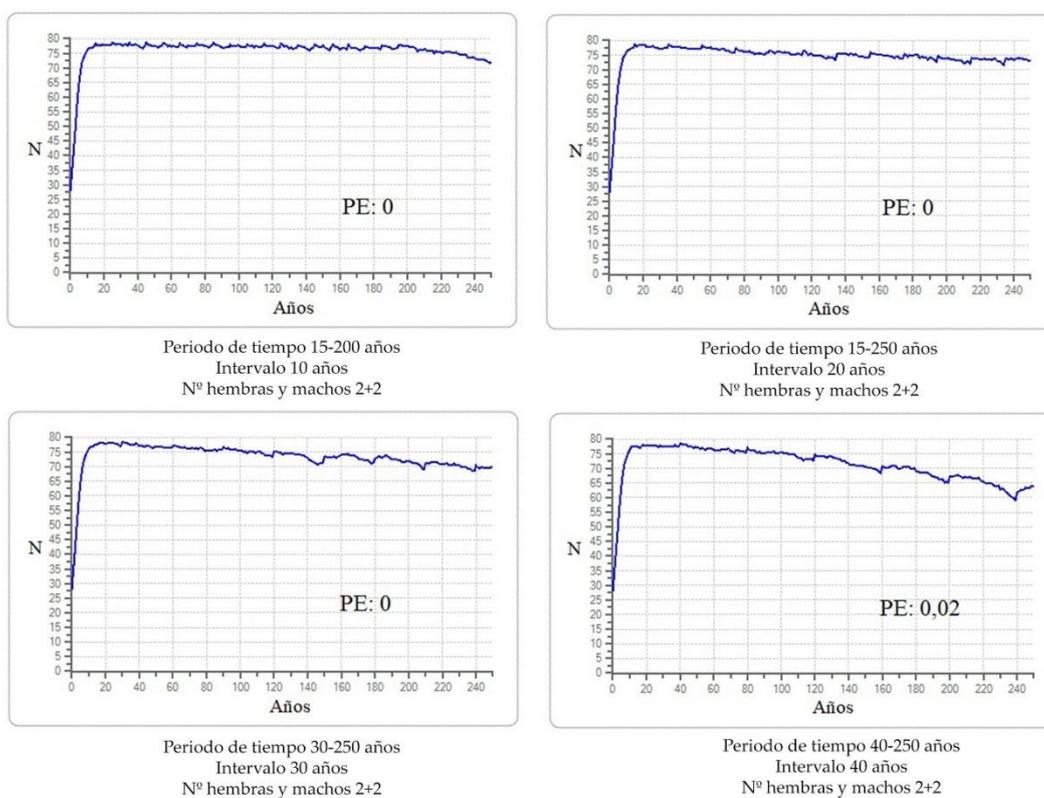
En la Tabla 8 también se puede ver cómo el comienzo de las sueltas no parece tener un efecto muy significativo, ya que la población actual tardaría unos 20 años en llegar a la capacidad de carga del ambiente ($K=80$) y sería sólo a partir de ahí cuando la población tendría problemas de extinción. En algunos de los casos con probabilidad de extinción se dieron recolonizaciones, como también algunas re-extinciones de la población.



Gráfica 7: Resultados del escenario 3: Nuevas sueltas de individuos. Representación de la evolución de la población (N) a lo largo de 300 años. PE es la probabilidad de extinción. Cada

caso representa un periodo de tiempo de sueltas diferente, así como un intervalo entre sueltas distinto.

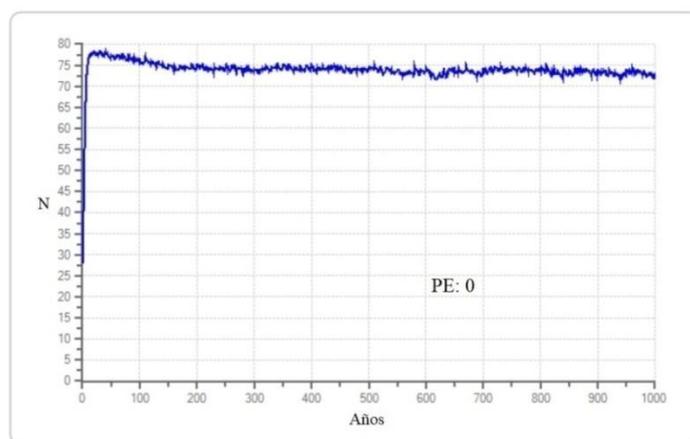
En las gráficas (Gráfica 7), sobre todo aquellas que recogen un periodo de sueltas más corto y aquellas donde el intervalo entre sueltas es más amplio, puede apreciarse un descenso paulatino, bien cuando se interrumpen las sueltas o cuando estas son insuficientes para mantener el número de individuos de la población. Esto ocurre en todas las gráficas menos la 2 y la 3, siendo el efecto mucho más patente en la 1 y la 2, donde el periodo de suelta se limita a unos 80 años. Coinciden con los mayores porcentajes de extinción en la Tabla 8.



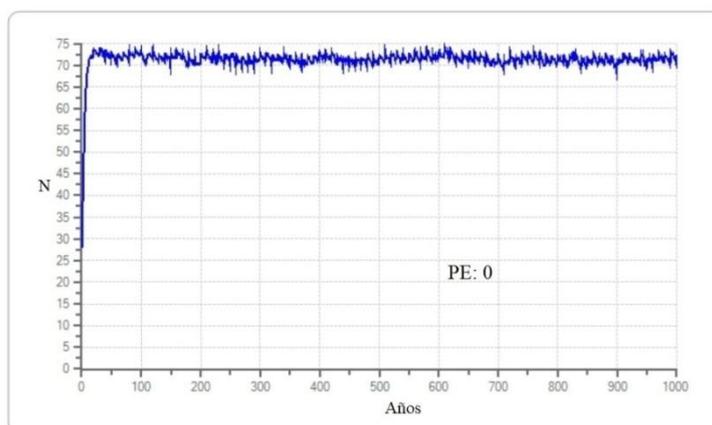
Continuación Gráfica 7: Resultados del escenario 3: Nuevas sueltas de individuos. Representación de la evolución de la población (N) a lo largo de 300 años. PE es la probabilidad de extinción. Cada caso representa un periodo de tiempo de sueltas diferente, así como un intervalo entre sueltas distinto.

Si una de las estrategias de suelta se extiende en el tiempo hasta 1000 años (máximo del programa Vortex), se puede ver que la población gozaría de muy buena salud incluso entonces (Gráfica 8). Tan sólo liberando una pareja cada 10 años, la

probabilidad de extinción sería 0, la población sufriría variaciones, pero se mantendría cerca de la capacidad de carga y la DG en un 78%. Si tenemos en cuenta la probabilidad de una catástrofe, como hemos visto en la Tabla 8, tan sólo habría que aumentar los ejemplares liberados a 2 parejas, manteniendo el mismo intervalo, para que la población fuera viable otros 1000 años, con una DG del 84% (Gráfica 9). Puede verse un resumen de todas las simulaciones en el Anexo 2.



Gráfica 8: Resultado de continuar las sueltas durante 1000 años. Intervalo entre sueltas de 10 años, liberando 1 pareja cada vez.



Gráfica 9: Resultado de continuar las sueltas durante 1000 años, incluyendo posibilidad de catástrofes (80% de supervivencia y reproducción). Intervalo entre sueltas de 10 años, liberando 2 parejas cada vez.

4. Discusión

4.1. Viabilidad poblacional

El objetivo principal de cualquier programa de reintroducción de especies para fines de conservación debería ser establecer una población silvestre autosostenible, con alta probabilidad de persistencia y tasa de crecimiento estocástico positivo (Schaub et al., 2004; São Bernardo et al., 2014). Según la UICN, una población sólo puede considerarse demográficamente viable si el riesgo de extinción estimado es del 5-10% o menos durante un período de 30 años (IUCN Standards and Petitions Subcommittee, 2011). El modelo creado para la focha moruna en la Charca de Suárez indica que la población alcanzaría la capacidad de carga del ambiente en menos de 30 años, de forma natural y sin nuevas sueltas, pudiendo incluso superarla. Esto la convertiría en una fuente potencial de individuos que podrían dispersarse a otros lugares, lo que en principio supondría una ventaja para la recuperación de la especie en toda Andalucía. Sin embargo, la fragmentación actual de la población y la lejanía entre las zonas de cría dificultan la dispersión efectiva de ejemplares. Esto pone de manifiesto la fragilidad de la población actual española y la necesidad de ampliar la red de espacios protegidos que precisan para reproducirse. Por muchos individuos que la Charca aporte, es necesario que encuentren otros lugares que favorezcan la creación de una dinámica metapoblacional (Hanski, 1991).

Las simulaciones también indican que a largo plazo, y de no hacerse nada, la población se extinguiría con un 88% de probabilidad en una media de 212 años. Este parece ser el escenario más realista, teniendo en cuenta que en España, la focha moruna es una especie en peligro de extinción y, por tanto, cuenta con pocos individuos, que crían en zonas muy alejadas entre sí. Los factores que parecen afectar más al futuro de la población, independientemente de considerar la endogamia o no, son la tasa reproductiva de las hembras, la mortalidad de pollos y adultos y el posible suceso catástrofes (principalmente en forma de sequía). Todos estos factores afectan negativamente a la tasa de crecimiento promedio de la población, creando un peligro de extinción a futuro.

En el caso de la sequía, el efecto sería tanto directo sobre la focha moruna, como indirecto sobre su fuente de alimento, el *Ceratophyllum*. La bajada del nivel del agua de las lagunas provocaría la escasez de alimento y de un lugar adecuado para criar, lo que podría obligar a las fochas a migrar hacia otros lugares. Esto, sin embargo, pondría en grave peligro a los individuos, ante la escasez de humedales cercanos adecuados para ellos. Por ello, para evitar dicha migración, es imprescindible evitar el efecto de una sequía o falta de agua mediante el manejo del hábitat usado por la especie.

El otro caso de catástrofe, las inundaciones, tienen efectos más difíciles de discernir. Son eventos que ocurren cada 2 o 3 años en la Charca y sus efectos no se perciben en todas las lagunas. La laguna de las Aneas y la del Lirio, por ejemplo, pueden aumentar su nivel de agua hasta 1 metro durante estos episodios, mientras que en la del Trébol o el Taraje no es tan evidente. Estas subidas hacen que el fondo se remueva y el agua se enturbie, haciendo que la luz no penetre tanto en la masa de agua, pero resuspendiendo nutrientes. Sin embargo, no se han registrado muertes de las fochas atribuibles a este suceso, ni siquiera cuando están en periodo de cría, debido a que sus nidos son flotantes (Del Hoyo et al, 1996). Por ello, la supervivencia y reproducción en época de catástrofe se han mantenido altas, indicando que tienen poca influencia en la vida normal de la especie. Por otro lado, puede que estas inundaciones no sean perjudiciales, por lo menos a largo plazo o de forma irreversible. Se sabe que ciertas perturbaciones del medio o el nivel del agua, sobretodo en el caso de los humedales, son beneficiosas para plantas y animales, pues ayudan a resetear ciertos ciclos que quedarían estancados con un equilibrio producido por las acciones de conservación del hombre (Middelton, 1999).

4.1.2. ¿Por qué unas lagunas sí y otras no?

En base a la interpretación de los datos aportados por el Ayuntamiento de Motril y la Charca de Suárez se ha comprobado que, a lo largo de los 5 años transcurridos desde el comienzo del programa de reintroducción, la población ha pasado de 5 a 32 ejemplares, sextuplicando su número. De entre las 4 lagunas estudiadas, las más utilizadas por la focha moruna han sido la del Trébol y la del Lirio. De entre estas dos, la del Trébol ha sido la de más éxito reproductor, manteniendo como mínimo a una

pareja reproductora cada año desde 2013. Actualmente es la que más parejas alberga, concretamente tres, aceptando las aves a su descendencia. La de las Aneas ha sido utilizada para alimentarse principalmente, aunque en 2018 se empezaron a crear las primeras parejas. La laguna del Taraje está siendo utilizada en 2018 por primera vez, aunque no resulta la más adecuada para el crecimiento de *Ceratophyllum* por su poca profundidad y mayor salinidad. Las características físico-químicas de las lagunas tienen importancia a la hora de ser elegidas por las fochas, principalmente por la profundidad y salinidad, que determinan el crecimiento de macrófitos. La laguna del Álamo blanco podría ser utilizada en el futuro por la especie, conforme la población vaya creciendo y expandiéndose por la Reserva.

En cuanto a *Ceratophyllum demersum*, puede resultar desfavorable cuando está en exceso o en poca cantidad. Se sabe que la densidad de la población de focha moruna está directamente relacionada con la cubierta de macrófitos sumergidos (Varo & Amat, 2008b), por lo que mantener una cobertura de *Ceratophyllum demersum* adecuada, tiene un efecto positivo y directo en la focha. Estas praderas están influenciadas en los humedales por la entrada de nutrientes, la temperatura ambiental y el ciclo vital inherente a cada especie en particular (Scheffer, 1998). En la Charca, durante el verano, suele darse la llamada “cama de ranas”, un crecimiento excesivo de *Ceratophyllum* debido una alta cantidad de nutrientes en el agua, especialmente nitratos (Goulder & Boatman, 1971; Best, 1980), que puede llevar a la completa eutrofización del agua. En este periodo se hace una retirada del *Ceratophyllum* en exceso, manteniendo una cobertura de entre el 30-40%.

La conservación de las fochas está muy relacionada con la gestión y calidad del hábitat donde viven, así como con las condiciones hidrológicas y los niveles del agua en las lagunas. La mejora, mantenimiento del ambiente y control de la población ha demostrado tener beneficios para la reproducción de la focha moruna en otros programas, frente a la liberación sin control (Ortega et al. 2007). En la Charca, la laguna del Taraje es la única donde no han criado ninguna vez, debido a que es la más somera y la que tiene peores condiciones para el desarrollo del *Ceratophyllum*, lo que indicaría que las fochas son selectivas entre las lagunas. Con respecto a las restantes, la gestión llevada a cabo hasta ahora por el personal de la Charca de Suárez, regulando la entrada

de aguas procedentes de la agricultura (cargadas de contaminantes y nutrientes), manteniendo el nivel del agua más o menos estable y retirando el exceso de *Ceratophyllum*, ha ayudado en gran medida a controlar la población de macrófitos y a favorecer la cría de la focha. También se ha evitado que la profundidad de las lagunas fuera insuficiente debido a las variaciones del hidroperiodo, hecho que se sabe disminuye el éxito de cría de la focha moruna (Varo & Amat, 2008a). Sin embargo, sería recomendable estandarizar los censos llevados a cabo y establecer unas fechas concretas para motorizar la población. Con censos periódicos antes de la época de cría (para estimar el número de parejas reproductoras), una vez eclosionan los huevos (para conocer el éxito de cría) y en otoño (para estimar la supervivencia), sería suficiente para llevar un control preciso de las posibles fluctuaciones en el número de individuos, facilitando su seguimiento.

4.1.3 Efectos de la convivencia de la focha moruna y la común

Aunque estrechamente emparentadas y con una ecología y comportamiento similares, la focha moruna y la común tienen diferencias destacables que hacen que una se vea desfavorecida frente a la otra al compartir hábitat. El sur de España es el único lugar de Europa donde la focha moruna y la común comparten territorio (Varo, 2008) y es lo que ocurre en la Charca de Suárez. Desde antes de comenzar el programa de reintroducción, la focha común ya habitaba la Charca, por lo que fue un factor a tener en cuenta. Se supo que competirían por el espacio y el alimento y el primer año de reintroducción, la focha moruna fue desplazada de la laguna de las Aneas hasta las demás más pequeñas (José Larios, com. per.).

Aparte de la competencia por el espacio, hay otros hechos que ponen en desventaja a la focha moruna frente a la común. Varo & Amat (2008a; 2008b) descubrieron que las fochas morunas pasan más tiempo alimentándose que las comunes en lagunas del sur de España. Esto es posiblemente debido a que la focha moruna tiene una menor eficiencia de asimilación de macrófitos y debe emplear más tiempo para cubrir sus necesidades energéticas diarias. Debido a esto, se ha comprobado que existe una relación negativa entre el esfuerzo de alimentación y el éxito reproductor de la focha moruna (relación inexistente en la focha común) y el número de pollos criados.

Para paliar esto, el personal de la Charca administra alimento extra a las fochas morunas, especialmente en el periodo de cría, para que los polluelos no mueran de hambre y los adultos puedan dedicar más tiempo a la crianza (José Larios, com. per.). Sería necesario hacer un estudio más detallado y en profundidad sobre la alimentación de la focha en la Charca, para determinar qué otras fuentes de alimento son capaces de explotar, además del *Ceratophyllum*, y también sobre el efecto de la alimentación suplementaria.

Es sabido que el periodo de puesta en la focha moruna se acorta en España con respecto a las poblaciones africanas, lo que sugiere una reducida productividad en nuestro país, donde generalmente es rara una segunda puesta (Varo, 2008). Pero, ya que el periodo de puesta y el tamaño de esta dependen de las condiciones del hábitat, parece que la Charca de Suárez es un ambiente bastante adecuado para la cría de la focha moruna. Se ha estimado la mortalidad y supervivencia de los pollos desde su reintroducción, viéndose una clara mejora hasta el presente. Se pasó de una mortalidad de más del 80% al 50%, con una media de dos puestas al año y unos 5-6 pollos. Este descenso de la mortalidad puede deberse a la alimentación suplementaria aportada por el personal de la Charca o a la colocación de una red en una parte de la laguna del Lirio, para proteger a los pollos de los depredadores aéreos (es necesario un estudio más detallado al respecto). Sin embargo, la alta mortalidad de los pollos en los primeros 10 días de vida sigue siendo uno de los factores clave, más teniendo en cuenta que esta tasa es más alta en la focha moruna que en la común (Varo, 2008).

Actualmente, el problema de la competencia para la focha moruna se ha convertido en algo más intraespecífico que interespecífico, ante el descenso del número de fochas comunes en la Charca. Las parejas establecidas en las lagunas más pequeñas son muy territoriales y no permiten que otras parejas o juveniles de su especie habiten cerca de ellas (José Larios, com. per.). Esto limita la explotación teórica de cada laguna, sobre todo en el periodo de cría, y podría hacer que la capacidad de carga fuera menor que lo estimado inicialmente.

4.2 Diversidad genética

Las poblaciones pequeñas están especialmente amenazadas debido a 3 tipos de causas: genética (pérdida de variabilidad genética, esterilidad, deriva genética, cuellos de botella), demográfica (fluctuaciones, variación de la tasa de natalidad/mortalidad) y ambiental (depredadores, competencia, enfermedades, recursos alimentarios, catástrofes naturales como: incendios, inundaciones, sequía) (Nicoara, 2004). Las variaciones génicas dentro de la población son relevantes para cualquier especie, ya que favorecen el proceso de especiación y son uno de los pilares para la elaboración de programas de mejoramiento genético y conservación (Araújo de Carvalho et al. 2016). Por ello, las especies amenazadas son más propensas a los cuellos de botella o al efecto fundador (en el caso de recolonizaciones), que dan como resultado la pérdida de diversidad genética y el potencial evolutivo al contar con pocos individuos (England et al. 2003). En el caso de la focha moruna en la Charca, podría verse afectada por ambos fenómenos: por el efecto fundador si permanecen los mismos individuos y no se aporta nuevo material genético, y a largo plazo, por un posible cuello de botella, si la población disminuye durante al menos una generación.

Además, las poblaciones con tamaños de población efectivos pequeños son más susceptibles a la endogamia y la deriva genética, perdiendo así diversidad genética (Galbusera et al., 2000), directamente relacionada con las respuestas adaptativas al medio ambiente (Ricklefs y Miller 2000; Spielman et al. 2004; Lara-Ruiz et al. 2008). Por tanto, la depresión endogámica puede afectar a la mayoría de los componentes del estado físico, causando una viabilidad, fecundidad y éxito de apareamiento reducidos, así como un desarrollo más lento y una mayor susceptibilidad a patógenos y estrés ambiental (Keller & Walter, 2002). Por estas razones, los programas de conservación para especies y poblaciones en peligro consideran cada vez más la preservación de la diversidad genética (Milot et al. 2000, Lettink et al. 2002), así como los procesos evolutivos que la generan y mantienen (Crandall et al. 2000; Moritz 2002).

En el caso de la población de focha moruna en la Charca de Suárez, que actualmente cuenta con un número de ejemplares pequeño (unos 30), es necesario considerar la endogamia como un problema con consecuencias a largo plazo. En este

trabajo se ha visto que, de no hacer nada, la diversidad genética de la población caería hasta un 43% en 250 años. Eso supone una pérdida de entre un 8-10% cada 50 años. Incluso en los escenarios donde no se tenía en cuenta la endogamia, aunque la población no estuviera en peligro de extinción, sufría un acusado descenso de la diversidad genética, cayendo hasta el 37% en 300 años y llegaría a sólo un 4% en 1000 años. Teniendo en cuenta la endogamia, la población tendría un 88% de probabilidades de extinguirse en menos de 230 años y 70 años después estaría totalmente extinta. Puesto que la población actual de fochas ha ido creciendo a partir de los ejemplares liberados en los 3 primeros años del programa de reintroducción y no ha habido nuevas incorporaciones ni por sueltas ni por migración, es razonable considerar que se está dando cierto grado de endogamia.

Para paliar este efecto negativo, directamente relacionado con el cese en la liberación o llegada de nuevos individuos a la población, habría que introducir más ejemplares que aportaran nuevo material genético, es decir, hacer un “rescate genético”. Esta estrategia ha sido estudiada y llevada a cabo en algunos casos, demostrando su beneficio directo en poblaciones pequeñas y en hábitats fragmentados (Hedrick & Fredrickson, 2010; Heber et al, 2012; Whiteley et al. 2015; Frankham, 2015). Se sabe que las migraciones entre poblaciones pequeñas, incluso a baja frecuencia, atenúan la deriva genética, minimizando la pérdida de variabilidad genética (Nicoara, 2004; Tallmon et al. 2004). Ante la reducida efectividad de las fochas al trasladarse desde o hasta otros lugares de forma natural, debido a la fragmentación del hábitat y al bajo número de humedales adecuados existentes, lo más recomendable sería retomar la introducción periódica de individuos criados en cautividad.

4.3. La necesidad de nuevas sueltas

Viendo los resultados de las simulaciones, podemos constatar que es necesaria la intervención humana para asegurar la supervivencia de la población de focha moruna en la Charca de Suárez. Lo más aconsejable para paliar el efecto de los factores que influyen en su supervivencia, y que hemos visto anteriormente, sería continuar la suelta de individuos, posiblemente sin una fecha de fin. En las simulaciones realizadas se ha buscado la forma más eficaz y de menor coste de llevarlo a cabo. Se ha visto que,

cuanto mayor es el periodo en que se realizan las sueltas, hay mayor probabilidad de supervivencia de la especie. Este es sin duda el factor más importante, pues el intervalo entre sueltas o el número de parejas que se liberan no tienen tanto peso.

Así, parece claro que, contando, desde dentro de 20 años (momento teórico en que la población alcanzaría la capacidad de carga del ambiente), habrá que reactivar las sueltas y mantenerlas indefinidamente en el tiempo. Se ha visto que, de interrumpir las sueltas en cualquier momento, la población volvería a aumentar su probabilidad de extinción y disminuiría la población, lo que obligaría a continuar las sueltas indefinidamente. Sabiendo esto, habría que considerar un intervalo de tiempo entre sueltas adecuado para las posibilidades de la Charca y la Cañada de los Pájaros, suministrador de los ejemplares. A la vista de los resultados, el método óptimo, sobre todo para elevar la diversidad genética, sería usar intervalos de 5 a 10 años y liberar de 1 a 2 parejas cada vez (DG sube hasta 90%). Si el intervalo entre sueltas es mayor, la supervivencia no se vería comprometida, pero se puede observar un claro descenso en la diversidad genética (hasta 65%).

En cuanto a los ejemplares liberados, un estudio de Martínez-Abraín et al. (2011) indica que los factores demográficos, como el número y la edad de los ejemplares reintroducidos y la proporción de sexos de los individuos en las poblaciones receptoras, afectan el éxito de las introducciones. Determinaron que no había diferencias significativas entre liberar juveniles y adultos y que los primeros eran más económicos y se adaptaban mejor al ambiente. Sin embargo, es necesario apuntar que es necesario también aumentar las tasas de supervivencia y fecundidad en la naturaleza para mantener una alta abundancia a nivel de la población, así como una mejora sustancial de la calidad del ambiente. En el caso de la Charca, y en vista de los resultados de las simulaciones, parece que no habría problema a este respecto, pues las sueltas realizadas mantendrían la población cercana a la capacidad de carga y con un buen porcentaje de diversidad genética.

4.4 Mejorar la capacidad de carga

En el presente estudio se ha hecho una estimación de la capacidad de carga de la Charca de Suárez para la focha moruna, atendiendo a la evolución de los últimos 5 años

y al comportamiento observado (José Larios, com. per.). Sin embargo, para estimar la capacidad de carga de los hábitats, se utilizan modelos bioenergéticos que cuantifican la disponibilidad de energía (alimento) y la demanda de energía; después, esos resultados se usan como herramientas de planificación para cumplir objetivos de conservación regionales. Para construir un modelo de capacidad de carga de aves acuáticas, como mínimo, se deben estimar tanto el suministro de energía en el paisaje disponible para las aves acuáticas como la demanda energética de estas. La estimación de la demanda energética de aves acuáticas requiere cuantificar el requerimiento diario de energía de cada especie y cuántos individuos de cada especie están presentes cada día durante el período de tiempo en cuestión (Ringelman et al. 2017).

Llevar a cabo las cuantificaciones adecuadas para tener un valor más real y preciso requeriría hacer una investigación más profunda y más específica que la llevada a cabo en este estudio. Sin embargo, de cara al futuro y para mejorar la capacidad de carga del ambiente, podría ser muy beneficioso. Aunque a nivel de extinción variar la capacidad de carga no tenía ningún efecto destacable en las simulaciones llevadas a cabo (excepto cuando se disminuía y se tenía en cuenta la endogamia), sí tenía un efecto sobre la diversidad genética. Una mayor capacidad de carga significa más ejemplares y por tanto más variedad genética.

Por tanto, y teniendo en cuenta que la población actual de focha moruna tardaría unos 20 años en alcanzar la capacidad de carga estimada, podría ser beneficioso aumentarla. No sólo para mejorar la salud genética de la población de la Charca, sino para aumentar el número de ejemplares y beneficiar la recuperación de la especie a nivel español. Para ello se podrían usar los terrenos de la Charca que aún no han sido recuperados (al norte y noroeste), abriendo nuevas láminas de agua (atendiendo a la topografía e hidrología del terreno), como ya se hizo con las lagunas actuales. Estas nuevas masas de aguas tendrían el mismo mantenimiento y cuidado, permitiendo la colonización de vegetación palustre y acuática, así como el asentamiento y expansión de las especies animales que ya pueblan la Charca. Esto permitiría que las fochas morunas nacidas en las cuatro lagunas estudiadas pudieran quedarse en la Reserva y no se vieran en la necesidad de migrar a otros lugares menos adecuados por competencia por el espacio o la comida.

Es por esto último que resulta imprescindible crear y mantener una red de humedales a nivel andaluz que disminuya el efecto negativo de la fragmentación del hábitat sobre la especie. Según los resultados de este trabajo, la focha no tiene problemas a la hora de reproducirse si está un ambiente adecuado, incluso en el primer año de suelta. Sin embargo, a la hora de dispersarse se ve influenciada por la escasez de humedales y la lejanía entre ellos. La recuperación de la especie podría ser más exitosa si, además de criar ejemplares en cautividad para su suelta, se trabajara más para la recuperación y protección de los humedales donde viven.

En resumen, considerando los datos utilizados y los resultados obtenidos en este estudio, la viabilidad de la población de focha moruna en la Charca de Suárez va a depender en gran medida de que el programa de reintroducción siga en funcionamiento. No sólo serán importantes las sueltas periódicas para mantener la población, sino también la conservación del medio y el ecosistema en su conjunto, incluyendo una futura ampliación de las láminas de agua disponibles. Además, será importante concienciar a la población humana de la importancia de cuidar los humedales, no sólo porque en ellos habitan especies en peligro como las fochas morunas, sino también por su importancia inherente como ecosistema único y por la riqueza en biodiversidad vegetal y animal que albergan.

5. Conclusiones

Con el fin de administrar adecuadamente poblaciones pequeñas y en declive, los PVA pueden ser una herramienta útil para determinar qué estrategias pueden frenar dicho declive. El objetivo de toda la gestión de una población, y sobre todo de un programa de reintroducción, es crear una población autosuficiente con una alta probabilidad de persistencia. Estos han sido los dos puntos base para el desarrollo de este trabajo y, para el caso de la focha moruna en la Charca de Suárez, se ha llegado a diferentes conclusiones:

(1) El tratamiento y organización de los datos recopilados de la Charca de Suárez ha arrojado información relevante e importante acerca de la mortalidad y supervivencia de los ejemplares, diferencias entre las lagunas o la evolución de la población de focha moruna desde el comienzo del programa de reintroducción. Se proporcionará una plantilla al ayuntamiento de modo de puedan homogeneizar la recogida de datos para su uso futuro.

(2) El estado actual de la especie parece bueno, considerando que alcanzará la capacidad de carga del ambiente en unos 20 años, sin intervención, y se seguirá manteniendo durante más de un centenar de años.

(3) Pero, a largo plazo (en menos de 250 años), es muy probable que se extinga si no existe ningún tipo de intervención humana, hecho seguro si consideramos los problemas de endogamia.

(4) La liberación periódica de individuos criados en cautiverio durante el resto de vida de la población ayudará a que sea autosuficiente y a aumentar la diversidad genética, hecho avalado por las simulaciones. Según los resultados, la mejor estrategia de nuevas sueltas sería comenzar las sueltas dentro de 20 años y continuarlas indefinidamente, liberando 1 pareja cada 10 años. Las nuevas sueltas son, por tanto, el factor clave para extender la duración de la supervivencia de la focha moruna en la Charca.

(5) Es imprescindible combinar las mejoras del hábitat llevadas a cabo por el personal de la Charca y la liberación de nuevos individuos, así como asegurar una red de humedales a nivel andaluz que frene el efecto negativo de la fragmentación del hábitat y permita la migración de ejemplares que establezcan más zonas de cría.

6. Bibliografía

- Abellán, P., Sánchez-Fernández, D., Velasco, J. & Millán, A. (2007) *Effectiveness of protected area networks in representing freshwater biodiversity: the case of a Mediterranean river basin (south-eastern Spain)* Wiley Interscience. Aquatic conservation-Marine and freshwater ecosystems, 17: 361-374
- Amat, J. A. & Raya, C. (2004). *Focha moruna, Fulica cristata*. En el 'Libro Rojo de las Aves de España'. (Eds A. Madroño, C. González and J. C. Atienza.) pp. 199–202. (Dirección General para la Biodiversidad- SEO/BirdLife: Madrid, Spain).
- Andersen, L.H., Sunde, P., Loeschcke, V. & Pertoldi, C. (2015) *A population viability analysis on the declining population of Little Owl (Athene noctua) in Denmark using the stochastic simulation program VORTEX*. Ornis Fennica, 92: 123-143
- Araújo de Carvalho, D., Moreira Bonafé, C., Rodríguez-Rodríguez, M.P., Oliveira Almeida, M.J., Lindenberg Rocha, J., Barros Britto, F. & Almeida e Silva, M. (2016) *Genetic characterization and population structure of Canela-Preta creole chicken*. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, Brasilia, 51 (11): 1899-1906
- Arias-García, J. & Gómez-Zotano, J. (2015) *La planificación y gestión de los humedales de Andalucía en el marco del Convenio Ramsar*. Investigaciones geográficas. Instituto interuniversitario de geografía, Universidad de Alicante. Nº 63, pp. 117-129
- Bañares Á., Blanca G., Güemes J., Moreno J.C. & Ortiz S., eds. 2004. *Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Madrid, 1.069 pp.
- Best, E.P.H (1980) *Effects of nitrogen on the growth and nitrogenous compounds of Ceratophyllum demersum*. Aquatic botany, 8: 197-206
- BirdLife International (2000) *Threatened birds of the world*. Barcelona & Cambridge, UK: Lynx Edicions and BirdLife International.
- BirdLife International (2016) *Fulica cristata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: Downloaded on June 2018.
- Bruford, M.W., Ancrenaz, M., Chikhi, L., Lackman-Ancrenaz, I., Andau, M., Ambu, L. & Goossens, B. (2010) *Projecting genetic diversity and population viability for the fragmented orang-utan population in the Kinabatangan floodplain, Sabah, Malaysia*. Endangered species research, 12: 249-261
- Calvache, M.L., Rubio, J.C., López-Chicano, M., González-Ramón, A., Ibáñez, S., Martín-Rosales, W., Soler, R. & Diaz Losada, E. (2003) *Estado actual del acuífero costero de Motril-Salobreña previo a la puesta en funcionamiento de la presa de Rules*. Tecnología de la intrusión de agua de mar en acuíferos costeros: países mediterráneos. Tomo I: 77-86

- Cancela da Fonseca, L., Cristo, M., Machado, M., Sala, J., Reis, J., Alcazar, R. & Beja, P. (2008). *Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools?* Pan-American Journal of Aquatic Sciences, 3: 304–320.
- Canicio, A., Ferrer, S., Ibáñez, C. & Ripoll, I. (2005) *Manuales de desarrollo sostenible. Gestión y restauración de humedales*. Fundación Santander central hispano & SEO/BirdLife
- Castelblanco-Martínez, D.N., Nourisson, C., Quintana-Rizzo, E., Padilla-Saldivar, J. & Schmitter-Soto, J.J. (2012) *Potential effects of human pressure and hábitat fragmentation on population viability of the Antillean manatee *Trichechus manatus manatus*: a predictive model*. Endangered species research, 18: 129-145.
- Chamberlain, D.E. & Fuller, R.J. (2000) *Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use*. Agriculture, ecosystems & environment, 78: 1-17
- CMAOT (2014a) *Aves acuáticas de Andalucía y Marruecos*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CMAOT (2014b) *Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre. Reproducción de Aves Acuáticas*. Informe Regional 2013. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.
- CMAOT (2015) *Programa de Emergencias, Control Epidemiológico y Seguimiento de Fauna Silvestre. Reproducción de aves acuáticas en Andalucía 2014*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.
- Comisión europea (2007) *The Interpretation Manual of European Union Habitats*. European Commission, Brussel
- Cramp, S. (1980) *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western paleartic*. Volume II. Hawks to Bustards. Oxford University
- Crandall, K.A., Bininda-Emonds, O.R.P., Mace, G.M. & Wayne, R.K. (2000) *Considering evolutionary processes in conservation biology*. Trends in Ecology & Evolution, 15:290–295
- Davidson, N. C. (2014) *How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area*. Marine and freshwater research, 65: 934-941
- Del Hoyo, J., Elliott, A. & Sargatal, J. (1996) *Handbook of the birds of the world*. Volumen 3. Hoatzin to Auks. Lynx Edicions, Barcelona
- Díaz-Paniagua, C., Fernández-Zamudio, R., Florencio, M., García-Murillo, P., Gómez-Rodríguez, C., Porthault, A., Serrano, L. & Siljeström, P. (2010) *Temporary ponds from Doñana National Park: a system of natural hábitats for the preservation of aquatic flora and fauna*. Limnetica, 29 (1): 41-58

- England, P.R., Graham, H.R., Osler, L.M., Woodworth, M.E., Montgomery, D.A. & Briscoe, R.F. (2003) *Effects of intense versus diffuse population bottlenecks on microsatellite genetic diversity and evolutionary potential*. Conservation Genetics, 4: 595-604
- Franco Ruiz, A., Rodríguez de los Santos, M., et al (2001) *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de medio ambiente. Junta de Andalucía.
- Frankham, R. (2015) *Genetic rescue of small inbred populations: meta-analysis reveals large and consistent benefits of gene flow*. Molecular ecology, 24: 2610-2618
- Galbusera, P., Lens, L., Waiyaki, E., Schenck, T. & Matthysen, E. (2000) *Genetic population structure and gene flow in the globally, critically-endangered Taita thrush*. Conservation Genetics, 1(1):45–55
- García-Muñoz, E., Gilbert, J.D., Parra, G. & Guerrero, F. (2010) *Wetlands classification for amphibian conservation in Mediterranean landscapes*. Biodiversity and conservation, 19: 901-911
- García-Murillo, P., Fernández Zamudio, R. & Cirujano, S. (2009). *Los habitantes del agua. Macrófitos*. Agencia Andaluza del Agua. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. 282 pp.
- Gardner, R.C., Barchiesi, S., Beltrame, C., Finlayson, C.M., Galewski, T., Harrison, I., Paganini, M., Perennou, C., Pritchard, D.E., Rosenqvist, A., and Walpole, M. (2015) *State of the World's Wetlands and their Services to People: A compilation of recent analyses*. Ramsar Briefing Note no. 7. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Gomez, C. R. (2000) *Action plan for the Crested Coot (Fulica cristata)*. Convention on the conservation of European wildlife Standing Committee, Strasburg
- Goulder, R. & Boatman, D.J. (1971) *Evidence that nitrogen supply influences the distribution of a freshwater macrophyte, Ceratophyllum demersum*. Journal of ecology, 59: 783-791
- Hanski, I. (1991) *Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations*. Biological journal of the Linnean society, 42: 17-38
- Heber, S., Varsani, A., Kuhn, S., Girg, A., Kempnaers, B. & Briskie, J. (2012) *The genetic rescue of two bottlenecked south island robin populations using translocations of inbred donors*. Proceedings of the royal society B, 280: 1752
- Hedrick, P.W. & Fredrickson, R. (2010) *Genetic rescue guidelines with examples from Mexican wolves and Florida panthers*. Conservation Genetics, 11: 615-626
- Hixon, M. (2009) *Density Dependence and Independence*. Encyclopedia of Life Sciences, Chichester: John Wiley & Sons Ltd.
- Hu, S., Niu, Z., Chen, Y., Li, L. & Zhang, H. (2017) *Global wetlands: Potential distribution, wetland loss, and status*, Science Total Environment, 586: 319-327

- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Voříšek, P. & Gaston, K.J. (2015) *Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising*. Ecology letters, 18: 28-36
- IUCN Standards and Petitions Subcommittee (2011) *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 9.0. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.
- Kalinowski, S.T. & Hendrick, W. (1998) *An improved method for estimating inbreeding depression in pedigrees*. Zoo Biology, 17: 481-497.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A & Hedmark, Å. (2010) *Carbon Storage and Fluxes within Freshwater Wetlands: a Critical Review*. Wetlands, 30: 111-124.
- Keller, L.F. & Walter, D.M. (2002) *Inbreeding effects in wild populations*. Trends in Ecology & Evolution, 17: 236–41.
- Lacy, R.C. (1993) *VORTEX: a computer simulation model for population viability analysis*. Wildlife research, 20(1): 45-65
- Lacy, R.C., Borbat, M. & Pollak, J.P. (2005) *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process*. Version 9.50. Brookfield, IL: Chicago Zoological Society.
- Lacy, R.C., P.S. Miller, and K. Traylor-Holzer. (2018) *Vortex 10 User's Manual*. IUCN SSC Conservation Breeding Specialist Group, and Chicago Zoological Society, Apple Valley, Minnesota, USA.
- Lara-Ruiz, P., Chiarello, A.G. & Santos, F.R. (2008) *Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic forest sloth, Bradypus torquatus (Pilosa:Bradypodidae)*. Biological Conservation, 141:1332–1342
- Lettink, M., Jamieson, I.G., Millar, C.D. & Lambert, D.M. (2002) *Mating system and genetic variation in the endangered New Zealand Takahe*. Conservation Genetics, 3:427–434
- Lumbresas, A., Marques, J.T., Belo, A.F., Cristo, M., Fernandes, M., Galioto, D., Machado, M., Mira, A., Sá-Sousa, P., Silva, R., Sousa, L.G. & Pinto-Cruz, C. (2016) *Assessing the conservation status of Mediterranean temporary ponds using biodiversity: a new tool for practitioners*. Hydrobiologia, 782: 187-199
- Madroño, A., González, C. & Atienza, J.C. (2004) *Libro rojo de las aves de España*. Ministerio de medio ambiente y SEO/BirdLife.
- Martínez-Abraín, A., Regan, H., Viedma, C., Villuendas, E., Bartolomé, M.A., Gómez, J.A. & Oro, D. (2011) *Cost-Effectiveness of Translocation Options for a Threatened Waterbird*. Conservation biology, 25: 726-735
- Martínez-Abraín, A., Viedma, C., Bartolomé, M.A., Gómez, J.A. & Oro, D. (2007) *Hunting sites as ecological traps for coots in southern Europe: implications for the conservation of a threatened species*. Endangered species research, 3: 69-76

- Martínez-Abraín, A., Viedma, C., Gómez, J.A., Bartolomé, M.A., Jiménez, J., Genovart, M. & Tenan, S. (2013) *Assessing the effectiveness of a hunting moratorium on target and non-target species*. *Biological conservation*, 165: 171-178
- Melendez-Pastor, I., Navarro-Pedreño, J., Gómez, I. & Koch, M. (2010) *Detecting drought induced environmental changes in a Mediterranean wetland by remote sensing*. *Applied geography*, 30: 254-262
- Middelton, B. (1999) *Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics*. John Wiley & Sons, Inc.
- Miller, P.S. & Lacy, R.C. (2005) *VORTEX: A Stochastic Simulation of the Extinction Process. Version 9.50 User's Manual*. Apple Valley, MN: Conservation Breeding Specialist Group (SSC/IUCN).
- Milot, E., Gibbs, L.H & Hobson, K.A. (2000) *Phylogeography and genetic structure of northern populations of the yellow warbler (Dendroica petechia)*. *Molecular Ecology*, 9:667–681
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J.G (2000) *The value of wetlands: importance of scale and landscape setting*. *Ecological economics*, 35 (200): 25-33
- Mitsch, W. J. & Gosselink, J.G (2015) *Wetlands* (5th edition) Ed: Wiley.
- Montes, C. & Lomas, P. (2003). *La Dimensión Científica del Plan Andaluz de Humedales*. Consejería de Medio Ambiente. Medio Ambiente. 42. 26-29.
- Moritz, C. (2002) *Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it*. *Systematic Biology*, 51:238–254
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A.B & Kent, J. (2000) *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. *Nature*, 403: 853–858.
- Nicoară, M., (2004) *Biodiversity conservation*. Analele Universității “Al. I. Cuza”, Iași, Tom L, Secțiunea Biologie animală.
- Nieto Gil, I. (2012) *Plan andaluz de humedales. 10º Aniversario de la aprobación*. Junta de Andalucía. Consejería de agricultura, pesca y medio ambiente.
- Ortega, F., Raya, C., Paracuellos, M. & Guerrero, F. (2007) *Reintroducción de la focha moruna (Fulica cristata): Valoración de diferentes técnicas en la formación de nuevos núcleos de reproducción en el mediterráneo occidental*. Colección Medio Ambiente, 2
- Polo-Cavia, N., López, P. & Martín, J. (2009) *Interspecific differences in chemosensory responses of freshwater turtles: consequences for competition between native and invasive species*. *Biological invasions*, 11: 431-440

- Reed, D. H., O'Grady, J. J., Brook, B. W., Ballou, J. D. & Frankham, R. (2003) *Estimates of Minimum Viable Population Sizes for Vertebrates and Factors Influencing those Estimates*. *Biology Conservation*, 113: 23-34.
- Rendón-Martos, M., Raya, C., De le Court, C., Garrido, J.R., Garrido, A. et al. (2013) *Estrategia para la conservación de la cerceta pardilla (Marmaronetta angustirostris), focha moruna (Fulica cristata) y malvasía cabeciblanca (Oxyusa leucocephala) en España*. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente de España.
- Richter-Boix A., Llorente G. A., Montori A. (2006) *Breeding phenology of an amphibian community in a Mediterranean area*. *Amphibia-Reptilia*, 27, (4): 549-559(11) Publisher: BRILL
- Ricklefs, R.E. & Miller, G.L. (2000) *Ecology*, 4th edn. W. H. Freeman and Company. USA, p 822
- Ringelman, K.M., Williams, C.K., Castelli, P.M., Sieges, M.L., Longenecker, R.A, Nichols, T. & Earsom, S.D. (2017) *Estimating waterfowl carrying capacity at local scales: a case study from Edwin B. Forsythe national wildlife refuge, New Jersey*. *Journal of fish and wildlife management*, 8: 209-218
- Ruiz, E., (2008) *Management of Natura 2000 habitats*. 3170* Mediterranean temporary ponds. European Commission
- Sánchez Holgado, J.R. (2017) *El peñón de Salobreña. Pasado, presente y posibilidades de futuro*. *Espacio, tiempo y forma*. Serie VI – Geografía, 10: 225-255 UNED
- Sao Bernardo, C.S., Desbiez, A.L.J., Olmos, F. & Collar, N.J. (2014) *Reintroducing the red-billed curassow in Brazil: Population viability analysis points to potential success*. *Natureza & Conservacao*, 12: 53–58.
- Saunders, D., Meeuwig, J. & Vincent, A.J. (2002) *Freshwater protected areas: strategies for conservation*. *Conservation Biology*, 16: 30–41.
- Schaub M et al., (2004) *Is the reintroduced white stork (Ciconia ciconia) population in Switzerland self sustainable?* *Biological Conservation*, 119:105–114.
- Scheffer, M. (1998). *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall. London
- Secretaría de la Convención de Ramsar (2013) *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)*, 6a. edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland (Suiza).
- Spielman, D.S., Brook, B.W., Briscoe, D.A. & Frankham, R. (2004) *Does inbreeding and loss of genetic diversity decrease disease resistance?* *Conservation Genetics*, 5:439–448
- Steifetten, Ø. & Dale, S. (2006) *Viability of an endangered population of ortolan buntings: the effect of a skewed operational sex ratio*. *Biological conservation*, 132: 88-97

- Tallmon, D.A, Luikart, G. & Waples, R.S. (2004) *The alluring simplicity and complex reality of genetic rescue*. Trends in ecology & evolution, 19 (9)
- Turchin, P. (1995) *Population regulation: old arguments and a new synthesis*. In: Cappuccino N and Price PW (eds) Population Dynamics: New Approaches and Synthesis, pp. 19–40. San Diego: Academic Press
- Varo, N. & Amat, J.A. (2008a) *Differences in food assimilation between two coot species assessed with stable isotopes and particle size in faeces: Linking physiology and conservation*. Comparative biochemistry and physiology, part A 149: 217-223
- Varo, N. & Amat, J.A. (2008b) *Differences in foraging behaviour of sympatric coots with different conservation status*. Wildlife research, 35: 612-616
- Varo, N. (2008) *Breeding biology of two sympatric coots with contrasting conservation status*. Bird Study, 55:3, 314-320
- Whiteley, A.R., Fitzpatrick, S.W, Funk, W. & Tallmon, D.A. (2015) *Genetic rescue to the rescue*. Trends in ecology & evolution, 30(1): 9-42
- Wilkinson, D.M. & O'regan, H.J. (2003) *Modelling differential extinctions to understand big cat distribution on Indonesian islands*. Global ecology & biogeography, 12: 519-524
- Yanran, D., Chenrong, J., Wei, L., Shenghua, H. & Zhenbin, W. (2012) *Effects of the submerged macrophyte Ceratophyllum demersum L. on restoration of a eutrophic waterbody and its optimal coverage*. Ecological engineering, 40: 113-116

ANEXOS

ANEXO 1: tablas complementarias con los datos aportados por el Ayuntamiento de Motril y la Charza de Suárez sobre la evolución de la población de focha moruna desde el comienzo del programa de reintroducción.

Fecha	Nº total individuos	Aneas	Trébol	Taraje	Lirio
mar-2013*	8	2	2	2	2
may-2013	6	1	2	1	2
jun-2013	5	2	2	0	1
ago-2013	8	3	5	0	0
sep-2013	6	3	3	0	0
oct-2013	5	2	3	0	0
feb-2014*	7	2	3	0	2
abr-2014	8	2	4	0	2
jun-2014	6	2	3	0	1
jul-2014	8	2	5	0	1
sep-2014	5	0	4	0	1
ene-2015	5	0	4	0	1
abr-2015	5	0	4	0	1
may-2015*	9	0	6	0	3
jun-2015*	10	2	5	0	3
nov-2015	8	1	5	0	2
ene-2016	8	1	5	0	2
mar-2016	12	2	6	0	4
abr-2016	12	2	5	0	5
may-2016	15	3	6	0	6
jul-2016	11	3	5	0	3
ago-2016	16	4	5	0	7
sep-2016	17	4	5	0	8
ene-2017	13	2	7	0	4
feb-2017	12	2	7	0	3
mar-2017	13	1	8	0	4
abr-17	17	1	7	0	10
may-2017	18	1	9	0	8
jun-2017	25	2	10	0	13
jul-2017	23	3	10	0	10
ago-2017	23	3	11	0	9
sep-2017	26	3	11	0	12
abr-2018	20	5	10	1	4
may-2018	24	5	9	1	9
jul-2018	32	9	12	4	7

Tabla 9: evolución del número de individuos en la Charca entre 2013 y 2018. (*) fecha de las sueltas. Información cedida por el Ayuntamiento de Motril.

Fecha	Aneas	Trébol	Taraje	Lirio		mortalidad	supervivencia	
2013								
nacidas	0	3	0	0	total vivas	1	67%	33%
muertas		2			total muertas	2		
2014								
nacidas	0	7	0	0	total vivas	1	86%	14%
muertas		6			total muertas	6		
2015								
nacidas	0	3	0	0	total vivas	1	67%	33%
muertas		2			total muertas	2		
2016								
nacidas	0	4	0	12	total vivas	8	50%	50%
muertas		2		6	total muertas	8		
2017								
nacidas	0	7	0	9	total vivas	8	50%	50%
muertas		3		5	total muertas	8		
2018								
nacidas	0	6	0	12	total vivas	11	39%	61%
muertas		0		7	total muertas	7		

Tabla 10: nacimientos y muertes de pollos en la Charca entre 2013 y 2018. Tasas en % a la derecha. Información cedida por el Ayuntamiento de Motril

ANEXO 2: Descripción de los diferentes escenarios y valores de parámetros asociados.

Escenario 1. No hacer nada

Categoría 1, una población: el modelo básico de una población de $N = 28$ individuos y un marco temporal de simulación de 100 años. Los valores básicos de entrada se describen en la Tabla 4. La capacidad de carga se establece en 80 individuos.

Run 1: parámetros básicos (sin endogamia) tabla

Run 2: como run 1, pero considerando endogamia

Run 3-4: como run 1, pero con diferencias en edad máxima de reproducción:

Run 3: 12 años

Run 4: 10 años

Run 5-6: como run 1, pero con diferentes capacidades de carga:

Run 5: $K=50$

Run 6: $K=150$

Run 7-10: como run 1, pero considerando diferentes periodos de tiempo transcurrido:
 Run 7: PT: 150 años
 Run 8: PT: 200 años
 Run 9: PT: 250 años
 Run 10: PT: 300 años
 Run 11-13: como run 1, pero considerando % de hembras adultas reproductoras diferente:
 Run 11: 90, SD 10
 Run 12: 80, SD 10
 Run 13: 70, SD 10
 Run 14-17: como run 1, pero considerando diferentes distribuciones de puestas en el año (%):
 Run 14: 1ª puesta 90, 2ª puesta 10
 Run 15: 1ª puesta 80, 2ª puesta 20
 Run 16: 1ª puesta 60, 2ª puesta 40
 Run 17: 1ª puesta 50, 2ª puesta 50
 Run 18- 21: como run 1, pero cambiando la mortalidad de los individuos:
 Run 18: edad 0-1 50%
 Run 19: edad 0-1 75%
 Run 20: + de un 1 año: 35%
 Run 21: + de un 1 año: 30%
 Run 22-23: como run 1, pero con catástrofe (sequía):
 Run 22: 10% probabilidad, 90% supervivencia
 Run 23: 10% probabilidad, 75% supervivencia
 Run 24: como run 1, pero con densodependencia (% reproducción con baja densidad, $P(0) = 80\%$ reproducción capacidad de carga, $P(K) = 25$)
 Run 25: como run 1, pero PT: 1000 años

Escenario 2. No hacer nada, con endogamia

Categoría 1, una población: el modelo básico de una población de $N = 28$ individuos y un marco temporal de simulación de 100 años. Los valores básicos de entrada se describen en la Tabla 4. La capacidad de carga se establece en 80 individuos. Se tiene en cuenta la endogamia para todos los casos.

Run 1-3: como run 2, pero con diferencias en edad máxima de reproducción:
 Run 1: 12 años
 Run 2: 10 años
 Run 3-4: como run 2, pero con diferentes capacidades de carga:

Run 3: K=50

Run 4: K= 150

Run 5-8: como run 2, pero considerando diferentes periodos de tiempo transcurrido:

Run 5: PT: 150 años

Run 6: PT: 200 años

Run 7: PT: 250 años

Run 8: PT: 300 años

Run 9-11: como run 2, pero considerando % de hembras adultas reproductoras diferente:

Run 9: 90, SD 10

Run 10: 80, SD 10

Run 11: 70, SD 10

Run 12-15: como run 2, pero considerando diferentes distribuciones de puestas en el año (%):

Run 12: 1ª puesta 90, 2ª puesta 10

Run 13: 1ª puesta 80, 2ª puesta 20

Run 14: 1ª puesta 60, 2ª puesta 40

Run 15: 1ª puesta 50, 2ª puesta 50

Run 16-19: como run 2, pero cambiando la mortalidad de los individuos:

Run 16: edad 0-1 50%

Run 17: edad 0-1 75%

Run 18: + de un 1 año: 35%

Run 19: + de un 1 año: 30%

Run 20-21: como run 1, pero con catástrofe (sequía):

Run 20: 10% probabilidad, 90% supervivencia

Run 21: 10% probabilidad, 75% supervivencia

Run 22: como run 2, pero con densodependencia (% reproducción con baja densidad, $P(0) = 80\%$ reproducción capacidad de carga, $P(K) = 25$)

Escenario 3: Nuevas sueltas de individuos

Se han usado los datos básicos de la Tabla 4 y del escenario 2 (Tabla 8), considerando la endogamia, para realizar diferentes simulaciones, cambiando los parámetros “Primer año de suelta”, “Último año de suelta”, “Intervalo entre sueltas” y “Número de hembras y machos liberados”. La desviación de los valores en la Tabla 8 es en periodo de tiempo calculado, principalmente. El periodo de tiempo indica durante cuántos años se harán las sueltas; el intervalo, cada cuantos años se harán dichas sueltas y el número de hembras y machos, cuántos individuos de cada sexo se liberarán. Se han tomado diferentes periodos, desde el primer año de suelta al último, y sobre ellos se han hecho 3

simulaciones variando el intervalo entre sueltas y el número de hembras y machos liberados, diferentes combinaciones.

Además, se han realizado dos simulaciones alargando el periodo de tiempo al máximo permitido por Vortex (1000 años) con dos escenarios diferentes de sueltas. En el segundo caso, añadiendo la posibilidad de catástrofe (10% de probabilidad (Reed et al. 2003) y 85% de supervivencia y reproducción)

Categoría 1, una población: el modelo básico de una población de $N = 28$ individuos y un marco temporal de simulación variable. Los valores básicos de entrada se describen en la Tabla 4. La capacidad de carga se establece en 80 individuos. En todos los casos se considera la endogamia.

Visión general de los parámetros alterados durante las simulaciones del escenario 3.

Run	Periodo de tiempo (años)	Intervalo entre seltas (años)	Nº hembras y machos
1	20-100	2	1+1
2	20-100	5	2+2
3	20-100	10	3+3
4	20-200	2	1+1
5	20-200	5	2+2
6	20-200	10	3+3
7	20-300	2	1+1
8	20-300	5	2+2
9	20-300	10	3+3
10	15-100	5	1+1
11	15-100	10	2+2
12	15-100	15	3+3
13	15-200	5	1+1
14	15-200	10	2+2
15	15-200	15	3+3
16	15-250	10	1+1
17	15-250	20	2+2
18	15-250	30	3+3

19	30-250	30	1+1
20	30-250	30	2+2
21	30-250	30	3+3
22	40-250	30	2+2
23	40-250	40	2+2
24	40-250	50	3+3
25	20-1000	10	1+1
26*	20-1000	10	2+2

*Incluyendo posibilidad de catástrofe