

**PROYECTO DE
REINTRODUCCIÓN DEL
ÁGUILA IMPERIAL
IBÉRICA EN LA
PROVINCIA DE CÁDIZ**

Proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica en Cádiz

AUTORES:

Agustín Madero Montero.
Consejería de Medio Ambiente.
Junta de Andalucía.

Miguel Ferrer Baena.
Estación Biológica de Doñana.
Consejo Superior de Investigaciones Científicas

Jaén Abril de 2002

1ª Actualización: Julio de 2002

INDICE

1. INTRODUCCION
2. METAS.
3. OBJETIVOS.
4. CRITERIOS INTERNACIONALES PARA REINTRODUCCIONES
5. REQUERIMIENTOS LEGALES
6. PROYECTO DE REINTRODUCCION
 - 6.1. ANTECEDENTES
 - 6.2. ETAPA PREVIA A LA REINTRODUCCION
 - 6.2.1. BIOLOGIA BASICA DE LA ESPECIE
 - 6.2.2. ORIGEN DE LA ESPECIE
 - 6.2.3. EVOLUCION HISTORICA
 - 6.2.4. ESTATUS ACTUAL DE LA POBLACION
 - 6.2.5. AMENAZAS Y FACTORES LIMITANTES PARA LA ESPECIE
 - 6.2.6. SELECCIÓN DE HABITATS
 - 6.2.7. VARIABILIDAD GENETICA
 - 6.2.8. DINAMICA DE LAS POBLACIONES-SIMULACION DE UNA SOLA POBLACION
 - 6.2.9. EFECTO DE LA REPRODUCCION DE JOVENES SOBRE LA FECUNDIDAD DE LA POBLACION
 - 6.2.10. EFECTO DE LA EDAD DE PRIMERA REPRODUCCION SOBRE LA VIABILIDAD DE LAS POBLACIONES DE PEQUEÑO TAMAÑO
 - 6.2.11. DINAMICA DE LAS POBLACIONES-SIMULACION DE LA METAPOBLACION
 - 6.3. LA ELECCION DEL LUGAR DE REINTRODUCCION
 - 6.3.1. DESCRIPCION DEL AREA DE ACTUACION
 - 6.3.2. EVALUACION DEL LUGAR DE REINTRODUCCION
 - 6.3.2.1. DISPONIBILIDAD DE HABITAT
 - 6.3.2.2. AMENAZAS POSIBLES DE ORIGEN ANTROPICO EN EL AREA DE REINTRODUCCION
 - 6.3.2.3. VENTAJAS DEL LUGAR
 - 6.3.2.4. CONSERVACION DE LAS AREAS DE ASENTAMIENTO TEMPORAL
 - 6.4. DISPONIBILIDAD DE POBLACIONES ADECUADAS PARA LA LIBERACION
 - 6.5. ELECCION DEL TIPO DE LIBERACION
 - 6.5.1. REQUERIMIENTOS SOCIALES
 - 6.5.2. MONITOREO
 - 6.5.3. RECOGIDA DE POLLLOS Y MARCAJE
 - 6.5.4. HAKING
 - 6.5.5. LIBERACION
7. ETAPA POSTLIBERACION
8. RESULTADOS ESPERADOS
9. EVALUACION
10. PRESUPUESTOS
11. BIBLIOGRAFIA

12. ANEXOS

- 12.1. PERSONAL QUE INTERVIENEN EN EL PROYECTO
- 12.2. PROTOCOLOS PARA EL CONTROL DE LA REPRODUCCION Y RECOGIDA DE POLLOS Y PUESTAS DE AGUILA IMPERIAL IBERICA EN ANDALUCIA
- 12.3. FICHA DE EXPLORACION Y TOMA DE MUESTRAS
- 12.4. ACCIONES DE EDUCACION AMBIENTAL Y RELACIONES CON LA SOCIEDAD REALIZADAS.
- 12.5. PROGRAMA DE EDUCACION Y DIFUSION
- 12.6. COMPONENTES DEL GRUPO ASESOR DEL PROGRAMA DE ACTUACIONES PARA LA CONSERVACION DEL AGUILA IMPERIAL IBERICA EN ANDALUCIA.
- 12.7. BUENAS PRACTICAS PARA CENSAR Y REALIZAR EL SEGUIMIENTO DE LA NIDIFICACION DEL AGUILA IMPERIAL IBERICA (*Aquila adalberti*)

INTRODUCCION

El águila imperial ibérica, *Aquila adalberti*, es una de las 4 especies de aves de presa más amenazadas del mundo y el águila más escasa del continente europeo. Durante el último decenio del siglo XIX y los primeros 60 años del siglo XX, esta especie sufrió una reducción espectacular de sus efectivos, debido fundamentalmente a la persecución humana directa. En torno a 1970, su distribución se encontraba limitada al cuadrante suroccidental de España, habiendo desaparecido de Portugal y Marruecos. Sus poblaciones, fragmentadas y de pequeño tamaño, sufrieron el efecto de la disminución del conejo, su presa fundamental, por la introducción de la mixomatosis.

Además, en los años 60-70 hizo su aparición una nueva causa de muerte para la especie: la electrocución en tendidos eléctricos de distribución (15-45 kv.). Este último factor llevó a muchas de sus poblaciones a situaciones realmente alarmantes. En los últimos años, la reaparición del uso de venenos en cotos de caza ha acentuado notablemente el riesgo de extinción de la especie

Actualmente, la población mundial de la especie, toda ella en territorio peninsular español, está estimada en poco más de 150 parejas. Por su reducido estatus y para promover su conservación fue elegida “ave del año 2000”. Su población consiste en una serie de subpoblaciones de pequeño tamaño (menos de 30 parejas) con un nivel de intercambio medio-bajo, estando algunas de ellas claramente aisladas. Este tipo de distribución es típicamente inestable y paso previo habitual de los procesos de extinción. La posibilidad de persistencia de este tipo de sistemas es muy sensible al nivel de intercambio entre subpoblaciones, tanto por aspectos genéticos como por la recuperación de extinciones locales.

En 1998 el csic y FUNGESMA (Glaxo-Wellcome) firman un convenio para la recuperación del águila imperial ibérica con la intención de conocer que factores críticos impiden su recuperación y como actuar de forma eficaz sobre ellos. El objetivo del convenio es el análisis de la viabilidad de la actual metapoblación (conjunto de subpoblaciones), su estructura genética y, en base a los resultados, proponer las actuaciones necesarias para aumentar con la mayor rapidez posible la estabilidad y persistencia de la población mundial de la especie, incluyendo entre las posibilidades la creación de nuevas poblaciones puente que sirvan para aumentar los intercambios entre las ya existentes.

En el presente proyecto se recogen las bases científicas y técnicas y los conocimientos resumidos más importantes sobre los que fundamentar la reintroducción de esta especie en la provincia de Cádiz, como la medida más eficaz para evitar a largo plazo la extinción del águila imperial ibérica.

METAS Y OBJETIVOS

METAS

Establecer una población mínima viable en el área de reintroducción y capaz de sobrevivir con una escasa o nula intervención humana a largo plazo, en el área de distribución histórica de la especie en la provincia de Cádiz.

OBJETIVOS

Los objetivos generales de la reintroducción son:

- Incrementar las probabilidades de mantenimiento y expansión de la especie, con garantías de viabilidad a largo plazo.
- Aumentar el área de distribución de la especie a través de la creación de una nueva población.
- Facilitar el contacto entre poblaciones aisladas de águila imperial ibérica en Andalucía.
- Reestablecer una especie clave en ecosistemas naturales en los que juega un doble papel de control de las especies presa y como regulador, al tratarse de un superdepredador, de las poblaciones de pequeños carnívoros y pequeñas y medianas aves de presa.
- Promover beneficios económicos en la economía local, a través del turismo ornitológico.
- Contribuir a que la sociedad alcance un grado de sensibilización suficiente respecto a la problemática de conservación de la especie.
- Facilitar la implicación del sector privado en las tareas de conservación de la especie.
- Establecer acuerdos con los particulares, para que las zonas de dispersión y especialmente las áreas de asentamiento temporal, sigan manteniendo la estructura de vegetación y los usos adecuados para el mantenimiento de la especie.

CRITERIOS INTERNACIONALES PARA LA REINTRODUCCIONES.

Los desplazamientos de individuos de especies son unas herramientas poderosas para manejar el medio natural, que pueden generar grandes beneficios si son aplicadas correctamente y en los medios naturales y/o seminaturales adecuados, pero también pueden ocasionar grandes perjuicios si se utilizan mal.

Por ello la UICN, en la reunión del consejo, en suiza el 4 de septiembre de 1987 aprobó la “posición de la UICN con respecto a los desplazamientos de organismos vivos; introducciones, reintroducciones y reconstitución de poblaciones.

La UINC siendo consciente del aumento de las reintroducciones a nivel mundial en la década de los 90, elaboró una “guía para reintroducciones”, preparada por el grupo de especialista en reintroducciones de la comisión de supervivencia de especies y aprobada en la reunión del consejo en mayo de 1995, con el objetivo de asegurar que las reintroducciones logren resultados positivos y disminuyan los efectos secundarios adversos. Esta guía es un complemento de la “declaración de posición” que elaboró la UINC en 1987 y está basada en una revisión extensa de numerosos casos a nivel mundial y consultas a través de especialistas de numerosas disciplinas y pretende introducir más rigor en los términos utilizados, en los diseños, orientar los procedimientos y protocolos de los programas de reintroducción y no ser un código inflexible de conducta, ya que la realidad de las especies, de los territorios y de las sociedades es muy compleja y por tanto cada propuesta de reintroducción ha de basarse en las características concreta de cada una de las especies, de su lugar de origen, del medio natural donde se pretende reintroducir y de la sociedad que tiene que asumirlo y apoyarlo.

DEFINICIONES

Las definiciones aceptadas internacionalmente por la UINC son las siguientes:

- **Reintroducción** es el intento de establecer una especie en un área que fue en algún momento parte de su distribución histórica, pero de la cual ha sido extirpada o de la cual se extinguió (restablecimiento es un sinónimo, pero significa que la reintroducción fue exitosa).
- **Desplazamiento** es el movimiento deliberado y provocado de individuos silvestres a una población existente de la misma especie.
- **Refuerzo/suplemento** es la adición de individuos a una población existente de la misma especie.
- **Conservación/introducciones benignas** es el intento para establecer una especie, con el propósito de conservación, fuera del área de distribución registrada pero dentro de un hábitat y área ecogeográfica apropiada. Esta es una herramienta de conservación factible sólo cuando no existen remanentes de áreas dentro de la distribución histórica de la especie.

Según estas definiciones nuestra actuación, aparentemente, no se encuadra perfectamente en ninguna de las principales divisiones de desplazamientos de seres vivos. Pero haciendo un análisis detallado vemos que se trata de una reintroducción. En

efecto la biología de la especie tiene cierto grado de complicación, por cuanto es una especie longeva y de un amplio periodo de inmadurez y los ejemplares maduros e inmaduros tienen pautas de comportamientos espaciales y temporales diferentes, existiendo áreas de dispersión juveniles y áreas reproductoras que no coinciden en el espacio. Al tratarse en nuestro caso del traslado de ejemplares en fase de pollo a lugares de dispersión de inmaduros, aparentemente estamos haciendo un refuerzo, pero en realidad no existe una población de inmaduros estables, sino que éstos presentan continuos desplazamientos desde un área de asentamiento temporal a otra en toda su área de dispersión. Por otra parte nuestra intención no es aumentar el número de inmaduros, ello se podría conseguir con una suelta de ejemplares sin necesidad de la técnica de hacking. Nuestro objetivo es lograr que, al llegar a la fase de madurez, los ejemplares vuelvan, por su tendencia filopátrica, a criar al lugar de suelta. Y en ese sentido no existen ejemplares capaces de reproducirse en el área de suelta, ni siquiera ejemplares jóvenes que regenten un territorio, luego podemos hablar claramente de reintroducción.

Los proyectos de reintroducción requieren un enfoque multidisciplinario e interdisciplinar, abarcando a personas ligadas a la administración ambiental y otras administraciones de la junta de Andalucía, investigadores del consejo superior de investigaciones científicas, zoológicos y entre todos incluyen un amplio espectro de profesiones: periodistas, biólogos especialistas en la gestión de especies, recursos naturales y espacios naturales, especialistas en la especie, dinámica de poblaciones, en genética, en analítica, veterinarios, ornitólogos de campo, físicos e informáticos especialistas en modelos de simulación y consultores internacionales.

A su vez el plan de actuaciones para la conservación del águila imperial en Andalucía tiene establecido un comité asesor entre los que se encuentra representado, además de la administración regional, la administración nacional a través del parque nacional de Doñana, y el consejo superior de investigaciones científicas, la ONG especialista en el grupo aves, también con la representación internacional que detenta como es SEO-BIRDLIFE y especialistas.

El proyecto de reintroducción es un proyecto amplio en el que intervienen muchas personas y disciplinas (en el anexo nº 1 se exponen todas las personas que intervienen en este proyecto y la función específica de cada uno).

A su vez, como ya aparece reflejado entre líneas, este es un proyecto en el que existe un enfoque interadministrativa. Y esto en la organización territorial del estado español es de gran importancia. En primer lugar existen dos Consejerías de la Junta de Andalucía que están coordinadas en el proyecto: la Consejería de Medio Ambiente como promotora y la Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Transportes como financiadora del proyecto de seguimiento y de parte de la educación ambiental, pero también existe la administración central representada en nuestro caso por el equipo investigador de la estación biológica de Doñana del consejo superior de investigaciones científicas, del ministerio de ciencia y tecnología, encargado del seguimiento científico de los ejemplares reintroducidos. Una vez terminada la primera fase de análisis, el proyecto de reforzamiento resultante ha sido presentada en dos ocasiones al grupo de trabajo nacional sobre el águila imperial ibérica, que coordina el Ministerio de Medio Ambiente en 2000 y 2001, siendo acogido sin oposición. Fruto de estas reiteradas comunicaciones es el hecho de que estas actuaciones de reintroducción se encuentren

recogidas tanto en la estrategia nacional, como en el plan de actuaciones urgentes para el lince y águila imperial, ambos documentos elaborados por el ministerio de medio ambiente y que cuentan con el visto bueno de las comunidades autónomas a través de los respectivos grupos de trabajo.

También el proyecto de refuerzo de la población de Cádiz ha sido presentado en el marco del Plan de Manejo del Aguila Imperial en el Parque Nacional de Doñana, en que participa el MIMAM el 14 de diciembre de 2001.

En el ámbito municipal los ayuntamientos de la comarca de la Janda están colaborando con la cesión de las instalaciones municipales y medios materiales y humanos para conferencias, reuniones e incluso está previsto la adhesión al proyecto con una declaración del pleno municipal. Así como el zoológico de Jerez, perteneciente al ayuntamiento de la misma ciudad, está realizando el seguimiento veterinario de todo los aspectos de la reintroducción.

Los siguientes apartados de este Documento recogen todas las recomendaciones que hace la UINC, en relación a las actividades antes del proyecto, durante la ejecución del mismo y las de postliberación.

REQUERIMIENTOS LEGALES

COMPETENCIAS DE LA JUNTA DE ANDALUCÍA

La Constitución Española, en el artículo 148.1 establece que las comunidades autónomas podrán asumir, entre otras, la gestión en material de medio ambiente.

Por su parte el estatuto de autonomía para Andalucía, establece en su artículo 13.7 que la comunidad autónoma tiene competencias exclusiva sobre montes, aprovechamientos, servicios forestales y vías pecuarias, marismas y lagunas, pastos, espacios naturales protegidos... en el artículo 15.1 apartado 7º, establece que corresponde a la comunidad autónoma de Andalucía, en el marco de la regulación general del estado, el desarrollo legislativo y la ejecución en materia de medio ambiente.

Sobre la base de las previsiones constitucionales y estatutarias, a través del Real Decreto 1096/1984, de 4 de abril (BOJA nº 75, 10 de agosto de 1984), de trasposos de funciones y servicios del estado a la comunidad autónoma de Andalucía en materias de conservación de la naturaleza, se producen los trasposos. En el anexo, apartado b de funciones asume la comunidad autónoma de Andalucía e identificación de los servicios que se traspan, en el punto 22 está “el establecimiento y ejecución de programas en materia de protección de especies amenazadas o en peligro de extinción y mantenimiento y reconstrucción de equilibrios biológicos en el espacio natural.”

Por tanto la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía es la administración competente para diseñar y ejecutar el plan de reintroducción del águila imperial en la provincia de Cádiz.

SITUACIÓN LEGAL DE LA ESPECIE

El águila imperial ibérica se haya incluida desde 1990 en la categoría de especie “en peligro de extinción” del catálogo nacional de especies amenazadas (Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, BOE 82 de 5 de abril de 1990). Además se encuentra recogida en las siguientes normativas nacionales e internacionales:

- En el anejo I (especie sensible a la alteración de sus hábitats) de la directiva del consejo de 2 de abril de 1979 relativa a la conservación de las aves silvestres (79/409/CEE)
- En el anexo II del convenio de Berna (especies estrictamente protegidas)
- En el anexo II de convenio cites y en el anexo a (especie cuyo comercio está prohibido) del reglamento (CE) nº 338/97 del consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio.
- En el apéndice I (especies en peligro de extinción) del convenio de Bonn.

En Andalucía esta especie se encuentra protegida desde 1986 (decreto 4/86 por el que se amplía la lista de especies protegidas y se dictan normas para su protección en el territorio de la Comunidad Autónoma de Andalucía) y en el libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía como se cataloga como especie “ en peligro crítico de extinción”.

PROYECTO DE REINTRODUCCION

ANTECEDENTES

Tal como aconseja la UINC, se ha recopilado información científica de otras reintroducciones realizadas en otros lugares del mundo con especies de grandes rapaces. Entre ellas están el pigargo europeo (*Haliaeetus abicilla*) y águila real (*Aquila chrysaetos*) en Escocia, el buitre leonado (*Gyps fulvus*) en Francia, el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Alpes y el águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en seis lugares diferentes del mundo y el búho real (*Bubo bubo*) en Alemania. Esta información se encuentra mayoritariamente en informes técnicos inéditos o en actas de congresos especializados, ya que hasta ahora la presencia en el ámbito de la publicación científica de los proyectos de reintroducción ha sido escasa. Además parte del personal que interviene en este proyecto tiene experiencia de hacking con al menos 6 especies de rapaces y experiencias de manejo y sueltas de otras tantas, entre las que se incluye el águila imperial ibérica. No obstante, hemos pedido asesoramiento para las operaciones de reintroducción a los Drs. Roy Denis y Mike McGrady, responsables de las reintroducciones de águila pescadora, pigargo europeo y águila real en Escocia. Además de estos, han sido consultados los siguientes especialistas en biología de aves de presa: Keith Bildstein (Hawk Mountain Sanctuary, USA), Marck Bechard (Snake River Center, USA), Bob Kendward (Intitute of Terrestrial Ecology, UK), Ian Newton (I.T.E., UK), Mike Collopy (Universidad de Chicago, USA), Massimo Pandolfi (Universidad de Urbino, Italia) y Michael N. Kochert (Presidente de la Raptor Research Foundation, USA).

PARA EL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA

La primera vez que aparece reflejado en la bibliografía la conveniencia de realizar las reintroducciones en la provincia de Cádiz es en el capítulo de conservación en libro sobre el águila imperial (Ferrer, 1993). No obstante, anteriormente en el documento técnico PLAN DE MANEJO DEL AGUILA IMPERIAL EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA SU ENTORNO Y AREAS DE DISPERSIÓN DE LA ESPECIE. , Aprobado por el patronato del parque nacional en 1992, aparecen las primeras referencias y que reproducimos a continuación:

“Objetivo III. Promover la instalación de nuevas parejas en área del entorno.

3.1. Analizar las posibilidades de recolonización.

En base a los conocimientos de que disponemos sobre la distribución histórica y los requerimientos de hábitat de la especie, pueden delimitarse una serie de áreas susceptibles de recolonización (ver anexo 3), bien de forma natural o bien de forma artificial, que actuarían como "áreas puente" de las ya existentes en sierra morena y

Cádiz. La creación de nuevos núcleos sería vital para la conservación de la especie por cuanto se incrementaría el número de parejas y se conectaría con las poblaciones más cercanas, facilitándose así el intercambio genético. Actualmente existen técnicas de reintroducción de rapaces que permiten "fijar" a las aves en el lugar de suelta, de manera que aunque inicialmente se dispersen, posteriormente regresan para criar.

Objetivo 9. Favorecer el asentamiento de nuevas parejas en áreas más próximas al parque.

Si se consigue un aceptable grado de cumplimiento del plan sería previsible la recolonización natural a corto o medio plazo de las áreas más próximas (pinares de Mazagón, Hinojos, Coria del Río, etc.), aunque en las más alejadas (Alcornocales de Cádiz, Sevilla y Huelva), esto ocurriría probablemente en un plazo de tiempo mayor del que sería deseable.

Es necesario, por tanto, acelerar la recolonización de estas zonas, mediante el empleo de técnicas de reintroducción como el "hacking", con las que se consigue el asentamiento de núcleos de reproductores, en el lugar donde se practica.

Para este fin, podrían reseñarse como zonas que en principio cumplen los requisitos básicos, las siguientes (ver, no obstante, anexo 1):

- 1) "La Almoraima" (Castellar de la Frontera, Cádiz), propiedad del ICONA y situada junto al Parque natural de la Sierra del Aljibe.
- 2) Parque Natural del Entorno de Doñana.
- 3) Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla. “

Más tarde, el MIMAN, a través de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, en el marco de sus competencias, comenzó a coordinar LA ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DEL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA, redactando un documento base y elaboró la estrategia en colaboración con los miembros del grupo de trabajo correspondiente, del comité de flora y fauna silvestre, que aglutina a expertos, representantes de las comunidades autónomas implicadas y técnicos y asesores de la citada Dirección General.

El marco legal de la estrategia se basa en la ley 4/89 (artículo 31 2), recoge la figura de los planes de recuperación como instrumentos legales para la recuperación de las poblaciones de las especies que se cataloguen como “en peligro de extinción”, atribuyendo la elaboración y aprobación de los planes a las comunidades autónomas, con un ámbito de aplicación que deberá comprender la totalidad del área de distribución de la especie. En el artículo 8.1 del r d. 439/90 se lee textualmente: “...cuando por razones del área de distribución de una especie, subespecie o población catalogada, los correspondientes planes deban aplicarse en más de una comunidad autónoma, la comisión nacional de protección de la naturaleza elaborará, para cada especie o grupo de especies catalogadas, unos **criterios orientadores** sobre el contenido de dichos planes”.

El Real Decreto 439/90 (artículo 8.2) estableció una vía de colaboración y prestación de ayuda técnica y económica para la elaboración de estos planes de actuación y para la ejecución de las medidas en ellos previstas.

Por otra parte, el R.D. 439/90 (preámbulo) establece la necesidad de una coordinación técnica entre comunidades autónomas, para el desarrollo y aplicación de los planes de actuación.

La estrategia, indica las directrices y medidas mínimas que deben contener los planes de recuperación, para impulsar la recuperación poblacional de la especie y corregir la tendencia regresiva de su hábitat y en el texto aprobado definitivamente por la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza el 9 de julio de 2001, aparecen las siguientes referencias a la reintroducción de la especie:

En el apartado 5.3. Manejo de la especie se cita:

- Aumento artificial de la productividad. En el caso de disponer de pollos, nacidos en los centros de cría en cautividad y que no vayan a ser destinados a los proyectos de recolonización, se podrían utilizar para reforzar la productividad de parejas o núcleos mediante su introducción en nidos adecuados o cría campestre previo radiomarcaje.

Igualmente, entre sus objetivos destaca, en el apartado 5.5. Ampliación del área de distribución lo siguiente:

- Favorecer la ampliación del área de distribución de la especie. En especial con el desarrollo de programas de suelta de jóvenes en las áreas que se pretenden recolonizar, mediante cría campestre en la naturaleza (hacking), y para el futuro asentamiento de nuevas parejas reproductoras.
- Identificar y cartografiar las áreas con mayor potencial para la recolonización, como un paso previo necesario a la suelta de jóvenes.
- Analizar las posibilidades de recolonización en función del estado de conservación del hábitat y los usos del territorio.
- Adecuación del hábitat en las áreas de recolonización. Resolución previa de problemas: existencia de tendidos eléctricos peligrosos, uso de venenos, etc.

También en otro documento, impulsado por el miman “EL PLAN DE EMERGENCIA PARA LA CONSERVACIÓN DEL LINCE IBÉRICO Y EL ÁGUILA IMPERIAL IBÉRICA”, discutido y consensado en la reunión del grupo de trabajo del águila imperial el 31 de octubre de 2001, incluía apartados que promovían la urgencia de la necesidad de reintroducción de esta especie y que a continuación reproducimos:

“Actuación 4.3. (*ahora* 5.3.) Se considera que para abordar las reintroducciones es preciso aumentar la cantidad de la estimación de costes. Esta actuación se considera

fundamental. En el caso del águila imperial se trata la conveniencia de realizar los reforzamientos con pollos procedentes de las áreas más productivas.

Parece por tanto fundamental iniciar la reintroducción y reforzamiento de poblaciones, particularmente en Andalucía, donde, según el modelo, debería de considerarse la ubicación de una nueva población en Cádiz, que aumentaría la estabilidad de Sierra Morena, y por tanto de Ciudad Real, y otra en el norte de Huelva, para unir Extremadura y Andalucía de forma mas eficaz.

Actuación 6.3. Reintroducciones experimentales para el lince y reforzamiento de las poblaciones del águila imperial

Anualmente un cierto número de ejemplares de águila imperial y lince son recuperado o rescatados por diversas causas (traumatismos, malnutrición, enfermedades, etc.). Estos ejemplares, en el caso del águila imperial, son devueltos a la naturaleza tras su periodo de recuperación. En el caso del lince se decide su destino en función de las necesidades del plan de cría.

En esta acción se contempla, en el caso del águila imperial, continuar con la labor de sueltas dirigiéndola, a ser posible, a evitar la fragmentación de poblaciones y al reforzamiento de poblaciones debilitadas. Esto último sería parte de un programa de reintroducción y debería estar coordinado con el plan de cría en cautividad.

Actuación 6.3. reintroducciones experimentales para el lince ibérico y reforzamiento de las poblaciones del águila imperial. *Competencias: CCAA.*”

En el SEGUNDO BORRADOR DEL PLAN DE RECUPERACIÓN DEL AGUILA IMPERIAL EN ANDALUCÍA DE LA Consejería de Medio Ambiente, se cita expresamente que las áreas de dispersión del águila imperial en Andalucía conocidas hasta el momento se localizan en el Andévalo (Huelva) y en la provincia de Cádiz.

En este mismo documento se indica que ha de considerarse como "área crítica para la supervivencia del águila imperial en Andalucía" está formada por las siguientes áreas:

- ◆ El territorio y entorno inmediato de cualquier nido de la especie que haya sido ocupado, al menos, en una ocasión durante los últimos cinco años.
- ◆ Los enclaves de uso intensivo dentro de las áreas de dispersión de la especie.
- ◆ Las áreas de recolonización potencial que sean objeto de un plan de reintroducción de la especie o en las que se constate una elevada probabilidad de asentamiento espontáneo de parejas reproductoras.

Son "áreas de expansión o recolonización potencial" aquellas no ocupadas por la especie pero que presentan características ecológicas adecuadas para su presencia y donde ésta ha desaparecido a lo largo del último siglo, debido a causas cuyo efecto puede ser corregido en la actualidad.

- ◆ Las áreas de recolonización potencial del águila imperial en Andalucía se localizan, principalmente, en la sierra de Huelva, Sierras de Cádiz, Serranía de Ronda, Sierra Tejada y en las Estribaciones de Sierra Nevada. También son áreas de

recolonización aquellas situadas en la periferia de los actuales núcleos de reproducción y que siguen manteniendo una elevada capacidad de acogida para la especie.

Se cita expresamente que es un objetivo de alta prioridad el asentamiento de parejas reproductoras mediante la sueltas de jóvenes en áreas de recolonización con características adecuadas, de acuerdo con las siguientes prioridades:

- ❖ En áreas de recolonización potencial localizadas en el entorno inmediato de núcleos de cría actuales se tenderá a favorecer el asentamiento espontáneo de nuevas parejas reproductoras.
- ❖ En áreas de dispersión, se podrá acelerar el proceso de recolonización mediante un programa de reintroducción de ejemplares basados en el “hacking” o crianza campestre

Desde primeros de los años 80 han existido diversas iniciativas de conservación y estudios científicos, la mayoría financiados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, que han permitido conocer la situación de la especie en Andalucía, su problemática, distribución, estatus, etc, y se han desarrollado distintas actividades encaminadas fundamentalmente a mejora la situación de la especie mediante la reducción de la mortalidad adulta y juvenil y a mejorar la tasa de reproducción.

Entre las más destacables podemos citar las siguientes:

A) 1991. Segundo borrador del plan de recuperación nacional del águila imperial ibérica (líneas directrices para la elaboración de planes de recuperación autonómicos).

B) 1992. El plan coordinado de actuaciones para la conservación del águila imperial ibérica. Documento técnico. Líneas directrices para la elaboración de planes de recuperación del águila imperial ibérica.

C) 1992. Plan de manejo del águila imperial en el parque nacional de Doñana su entorno y áreas de dispersión de la especie.

E)1995. Situación del águila imperial ibérica en la provincia de Jaén. CMA.

F) 1996. Plan de recuperación del águila imperial en Andalucía. Factores limitantes de la persistencia y expansión de los núcleos de reproducción.

G) 1996. Seguimiento de las actuaciones de restauración del hábitat de alimentación del águila imperial ibérica. Primera fase del programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica. Memoria final.

H) 1997. Programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica en Andalucía. Reducción de la mortalidad por electrocución en las áreas de dispersión juvenil.

I) 1999. Segundo borrador del plan de recuperación del águila imperial en Andalucía. CMA, en el cual se cita expresamente que las áreas de dispersión del águila imperial en Andalucía conocidas hasta el momento se localizan en el Andévalo (Huelva) y en la provincia de Cádiz.

J) 2002. - Importancia de las zonas de dispersión juvenil sobre el mantenimiento y estabilidad de las poblaciones reproductoras del águila imperial y del águila perdicera.

K) 2001. Reforzamiento y recuperación del águila imperial ibérica. FUNGESMA-CSIC.

Este estudio establece un conjunto de estrategias para la conservación de la especie, entre las que cabe destacar la idea de que es imprescindible conseguir a medio plazo el establecimiento de núcleos de adultos reproductores en áreas actuales de dispersión, como medio para la creación de núcleos reproductores intermedios entre las actuales poblaciones y permitirá así un mejor y más fácil intercambio genético.

L) 2001. Estrategia para la conservación del águila imperial ibérica. Versión aprobada por la comisión nacional de protección de la naturaleza el 9 de julio de 2001.

M) 2001. Programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica en Andalucía.

Este programa, iniciado por la Consejería de Medio Ambiente, pretende ser el mecanismo que aglutine los esfuerzos de conservación de la especie y mejore su situación en cuanto a mortalidad no natural de la especie, distribución y es el programa con financiación y ejecución en el que se incluye la creación de nuevas poblaciones de la especie.

N) 2001. -Plan de Actuaciones urgentes para la conservación del lince ibérico y del águila imperial ibérica. Ministerio de Medio Ambiente.

ETAPA PREVIA A LA REINTRODUCCION

Un proyecto de estas características implica, en su fase de diseño, un importante esfuerzo de recopilación de información, de elaboración de informes previos, de análisis de datos, de múltiples reuniones y de síntesis de gran envergadura. En las siguientes páginas vienen reflejadas un resumen actualizado al día de hoy de los conocimientos que tenemos de esta especie y que nos son muy útiles para el diseño, ejecución y seguimiento del proyecto de reintroducción.

EL ORIGEN DE LA ESPECIE

Las técnicas de análisis de ADN mitocondrial permiten datar con bastante precisión el momento de la separación de las dos especies de águilas imperiales: la ibérica *Aquila adalberti* y la europea *Aquila heliaca*. La separación se produjo hace poco menos de un millón de años. En este capítulo se analiza cual era el escenario de Eurasia cuando la separación se produjo y se propone un modelo de especiación en el que la glaciación y el conejo silvestre contribuyen a separar las poblaciones de lo que originalmente debía ser una sola especie de águila esteparia. El modelo propuesto podría ser de aplicación a otras especies predatoras ibéricas superespecializadas en conejos que tengan pares de especies similares de distribución esteparia en Eurasia.

Como veremos, las diferencias de bases en la secuencia analizada de ADN mitocondrial permiten estimar que la separación entre las dos especies tuvo lugar hace aproximadamente 980.000 años, es decir en el Pleistoceno temprano, a comienzos del Cuaternario. Esta época de la Tierra se caracteriza por ser el comienzo de cambios climáticos sin precedentes con periodos de intensas glaciaciones que, de forma más irregular al comienzo del Cuaternario, y más rítmicamente después, cubrirán de hielos gran parte de Eurasia cada 100.000 años aproximadamente, separadas entre sí por periodos interglaciares de carácter marcadamente más cálido como el que ahora vivimos.

En este capítulo analizaremos que posible relación existe entre los cambios climáticos y el origen de nuestra especie, y de que forma esos orígenes pueden condicionar sus expectativas futuras.

Material y métodos

Para la reconstrucción del clima de la época, nos enfrentamos con un problema común en paleoclimatología. Los registros terrestres de las glaciaciones son destruidos en gran medida por cada nueva glaciación, sino por tanto imposible reconstruir con precisión el límite de los hielos permanentes o del permafrost de la primera gran glaciación del Cuaternario utilizando registros terrestres. Tan solo se puede reconstruir con aceptable precisión la distribución de los hielos que se alcanzaron en la última glaciación hace 15.000 años.

Sin embargo, sí se puede encontrar registros continuos de la variación global del clima terrestre estudiando los sedimentos marinos profundos. En este material se puede

buscar registro de elementos biológicos o no cuya variación este correlacionada con la temperatura ambiente y, de esta forma estimar las variaciones globales registradas. Uno de los métodos que más éxito ha tenido, y que permite remontarse más atrás en el tiempo es el estudio de la anomalía isotópica del oxígeno 16/oxígeno 18. Estos dos isótopos del oxígeno son variantes naturales que se encuentran en equilibrio en el mar con la composición atmosférica. Sin embargo, dado que el O18 es mas pesado que el O16, en situaciones de evaporación fuerte o de intensa congelación, la composición isotópica del mar puede cambiar, al ser más volátil el O16, se acumula el O18, generando una anomalía isotópica que se puede medir en los sedimentos marinos donde los organismos depositados conservan la relación isotópica del ambiente en el que vivieron y murieron al haber cesado entonces la incorporación de átomos de O.

Con este procedimiento se ha podido reconstruir la evolución climatológica durante los 2 últimos millones de años aproximadamente, y gracias a ello, sabemos que hace aproximadamente 980.000 años se produjo una anomalía isotópica conocida como anomalía 27 que indica un periodo de glaciación de intensidad comparable a la de la ultima glaciación registrada. Por ello, no parece demasiado aventurado estimar que la extensión de los hielos en el continente Euroasiatico durante la anomalía 27 debió ser similar al registrado, con mucha mayor precisión, en la glaciación de hace tan solo 15.000 años.

Aunque la dificultad de conseguir registros paleoclimaticos suficientes en tierra para reconstruir la extensión de los hielos en el máximo glaciario de hace 900.000 años es cierta, no ocurre lo mismo con registros de paleofauna o paleoflora, especialmente de paleopolen. Así pues, aunque ciertamente fragmentarios, la información existente en la actualidad no permite hacernos una buena imagen de cual debía ser el escenario de Eurasia hace algo menos de un millón de años, justo cuando comienza nuestra historia.

Resultados

Las figuras 1 a-e muestran una estimación de la extensión de los hielos desde hace 980.000 años hasta hace unos 700.000 años. Se puede comprobar que en el máximo de glaciación, los hielos permanentes debieron avanzar casi hasta centroeuropa, siendo la zona mas sur dominio del permafrost con la excepción de las penínsulas ibéricas italiana y griega así como una pequeña franja al sur del continente.

Los registros de paleopolen ponen de manifiesto que en esa época, la península ibérica estaba dominada por un paisaje de estepa seca y fría, con escaso arbolado de coníferas y abedules, con un poco de quercíneas muy al sur. Sin embargo, esta estepa no era dominio del permafrost, estando el suelo libre de congelación. Existían glaciares permanentes en formaciones montañosas elevadas como Pirineos, Sierra Nevada y algunos otros.

Los registros de paleofauna indican la presencia de lemmings en Granada al comienzo de la glaciación aunque los restos son tan escasos y un vuelven a aparecer que la interpretación mas aceptada es que se trato de una entrada y colonización que no tubo demasiado éxito. Quizás la clave de ese aparente fracaso halla que buscarla en un pequeño fragmento de mandíbula de una antigüedad mucho mayor, exactamente 2,5 millones de años, y que es el primer fósil de *Oryctolagus*, es decir conejo que se ha encontrado hasta el momento. Este fósil se halló también en Granada y demuestra que el

conejo existía ya antes de la llegada de los lemings y era probablemente abundante. Los conejos sobrevivieron a los lemings y aún hoy lo hacen con gran éxito. El conejo es un animal cuyo origen es España, como demuestran los numerosos estudios de ADN mitocondrial que se han llevado a cabo con la especie. Es más, siempre ha estado confinado a la península ibérica, y, a excepción de un par de localidades datadas hace 150.000 años en el sur de Francia, nunca han sido hallados fósiles de conejo fuera de España y Portugal. Las limitaciones de disponer de un suelo apto para cavar, con disponibilidad de pasto y sin precipitaciones veraniegas intensas limita su área de especial abundancia al cuadrante suroccidental de la Península Ibérica.

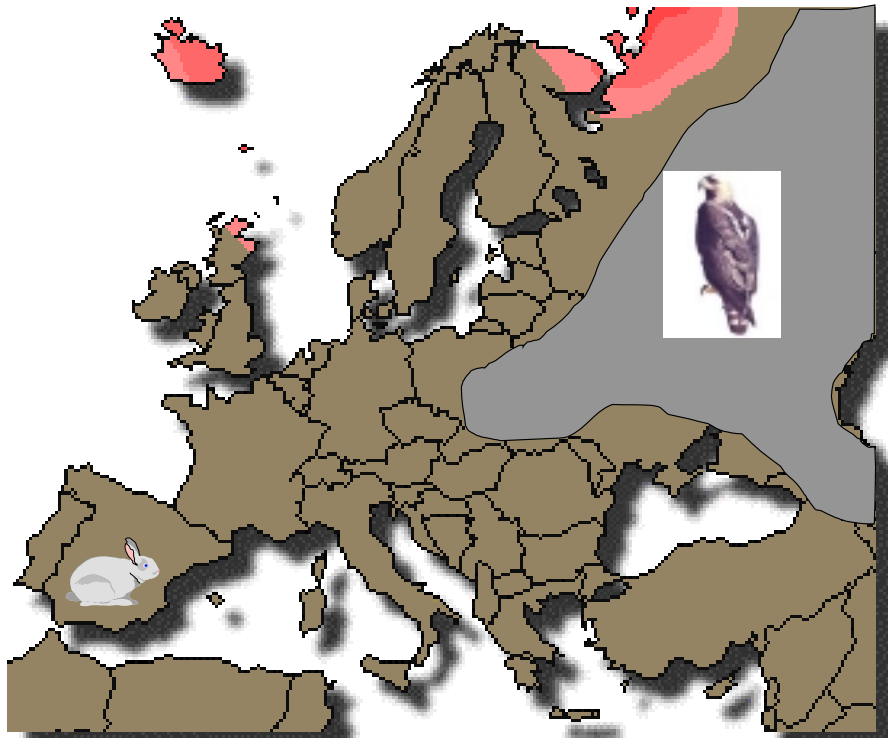
Discusión

La figura 1 muestra la secuencia de la que pudo ser la historia del origen de la especie. El águila de estepa debía ser, al igual que lo son sus descendientes, un águila adaptada especialmente a cazar en espacios abiertos, especializadas en mamíferos terrestres de mediano-pequeño tamaño, y que viven a grandes densidades: es decir, el grupo de las ardillas terrestres. En la actualidad, el águila imperial europea obtiene más del 80% de su alimento de sumnliks (ardillas terrestres), lemings y hamsters. Todos ellos capaces de vivir en grandes densidades y experimentar explosiones demográficas. Todos de tamaño medio y todos habitantes de espacios abiertos de carácter estepario.

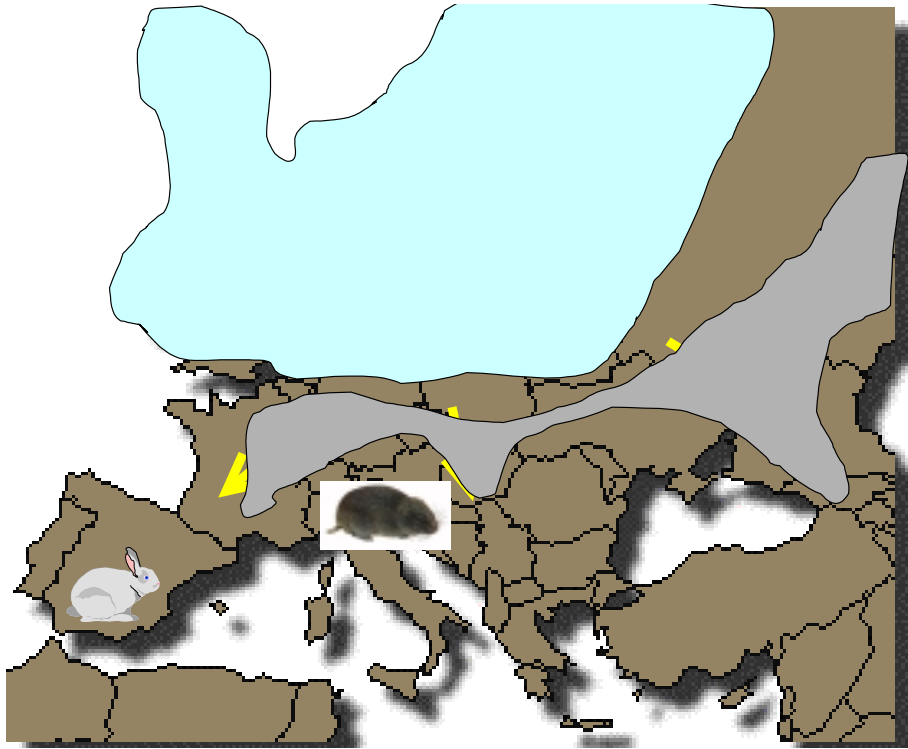
Al avanzar la glaciación, los lemings y los demás se vieron obligados a moverse hacia el sur, yendo algunos hacia oriente medio y sur de Asia, y otros hasta España y probablemente Italia y Grecia.

No es difícil suponer que nuestra águila de estepa siguiera los desplazamientos de sus presas habituales, huyendo el mismo del avance de los hielos. La fracción de la población que se movió hacia oriente medio y sur de Asia no debió encontrar graves problemas para esperar el retroceso de la glaciación en compañía de sus presas, pero los que llegaron a España, Italia y Grecia pronto se encontrarían sin presas suficientes y se extinguieron excepto en España, donde encontraron una abundante fuente de alimento que era una especie de gran ardilla terrestre: el conejo ibérico. Al producirse el retroceso de los hielos, y convertirse toda la zona centroeuropea en el dominio del bosque caduco y de las ardillas arbóreas, y el águila de estepa ya no pudo abandonar Iberia porque no había ni conejos ni ardillas terrestres en al menos 4000 kilómetros hasta llegar a las llanuras del este de Hungría, límite natural de la distribución de las ardillas terrestres.

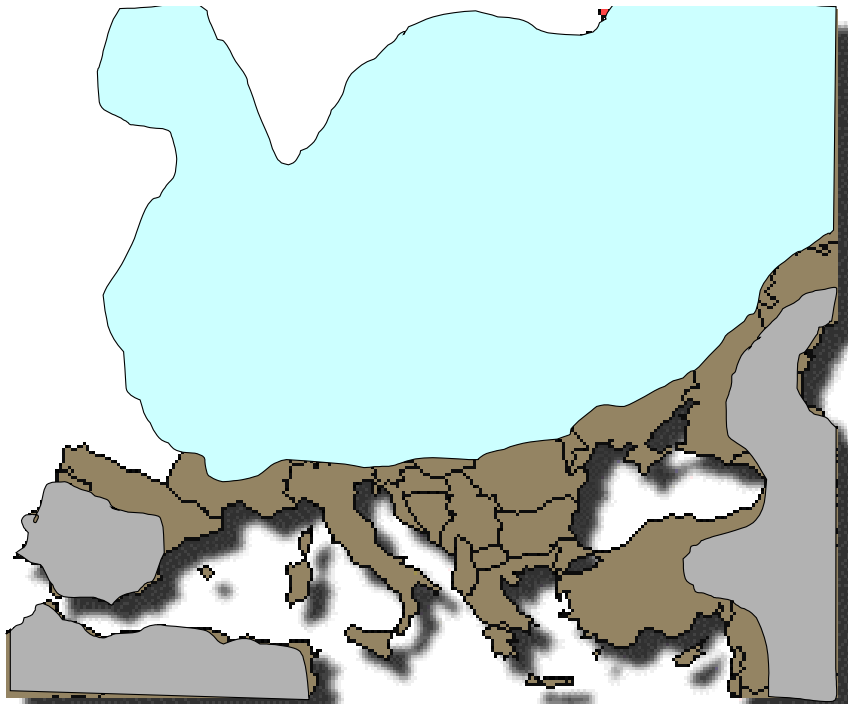
Por tanto, el águila imperial ibérica no parece una rapaz que se haya originado en el bosque mediterráneo y evolucionado toda su historia filogenética en este ambiente que ahora habita, más bien se trata de un águila típica de estepas que pudo sobrevivir milagrosamente a la trampa de la glaciación gracias a la existencia del conejo ibérico que la salvo de la extinción haciéndola al mismo tiempo prisionera para siempre de la Península Ibérica.



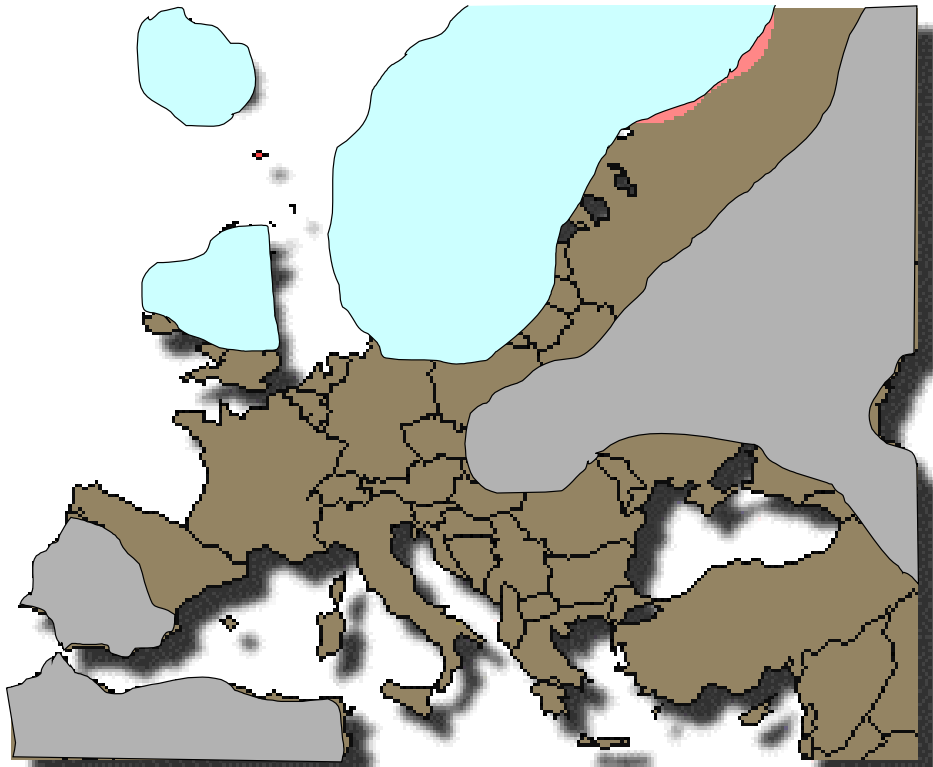
EURASIA 1 MILLION YEARS AGO



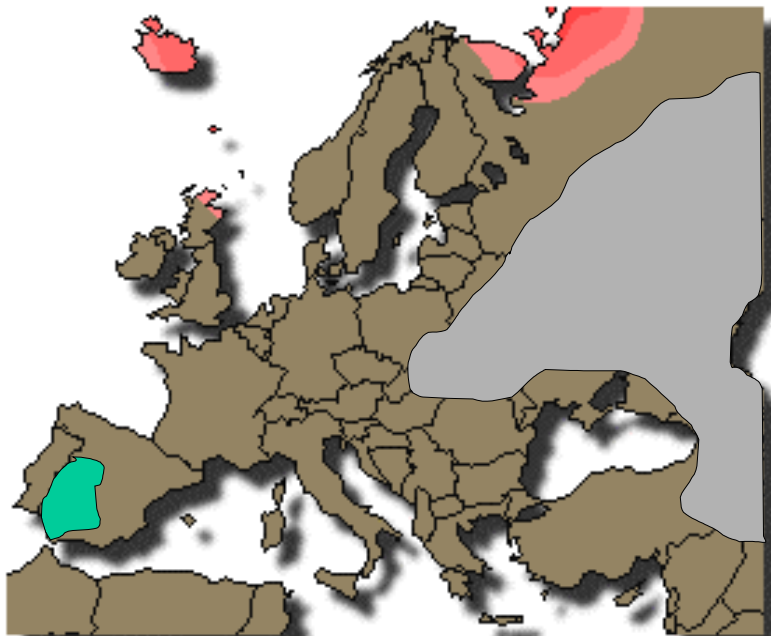
THE BEGINNING OF THE GLACIATION APROX. 980.000 YEARS AGO



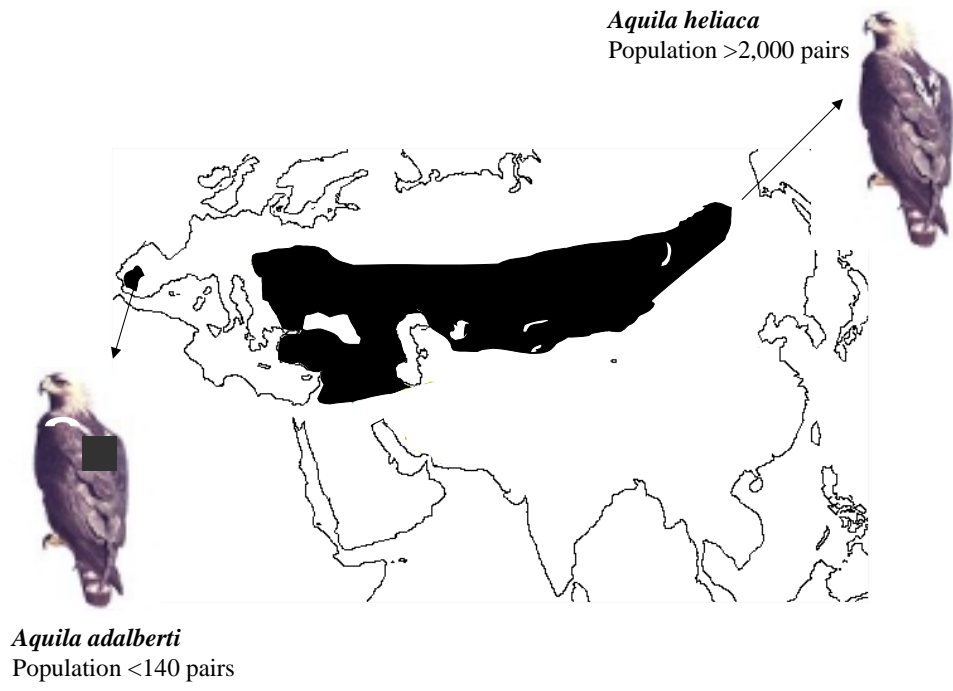
GLACIAL MAXIMUM APROX. 900.000 YEARS AGO



THE END OF GLACIATION APROX. 700.000 YEARS AGO



ACTUAL SITUATION



EVOLUCION HISTÓRICA

En el apartado anterior vimos cómo la población del águila imperial ibérica se encuentra confinada al cuadrante suroccidental de la Península Ibérica, con poco más de un centenar de parejas nidificantes. A continuación veremos cual era su antigua área de distribución, desde mediados del siglo XIX, y si ha sufrido una contracción notable de la misma o si siempre fue de escasa entidad.

En 1989, González et al. (1989b) publicaron un estudio sobre la reducción histórica del área de distribución de la especie. Para ello, los autores analizaban los registros bibliográficos y las colecciones de pieles y huevos de 31 Museos de Historia Natural, consiguiendo en total información de 115 puestas y 76 pieles colectadas entre 1828 y 1953. Los datos fueron analizados por países. En el caso de España, donde la información resultó más abundante se analizó por regiones. Los resultados obtenidos por estos autores fueron los siguientes:

Cataluña

De esta región no existen referencias históricas que prueben la reproducción del águila imperial ibérica. Los pocos registros encontrados corresponden a *Aquila heliaca*. Sin embargo, existen observaciones recientes de jóvenes e inmaduros atribuidos a *Aquila adalberti* (Muntaner 1981).

Levante

Lilford (1865) cita la especie como rara, no encontrando ninguna piel en las colecciones del Museo de Valencia. Sin embargo, Rudolph de Habsburgo (1879) examinó algún ejemplar no adulto en dicho museo. Arévalo y Baca (1887) cita un ejemplar de su colección, sin especificar edad, procedente de Requena (Valencia). Boscá (1916) habla de *Aquila naevia* (sinónimo de *Aquila clanga*), como nidificante en la región, pero la fotografía que ilustra la publicación corresponde a *Aquila adalberti*. Una confusión similar pero con *Aquila rapax* tuvieron Lilford (1865) y Chapman y Buck (1863), corregida después por Saunders (1871) y Gurney (1877). Por tanto, es razonable pensar que la especie nidificaba en la región, donde existía hábitat adecuado para ello. Actualmente, el águila imperial está ausente de esta región.

Baleares

Homeyer (1862) nunca observó la especie, aunque sí *Aquila chrysaetos*. Tampoco es citada por Barceló y Combis (1867), ni por De los Reyes y Prosper (1886), ni en las colecciones zoológicas (de huevos) locales de la época (Jourdain 1927, Koenig 1929). Mucho más tarde hay dos citas, una en la Albufera de Alcudia (Munn 1921) y otra en Valldemosa (Jordans 1928), aunque según este último autor pudieran no ser correctas las identificaciones. A la vista de esto, parece poco probable que la especie se reprodujera en la zona desde mediados del siglo pasado.

España Central

Los autores encontraron 17 pieles y siete puestas, la mayoría del Monte del Pardo (Madrid), excepto un pollo procedente de Burgos, una piel de Aranjuez (Madrid) y una puesta de dos huevos de Gredos (Avila). Graells (1852) la consideró común en la Sierra de Guadarrama y área de Madrid. R. Brehm colectó siete inmaduros entre 1860 y 1861 en la provincia de Madrid.

La especie se menciona como frecuente en el Alto Guadiana, Montes de Toledo (Ciudad Real), citando como localidades donde existía en los ríos Tajo y Jarama (Dresser 1873), afirmando que probablemente se extendería por el Guadiana hasta Portugal.

Ya en los comienzos del siglo XX, Porctor colecta una puesta en La Granja (Segovia) y Jourdain observa cuatro ejemplares en Cercedilla, Madrid (Whiterby 1928). Este último autor no consigue observarla en la región, afirmando que, excepto en el Pardo, probablemente sea un ave escasa en el Centro de España. En el mismo sentido se expresa el Vizconde de Armería (1929).

Por último, Gil Lletget (1945) sigue citando la especie como algo frecuente, aunque ya sólo en el Pardo. En la actualidad, como vimos, el águila imperial se sigue reproduciendo en el Guadarrama, Montes de Toledo y Valle del Tajo.

Extremadura

González et al. (1989b) localizan sólo una puesta. El único autor que menciona el águila imperial es el Vizconde de la Armería (1929), quien observa una pareja de adultos en Badajoz. Esta escasez de datos debe de estar motivada, a juicio de los autores, más por una falta de expediciones a la región que por una escasez de parejas nidificantes.

Andalucía

Procedentes del Coto de Doñana y su entorno, los autores localizaron 45 puestas a las que posiblemente habría que sumar otras doce en cuya etiqueta sólo figuraba Andalucía. Todas fueron colectadas entre 1865 y 1929. Además localizan 40 pieles del mismo período.

Esta región fue la más visitada por los colectores de la época, por lo que existe abundante información. Machado (1845) considera la especie común en Sevilla y Huelva, citando la captura de un adulto en Utrera (Sevilla). Poco más tarde, Lilford (1865) afirma que es una de las águilas más comunes de Andalucía. El mismo autor controló seis nidos ocupados en 1872, colectando siete puestas desde 1864 a 1873, además de un mínimo de 19 ejemplares, la mayoría en nido.

En 1871, Saunders escribía que el águila era aún abundante en Doñana, colectando él mismo tres puestas y cinco pieles entre 1860 y 1876. Dresser (1873) controla cinco nidos, colectando dos ejemplares y dos puestas. Desde 1872 a 1883 Chapman (1884) y Chapman y Buck (1910) colectan cuatro puestas y cinco ejemplares, también la mayoría en nido, aunque según Valverde (1960), el número de pieles sería de 9-10. Entre los años 1877 y 1880, Bureau (1911) colectó otros cinco ejemplares y una puesta.

Después de esta intensa presión de colectores, a partir de comienzos del siglo XX el águila empieza a ser considerada rara en la zona. Noble (1902) sólo encuentra dos nidos. No obstante, entre 1898 y 1910 aún se colectaron tres puestas y 25 pieles. En la actualidad, la población de Doñana está compuesta por quince parejas.

Procedente de la comarca de Gibraltar los autores localizan dos puestas, aunque encuentran referencias de nueve más, todas colectadas entre 1874 y 1908 en el área de Benalup de Sidonia y la Laguna de la Janda (Cádiz). Parece que el águila imperial subsistió en la región hasta 1950. En la actualidad no se reproduce en la zona.

González et al. (1989b) localizan trece puestas de la Cordillera Penibética; cuatro de Sierra Nevada, cinco de Málaga y cuatro de Cádiz, así como dos pieles de Málaga y Almería. Los datos disponibles indican que a principios del siglo XX el águila nidificaba en esta región, aunque parece que no era muy abundante. Actualmente sobrevive al menos una pareja en el tramo más occidental de la región. En Sierra Morena se colectaron cuatro puestas en la provincia de Córdoba. Chapman y Buck (1893) la consideraban como frecuente en la zona, las escasas visitas de colectores podría explicar la ausencia de pieles del área.

Portugal

La mayoría de las citas y observaciones son del Centro y Sur del país. Así, Bocage (1862) la cita en Borba, Vila Viciosa y el Alentejo. Moller (1894) la menciona en la Sierra de Suajo. Tait (1924) examina dos jóvenes provenientes de la Sierra de la Estrella. En la actualidad no hay pruebas de su nidificación en este país.

Francia

Como ya vimos en el capítulo de taxonomía, no hay pruebas de la reproducción del *Aquila adalberti* en Francia, aunque sí lo hacía *Aquila heliaca*. Todas las citas de águila imperial ibérico son de jóvenes divagantes (González et al. 1989a).

Marruecos

Irby (1895) señala a *Aquila adalberti* como rara en el país. Favier colectó un adulto en Tanger (Irby 1895). González et al. (1989b) consiguen localizar diez puestas y dos pieles de este país. Parece que el águila imperial nunca debió ser muy abundante en Marruecos, excepto en la Península Tingitana. El águila debió perdurar hasta comienzos del siglo XX. Hoy está extinta de la zona.

Argelia

González et al. (1989b) consideran que las citas bibliográficas de la presencia de *A. adalberti* en Argelia son en realidad confusiones con *A. heliaca*. No obstante, la posibilidad de que divagantes juveniles lleguen a esta zona no se puede descartar ya que

ha habido registros de jóvenes de Doñana que ha sido recuperados en Libia (Calderón et al. 1988). Actualmente el águila imperial ibérica no cría en Argelia.

El águila imperial ibérica se extendía a fines del siglo XIX por la mayor parte de la Península Ibérica (exceptuando el norte de Portugal, la Cordillera Cantábrica, Cataluña y Pirineos) y por el noroeste de Marruecos (Figura 4). Su área de distribución se redujo sensiblemente durante los primeros 50 años del siglo XX (Figura 4). La persecución humana parece haber sido la causa principal de su disminución. Colectores, cazadores y lugareños que consideraban al águila como un animal dañino son los causantes, al menos en parte, de la reducción en la distribución de la especie.

ESTATUS ACTUAL DE LA POBLACION

La primera estima del tamaño de la población de águilas imperiales de la Península Ibérica fue publicada por Valverde (1967), calculándose entonces la población total en 50 parejas reproductoras, citando su presencia en cuatro núcleos: Sierra de Guadarrama, Monte del Pardo, Valle del Tajo y Doñana. Más tarde, Geroudet (Simon y Geroudet, 1970) estimó en 30 parejas como máximo el número de supervivientes en toda su área de distribución mundial.

No obstante, el primer censo preciso realizado en la década de los 70 (Garzón 1974) elevó esta cifra a 50 parejas. Desde esta fecha no se realizaron nuevos censos, por lo que las estimas publicadas más tarde eran en realidad modificaciones más o menos arbitrarias de este censo (Meyburg 1978, 1981, King 1981). En el período 1981-86 se realizó un nuevo censo (González et al. 1987) que elevó de nuevo la población a la cifra de 104 parejas. La información del último censo, aún no publicado, que fue realizado entre 1989-91, sitúa la población en aproximadamente 130 parejas (Información inédita de Agencias de Medio Ambiente de Comunidades Autónomas).

La distribución geográfica actual del águila imperial está limitada al cuadrante suroccidental de España. Dentro de su distribución actual podemos distinguir seis núcleos principales cuya situación en el censo de 1990 era la siguiente:

- 1) Región Carpetana: que incluye las poblaciones de Guadarrama y Gredos. En este núcleo se censaron 25 parejas.
- 2) Región Oretana: incluyendo Montes de Toledo, Extremadura y Valle de Tiétar, con un total de 34 parejas en 1986.
- 3) Depresión del Tajo: comprendiendo términos provinciales de Madrid, Toledo y Cáceres, con 17 parejas censadas.
- 4) Sierra Morena: en esta zona se ha confirmado la presencia de las 11 parejas. La mayor parte de estas parejas, ocho, están asentadas en la parte oriental de la sierra.
- 5) Sierra Cádiz-Málaga: a principios de siglo la especie se reproducía en Sierra Nevada, Sierra de Málaga y Cádiz. Parece que en la primera zona nunca fue demasiado abundante, no así en las otras dos, donde probablemente alcanzaría densidades elevadas en algunos puntos. En la actualidad sólo una pareja se reproduce en los alcornocales de Málaga.
- 6) Doñana: La población de águilas del Parque Nacional y entorno era de 15 parejas en 1986, con la mayor densidad de todas las poblaciones conocidas.

La situación actual del águila imperial en otros países es preocupante. En Portugal se estima en 10-15 parejas las existentes en 1974-1975 (Palma 1985). Sin embargo, en 1983 tan sólo se comprobó la nidificación de dos parejas en una zona cercana a la frontera española (Frazao 1984). Desde entonces, no se ha vuelto a confirmar la reproducción de la especie en Portugal (Palma y Onofre 1986).

Las frecuentes observaciones de jóvenes en las zonas cercanas a la frontera española de la provincia de Huelva, corresponden a jóvenes en dispersión del núcleo reproductor del Parque Nacional de Doñana, como se comprobaría con el estudio de la dispersión realizado en esta zona (Ferrer 1990a).

La situación en Marruecos es poco conocida. Tras considerarla como extinta (Mills 1976, Bergier 1987), fueron observados dos adultos en Tassaoti, Oued, Laou, en la primavera de 1977 (Hiraldó com. pers.) y otros dos en la desembocadura del río Moulaya (Mayaud 1982). Las abundantes capturas y observaciones de jóvenes en la zona norte de Marruecos han correspondido, siempre que se han podido identificar, a jóvenes de la población reproductora del Parque Nacional de Doñana (Calderón et al. 1988, Ferrer 1990a).

Así pues, actualmente no se tiene constancia de la reproducción de la especie fuera de España, estando su distribución mundial confinada al cuadrante suroccidental de este país.

La distribución geográfica actual del águila imperial está limitada al cuadrante suroccidental de España y su estatus actual es 158 parejas distribuidas de la siguiente forma:

- 1) Castilla la Mancha: 46 parejas con una situación estable y en ligero crecimiento
- 2) Extremadura: 38 parejas, con un ligero descenso en los últimos años
- 3) Andalucía: 42 parejas, estabilizada y creciendo en la zona oriental, pero disminuyendo en el área de Doñana
- 4) Madrid: 24 parejas, con tendencia a la disminución.
- 5) Castilla y León: 18 parejas, con una situación estabilizada.

El número de parejas detectadas en los censos realizados a partir de la década de los 80 es notablemente superior al de estimadas en los 60 y 70 siendo, sin embargo, su número aún muy bajo y su distribución extremadamente restringida. Hay que considerar que, en parte, el incremento de efectivos entre las estimas de 1974 y las actuales se correlacionan con un incremento en la cobertura del censo, no siendo posible comparar las intensidades y coberturas de las estimas antes y después de 1984. No obstante, parece que ha habido un incremento real de algunas poblaciones, en concreto en la región Carpetana y en la Depresión del Tajo. Así, en áreas bien prospectadas como Monte del Pardo, Monfragüe y Doñana se ha pasado de 19 parejas en 1974 a treinta en 1986.

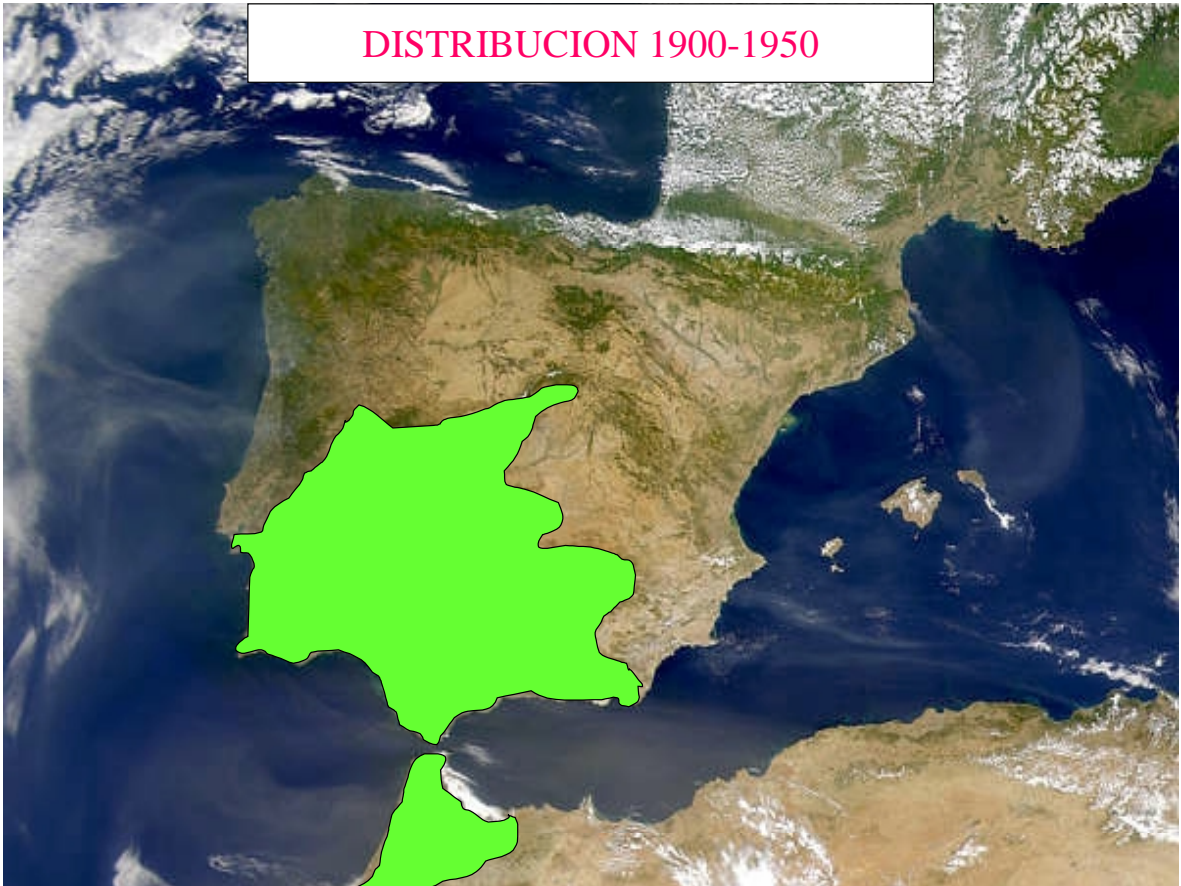
Durante la década de los 90, la evolución de la población ha sido sin embargo enormemente preocupante. En efecto, tras la disminución de las densidades de conejos por efecto de la entrada en España de una nueva enfermedad epidémica, la Neumonía Hemorrágica vírica, se ha intensificado el uso de veneno para combatir la presencia de predadores en cotos de caza menor. El águila imperial es una especie muy sensible a este tipo de actuaciones dado sus hábitos parcialmente carroñeros. El efecto ha sido un incremento notabilísimo de la mortalidad anual adulta, justo el parámetro de mayor sensibilidad de su demografía. Basándonos en algunas de las poblaciones mejor controladas podemos estimar en un 30% la disminución en el número de parejas de

1995 con respecto al estatus en la década de los 80. En el caso particular de Doñana, la población pasó de 15 a 8 parejas, aumentando la mortalidad anual adulta un 300% durante los últimos 8 años.

DISTRIBUCION EN EL SIGLO XIX



DISTRIBUCION 1900-1950



AMENAZAS Y FACTORES LIMITANTES PARA LA ESPECIE

Alteraciones del hábitat

Aunque la alteración del hábitat de reproducción debe haber contribuido a la rarificación del águila imperial, según Ferrer (1993a) actualmente no se revela como uno de los principales factores limitantes de la población, dado que existen grandes áreas carentes de efectivos reproductores pero con características adecuadas para la especie. De hecho, en el entorno de la mayoría de los territorios de reproducción de la especie en Andalucía se presentan las características adecuadas para acoger nuevas parejas reproductoras (CSIC, 1996). Sin embargo, las alteraciones experimentadas en el hábitat y la antropización del medio si pueden limitar la presencia actual y futura de la especie en enclaves donde era común hasta el siglo pasado.

Mortalidad por envenenamiento

El envenenamiento por productos tóxicos utilizados en cotos de caza es actualmente la primera causa de mortalidad no natural de águilas imperiales (González com. pers.). Su incidencia ha experimentado un incremento muy notable en la última década con respecto a las inmediatamente anteriores, debido a la generalización del uso de venenos para el control de predadores en zonas cinegéticas. Ha sido responsable de la práctica extinción del águila imperial en algunos puntos de su área de distribución reciente (Valle del Tietar), y a su incidencia se debería la acusada reducción que parece haber ocurrido en el número de efectivos de la especie durante los últimos años. En Doñana, el veneno ha sido la causa del 40% de las muertes registradas entre 1990 y 1995, con una incidencia especialmente destacada sobre la clase de los adultos reproductores (PND 1996), lo que parece haber sido responsable de la reducción en el número de parejas reproductoras de este núcleo a lo largo de la presente década (R. Cadenas, com. pers.)

Mortalidad por electrocución

Actualmente es la segunda causa de mortalidad conocida para la especie, pero ha sido la primera durante las últimas décadas, con un porcentaje de incidencia estimado en un 60% de las muertes registradas (Ferrer 1993a, González 1996). La incidencia de esta causa de muerte ha disminuido de forma significativa en la década de los años 90 como consecuencia de la adopción de medidas anti-electrocución eficaces en algunas áreas de reproducción y de dispersión juvenil. En Doñana, la mortalidad por electrocución afectaba hasta hace pocos años tanto a los adultos reproductores como a los jóvenes del año e inmaduros que visitaban regularmente la zona, con una incidencia absoluta desproporcionada para una población tan reducida, máxime cuando es una causa de mortalidad que afecta en mayor proporción a un sexo que a otro (las hembras por su mayor tamaño se electrocutan con mayor facilidad; Ferrer e Hiraldo 1992). Las actuaciones de corrección de tendidos en el Parque Nacional y Parque Natural de Doñana y sus inmediaciones realizadas a finales de los años 80 (Cadenas y Máñez 1988) han resultado en una reducción efectiva de la incidencia de esta causa de

mortalidad en este núcleo de reproducción (Ferrer e Hiraldo 1991, ICONA-EBD-AMA 1994). En otros núcleos de cría de la especie localizados en Andalucía, la proliferación de tendidos eléctricos peligrosos para las águilas en el entorno inmediato de los nidos y áreas aledañas podría ser uno de los factores que más limitara las probabilidades de recuperación de la especie (CSIC 1996). Afortunadamente, la Administración Andaluza ya ha emprendido las acciones necesarias para reducir al mínimo posible la incidencia de esta causa de mortalidad en núcleos de reproducción y áreas de dispersión juvenil mediante un programa de corrección de tendidos.

Caza ilegal

La caza ilegal, principalmente con arma de fuego, pero también con cepos, es una importante causa de mortalidad en Doñana y en el conjunto del área de distribución de la especie (con una incidencia estimada entre el 23 y el 35% de las muertes registradas durante las últimas décadas; González 1991, Ferrer 1993a). Su ocurrencia no parece haber disminuido en los últimos años, aunque ha sido sobrepasada por otras causas de mortalidad como el veneno (González 1995)

Contaminación por plomo.

Los perdigones de plomo utilizados en la caza menor, ingeridos accidentalmente por las águilas al devorar presas muertas o heridas por disparo, pueden resultar tóxicos y llegar a causar la muerte del ejemplar por encima de cierto nivel de ingestión. Las aves acuáticas pueden así mismo acumular plomo como consecuencia de la ingestión de perdigones en zonas sometidas a una intensa actividad cinegética; el plomo termina acumulándose igualmente en las águilas imperiales que se alimentan de estas aves. Se desconoce la incidencia real de este proceso de intoxicación, aunque se sabe que el 4.4% de una muestra de egagrópilas de águilas de Doñana examinadas en los años 80 presentaron perdigones de plomo (ICONA 1992); este porcentaje se ha incrementado notablemente en los controles realizados en los últimos años (11,5% de las egagrópilas con plomo en 1997; Mateos y Cadenas, en prensa).

Problemas de alimentación

La mixomatosis (a partir de 1957) y la neumonía hemorrágica vírica (en la presente década) han provocado una disminución generalizada de la disponibilidad del conejo como presa para el águila imperial. González (1995) vincula una reducción en el porcentaje de parejas reproductoras a esta disminución en la abundancia del conejo. En Andalucía, la escasez de presas en el entorno de los núcleos de reproducción de la especie es uno de los factores limitantes con más peso en sus posibilidades de expansión (CSIC 1996). La escasa productividad de algunos de estos núcleos se asocia a la escasez de conejos en los territorios ocupados, siendo la frecuencia de cría y el éxito reproductivo mayor en parejas con elevada densidad de presas en el entorno de sus nidos (ICONA 1992, CSIC 1996). El mecanismo de reducción del tamaño de la pollada por cainismo se vincula por algunos autores a la escasez de conejos (González 1991, 1995; ICONA 1992), al igual que el reciente incremento en el número de casos de muertes de jóvenes volantones por desnutrición (González 1995), antes sólo detectados en Doñana (Ferrer 1993a; ICONA-EBD-AMA 1994).

Problemas en la reproducción

El fallo en la reproducción debido a molestias humanas (trastego de personas y vehículos y realización de labores forestales en la cercanía de los nidos durante la incubación) es uno de los principales factores responsables del bajo éxito reproductivo registrado en algunos núcleos (González 1995). En Doñana, los abandonos temporales de la incubación y la pérdida de la puesta debido a molestias humanas eran relativamente frecuentes hasta hace unos años, siendo mayores las pérdidas en condiciones de bajas temperaturas (Calderón *et al.* 1987); Tras la limitación de la actividad humana en el entorno de los nidos se consiguió incrementar la tasa de eclosión de forma significativa (Ferrer 1993a).

Otra causa directa de fallos en la reproducción es la caída al suelo de nidos completos, de las puestas o de los pollos. Es un factor con elevada incidencia relativa en Doñana, donde las águilas seleccionan frecuentemente árboles endebles, como eucaliptos, que frente a vientos fuertes no pueden soportar los nidos (Calderón *et al.* 1987). Globalmente, hasta el 45% de las muertes de pollos en nidos en algunos años se debe a la caída de la estructura del nido (González 1995). El apuntalamiento de nidos y el uso de nidos artificiales se ha revelado como una de las actuaciones preventivas con mejores resultados de entre todas las realizadas en el marco del Plan de Manejo del Águila Imperial en Doñana (Cadenas 1994, ICONA-EBD-AMA 1994).

Finalmente, la incidencia de la contaminación por organoclorados y metales pesados como responsable de anomalías en la estructura de la cáscara de los huevos y, consecuentemente, de una baja tasa de fertilidad, no parece ser tan importante como para tener un efecto significativo sobre la población (González e Hiraldo 1988, González 1991), pese a que con anterioridad se había atribuido a esta causa la baja fertilidad detectada en la especie (Garzón 1974).

Factores demográficos limitantes

Un conjunto de factores asociados a los parámetros demográficos actuales del águila imperial pueden encontrarse limitando las probabilidades de supervivencia y expansión de la población.

Hay evidencias de que la reserva de población adulta no reproductora es insuficiente para amortiguar incrementos significativos en la tasa de mortalidad anual adulta, como queda reflejado por la cada vez más frecuente aparición de parejas reproductoras con un miembro inmaduro (ICONA 1992). Paralelamente, debido al fuerte carácter filopátrico de la especie, la expansión de la población tiende a producirse de forma natural en el entorno de los núcleos de reproducción existentes, lo que conduce a una saturación de los hábitats adecuados para alojar parejas reproductoras y a la ocupación de hábitats marginales (menos productivos en presas para el águila y más antropizados) por parte de las parejas de nueva creación. Esto último lleva aparejadas elevadas tasas de mortalidad y fracasos o malos resultados de la reproducción para estas parejas asentadas en hábitats marginales (ICONA 1992, Ferrer 1993a). Finalmente, el proceso de depresión endogámica que se podría derivar de un acusado comportamiento filopátrico y una baja tasa de intercambio de ejemplares entre núcleos de población podría conllevar efectos secundarios negativos para la especie, aunque este es un aspecto muy discutido (Negro y Schreider 1990, Ferrer 1993a)

SELECCIÓN DE HABITAT

La persecución por parte del hombre ha sido citada a menudo en rapaces como una de las causas principales de la reducción de sus poblaciones y su distribución geográfica (Bijleveld 1974, Newton 1979). No obstante, en el caso del águila imperial, según demostraron González et al. (1990), otros factores han influido en la actual distribución geográfica de la especie. Comparando áreas en las que hubo águilas pero en las que ya no se reproducen, con otras en las que siguen existiendo, los autores concluyen que el águila ha permanecido en las áreas con un clima mediterráneo más típico, con veranos relativamente secos y calurosos e inviernos cálidos y lluviosos.

El clima influye de manera importante sobre la distribución y abundancia del conejo *Oryctolagus cuniculus*, que es la presa principal del águila imperial. El conejo mantiene sus poblaciones más productivas en áreas con climas como el descrito. En las áreas de mayor densidad de conejos, el águila imperial coexiste con el águila perdicera *Hieraetus fasciatus* y el águila real *Aquila chrysaetos*, también predadoras importantes del conejo.

Así, según González et al. (1990), hacia el norte del área de distribución del águila imperial, el clima se vuelve menos cálido, predominando el águila real y desapareciendo el águila imperial (Arroyo et al. 1988). Sin embargo, hacia el este, donde el clima es más seco, predomina el águila perdicera y falta águila imperial. En estos últimos casos, las águilas real y perdicera reducen el porcentaje de conejos en la dieta (Delibes et al. 1975, Real 1987). El águila imperial parece ser de las tres, la más especializada y con la distribución mundial más restringida (Brown y Amadon 1968). Las interacciones competitivas entre especies han sido empleadas para explicar distribuciones marginales para alguna de ellas (Pianka 1983).

En opinión de González et al. (1990), como el clima no ha variado de forma sensible durante el siglo pasado, fuera de los límites climáticos del área de distribución del conejo, el águila nunca debió criar, o si lo hizo fue en bajo número y resultó fácilmente exterminada en cuanto fue perseguida. En el estudio realizado por González et al. (1990) encontraron que le aumento en la superficie de regadío y labor sin arbolado, así como la disminución del matorral sin arbolado y del terreno sin uso agrícola eran características comunes a muchas de las áreas de distribución antigua que actualmente están desocupadas.

La creación de regadíos se ha llevado a cabo en buena parte sobre llanuras de clima mediterráneo ocupado por bosques de Quercíneas, hábitats donde se alcanzaban elevadas densidades de parejas reproductoras. La mayoría de los regadíos se han creado en los últimos 30 años, formándose con ellos muchos nuevos núcleos de población humana y contribuyendo de forma importante a la instalación de miles de kilómetros de líneas eléctricas de distribución (16-45 kv.) que son actualmente la mayor causa de mortalidad de la especie.

Conclusiones

El águila imperial ibérica es una de las rapaces más escasas del planeta, con una población de 150 parejas aproximadamente. Su distribución se limita a España,

habiendo desaparecido en fechas recientes de Portugal y Marruecos, países en los que no ha habido ninguna localización de nido en los últimos años. La intensidad de la prospección en Portugal ha sido alta por lo que no parece probable que de existir parejas reproductoras no hubieran sido localizadas. No ocurre lo mismo en ciertas áreas de Marruecos, en las que cabe la posibilidad de que aún queden algunas parejas aisladas. No es de esperar, sin embargo, que una población de entidad importante no hubiese sido localizada aún. La población de la especie está fragmentada en seis núcleos diferentes, siendo la subpoblación más aislada la del Parque Nacional de Doñana.

La actual área de distribución de la especie es el resultado de una fuerte reducción experimentada en la primera mitad del siglo XX. La información disponible apunta a la persecución humana (colectores de huevos y pieles, cazadores, etc.), algunos efectos indirectos de la humanización (tendidos eléctricos, molestias en reproducción, contaminación, etc.) y los cambios en el uso del terreno (cultivo de regadíos, labor sin arbolado, etc.) como los causantes de esta regresión. Sin embargo, en la actualidad existen grandes superficies sin águilas reproductoras que reúnen las características de hábitat requeridas por la especie. No parece por tanto que la pérdida de hábitat sea la limitación actual de la distribución de la especie.

En efecto, en los estudios de viabilidad de hábitats para futuras reintroducciones se han encontrado grandes áreas con las condiciones adecuadas para soportar poblaciones de águila imperial y que, sin embargo, se encuentran desocupadas. La limitación actual de su distribución tiene más que ver con limitaciones en la capacidad colonizadora derivadas de su lenta demografía y condicionadas por su dispersión que con la pérdida de hábitat adecuado.

La actual situación de fragmentación de la población sugiere que la prioridad de actuación pasa por la conexión de las actuales subpoblaciones mediante la creación de núcleos de población nuevos a partir de reintroducciones. Si a ello unimos el fuerte descenso que esta experimentando la especie en la década de los 90, es evidente la necesidad y urgencia de las actuaciones.

VARIABILIDAD GENÉTICA

Hemos secuenciado, por primera vez en el mundo, un fragmento de 320 pares de bases del ADN mitocondrial y analizado la variabilidad genética del Aguila Imperial Ibérica y de una especie próxima, y mucho menos amenazada, el Aguila Imperial Europea (*Aquila heliaca*). Los resultados obtenidos indican una bajísima variabilidad genética de nuestra especie en comparación con la europea. Sólo se han encontrado 4 variantes (haplotipos) del fragmento de ADN analizado, siendo más del 90% de los ejemplares idénticos genéticamente, con la misma secuencia de ADN mitocondrial. Por contraste, en un estudio realizado sobre dos poblaciones de águila imperial del Este de Europa se ha encontrado el triple de haplotipos que en la especie española, siendo la frecuencia del más abundante menor del 22% de los individuos, es decir, presentan una variabilidad genética mucho mayor. La baja variabilidad genética del Aguila Imperial Ibérica, resultado del bajo tamaño de la población y de la fuerte endogamia sufrida, puede afectar a su viabilidad como especie disminuyendo su capacidad de adaptación a cambios ambientales o su respuesta a nuevas enfermedades. Estos resultados pueden condicionar la estrategia de conservación de la especie y hacer recomendable una intervención para el intercambio de pollos entre las distintas subpoblaciones españolas, para tratar de evitar la definitiva pérdida de la escasa variabilidad remanente en nuestra especie, disminuyendo la posibilidad de fijación de genes deletéreos. De otro modo, con tan baja variabilidad genética y su nivel de población actual, el águila imperial ibérica estaría definitivamente condenada a la extinción.

INTRODUCCION

Es sabido que el águila imperial ibérica es una especie en grave peligro de extinción, dado que sólo existen algo mas de 120 parejas en todo el mundo. Su área de distribución geográfica se limita al área suroccidental de la península ibérica. Del total de individuos, una treintena son ejemplares que viven en centros de recuperación de fauna salvaje. La reproducción de estos individuos en cautividad aún no se ha conseguido. Múltiples estudios sobre la ecología del águila imperial han dado como resultado un extenso conocimiento de la especie en cuanto a dieta, tasas reproductoras, causas de mortalidad, dispersión y uso del espacio. Se tiene amplia información sobre requerimientos de hábitat de nidificación y caza. Estudios fisiológicos han ayudado a determinar edad y condición física de los ejemplares.

Estudios preliminares utilizando electroforesis de proteínas (Negro e Hiraldo 1994) demostraron una total falta de variabilidad: no se observó heterocigosidad o variación alozímica. Se aventura como causa de una pérdida arbitraria de alelos el hecho de que una especie haya atravesado un cuello de botella. Es el caso por ejemplo de la nutria marina y del elefante marino que, debido a la fuerte presión originada por la caza llevada a cabo por el ser humano, vieron diezmadadas sus poblaciones a finales del siglo XIX. Se tienen escasos datos del número real de ejemplares de águila imperial ibérica en el pasado. Testimonios de algunos naturalistas ponen de manifiesto que en el siglo XIX la especie era abundante entonces. Años después, a principios del siglo XX, otros autores indican un declinar de la especie y presiones debidas a la caza y al expolio de huevos. A pesar de que la especie sufrió un cuello de botella en esa época, nunca se extinguió totalmente ningún núcleo de cría. En los años 50 la población de Doñana

sufrió otro descenso preocupante en el número de sus efectivos, pero se desconoce si esto afectó al resto de las poblaciones de la península.

Para afrontar el problema de la extinción, es necesario conocer aspectos genéticos como nivel de variabilidad, coeficiente de endogamia o estructura genética de la población. Aunque la relación entre variación genética y persistencia de una población no es siempre claro y la pérdida de variabilidad es probablemente más un efecto que una causa del enrarecimiento de las especies, se considera como regla general que es deseable evitar pérdidas adicionales de variabilidad cuando se manejan especies amenazadas. De ahí que se proponga habitualmente en los planes de conservación el mantenimiento de números mínimos y la creación de corredores que permitan el flujo genético entre subpoblaciones. Las nuevas técnicas de Biología Molecular basadas en el análisis de ADN, tanto genómico como mitocondrial, hacen posible además la identificación precisa de los individuos y la estima de sus relaciones de parentesco.

MARCADORES MICROSATÉLITE

El uso de marcadores moleculares es el mejor sistema para realizar este tipo de estudios. En los últimos años se ha extendido el uso de marcadores microsatélite. Estos son especialmente interesantes, debido a su elevado nivel de polimorfismo, a su alta tasa de mutación, a su presencia en todo tipo de genomas, tanto eucariotas como procariontas, y a la relativa sencillez de la metodología empleada para su localización. Los microsatélites son repeticiones en tandem de secuencias cortas (1 a 6 pares de bases). Las repeticiones más abundantes son los dinucleótidos, aunque también los trinucleótidos y tetranucleótidos son frecuentes.

El mecanismo principal de mutación es el “DNA slippage”, que revierte en la pérdida o la adición de una unidad de repetición. La tasa de mutación varía de 10^{-2} a 10^{-5} . Esta inestabilidad del ADN que contiene microsatélites nos va a permitir llevar a cabo estudios de genética de poblaciones que engloban identificación de individuos, determinación de parentesco, flujo genético entre poblaciones, variabilidad y estructura genética de las mismas.

En muchos casos, los microsatélites desarrollados para una especie se han aplicado con éxito a especies filogenéticamente próximas. En el caso de las especies del género *Aquila* no se disponía aún de marcadores publicados, con lo que se hizo necesario desarrollarlos expresamente por la Estación Biológica de Doñana. Complementariamente, el estudio de variaciones en el ADN mitocondrial es particularmente adecuado para investigar estructuración genética.

ADN MITOCONDRIAL COMO MARCADOR GENÉTICO

Las mitocondrias son dobles cadenas circulares de ADN heredadas vía materna. Son varios los genes que conforman el genoma mitocondrial, y el nivel de variabilidad que presentan no es el mismo. Análisis de fragmentos de ADN mitocondrial y secuenciación directa de regiones específicas del genoma mitocondrial seguidos de amplificación por PCR son métodos ampliamente utilizados para la mayoría de estudios poblacionales. El citocromo b ha sido ampliamente utilizado en estudios intraespecíficos, debido a su relativa baja tasa de variabilidad. La región control se ha

usado en estudios poblacionales, por tratarse de la región más variable del genoma mitocondrial.

El citocromo b es una sección de ADN mitocondrial de alrededor de 1100 pares de bases cuya tasa de variación es relativamente baja, por ser un fragmento codificante de ADN. Esto significa que, comparando la secuencia de ADN de dos individuos de la misma especie, la coincidencia de bases va a ser muy elevada. Diferencias de más del 1% son significativas para designar a los individuos como pertenecientes a especies diferentes. En 1026 pares de bases analizadas, se han puesto de manifiesto 14 diferencias ($> 1\%$) lo que apoya definitivamente la tesis, elaborada previamente a partir de criterios de plumaje y comportamentales, de que el águila imperial ibérica es una especie diferente a la oriental.

Por otro lado, un estudio de la variabilidad genética en la región control del ADN mitocondrial es particularmente adecuado para investigar estructuración genética y por ello, el grado de aislamiento entre subpoblaciones o núcleos de cría disyuntos. Es un complemento ideal a la aplicación de marcadores de microsatélite, ya que se observan diferentes partes del genoma. La región control, RC, es el fragmento más variable dentro del genoma mitocondrial. Consta de tres dominios, denominados I, II y III. El dominio I es el que presenta una mayor variabilidad. Estudios de esta secuencia llevados a cabo en otras rapaces, como en el caso del alimoche (*Neophron percnopterus*), muestran del orden de 20 bases de diferencia intraespecífica. Por tanto, es una herramienta muy útil en estudios poblacionales.

APLICACIONES

El objetivo primero de este trabajo es conocer cómo se distribuye la variabilidad genética existente en la especie. Un estudio preliminar llevado a cabo en 1994 sobre la variabilidad en proteínas plasmáticas tuvo un resultado preocupante, ya que no se observó ninguna variabilidad. Nos encontraríamos con individuos clónicos, que ante una determinada amenaza, como podría ser una enfermedad vírica, van a tener la misma respuesta. Es decir, si un individuo enferma, se esperará que los demás enfermen también. Podría así ocurrir una mortandad que diezmará a la especie. Desde entonces, las técnicas se han afinado y la búsqueda de marcadores moleculares nos permitirá encontrar la variabilidad genética que permanece remanente en la especie.

El conocimiento de esta variabilidad nos permite saber si se produce flujo genético entre las diferentes poblaciones o si bien se trata de poblaciones genéticamente aisladas. El desarrollo de los marcadores microsatélite nos permite un exhaustivo seguimiento de los individuos. Estos marcadores van a ser la huella dactilar que va a caracterizar a nuestros ejemplares. Es por este motivo de gran interés conseguir el mayor número de muestras posible, sabiendo además que cuando se analiza la sangre de un pollo se obtiene también información acerca de sus progenitores. Se podrán hacer de esta forma análisis fiables de paternidad.

En caso de muerte, seremos capaces de determinar el origen preciso del individuo, identificando con exactitud no sólo la población, sino el nido del que procede. Si se producen cambios de pareja, podremos detectarlos a través de las muestras de sangre de la progenie, así como si se dan situaciones de cambio de territorio. Tendremos capacidad para asesorar en los programas de cría en cautividad

desde el punto de vista genético. Esto es, podremos aconsejar a la hora de elegir a la pareja de progenitores, en función de las características genéticas que más interesen en cada caso, teniendo en cuenta la zona en la que se pretenda realizar la reintroducción de los individuos criados en cautividad. También en este sentido será posible asesorar sobre una eventual translocación de pollos de un nido a otro.

Ante una falta de flujo genético, podremos asesorar sobre la introducción de individuos adecuados en zonas intermedias que pongan en contacto poblaciones. Estudiaremos la posible existencia de genotipos que tengan una contribución desproporcionada a la población, es decir, podremos conocer si hay individuos que se reproducen más que otros. En este punto, insistimos en la necesidad de hacer un seguimiento de varias cohortes que puedan aportarnos datos en años consecutivos.

CONCLUSIONES

Nuestra primera conclusión importante es una confirmación del estudio genético llevado a cabo por Seibold y colaboradores (1996) en el que la especie ibérica quedaba definitivamente separada de la europea.

Por otro lado, este estudio preliminar de la región control en el ADN mitocondrial nos deja entrever la baja variabilidad presente en ambas especies. El águila imperial oriental no es una especie que se encuentre en peligro de extinción. No ha pasado por un cuello de botella, al contrario que su congénere ibérica. Su área de distribución geográfica es significativamente mayor, extendiéndose por el sur de la Europa del este y en parte de Asia. Por el contrario, el águila imperial ibérica ha sufrido al menos un cuello de botella. Tiene un área de distribución geográfica limitada al cuadrante suroccidental de la península ibérica, lo que supone un espacio muy reducido. Sufre presiones humanas: el veneno que se presenta ahora como su mayor enemigo, la muerte ocasionada por tendidos eléctricos no adecuados, la muerte por disparo, la falta de comida. Este último aspecto se ve agravado por el hecho de tratarse de un super especialista, que basa su dieta en el conejo de campo. Las poblaciones de los mismos han sufrido severas regresiones debido a diversas enfermedades.

No sorprende por tanto encontrar una mayor variación en la especie europea. Es importante señalar en este punto que los ejemplares orientales provienen de la misma población, en tanto que las aves ibéricas son de poblaciones diferentes. Cabría por tanto esperar que análisis de diferentes poblaciones orientales revelen aún una mayor diferencia en el nivel de variabilidad con respecto a las ibéricas. Nuestros resultados demuestran una baja variabilidad actual de la especie ibérica. Estudios de ejemplares de museo de más de cien años podrán revelar si esta estos bajos niveles son una causa de las presiones y reducciones sufridas por la especie o si por el contrario responden a las diversas hipótesis que apuntan a una natural baja variabilidad.

Se ha estudiado la Región Control del ADN mitocondrial. Su alta tasa de sustituciones nucleotídicas (entre 2.6 y 5 veces superior a la del resto del genoma mitocondrial) ha permitido el análisis de estructura de población y filogenia intraespecífica de numerosas especies. En águila imperial, esta región tiene un tamaño de en torno a 1400 pares de bases. Está dividida en tres dominios, dos muy variables en secuencia y tamaño. El dominio I es hipervariable y ha sido el empleado en este estudio.

Es una zona que en águila imperial tiene un tamaño de unos 450 pares de bases. Se han aprovechado cebadores diseñados para otras especies de rapaces, en concreto los cebadores ThrF y FboxR, diseñados para quebrantahuesos.

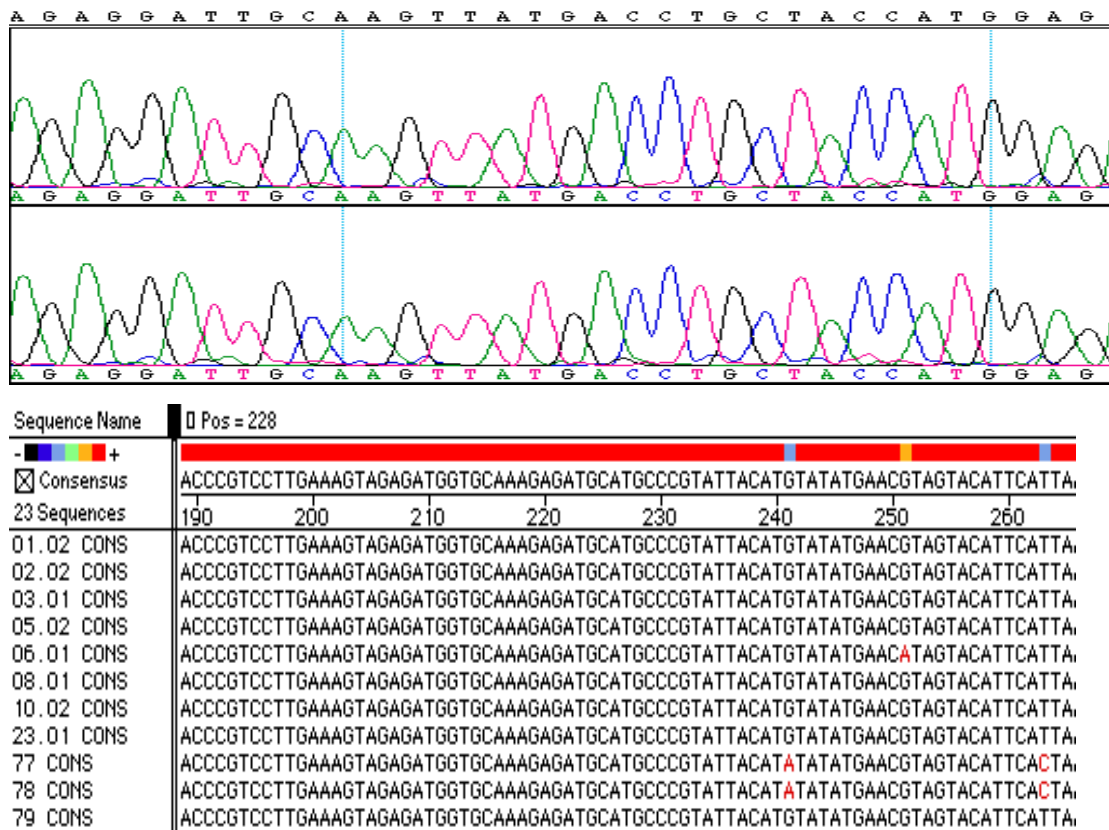
Por ahora se ha trabajado con material proveniente de muestra sanguíneas, el ADN extraído de ellas es de alta calidad. Se pretende sin embargo trabajar con material que permita un muestreo no invasivo. Interesa de forma particular el trabajo con plumas caídas. Esto se ha hecho ya con otras especies en el Laboratorio de Ecología Molecular de la Estación Biológica de Doñana. Con esta técnica se podrán identificar inequívocamente a un individuo a partir de tan solo una pluma.

Por otro lado, se está aislando con éxito ADN procedente de individuos de museo. Este tipo de muestreo presenta además un interés añadido que es la perspectiva histórica. El análisis de individuos de épocas anteriores a la depresión numérica que ha sufrido la especie nos permitirá comprobar si la baja variabilidad genética actual se produjo a raíz de la drástica disminución de efectivos o si por el contrario es característica de la especie. Se están estableciendo contactos con los museos que poseen las colecciones más importantes de águilas imperiales, tanto ibéricas como del este, en un intento de muestrear ejemplares de todas las zonas de distribución de ambas especies.

Para el trabajo con este material no invasivo, se han diseñado cebadores internos del Dominio I de la Región Control, que permiten una lectura completa del fragmento, pese a tratarse de ADN deteriorado. Por otro lado, se están desarrollando los marcadores de microsatélite para *A. adalberti*. Esta parte se halla en fase avanzada. Parte de este trabajo se ha llevado a cabo en el Laboratory of Genomic Diversity, del Instituto Nacional del Cáncer, en EEUU. Los marcadores de microsatélite constituyen en la actualidad los marcadores genéticos preferidos para estudios que van desde la identificación de individuos, los análisis de paternidad, la estima de relaciones de parentesco y la variabilidad y estructura genética de las poblaciones.

El único inconveniente es que este tipo de marcadores genéticos han de desarrollarse para cada especie en particular, lo que supone un trabajo costoso y técnicamente complejo. Pero en contrapartida tienen grandes ventajas sobre otro tipo de marcadores, entre las más significativas, una elevada tasa de mutación (lo que provoca altos niveles de polimorfismo en los diferentes loci) y la posibilidad de emplear la tecnología de la PCR, lo que permite trabajar con cantidades mínimas de ADN y con DNA de baja calidad.

Figura 1 Alineamiento de dos secuencias de ADN mitocondrial de dos ejemplares distintos y fragmentos de ADN mitocondrial comparado entre individuos distintos. Las diferencias individuales están resaltadas en rojo.



DINÁMICA DE LAS POBLACIONES - SIMULACION DE UNA SOLA POBLACIÓN

LOS PARAMETROS DEMOGRAFICOS NO SON SIEMPRE VARIABLES INDEPENDIENTES

Entre los mecanismos que pueden producir una desestabilización más rápida de lo previsto por los modelos en situaciones de pre-extinción destaca por su novedad e influencia la posible existencia de relaciones de dependencia entre los parámetros demográficos convencionales. En este capítulo podemos comprobar como un comportamiento anómalo, no previsto por la modelización convencional y perjudicial para la existencia de la población, se puede explicar como un caso de dependencia entre parámetros demográficos; en concreto entre la mortalidad anual adulta y la fecundidad.

INTRODUCCION

Las expectativas de persistencia de las poblaciones es un tema crucial en la biología de la conservación. Saber con precisión cuales son los mecanismos que evitan o aceleran los procesos de extinción es un punto central de la ecología de poblaciones. La batería de métodos disponibles en la actualidad para hacer proyecciones de las perspectivas de supervivencia y probabilidades de extinción de pequeñas poblaciones ha experimentado un importantísimo avance con la incorporación de variadas técnicas de simulación, tanto deterministas como estocásticas, así como un considerable desarrollo de la formulación en ecuaciones más clásicas.

En general, cada vez se dispone de métodos mas sofisticados y precisos para realizar proyecciones sobre la futura evolución de las pequeñas poblaciones. Sin embargo, dos aspectos siguen indicando que aún no están del todo comprendidos los mecanismos internos de regulación o de desequilibrio de las poblaciones. Es relativamente fácil encontrar ejemplos de poblaciones silvestres de pequeño tamaño que han existido un tiempo históricamente documentado mucho mayor que el previsto por los modelos, lo que induce a pensar que pueden existir mecanismos no descritos que amortigüen fluctuaciones, como es el caso que ya hemos estudiado del efecto amortiguador de la variación densodependiente de la edad de la primera reproducción. Por otra parte, también se pueden encontrar ejemplos de extinciones que se han producido con mayor rapidez de la prevista, indicando que algunos mecanismos de desestabilización no descritos pueden estar actuando y causar o ayudar a la definitiva extinción, en lo que se ha denominado el vórtice de la extinción.

En las formulaciones tradicionales de dinámica de poblaciones, los parámetros más relevantes, esto es, fecundidad, mortalidad anual adulta y mortalidad juvenil se consideran variables matemáticamente independientes, considerando únicamente el efecto que el tamaño de la población, a través de la densidad, puede tener sobre la fecundidad, en el conocido fenómeno de regulación densodependiente. Así, en la formulación clásica de las matrices de vida/fecundidad de hembras de Leslie o su transformación para el caso particular de especies de larga vida y periodos de inmadurez prolongados de Mertz las variables fundamentales de la demografía son tratadas como

variables independientes. Pero puede que esto no sea siempre así. En este capítulo analizaremos un comportamiento anómalo registrado en una pequeña población de Aguilas Imperiales situada en el Parque Nacional de Doñana y comprobaremos como las posibles relaciones de dependencia entre los parámetros demográficos pueden ayudar a acelerar los procesos de extinción.

MATERIAL Y METODOS

El estudio se realiza en la población de Aguilas Imperiales de Doñana, cuya evolución esta bien documentada desde finales del siglo XIX hasta nuestros días. Durante este largo periodo la población ha pasado por dos hitos bien diferenciados, uno desde 1890 hasta 1970 de crecimiento desde 2 parejas hasta alcanzar el límite de capacidad del área, estimado en 15-16 parejas, y otro desde 1994 hasta 2000, en el cual la población decreció rápidamente, pasando de 16 a tan solo 8 parejas. El periodo intermedio se caracterizó por una elevada estabilidad poblacional.

Para el análisis se utilizan los datos de los archivos de la Estación Biológica de Doñana así como diarios no publicados y la información de este mismo autor ha recopilado personalmente desde 1985. Tenemos los datos relativos a numero de parejas presentes, tamaño de puesta y numero de volantones (productividad = numero de volantones/ pareja presente en la población).

Para el análisis de las tendencias poblacionales utilizamos el mismo modelo de simulación basado en el individuo descrito en un capitulo anterior, con la incorporación de la variación densodependiente de la edad de la primera reproducción.

RESULTADOS

Como se ve en la figura 1, la evolución de la población de Doñana ha sido ascendente desde 1810 hasta 1970, y como consecuencia la evolución de la productividad (numero de volantones por pareja presente en la población) ha sido inversa, disminuyendo desde valores de 1.59 hasta estabilizarse en torno a 0.75. Este fenómeno bien conocido en dinámica poblacional se llama depresión densodependiente de la fecundidad. Existen dos hipótesis básicas para explicar este mecanismo. Una hipótesis conocida como “interferencia” propugna que al aumentar la densidad de la población, el número de encuentros agonísticos también aumenta, provocando un aumento en el gasto de defensa territorial y, por tanto, una disminución de la energía y tiempo disponibles para otras actividades como las reproductivas. Otra hipótesis alternativa es la conocida como “heterogeneidad de hábitat” que defiende que la depresión de la fecundidad se produce porque al aumentar el numero de individuos, una creciente proporción de ellos se ven obligados a criar en hábitat marginales subóptimos, al estar llenos los hábitats óptimos. Esto provocaría una disminución del valor medio de productividad para la población aunque su efecto sería desigual entre las parejas que la componen. En el caso del águila, la regulación densodependiente de la productividad, como sabemos por estudios anteriores, sigue un modelo de heterogeneidad (Ferrer and Donazar 1996). Sea cual fuere el modelo de depresión de la fecundidad, una disminución de la fecundidad con el aumento de la densidad esta previsto, pero también un aumento de la fecundidad con la disminución de la densidad, ya que ambas curvas tienen una relación inversa muy significativa.

Sin embargo, tal y como podemos observar en la parte derecha de la figura 1, desde 1994, cuando la población de Doñana inicia su declive, la curva de fecundidad disminuye en paralelo, es decir presenta una relación significativa con la densidad pero de carácter positivo. Justamente, la evolución de la productividad durante la caída de la población es la contraria a la esperada bajo cualquier hipótesis de depresión de la fecundidad.

La mortalidad anual adulta del Aguila Imperial se estima en un 6% anual (Ferrer and Calderón 1990). En esas condiciones la población crece hasta alcanzar la capacidad de carga del medio, si los demás parámetros están dentro de rangos normales. Este ha sido el valor medio de la mortalidad anual adulta estimada para el periodo de 1974 a 1994 (Ferrer and Calderón 1990). Esto significa que en la población de Doñana deberían de morir entre 1 y 2 adultos al año. Sin embargo en el periodo de 1994 en adelante, la mortalidad adulta se ha disparado, llegando a encontrarse hasta 6 cadáveres de adulto en un solo año, lo que supone un incremento mínimo de la mortalidad anual adulta de un 300% con respecto al valor esperado.

En un modelo de simulación analizamos el efecto de este incremento de la mortalidad adulta sobre la fecundidad, sin obtener ninguna variación con lo previsto por la hipótesis de densodependencia: La fecundidad debería subir al quedar disponibles más territorios de calidad y por tanto, la varianza en la fecundidad entre parejas debería bajar y subir la media. Sin embargo, realizamos una segunda simulación introduciendo en el programa la consideración de que la reproducción del Aguila Imperial comienza en enero y dura hasta finales de septiembre, y que al menos durante los 6 primeros meses del ciclo es absolutamente necesario el concurso de los dos adultos para sacar adelante la reproducción, y por tanto si uno de los dos adultos muere durante los primeros 6 meses del año, ese territorio fracasa.

Con esta modificación, el programa reproducía el patrón observado de descenso de productividad incluso en un escenario de regulación densodependiente por heterogeneidad.

DISCUSION

Las simulaciones convencionales o no, incluida la simulación basada en el individuo, consideran la reproducción como un evento instantáneo, es decir, en el paso de programa correspondiente, se calcula que aves van a morir y mueren en ese instante. Este procedimiento elimina en la práctica cualquier influencia que la fecha de la muerte pudiera tener sobre el comportamiento de la población. Dada la relación entre fecundidad y mortalidad adulta, mediada por la fecha en que esta última tenga lugar, esa forma de proceder es en la práctica imponer la independencia paramétrica entre estas dos variables.

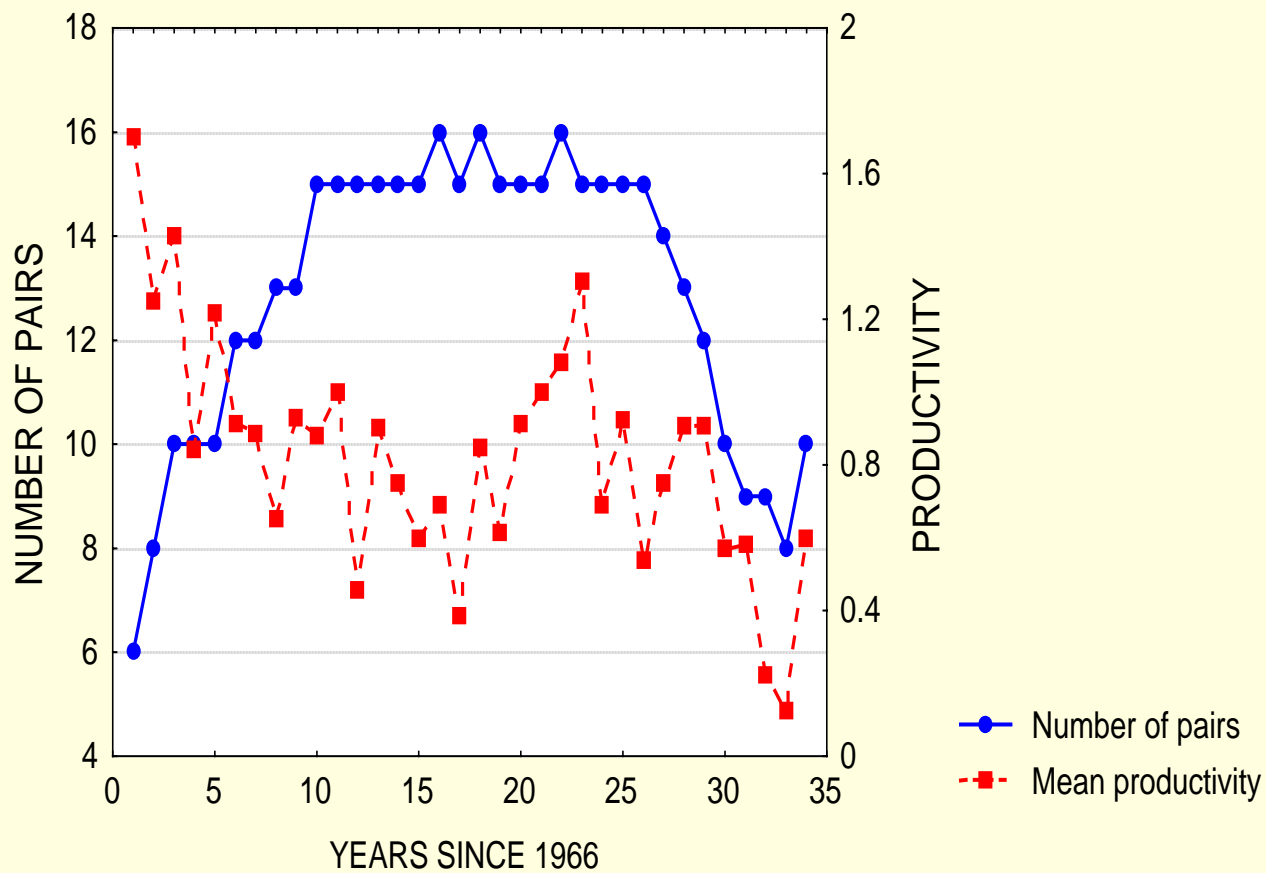
En la forma de abordar el problema desde la formulación de ecuaciones más clásica, como es el caso de las matrices de Leslie para hembras, o las ecuaciones derivadas de dicha tabla por Mertz, los parámetros demográficos son por completo independientes, siendo imposible por tanto reflejar el fenómeno descrito y predecir el comportamiento observado en la población. Ninguna de las dos familias de aproximaciones nos hubiese, por tanto, predicho la evolución de la población en condiciones extremas de mortalidad adulta.

Las matrices de Leslie y sus derivadas, así como otras ecuaciones de crecimiento y la simulación con eventos instantáneos, pueden ser consideradas aproximaciones validas para aquellos casos en los que los parámetros de mortalidad se muevan en rangos biológicamente normales, pero no son buenas aproximaciones necesariamente cuando los parámetros demográficos se sitúan en valores anormalmente fuera de rango, como ocurre típicamente en situaciones de pre-extinción. Así pues, podríamos decir que la formulación clásica de demografía de aves, esto es:

$$R_0 = e/2 [\beta / (1-p)], \quad 1 = \sum \lambda^x l(x) m(x), \quad \lambda^5 - p\lambda^4 - \beta (e/2) = 0$$

Y otras aproximaciones al índice finito de incremento natural son solo casos particulares de una ecuación más general en la que las posibles relaciones de dependencias entre parámetros están contempladas.

EVOLUTION OF DOÑANA EAGLE POPULATION



EFFECTO DE LA REPRODUCCION DE JÓVENES SOBRE LA FECUNDIDAD DE LA POBLACION

Se han estudiado 237 intentos de reproducción de Águilas Imperiales Ibérica durante 19 años en el Parque Nacional de Doñana, incluyendo entre ellos 29 casos de reproducción en los que al menos un individuo de la pareja presentaba un plumaje no adulto (juvenil), con la intención de investigar los efectos sobre la fecundidad de la reproducción de juveniles. Sin considerar el efecto de la calidad del territorio, las parejas de adultos fueron significativamente más productivas que las parejas con algún miembro en plumaje inmaduro (parejas mixtas). También se encontró evidencias de un emparejamiento preferente según la edad, siendo mas frecuente de lo esperado al azar los emparejamientos adulto-adulto. Las diferencias altamente significativas en la fecundidad entre diferentes territorios resultaron independientes de la clase de edad que los ocupara. Los territorios de baja calidad fueron ocupados por parejas mixtas con mayor frecuencia, mientras que los territorios de alta calidad fueron ocupados mayoritariamente o de forma exclusiva por adultos. Por tanto, edad y calidad de territorio están interrelacionados. Si consideramos las diferencias en la probabilidad de ocupación por inmaduros de los diferentes territorios, las evidencias de emparejamiento selectivo entre edades desaparecen. Descontando el efecto de la calidad de territorio, no encontramos ningún efecto de la edad en los parámetros reproductivos ni en la fecundidad global de la población.

INTRODUCCION

Varios estudios han relacionado la edad de los parentales con su éxito reproductivo, especialmente en aves (Newton 1979, Sæther 1990, Hamer and Furness 1991, Sydeman et al. 1991, Wooller et al. 1990, Desroschers 1992, Desroschers and Magrath 1993, Hepp and Kennamer 1993, Forslund and Pärt 1995). En la mayor parte de los vertebrados, los individuos jóvenes pero sexualmente maduros tienen tasa reproductivas más bajas que los adultos. Los adultos de muchas especies de aves nidifican antes en la época reproductora, tienen puestas mayores y mayor éxito reproductivo que los jóvenes conespecíficos (Lack 1968, Pianka and Parker 1975, Charlesworth 1980, Curio 1983, Clutton-Brock 1988, Newton 1989, Sæther 1990, Forslund and Pärt 1995). Entender como la edad afecta el éxito reproductivo es importante para los estudios de dinámica de poblaciones y, por tanto en biología de la conservación.

El Águila Imperial Ibérica es el ave de presa más amenazada de Europa y una de las más escasas del mundo (Collar and Andrew 1988). Su población mundial se estima en poco mas de 120 parejas (Ferrer 1993a). La población de Águilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana consiste en 15-16 parejas nidificando a alta densidad (ocupando 20.000 ha de habitat disponible y con un territorio medio de 1.200 ha por pareja, Ferrer 1993b). La población de águilas de Doñana esta aparentemente separada de las demás poblaciones de la especie, estando la más cercana situada a mas de 300 Km.

Típicamente, las parejas nidificantes están compuestas por dos individuos adultos, pero en algunas ocasiones aparecen parejas mixtas o parejas con dos individuos

inmaduros. La participación de individuos no adultos en la reproducción ha sido bien descrita en la población de Doñana (Valverde 1960, Ferrer and Calderón 1990). La nidificación de individuos en plumaje no adulto ha sido interpretada como una consecuencia de elevada mortalidad adulta y el consiguiente aumento en el número de (Steenhof et al. 1983, Newton 1992). Sin embargo, el reemplazamiento con ejemplares jóvenes podría tener como consecuencia una reducción en la fecundidad media de la población. En este capítulo examinaremos la calidad del territorio como un efecto adicional a la edad que no ha sido usualmente considerado en los estudios sobre el efecto de la edad en la reproducción. En aves territoriales la calidad del territorio puede diferir de forma importante entre distintas parejas (Newton 1979, Högstedt 1980, Newton 1991, Ferrer and Donazar 1996). La edad de la pareja ha sido correlacionada con la calidad del territorio, tendiendo los inmaduros a ocupar los territorios de menor calidad (Newton et al. 1981, Steenhof et al. 1983). Las parejas mixtas de Águilas Imperiales ocupan hábitats donde la presencia humana es más intensa (González et al., 1992). Además, la calidad del territorio es uno de los factores limitantes que más afectan al éxito reproductivo en situaciones de alta densidad siendo los territorios de baja calidad los que registran los valores más bajos de fecundidad (Dhondt et al. 1992, Ferrer and Donazar 1996).

La intención de este capítulo es investigar las diferencias en fecundidad dependientes de la edad en la población de Águilas Imperiales de Doñana y su efecto en la productividad media, considerando las diferencias en calidad de territorios como un posible efecto de confusión.

MÉTODOS

Area de estudio

El estudio se ha realizado en el Parque Nacional de Doñana, al suroeste de España (37°N, 6°30'W) utilizando información del periodo 1976-1995. Tres tipos característicos de hábitat se pueden distinguir en el área: 1) Matorral mediterráneo, formado por *Halimium spp.*, *Cistus libanotis*, *Erica spp* con alcornoque aislados (*Quercus suber*), pequeños bosquetes de pinos piñoneros (*Pinus pinea*), y plantaciones de *Eucalyptus spp.*; 2) Marisma, principalmente cubierta de *Scirpus spp.*, inundadas en invierno y secas en verano; y 3) Dunas costeras, con vegetación principalmente de *Ammophila arenaria*, *Corema album*, y *Juniperus phoenicia*. El clima es del tipo mediterráneo con influencia del Atlántico. Una descripción detallada de esta área se puede encontrar en Rogers and Myers, (1980).

La especie

El Águila Imperial Ibérica es una rapaz de tamaño grande (2500-3500 g), sedentaria y territorial, con una baja tasa reproductiva (0.75 pollos por pareja y año), un periodo de inmadurez de 4-5 años y una longevidad estimada de 21-22 años (Ferrer and Calderón 1990). En el Águila Imperial se pueden distinguir con facilidad tres tipos de plumajes: 1) juveniles, con un color uniforme ocre claro que permanece hasta los tres años de edad; 2) subadulto, con manchas negras sobre un fondo ocre claro, presente en ejemplares de 4-5 años; y 3) adultos, predominantemente negros con las características manchas claras en el borde de las alas y en las pequeñas escapulares de la espalda,

presente en aves de 5 años en adelante. Estas diferencias de plumaje facilitan la localización de parejas mixtas (uno de los dos ejemplares en plumaje no adulto).

Las águilas emparejadas son territoriales y los territorios se defienden vigorosamente y su uso es exclusivo durante todo el año. En contraste, las águilas no emparejadas no son territoriales (Ferrer 1993b) y se mueven entre diferentes zonas de asentamiento temporal, incluyendo retornos a la población natal durante todo el año (Ferrer 1993c).

Datos y análisis estadísticos.

Utilizamos datos de los archivos de Doñana del periodo 1976-1995, un periodo durante el cual la población permaneció estable (Ferrer and Donazar 1996) y las visitas a los nidos fueron consistentes. Las visitas se realizaron con 2-3 personas, una de las cuales subía al nido para registrar el estado reproductivo y examinar huevos o pollos. Los nidos se visitaron tres veces durante la estación reproductora (febrero-septiembre): una vez para determinar el tamaño de puesta, otra para determinar número de pollos y la última para anillar, medir, pesar y, en su caso radiomarcarse a los jóvenes volantones antes del abandono del nido (cuando los pollos tenían al menos 50 días de vida). En este capítulo consideramos la fecha de puesta, el número de huevos, número de pollos y el número de volantones como medidas de productividad.

En total analizamos 237 intentos de reproducción durante los 19 años del estudio. Los nidos estaban situados en alcornoque, pinos y eucaliptos no lejos del borde de la marisma. Delimitamos 16 territorios en un mapa del Parque Nacional de Doñana en el que se representaron todas las localizaciones precisas de los nidos durante los 19 años. Se consideró territorio un área con una alta concentración de nidos a lo largo de los años (Ferrer and Donazar 1996). Localizaciones sucesivas de diferentes nidos se consideraron en el mismo territorio si la distancia entre localizaciones fue menor que la distancia media entre nidos activos del mismo año determinadas en Doñana. (3.5 km.).

Debido a la variación interanual, ajustamos el tamaño de puesta, el número de pollos y la productividad (número de volantones) para controlar el efecto del año substrayendo la media anual de los valores individuales cada año, obteniendo así unos valores relativos. A la fecha de puesta se le asignan valores numéricos considerando la fecha más temprana de cada año como día 1. Los valores negativos estandarizados indican puestas más tempranas que la puesta media del año, mientras que valores positivos indican puestas más tardías. Para los valores de tamaño de puesta, número de pollos y productividad, valores negativos indican valores inferiores a la media mientras que valores positivos indican mejores valores que la media de cada año. La varianza de estas medidas no fue significativamente heterogénea entre años.

Utilizamos test de signos-rangos de Kruskal-Wallis y Wilcoxon como métodos no paramétricos. El efecto de la edad y del territorio se testó para todas las variables relativas a la reproducción. Después, corregimos los datos para eliminar el efecto del territorio testando diferencias entre adultos y parejas mixtas en los mismos territorios, utilizando para ello exclusivamente los diez territorios donde han aparecido alguna vez individuos en plumaje no adulto. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete estadístico Statgraphics (Manugistics, Inc. 1992), y BMDP (Dixon and Brown 1983). Para evitar problemas relacionados con pseudoreplicación debido a la previsible

fideliad de las águilas a la pareja y al territorio en esta especie de larga vida, se realizaron Análisis de la varianza de dos vías para muestras repetidas (BMDP 3V, Dixon and Brown 1983). Utilizamos una aproximación de máxima verosimilitud restringida para la obtención de los coeficientes fijos y aleatorios del modelo. Consideramos diferencias significativas si $P < 0.05$.

Modelos de simulación.

Siguiendo a Reid (1988), utilizamos modelos de simulación para generar la distribución esperada de los emparejamientos inmaduro-inmaduro, inmaduro-adulto y adulto-adulto, considerando el efecto de la estabilidad de la pareja y, como una nueva aportación, la diferente probabilidad entre territorios de ser ocupados por inmaduros. Para ello, los emparejamientos fueron simulados en una población hipotética de 237 parejas. En esta población simulada, asumimos una tasa de mortalidad anual adulta de 0.06 por año (Ferrer and Calderón 1990).

En el primer modelo, examinamos la sensibilidad de la distribución de emparejamientos a los cambios en la estabilidad de la pareja (la proporción de parejas con los dos individuos vivos que no se divorcian), asumiendo que todos los territorios pueden ser ocupados por inmaduros con igual probabilidad. Después de cada reproducción, un porcentaje fijo de la población (94%) continua hasta la siguiente reproducción. Los individuos eliminados por mortalidad son escogidos al azar. Entre las parejas en las que los dos sobreviven, un porcentaje (igual a 1- estabilidad de parejas) cambia de pareja. Los ejemplares que pierden su pareja, ya sea por mortalidad o por divorcio, eligen una nueva al azar de nuevos ejemplares o de otros reproductores experimentados que han perdido también su pareja, sin ninguna selección de clase de edad. Con la intención de hacer comparable la salida de la simulación con los datos de campo, en cada reproducción simulada, el número de individuos totales en plumaje inmaduro que cambia a plumaje adulto esta ajustado a la mortalidad adulta, manteniendo así la proporción de adultos/juveniles en la población igual a 434/40 (ver tabla 1).

El segundo modelo de simulación era muy similar al primero pero consideraba que la probabilidad de ocupación de territorios por inmaduros no era igual para todos los territorios. Asumimos que la ocupación de un territorio por un inmaduro era sólo posible si la proporción observada de ocupación por inmaduros durante los 19 años de datos reales de ese territorio era mayor que un cierto valor. En consecuencia, sólo una fracción de los 16 territorios tenía una elevada probabilidad de ser ocupado por un inmaduro.

En ambos modelos la simulación empezaba con 237 parejas (208 parejas adulto-adulto, 11 parejas inmaduro-inmaduro y 18 parejas inmaduro-adulto, ver tabla 1) y las ejecutamos durante 100 reproducciones para permitir a la población simulada alcanzar una distribución estable.

RESULTADOS

Composición por edades y emparejamiento selectivo.

Durante los 19 años del estudio se registraron 29 intentos de reproducción con participación de ejemplares inmaduros (12,2% del total, $n=237$, Tabla 1). El número de parejas de inmaduros alcanzó un máximo en 1992, año en que el 30,8% de los reproductores de la población eran ejemplares con plumaje no adulto, y las parejas mixtas suponían el 46,1% de las parejas totales. Durante los 19 años, el 7,2% ($n=17$) de los machos nidificantes fueron inmaduros y el 9,9% de las hembras (las diferencias no son estadísticamente significativas, $\chi^2=0.93$, $df=1$, $P=0.342$).

Los resultados de las simulaciones se presentan en la tabla 2. El primer modelo, esto es, todos los territorios disponibles para los inmaduros y sin selección según el plumaje en los emparejamientos, generó una distribución de emparejamientos que no era significativamente diferente de la observada sólo cuando la estabilidad de parejas era del 100%. Con valores de estabilidad tan altos como el 95% aparecían diferencias significativas (Tabla 2), con más parejas inmaduro-adulto y menos parejas inmaduro-inmaduro y adulto-adulto que las observadas en los datos reales. Estas diferencias aumentaban al disminuir los valores de estabilidad de parejas.

Los resultados del segundo modelo de simulación (es decir, no todos los territorios disponibles para los inmaduros) se presentan en la tabla 2. Cuando los territorios que pueden ser ocupados por inmaduros se limitaron a 7 (es decir, territorios con un porcentaje de ocupación por inmaduros real durante los 19 años superior al 5%), no aparecen diferencias entre la distribución generada y observada de emparejamientos, incluso para valores de estabilidad de parejas del 80% (Tabla 2). En los datos reales, esos 7 territorios (43.7% del total) han acumulado el 82.3% de los inmaduros observados ocupando territorios.

Efecto de la edad en la reproducción.

Los parámetros reproductivos no son diferentes si el miembro inmaduro de la pareja es el macho, la hembra o los dos (Tabla 3). Este resultado sin embargo, debe ser interpretado con precaución porque la potencia estadística es baja en este caso. De aquí en adelante, nos referiremos a todas las parejas con al menos un ejemplar en plumaje inmaduro como pareja inmadura.

Todos los parámetros reproductivos menos la fecha de puesta mostraron diferencias significativas entre parejas inmaduras y adultas (Tabla 4). Aunque los adultos iniciaron la puesta antes que los inmaduros (5.7 días antes), las diferencias no fueron significativas (Tabla 4). La edad de la pareja tiene efecto significativo sobre el número de huevos puestos (Tabla 4); las parejas inmaduras ponen 1.00 huevos de media, comparado con 2.06 huevos que ponen las parejas adultas. El número de pollos también se incrementa con la edad de la pareja (Tabla 4), con un número medio de 1.07 pollos en parejas adultas frente a 0.48 pollos en parejas inmaduras. La edad tiene un efecto significativo en la productividad (Tabla 4). Las parejas de inmaduros producen una media de 0.41 volantones comparado con 0.88 jóvenes por pareja en el caso de las parejas adultas.

Calidad del territorio y productividad.

Utilizando todos los datos de productividad juntos, la fecha de puesta, el tamaño de puesta, número de pollos y productividad difiere entre los 16 territorios (ANOVA para medidas repetidas. Fecha de puesta: F-statistic=3.08, df=15, 108, $P<0.001$; tamaño de puesta: F-statistic=2.19, df=15, 174, $P=0.008$; número de pollos: F-statistic=2.32, df=15, 199, $P=0.004$; productividad: F-statistic=2.98, df=15, 203, $P<0.001$).

Para eliminar el efecto de la edad, realizamos el mismo tipo de análisis pero considerando sólo los datos de parejas adulto-adulto. Nuevamente, todos los parámetros reproductivos difirieron significativamente entre los 16 territorios (ANOVA para medidas repetidas. Fecha de puesta: F-statistic=3.05, df=15, 98, $P<0.001$; tamaño de puesta: F-statistic=1.93, df=15, 150, $P=0.024$; número de pollos: F-statistic=2.21, df=15, 171, $P=0.007$; productividad: F-statistic=2.89, df=15, 175, $P<0.001$). Los valores reproductivos más elevados se encontraron en el territorio número 9, con un tamaño de puesta medio de 2,75 huevos, un número de pollos de 1,7 y una productividad de 1,6 volantones por año. Este territorio nunca ha sido ocupado por águilas inmaduras. Los valores reproductivos más bajos se encontraron en el territorio número 14, con un tamaño medio de puesta de 0.83 huevos, un número medio de pollos de 0.80 y una productividad de 0.33 volantones por año. Durante el periodo de 19 años analizado, el 50% de las parejas que ocuparon este territorio fueron parejas inmaduras.

Durante todo el periodo estudiado, solamente 10 de los 16 territorios fueron ocupados al menos una vez por inmaduros. Si consideramos solo los datos de los territorios cuando estaban siendo ocupados por parejas de adultos, la productividad de los territorios está fuertemente correlacionada con la proporción de inmaduros observados ocupando esos territorios ($r=-0.623$, df=1,14, $P=0.009$, Fig. 1).

Efecto específico de la edad en la productividad.

Para eliminar el efecto de la calidad del territorio, comparamos los parámetros de fecundidad relativa entre parejas de inmaduros y de adultos presentes en los mismos territorios con una test no paramétrico de signos-rangos de Wilcoxon en los 10 territorios ocupados al menos una vez por inmaduros. No encontramos diferencias significativas en la fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pollos o productividad (Tabla 4).

Comparando las parejas de adultos y las de inmaduros por separados para cada uno de los 10 territorios utilizando un test de Kruskal-Wallis, no encontramos diferencias significativas dependientes de la edad de la pareja en ninguno de los parámetros reproductivos en ninguno de los territorios.

La productividad anual de la población no estaba correlacionada con la proporción de parejas de inmaduros observadas por año ($r=-0.335$, df=1,18, $P=0.148$); tampoco con la proporción de individuos inmaduros en la población reproductora ($r=-0.003$, df=1,18, $P=0.420$, Fig. 2). No encontramos relación significativa entre el coeficiente de variación de la productividad y el porcentaje de parejas inmaduras ($r=-0.637$, df=1,18, $P=0.339$), o el porcentaje de individuos inmaduros en la población reproductora ($r=0.118$, df=1,18, $P=0.855$).

DISCUSION

Emparejamiento selectivo.

La proporción de parejas de inmaduros de la población de Águilas Imperiales del parque Nacional de Doñana es mayor que otras descritas para poblaciones de otras especies de águilas de gran tamaño (Newton 1979, Steenhof et al. 1983) pero similar a la descrita para otras poblaciones de rapaces (Newton et al. 1981). No obstante, de acuerdo con Newton (1979), la nidificación de jóvenes es variable y esta habitualmente asociada a la tasa de mortalidad adulta, como ha sido descrito en Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*, Ratcliffe 1980) y la propia Águila Imperial Ibérica (Valverde 1960, Ferrer and Calderón 1990).

En este estudio, los resultados de las simulaciones del primer modelo, esto es, no selección de edad y todos los territorios disponibles para inmaduros, generó una distribución no significativamente distinta de la observada solo cuando la estabilidad de las parejas era del 100%. De acuerdo a los datos procedentes de otras especies, valores de estabilidad tan altos como el 100% son poco realistas (Reid 1988). En consecuencia, asumimos que la estabilidad de pareja en el Águila Imperial Ibérica, aunque desconocida, puede estimarse entre el 80% y el 95%. Utilizando esos valores, los resultados de la primera simulación difieren significativamente de la distribución de emparejamientos observados, indicando una clara tendencia a emparejarse selectivamente entre las dos clases de edad/plumaje. De acuerdo con algunos autores (Newton et al. 1981, Steenhof et al. 1983), el emparejamiento selectivo podría ser el resultado de una elección deliberada. Como en general las parejas adulto-adulto parecen más productivas que las parejas de inmaduros, el emparejamiento de un adulto con otro podría ser ventajoso. La distribución de frecuencias observadas podría aparecer por una preferencia de los adultos por otros adultos, lo que inevitablemente resultaría en una frecuencia mayor de la esperada en parejas de inmaduro-inmaduro.

Sin embargo, Newton et al. (1981) sugirieron otra explicación alternativa que no implica ninguna elección deliberada basada en la mayor fecundidad de las aves adultas. El emparejamiento selectivo puede ocurrir de forma pasiva si los individuos inmaduros ocupan con mayor frecuencia unos territorios que otros (ver arriba). De hecho, durante los 19 años del estudio, 6 de los 16 territorios nunca han sido ocupados por inmaduros y 3 más lo han sido con una frecuencia menor del 0.05. En la segunda simulación, que tiene en cuenta la diferente probabilidad de ocupación por inmaduros entre los diferentes territorios, no encontramos evidencia de emparejamiento selectivo en nuestros datos. En consecuencia no necesitamos ninguna asunción acerca de selección de edad/plumaje para generar una distribución similar a la observada, y considerar la existencia de diferencias entre territorios en la probabilidad de ocupación por parte de inmaduros es suficiente.

La aparición de inmaduros con mayor frecuencia de lo esperado en ciertos territorios se ha documentado en otras especies (*Accipiter nisus*, Newton et al. 1981, *Aquila chrysaetos*, Steenhof et al. 1983, *Pica pica hudsonia*, Reese and Kadlec 1985), incluyendo algunas que nidifican en colonias (*Rissa tridactyla*, Wooller and Coulson 1977). Una diferente tasa de renovación por mortalidad o emigración es la explicación

más probable para las diferencias entre territorios en la probabilidad de ocupación por individuos inmaduros (Steenhof et al. 1983).

Edad y nidificación.

Diferencias específicas de fecundidad asociadas a la edad se han descrito para muchas especies de aves (Sæther 1990), pero hay algunas excepciones (Sæther 1990, Forslund and Larsson 1992, Hepp and Kennamer 1993). Como en muchos estudios publicados, sin considerar el efecto de la calidad del territorio, las Águilas Imperiales Ibéricas incrementan su éxito reproductivo con la edad. Las parejas de adultos tienen un éxito reproductivo significativamente mayor que las inmaduras en todos los parámetros analizados excepto en la fecha de puesta. Las parejas de adultos tienen significativamente mayores tamaños de puesta, número de pollos y volantones que los inmaduros. Aunque los adultos inician antes la puesta que los inmaduros, las diferencias no son estadísticamente significativas. Así pues, el patrón general es que las parejas de adultos se reproduzcan mejor que las parejas inmaduras. Esta tendencia ha sido explicada por una mejora de las capacidades de los ejemplares con la edad (i.e. constraint hypothesis: Curio 1983, Nol and Smith 1987, Partridge 1989) y/o un incremento en el esfuerzo reproductivo como respuesta a la disminución del valor reproductivo residual (i.e. restraint hypothesis: Williams 1966, Gadgil and Bossert 1970, Pianka and Parker 1975, Charlesworth 1980). Sin embargo, los estudios en el pasado no han distinguido siempre entre los efectos de la edad y de la calidad del territorio asociada, variables que están interrelacionadas (ver Newton 1991).

Reproducción y territorio.

Diferencias en los parámetros reproductivos entre territorios o lugares de nidificación han sido menos analizados que las diferencias entre edades. No obstante, se han descrito diferencias significativas en el éxito reproductivo entre territorios o lugares de nidificación en algunas especies de aves (Newton and Marquiss 1976, Woller and Coulson 1977, Högstedt 1980, Newton et al. 1981, Steenhof et al. 1983, Dhondt et al. 1992, Kempnaers and Dhondt 1992, Ferrer and Donázar 1996).

Los parámetros reproductivos del Águila Imperial Ibérica varía significativamente entre territorios. Los territorios difieren en la distancia al borde de la marisma, que soporta la más alta densidad de conejos, *Oryctolagus cuniculus*, presa básica para el águila (see Ferrer and Donázar 1996). Los territorios cercanos al borde de la marisma tienen un éxito reproductivo mayor en todos los parámetros reproductivos que otros territorios (no solo mayores valores medios sino también menor coeficiente de variación, ver Ferrer and Donázar 1996). Los territorios difieren significativamente en la fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pollos y número de volantones (también en el estado de nutrición de los pollos, Ferrer, 1994). Mas aún, esas importantes diferencias permanecen altamente significativas cuando solo se analizan los datos de ocupación de adulto-adulto. Por tanto, esas diferencias de calidad entre territorios son independientes de la clase de edad que los ocupe. Estas diferencias han sido explicadas de diferentes formas; por diferencias en la disponibilidad de alimento, por el grado de molestia antrópica, factores de mortalidad, etc. (Newton and Marquiss 1976, Newton et al. 1981, Ferrer and Donázar 1996).

La productividad de los territorios, considerando solo datos de parejas adulto-adulto, muestran una relación negativa con la proporción de inmaduros que han sido observados ocupándolos. Por tanto, los territorios de baja calidad son más frecuentemente ocupados por parejas inmaduras, mientras que los territorios de alta calidad lo son por adultos en mayor proporción o exclusivamente. En consecuencia, el efecto del territorio es un componente importante que debe ser controlado antes de cualquier análisis del efecto de la edad en la fecundidad.

Efecto específico de la edad en la fecundidad.

No hemos encontrado ningún efecto significativo en la fecundidad relacionado con la edad, después de controlar los efectos de la calidad del territorio. En contra de la mayoría de estudios publicados hasta ahora, no encontramos diferencias entre parejas adultas e inmaduras en la fecha de puesta, tamaño de puesta, número de pollos o número de volantones cuando comparamos los parámetros relativos de fecundidad entre parejas de adultos y de inmaduros ocupando el mismo territorio.

Sugerimos por tanto, que los estudios en el pasado pueden haber detectado diferencias entre edades por que no han separado los efectos de la calidad del territorio, variable que puede estar muy correlacionada con la edad. De hecho, nosotros encontramos diferencias entre edades en la fecundidad muy similares a las descritas por otros autores en otras especies cuando no descontamos el efecto de la calidad del territorio. Asumir que las poblaciones no homogéneas en vez de heterogéneas y espacialmente estructuradas puede llevar a numerosas malas interpretaciones (Dutuille 1993). Cuando los datos fueron corregidos según la fecha de puesta, parámetro muy relacionado con la calidad del territorio, las diferencias dependientes de la edad desaparecen (Forsslund and Larsson 1992, Hepp and Kennamer 1993). Por otra parte, Perdeck and Cavé (1992) concluyeron que en la Focha Común (*Fulica atra*), las variaciones en la fecha de puesta eran muy dependientes del “ambiente” del entorno del nido. En otros estudios, sin embargo, los efectos tanto de la edad como del territorio fueron aparentes (Newton 1991).

En consecuencia, en esta población de Águilas Imperiales, la pregunta correcta no es por qué los individuos adultos se reproducen mejor, sino por qué los individuos inmaduros ocupan con mayor frecuencia territorios de baja calidad. Como hemos visto antes, la situación observada se podría explicar con solo dos asunciones: 1) La fecundidad difiere entre territorios, y 2) la tasa de renovación por mortalidad/emigración difiere entre territorios. En esta situación, es decir, en una población espacialmente estructurada, la frecuencia de ocupación por inmaduros puede estar negativamente correlacionada con la calidad del territorio, y en consecuencia, diferencias aparentes asociadas a la edad pueden aparecer.

Las águilas no emparejadas solo pasan una fracción del año en la zona de la población reproductora, y la mayor parte de su tiempo en las zonas de dispersión (áreas de asentamiento temporal, Ferrer 1993c). Por tanto, una vacante en un territorio de alta calidad puede ser detectada antes por un águila emparejada residente que por una desemparejada dispersante. No solo la frecuencia de vacantes, sino también su duración puede afectar a la probabilidad de ocupación por inmaduros.

En una población heterogénea y espacialmente estructurada una mejora de la calidad del territorio con la edad es de esperar, por que cuanto más tiempo este un individuo en la población más posibilidades de detectar una vacante en un territorio mejor tiene. Muchos de los estudios de la influencia de la experiencia en la fecundidad describen frecuentes cambios de territorio del mismo individuo (Newton et al. 1981, Forlund and Larsson 1992, Hepp and Kennamer 1993).

En conclusión, aunque las diferencias de fecundidad asociadas a la edad pueden existir, el presente estudio sugiere que algunas de las diferencias encontradas en el pasado pueden deberse al efecto correlacionado de la calidad del territorio. Contrariamente a algunas predicciones nosotros no encontramos ningún efecto de la reproducción de jóvenes sobre la productividad de la población.

TABLA 1. Resumen de la composición de parejas de Aguila Imperial Ibérica de acuerdo a la clase de edad

Year	Two adults	Two imm.	m imm/f adult	m adult/f imm	Total
1976	9				9
1977	9				9
1978	8				8
1979	10			1	11
1980	10				10
1981	11	1			12
1982	14			2	16
1983	13			1	14
1984	13				13
1985	11		1	1	13
1986	9		2	1	12
1987	12	1			13
1988	11			1	12
1989	13				13
1990	12				12
1991	11		1	1	13
1992	7	2	2	2	13
1993	8	3		1	12
1994	9	2			11
1995	8	2		1	11
Total	208	11	6	12	237

TABLA 2. Distribución de los emparejamientos esperados resultante de las simulaciones utilizando diferentes valores para la estabilidad de parejas. La probabilidad de que no haya diferencias con respecto a la distribución observada utilizando un test Chi-square se presentan en la tabla (P. stab. = estabilidad de parejas).

	P.stab.	Imm-Imm	Imm-Adult	Adult-Adult	P
Model I (all territories available to immature birds)	100%	8	24	205	0.278
	95%	6	28	203	0.024
	90%	5	30	202	0.003
	80%	4	32	201	<0.001
Model II (only 7 territories available to immature birds)	100%	9	23	205	0.407
	95%	8	24	205	0.278
	90%	8	25	204	0.163
	80%	7	26	204	0.078

TABLA 3. Parámetros reproductivos en valores relativos para parejas con inmaduros según el sexo del individuo. (K-W = Kruskal-Wallis test)

Parameter	m adult f imm		m imm f adult		m imm f imm		K-W	P
	n	Mean	n	Mean	n	Mean		
Laying date	5	-0.117	2	14.920	3	8.530	5.74	0.125
Clutch size	10	-0.886	6	-0.798	9	-0.439	0.54	0.763
Brood size	12	-0.296	6	-0.983	11	-0.403	2.65	0.266
Productivity	12	-0.101	6	-0.635	11	-0.337	1.78	0.411

TABLA 4. Parámetros reproductivos en valores relativos de parejas de inmaduros frente a parejas adultas. (ANOVA for repeated measures).

Parameter	Two adults		At least one immature		df	P
	mean	SD	mean	SD		
Laying date	-0.103	13.08	3.884	12.16	1, 122	0.354
Clutch size	0.098	1.124	-0.653	1.180	1, 188	0.002
Brood size	0.070	1.072	-0.398	0.947	1, 213	0.029
Productivity	0.199	0.972	-0.261	0.840	1, 217	0.018

TABLE 5. Valores medios de parámetros reproductivos relativos para parejas adulta e inmaduras ocupando el mismo territorio. (W.= Wilcoxon signed-ranks test).

Territory	Laying date		clutch size		brood size		productivity	
	Adult	Imm.	Adult	Imm.	Adult	Imm.	Adult	Imm.
1	8.57	----	-0.65	-0.57	0.02	-0.86	0.01	-0.69
2	13.97	----	0.14	0.00	0.23	-1.00	0.33	-0.62
4	-5.19	12.92	0.30	-0.57	0.42	-0.75	0.43	0.46
7	0.00	16.92	-0.07	-0.71	0.16	-0.97	0.50	-0.69
8	3.45	1.72	-0.21	1.03	-1.21	0.71	-0.93	0.55
10	2.56	----	-0.36	-0.01	-0.23	1.30	0.20	-0.75
11	-1.83	-3.08	0.08	-0.58	-0.19	-1.33	-0.73	-0.03
12	6.85	22.15	0.65	-0.97	-0.87	-0.64	-0.14	-0.54
14	10.05	0.69	-1.36	-1.36	-0.24	-0.47	-0.38	-0.23
15	-2.46	0.40	0.38	-1.92	0.85	0.56	1.04	0.37
W.	Z	P	Z	P	Z	P	Z	P
	1.267	0.204	1.421	0.155	1.070	0.284	0.968	0.332

EFFECTO DE LA EDAD DE LA PRIMERA REPRODUCCIÓN SOBRE LA VIABILIDAD DE LAS POBLACIONES DE PEQUEÑO TAMAÑO

Analizamos el efecto de la variación densodependiente de la edad de la primera reproducción sobre la fluctuaciones de pequeñas poblaciones, utilizando para ello una población de Águilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana. Diseñamos un modelo de simulación estocástico basado en el individuo para modelar la dinámica de la población. Este modelo es de tiempo discreto y utiliza la estructura de edad, las tasas de mortalidad, tasas reproductivas y relaciones densodependientes que han sido estimadas en estudios independientes. El tiempo de persistencia resultó claramente afectado por el límite máximo de la población y por la edad de primera reproducción permitida. El sesgo hacia la derecha de la distribución de tiempos de extinción disminuye al disminuir la edad de la primera reproducción. La distribución tiende a ser más leptocúrtica al aumentar la edad de la primera reproducción. Los resultados de la simulación demuestran que es imposible reconstruir la recuperación históricamente registrada de la población de águilas de Doñana si la edad de la primera reproducción permitida no hubiese sido de al menos 3 años. La variación densodependiente de la edad de la primera reproducción aumenta el tiempo de persistencia y cambia la forma de la distribución de la distribución de tiempos de extinción, permitiendo a la población permanecer más tiempo cerca del límite de capacidad de carga del medio. Este mecanismo amortiguador puede ser más importante cuanto mayor sea la esperanza de vida de la especie y el periodo de inmadurez.

INTRODUCCION

La comprensión de los factores que afectan la persistencia de las pequeñas poblaciones continua siendo uno de los principales temas de interés que afronta la moderna biología de la conservación. Muchas de las cuestiones fundamentales en ecología se centran en los mecanismos mediante los que una población escapa de la extinción. El tamaño de la población ha sido sugerido a menudo como uno de los factores fundamentales que afectan a la persistencia de la población (Soulé 1987). El límite máximo de la población también afecta de forma importante a las expectativas de recuperación y persistencia de las poblaciones, siendo los límites más bajos causantes de la disminución de la viabilidad de la población (Middleton and Veitch 1995).

Se ha demostrado que el tiempo esperado de extinción se incrementa exponencialmente con aumentos del tamaño de población en ausencia de una variación ambiental significativa (MacArthur 1972, Goodman 1987). Sin embargo en esta situación, la influencia de la tasa intrínseca de crecimiento de la población (" r ") puede ser muy importante, especialmente en rangos de " r " pequeñas. Esta es la razón del menor tiempo de extinción previsto para poblaciones del mismo tamaño pero de especies de animales grandes, típicamente estrategias de la " K ", con una " r " muy modesta, que para animales más pequeños, típicamente estrategias de la " r ", con tasas intrínsecas de crecimiento mayores (Goodman 1987). En consecuencia, normalmente pensamos en pequeñas poblaciones de estrategias de la " K " como poblaciones con una muy baja capacidad de responder a variaciones estocásticas. Típicamente en Ecología Animal, los estrategias de la " K " son animales grandes con una tasa reproductiva baja y una longevidad elevada. A menudo presentan una madurez sexual retardada. En estas especies la participación de individuos jóvenes en la reproducción ha sido descrita en numerosas especies,

particularmente en aves (Rissa tridactyla - Wooller and Coulson 1977; Accipiter nisus - Newton et al. 1981; Larus argentatus - Coulson et al. 1982; Rostramus sociabilis, Snyder et al. 1989; Aquila adalberti - Ferrer and Calderón 1990; Haliaeetus leucocephalus - Mulhern et al. 1994; Uria lomvia - de Forest and Gaston 1996; Aquila chrysaetos - Sanchez-Zapata et al. 2000). La nidificación de individuos en plumaje no adulto ha sido interpretada como una consecuencia de una elevada mortalidad adulta y un incremento en el número de vacantes en la población reproductora (Steenhoff et al. 1983, Newton 1992).

Interpretaciones contradictorias sobre las consecuencias de una reproducción temprana sobre la dinámica poblacional han sido sostenidas por diferentes autores. En particular, se ha defendido que una reproducción temprana podría incrementar la tasa de crecimiento de la población en poblaciones en incremento, no tendría efecto en poblaciones estables y podría deprimir la tasa en poblaciones en declive. Otros autores sin embargo sostienen que la reproducción de ejemplares no adultos siempre incrementa la tasa de crecimiento (Mertz 1971, Wiley 1974, Caswell and Hastings 1980, Hoogendyk and Estabrook 1984). Sin embargo, el efecto que la variación de la edad de la primera reproducción puede tener sobre la estabilidad de las pequeñas poblaciones ha recibido escasa atención.

En este capítulo analizamos el efecto de una regulación densodependiente de la edad de la primera reproducción sobre las fluctuaciones de las pequeñas poblaciones. Para ello estudiaremos el caso de la población de Águilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana. Esta es una población bien conocida con una larga serie de datos sobre tamaño de la población, número de parejas que comienzan la reproducción, clase de edad de los reproductores, productividad, etc. (Ferrer and Calderón 1990, Ferrer and Donazar 1996).

MATERIAL Y METODOS

La especie.

El Águila Imperial Ibérica es el ave de presa más amenazada del continente europeo y una de las más escasas del planeta (Collar and Andrew 1988). Su población total se estima, en algo más de 130 parejas (Ferrer 1993a). El Águila Imperial es una gran rapaz (2500-3500 g), sedentaria y territorial, con una baja tasa reproductiva (0.75 pollos por pareja y año), un periodo de inmadurez de 5 años y una longevidad estimada de 21-22 años (Ferrer and Calderón 1990).

En el Águila Imperial se pueden distinguir con facilidad tres tipos de plumajes: 1) juveniles, con un color uniforme ocre claro que permanece hasta los tres años de edad; 2) subadulto, con manchas negras sobre un fondo ocre claro, presente en ejemplares de 4-5 años; y 3) adultos, predominantemente negros con las características manchas claras en el borde de las alas y en las pequeñas escapulares de la espalda, presente en aves de 5 años en adelante. Estas diferencias de plumaje facilitan la localización de parejas mixtas (uno de los dos ejemplares en plumaje no adulto). Típicamente las parejas reproductoras están constituidas por dos ejemplares adultos. Sin embargo, en algunas situaciones es posible observar parejas mixtas o parejas con dos jóvenes. La reproducción más temprana registrada en esta especie ha sido de una pareja de dos ejemplares de tres años. Jóvenes de segundo año involucrados en actividades reproductivas han sido observados pero nunca con éxito de huevos o pollos (Ferrer 1993a).

Las parejas muestran un comportamiento territorial. Los territorios son exclusivos y defendidos vigorosamente a lo largo del todo el año (Ferrer 1993b). Los nidos están localizados en alcornoques (*Quercus suber*) o pinos piñoneros (*Pinus pinea*) no lejos del borde de la marisma. En contraste, el comportamiento de los no emparejados es radicalmente distinto y los movimientos entre las áreas de asentamiento temporal y los retornos a la población natal se suceden a lo largo de todo el periodo dispersivo (Ferrer 1993b).

La población de águilas del Parque Nacional de Doñana consiste en 15-16 parejas nidificando a alta densidad (ocupando 20.000 ha de habitat disponible dentro del Parque nacional con una superficie media de territorio de 1.200 ha). La población de Doñana está aparentemente aislada de las demás poblaciones de la especie, estando la más cercana a 300 Km (Ferrer 1993a).

De acuerdo a Valverde (1960) y G. Mountfort y J. Ferguson-Lees (diarios inéditos), la población de águilas de Doñana quedó reducida a 2-4 parejas en el periodo 1865-1910 debido fundamentalmente a las actividades de los colectores de huevos y pieles. En 1959, 6 nidos se encontraron en el área de estudio (Lévêque, 1960) y 8 en 1960 (González- Díez, 1960). En 1967 la población se estimaba en 12 parejas (Valverde 1967) y para 1976, la población se estimaba ya en 15 parejas, permaneciendo después estable hasta 1992. Durante el periodo de incremento poblacional, las observaciones de parejas mixtas fueron muy comunes (Valverde 1960, Calderón et al. 1987).

Modelo de simulación basado en el individuo.

En los modelos de simulación basados en el individuo, que han sido aplicados a una gran variedad de problemas ecológicos (Lomnicki 1978, Huston et al. 1988, DeAngelis and Gross 1992, Uchmanski and Grimm 1996, Wilson 1998, Fahse et al. 1998, Grimm 1999), la población es modelada como el ensamblaje de los individuos. La aproximación basada en el individuo tiene una serie de ventajas sobre otras formas de modelado más tradicionales que consisten en ecuaciones del tamaño total de la población (DeAngelis and Gross 1992, Judson 1994).

Un modelo estocástico basado en el individuo se diseñó para modelar la dinámica de esta población, usando turbo Pascal. Todos los individuos de la población son simulados simultáneamente. Cada individuo de la población es simulado simultáneamente, por tanto una etiqueta donde se encuentra la información sobre sexo, edad, emparejamientos, etc. De esta forma creamos una población sintética de la cual se extraen datos sintéticos de "campo". El comportamiento de la población incluyendo reproducción, emparejamientos y muerte es registrado para cada individuo. En la Figura 1 se representa el diagrama de flujos del programa.

Aunque conservar el registro de cada uno de los individuos deprime la velocidad de ejecución del programa, esta estrategia permite sin embargo una enorme flexibilidad en la programación así como una gran facilidad para introducir todos los niveles de estocasticidad en el ámbito individual, como la estocasticidad sexual o la demográfica. Esta es una simulación en tiempos discretos que utiliza la estructura de edades, la fecundidad, mortalidad juvenil y adulta así como las relaciones densodependientes que se han descrito en estudios independientes (ver Tabla 1). La estocasticidad demográfica y

sexual es introducida mediante la formulación de números discretos en el modelo. Los individuos son creados y las decisiones sobre su sexo, supervivencia y reproducción se hacen a través de los generadores de números pseudoaleatorios. No utilizamos estocasticidad ambiental dado que los efectos de esta sobre la supervivencia de las poblaciones se incrementan linealmente con el tamaño (Shaffer 1987).

Asunciones del modelo.

El modelo se ha ajustado incluyendo las siguientes asunciones: (i) estructura de edad y razón de sexos iniciales estables. Usando un número inicial de parejas, el programa genera una estructura de edades estable a partir de las ecuaciones de equilibrio (Ferrer and Calderón 1990). También se ajusta la razón de sexo inicial a la proporción 1:1, y (II) la mortalidad es dependiente del estatus. Consideramos que una águila criando en un territorio sufre de la misma mortalidad independientemente de su edad (mortalidad de águilas emparejadas, ver Tabla 1). Por otra parte, un águila no emparejada de más de un año de edad sufre la misma mortalidad, independientemente de su edad hasta que se empareje. En consecuencia, en la simulación solo se utilizan tres valores de mortalidad (Tabla 1).

Escenarios estudiados.

Con la intención de analizar los efectos de la variación en la edad de la primera reproducción se realizaron diferentes simulaciones con diferentes combinaciones de tamaño máximo de población (i.e., " N_m " = 10, 20, 30, 40, y 50 parejas) y edad de la primera reproducción permitida (3, 4, 5, 6, y 7 años). La reproducción temprana solo se permitía cuando no había adultos no emparejados disponibles en la población. Por tanto, la edad de la primera reproducción se comporta como variable densodependiente. De cada una de las combinaciones se realizaron 200 replicas durante un periodo de 200 años, empezando con la población al límite de capacidad de carga ($N_p = N_m$). Para cada ciclo anual (equivalente a un año) el tamaño de la población se determina como el número de individuos supervivientes. Las variables registradas fueron número de individuos, número de parejas y tiempo de extinción (cuando no queda ningún individuo). También se registran la media y la varianza de esos parámetros para las 200 réplicas de cada caso. También se realizaron 200 réplicas de cada una de las edades de primera reproducción de una situación particular: una población que comienza con 2 parejas y con un límite máximo de 15 parejas. La intención es reproducir la evolución histórica de la población de Doñana desde 1910.

Los análisis estadísticos se realizan con el paquete STATISTICA. Cuando la distribución de los datos no sigue una normal se transforma con logaritmos antes de su tratamiento paramétrico. ANOVAs mixtos con factores aleatorios se emplean con un nivel de significación de $p < 0.05$.

RESULTADOS

Efecto de la edad de reproducción y del límite superior en la viabilidad.

Los resultados de la simulación para 200 réplicas de diferentes combinaciones de capacidad de carga y edad de reproducción se presentan en las figuras 2a-f. El porcentaje

de poblaciones simuladas que sobreviven durante los 200 años se representan. El tiempo de persistencia estaba claramente afectado por el tamaño máximo de la población (N_m) y por la edad de reproducción (Age). El tiempo de persistencia se incrementa conforme aumenta el tamaño de la población, siendo máximo con poblaciones de 50 parejas. El tiempo de persistencia se incrementa conforme baja la edad de primera reproducción permitida, siendo mayor en las simulaciones con edad de tres años. Comparando la persistencia con límite de 10 parejas, solo el 1% de las poblaciones con edad de 5 años sobrevive 100 años y ninguna de ellas llega a los 200 años. Cuando la edad de primera reproducción permitida es de 3 años, el 52% de las poblaciones simuladas supera los 100 años y el 24% llegan hasta los 200 años.

El porcentaje de poblaciones que sobreviven a los 50 años de simulación tiene una relación muy significativa con la edad de primera reproducción y con el tamaño máximo de la población (2-way ANOVA; Age , $F=25.06$, $df=4, 16$, $p<0.001$; N_m , $F=9.96$, $df=4, 16$, $p<0.001$). La edad de reproducción explica por sí sola el 61.1% de la varianza total. Las dos variables tienen también un efecto muy significativo sobre el porcentaje de poblaciones que sobreviven después de 100 años (2-way ANOVA; Age , $F=39.43$, $df=4, 16$, $p<0.001$; N_m , $F=3.57$, $df=4, 16$, $p=0.028$).

Efecto de la edad de reproducción sobre las fluctuaciones de la población.

Los resultados de dos simulaciones individuales con el mismo tamaño máximo de población pero con diferentes edades de reproducción permitidas ($N_m=40$ parejas, edades=3 y 4 años) se muestran en la figura 3a-b. Lo más interesante de estos resultados es la diferencia en la amplitud de las fluctuaciones en el número de parejas y de individuos entre 3 y 4 años de edad de reproducción permitida. Analizamos el nivel de saturación de la población, expresado como porcentaje de parejas o de individuos presente del máximo posible. El porcentaje medio de saturación durante los primeros 50 años de simulación está afectado por la edad de reproducción pero no por el tamaño de la población (Porcentaje de parejas; 2-way ANOVA; Age , $F=33.92$, $df=2, 8$, $p<0.001$; N_m , $F=0.44$, $df=4, 8$, $p=0.772$. Porcentaje de individuos; 2-way ANOVA; Age , $F=11.36$, $df=2, 8$, $p<0.005$; N_m , $F=0.63$, $df=4, 8$, $p=0.650$).). El porcentaje de ambos, parejas e individuos se incrementa conforme disminuye la edad de reproducción. En consecuencia, una menor edad de reproducción permite a la población permanecer cerca del límite superior más tiempo.

Efectos sobre la distribución de tiempos de extinción.

Analizamos la distribución de los tiempos de extinción de aquellas poblaciones simuladas que se extinguen antes de los 200 años (Figura 4). Se detecta una variación en la forma de la distribución. La curtosis y el sesgo de la distribución están afectados por la edad de reproducción, pero no por el tamaño máximo (Curtosis; 2-way ANOVA; Age , $F=9.25$, $df=2, 8$, $p<0.008$; N_m , $F=0.98$, $df=4, 8$, $p=0.468$; Sesgo; 2-way ANOVA; Age , $F=7.62$, $df=2, 8$, $p<0.014$; N_m , $F=1.67$, $df=4, 8$, $p=0.247$). El sesgo a la derecha de la distribución decrece conforme aumenta la edad de la primera reproducción. La distribución tiende a ser más leptocúrtica (más apuntada) conforme se incrementa la edad. El coeficiente de variación del tiempo de supervivencia decrece conforme la edad y el tamaño aumentan (2-way ANOVA; Age , $F=15.95$, $df=2, 8$, $p<0.017$; N_m , $F=14.00$, $df=4, 8$, $p<0.011$).

Evolución histórica de la población de Doñana

La evolución de la población de águilas de Doñana se simuló empezando con 2 parejas en 1910. Los resultados de la simulación con 5 años se presentan en la figura 5a. En esta simulación individual, que ha sido seleccionada por ser la más cercana a la media de todas las simulaciones, la población se extingue en 1950. Para las 200 repeticiones, la probabilidad de sobrevivir hasta 1999 fue inferior al 1%.

La evolución de una simulación individual seleccionada con 3 años de edad de reproducción permitida se presenta en la figura 5b. La recuperación de la población hasta alcanzar la capacidad de carga máxima de la población ocurre cerca de 1950, muy similar a la recuperación histórica observada en la población real.

DISCUSION

Este modelo nos permite determinar la influencia de diferentes factores en la persistencia de las poblaciones y en la forma de las distribuciones de tiempos de extinción. Como muestran las figuras 2a-f, las probabilidades de supervivencia dependen del tamaño de la población y de la edad de reproducción. El incremento del tiempo de persistencia al incrementarse el tamaño de la población es un resultado bien conocido desde diferentes aproximaciones (MacArthur 1972, Goodman 1987, Middleton and Veitch 1995). Un nuevo hallazgo es sin embargo que la variación densodependiente de la edad de la primera reproducción es crucial para la viabilidad de las pequeñas poblaciones, y puede ser una importante influencia para poblaciones moderadamente grandes. De hecho, al menos para los rangos de tamaños de poblaciones que nosotros hemos simulado, el efecto de la edad en la persistencia es mayor que el efecto del tamaño de la población

La variación densodependiente de la edad de la primera reproducción tiene un efecto amortiguador sobre la fluctuación, y en consecuencia sobre la persistencia de la población. El efecto amortiguador es que a bajas densidades de población, los individuos tienden a ocupar territorios con una menor edad, mientras a altas densidades la edad media de reproducción aumenta. En el modelo que presentamos aquí cuando la densidad aumenta los juveniles de 3,4 y 5 años tienden a no emparejarse, al contrario que en densidades bajas. Este mecanismo permite a la población permanecer mas cerca del limite de capacidad del medio durante mas tiempo, afectando de forma significativa a la persistencia de la población. El efecto de este mecanismo en la viabilidad de la población tiende a ser más importante cuanto más pequeña sea la población.

Una consecuencia importante de nuestro modelo es que la edad de reproducción, pero no el tamaño de población, afecta la forma de la distribución de tiempos de extinción. El sesgo hacia la derecha de la distribución decrece conforme aumenta la edad de reproducción. Del mismo modo, la distribución tiende a ser mas leptocurtica al aumentar la edad de la reproducción. Por tanto, con una edad de primera reproducción permitida baja, la mayoría de las poblaciones se extinguen en un tiempo relativamente corto, pero una pequeña fracción de ellas puede persistir durante un tiempo mucho más largo, aumentando en consecuencia la media de tiempos de extinción. Por tanto, el tiempo medio de extinción no es un buen descriptor si la edad de la primera reproducción es una variable densodependiente. Así pues, en un escenario realista necesitamos mas información que la media del tiempo de extinción acerca de la forma de la distribución de tiempos de

extinción. Estamos de acuerdo con Tuljapurkar and Orzack (1980) y Middleton et al. (1995) en la sugerencia de que la tasa de crecimiento a largo plazo, su varianza y la probabilidad de cruzar algún límite inferior son descriptores necesarios para entender el crecimiento, la distribución y extinción de las poblaciones.

Como una forma de comparar el patrón observado en el modelo con el observado en la naturaleza, simulamos la evolución histórica de la población de águilas de Doñana desde 1910 al 2000. Los resultados de la simulación demuestran que imposible reproducir la evolución histórica si no asumimos que la edad de reproducción permitida es de 3 años. Mas del 95% de las replicas reproducen el patrón observado, alcanzando las 15 parejas en 1950. Durante las simulaciones la ocupación de territorios por juveniles de 3 y 4 años eran frecuentes. De acuerdo con Valverde (1960) y Calderón et al. (1987), durante el periodo del incremento de la población real (de 1910 a 1976), las observaciones de parejas con al menos un miembro en plumaje no adulto eran también frecuentes. No solo la posibilidad de recuperación y el tiempo para alcanzar la capacidad máxima, también las fluctuaciones y el patrón general de las simulaciones reproducen bien la evolución históricamente registrada. Por otra parte resultaba imposible reproducir el registro histórico con simulaciones en las que la edad permitida fuese 5 años, extinguiéndose mas del 99% de las replicas antes de 1950.

De acuerdo con Newton (1989), en especies de larga vida, la maduración fisiológica probablemente ocurre antes de que la mayoría de los individuos consigan nidificar por vez primera (para la maduración del Aguila Imperial Ibérica ver Dobado and Ferrer 1998), por lo tanto, otros factores distintos impiden a los individuos nidificar antes como escasez de comida, de buenos territorios de nidificación (como en nuestro modelo) , o de parejas. Como consecuencia, algunos individuos no pueden nidificar por competencia por los recursos y por tanto la edad media de reproducción puede variar según la situación de la población. En aves territoriales la edad de la primera reproducción disminuye conforme más territorios están disponibles, siendo en la practica una variable densodependiente. Si los jóvenes ganan los territorios por competencia o por suerte no es conocido.

De acuerdo a muchos autores, algunos efectos subsecuentes de la reproducción temprana serían esperables porque habría algún coste asociado a la reproducción temprana según la teoría de optimización de la estrategia vital (Partridge 1989). Sin embargo, la evidencia de campo es distinta. Por ejemplo, Newton (1989) encontró que los Gavilanes que empiezan antes la reproducción producen mas jóvenes a lo largo de su vida que los que empiezan mas tarde. Teniendo en cuenta la supervivencia de los ejemplares, este autor concluye que hay una gran ventaja en comenzar la reproducción tan pronto como sea posible. Sin embargo, bajo la hipótesis de la optimización individual cada ejemplar nidificaría a la edad que es mas apropiada para el, con lo que los beneficios de retardar la reproducción no serian fácilmente detectables (Partridge 1989). En cualquier la reproducción de aves de larga vida en plumaje no adulto es una realidad presente de forma frecuente entre muchas especies de aves y sus efectos en la viabilidad de la población son significativos independientemente de las consecuencias que la reproducción temprana pudiera tener sobre la producción a lo largo de la vida de los individuos.

En conclusión, la observación ocasional de individuos nidificando en plumaje no adulto en aves de larga vida no es anecdótica sino el reflejo de un potente mecanismo de amortiguación con un efecto significativo sobre la viabilidad de la población, especialmente en pequeñas poblaciones. La variación densodependiente de la edad de la primera reproducción incrementa el tiempo medio de persistencia y cambia la forma de la distribución de tiempos de extinción, permitiendo a la población permanecer mas tiempo cerca del limite de capacidad de carga del medio. Este mecanismo puede ser tanto más importante cuanto mayor sea la longevidad de la especie y su periodo de inmadurez. Obviamente para que este mecanismo pueda funcionar, los individuos no emparejados tienen que tener información del grado de saturación de la población, para localizar posibles huecos tan pronto como aparezcan. Esto es posible para el Aguila Imperial porque los jóvenes no emparejados realizan continuas visitas a la población natal (Ferrer 1993b). Podemos predecir que en todas las otras especies en las que se ha observado participación de individuos juveniles en la reproducción debe haber algún tipo de comportamiento prospectivo por parte de los dispersantes.

Tabla 1: Demografía básica del Aguila Imperial Ibérica

Parameter estimate	Reference
Fecundity = 0.75 pull/pair	Ferrer and Calderón (1990)
Mortality rate for juveniles during their first year = 0.6	Ferrer (1993a)
Annual mortality for unpaired eagles = 0.257	Ferrer (1993a)
Annual mortality for paired eagles = 0.061	Ferrer and Calderón (1990)
Longevity = 22 years	Ferrer and Calderón (1990)
Density-dependent fecundity = from 0.75 to 1.59 pull/pair	Ferrer and Donazar (1996)

Figura 1: Diagrama de flujos de la simulación.

Figura 2a-f: Resultados de las simulaciones de 200 poblaciones de cada una de las combinaciones de tamaño máximo de población ($N_m = 10-50$ parejas) y edad de la primera reproducción ($Age = 3-7$ años). Porcentaje de poblaciones simuladas que sobreviven durante los 200 años.

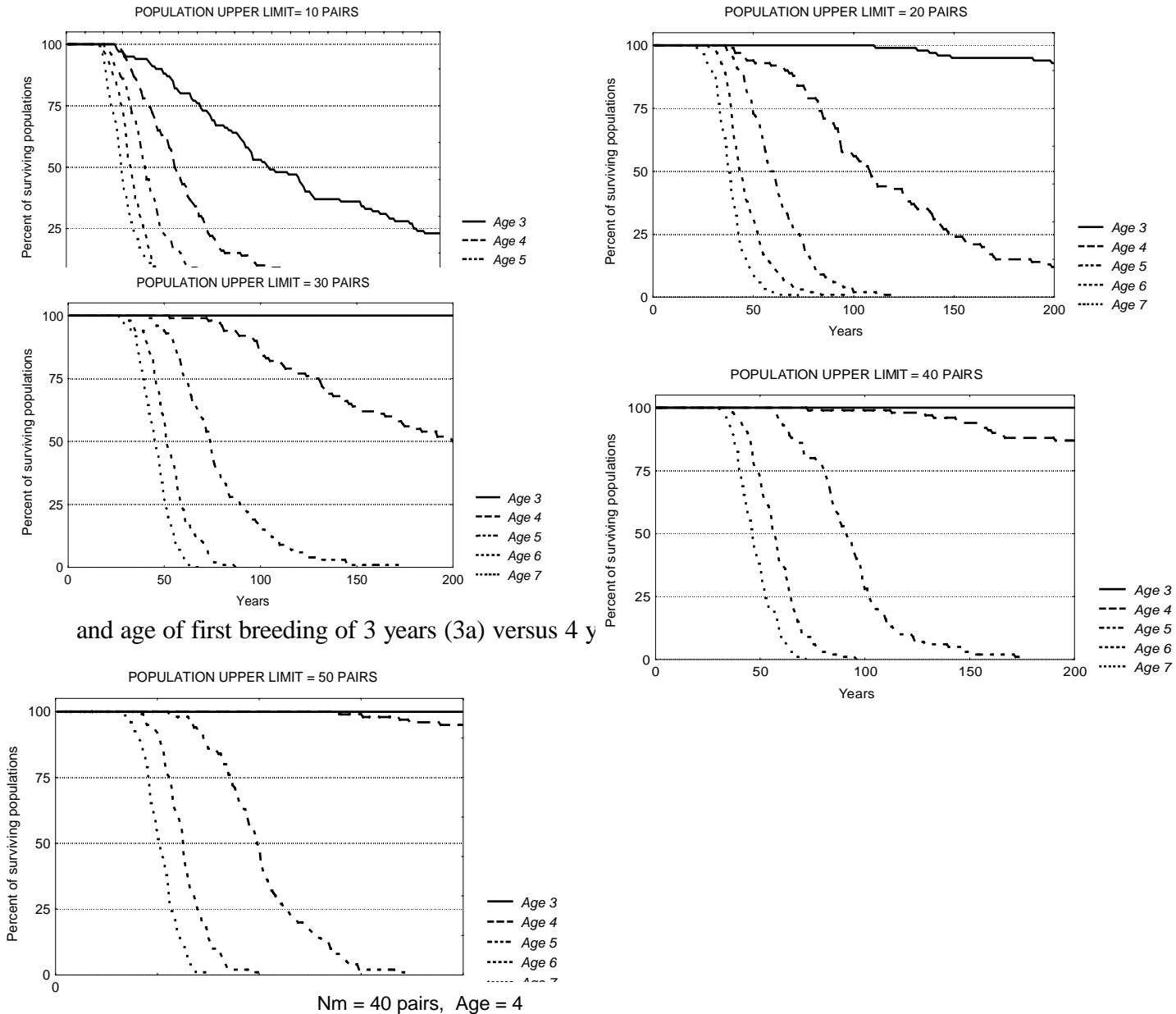
Figura 3a-b: Simulación individual con un límite máximo de 40 parejas ($N_m = 40$ pairs) y edad de la primera reproducción de 3 años (3a) frente a 4 años (3b) mostrando las diferencias en la amplitud de las fluctuaciones en el número de parejas y en el número de individuos.

Figura 4: Distribución de los tiempos de extinción de las poblaciones según el tamaño máximo y la edad de reproducción.

Figura 5a-b: Simulación de la evolución de la población de Doñana comenzando con 2 parejas en 1910. En 5a, la edad es 5 años y se extingue en 1950. En 5b, la edad es 3 años y la población alcanza el límite de 15 parejas en 1950.

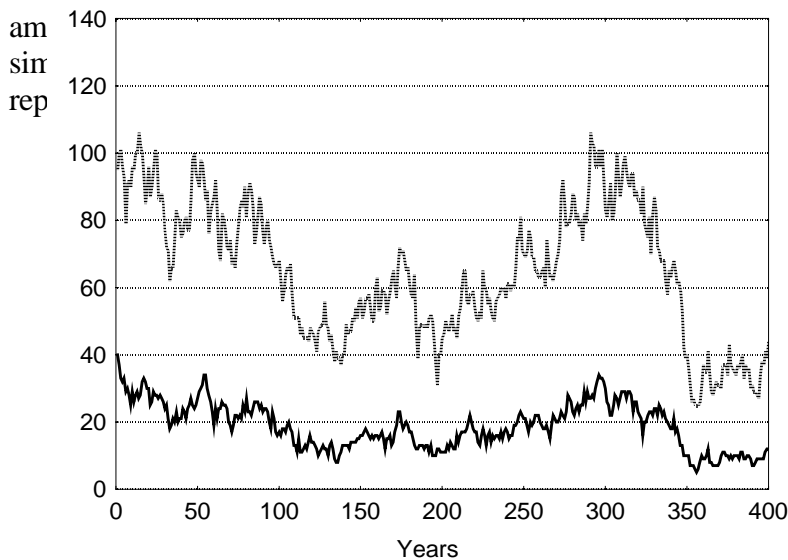
Figure 1a-e: Simulation results for 200 replicates of each combination of population upper limit ($N_m = 10-50$ pairs) and age of first breeding ($Age = 3-7$ years). Percent of simulated populations surviving over 200 years are represented.

Figure 2a-b: Individual simulation with population upper limit of 40 pairs ($N_m = 40$ pairs)



and age of first breeding of 3 years (3a) versus 4 y

$N_m = 40$ pairs, Age = 4



individual
the 200

..... Total population
—— number of pairs

Figure 3: Distribution of population survival times according to upper limit and age of first breeding for those set of simulations that went extinct before 200 years.

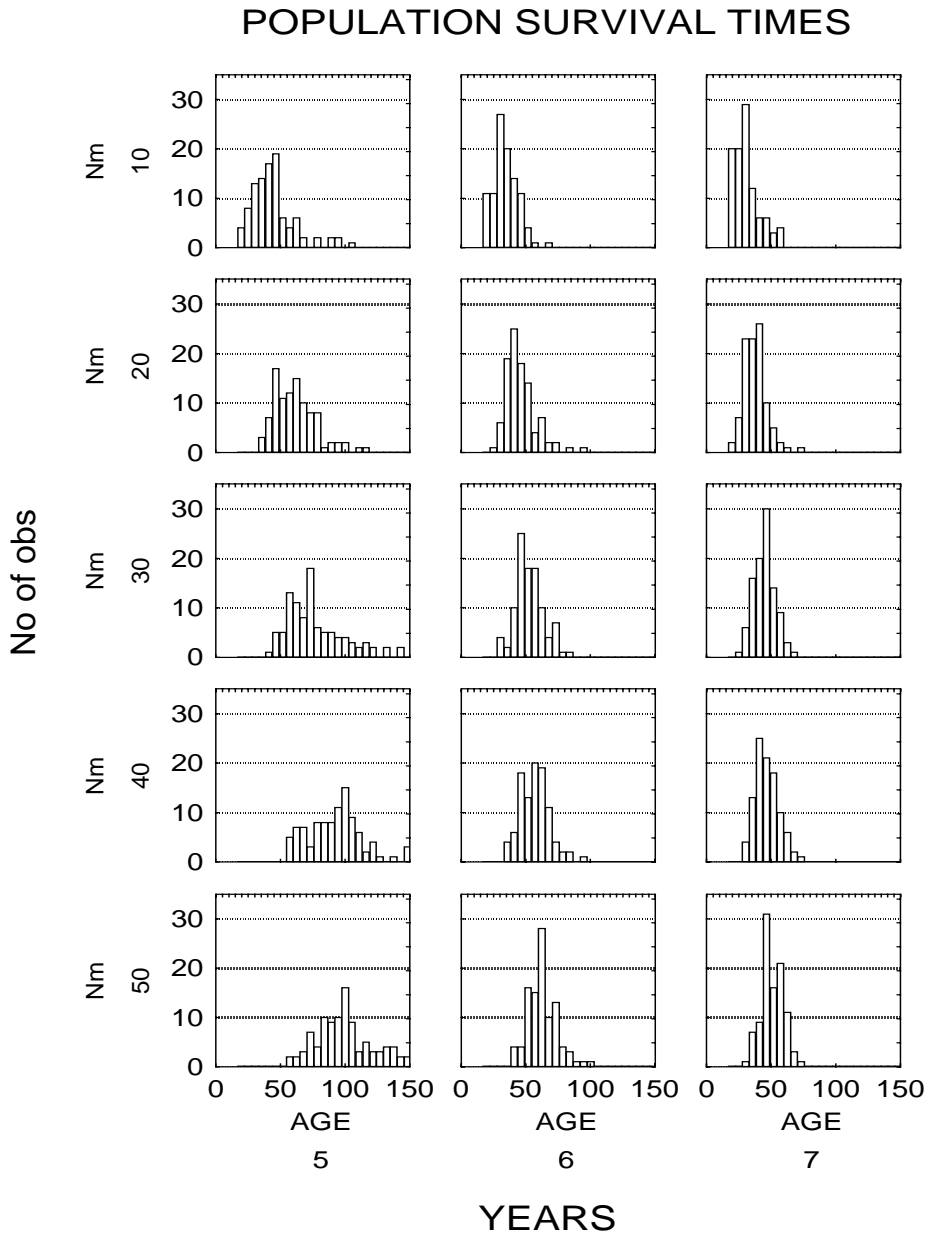
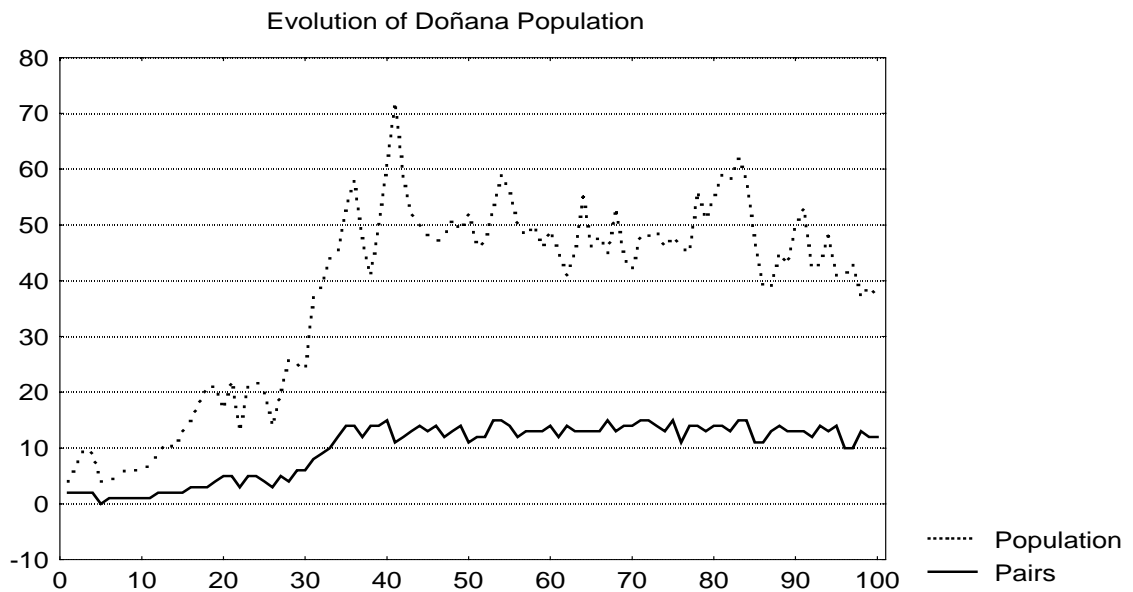
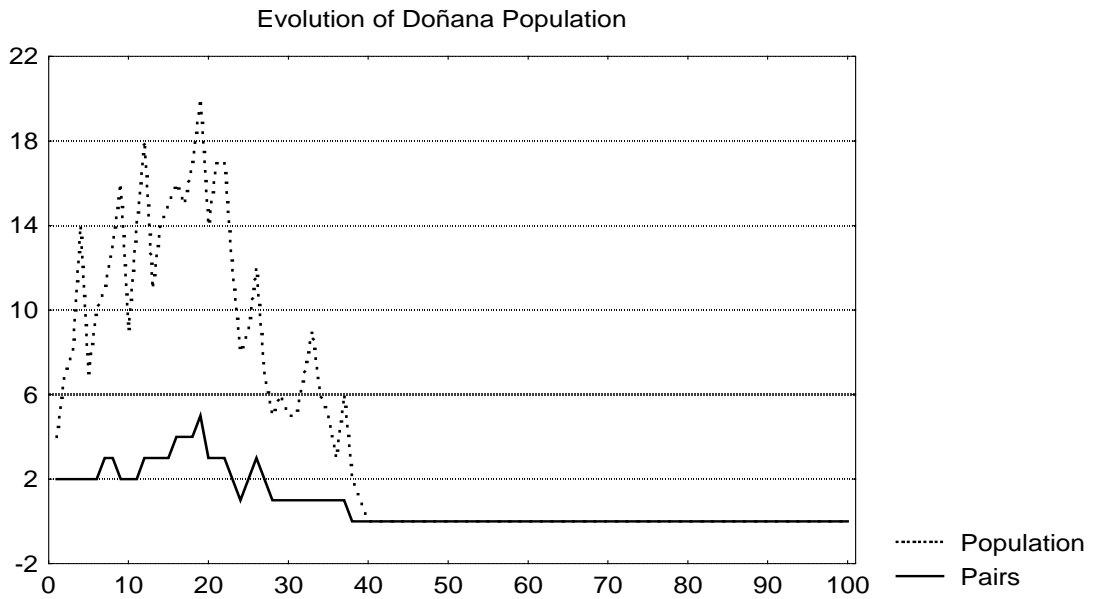


Figure 4a-b: Simulation of the evolution of the Doñana eagle population starting with 2 pairs in 1910. In 4a, age of first breeding permitted was 5 years and population became extinct in 1950. In 4b, age of breeding was 3 years and population reaching the upper limit of 15 pairs in 1950.



DINÁMICA DE LAS POBLACIONES - SIMULACION DE LA METAPOBLACIÓN

ANALISIS METAPOBLACIONAL Y EXPECTATIVAS DE PERSISTENCIA DE LA ESPECIE: SUGERENCIAS DE CONSERVACIÓN

DESCRIPCION DEL MODELO

En este apartado se sintetiza toda la información de la que se dispone sobre la población de águilas imperiales. Todos los registros de número de parejas, productividad, mortalidad, etc. de los que se disponen se han utilizado para construir un modelo de simulación de la metapoblación. El modelo está programado en Delphi 4.0 (turbo Pascal avanzado) según un modelo básico para cada población como el descrito en capítulos anteriores, es decir un modelo estocástico basado en el individuo.

Cada población de águilas es simulada individualmente y la metapoblación funciona como una simulación de N poblaciones encapsuladas. Para ello, cada subpoblación es simulada según los parámetros demográficos de mortalidad estimados para la especie en las poblaciones más estudiadas (mortalidad anual adulta 6%, mortalidad del primer año 60%, mortalidad anual de los no emparejados 24%). Los valores de fecundidad se han calculado para cada población según los valores registrados en la base de datos (ver anexos).

Los modelos de subpoblaciones incluyen la estocasticidad sexual, y demográfica introduciéndolas a nivel del individuo mediante un generador de números pseudoaleatorios. La estocasticidad ambiental se introduce solo en la variación de la fecundidad dado que es el único parámetro para el cual la información es suficiente. Para ello, primero se determina cuáles de las subpoblaciones presentan correlaciones temporales en sus valores de fecundidad. El procedimiento es el de correlación múltiple, considerando que aquellas poblaciones que presentan valores significativos de correlación con otras no son auténticas subpoblaciones sino poblaciones fragmentadas cuyas oscilaciones tienden a sincronizarse.

Así pues, para la determinación de la estocasticidad ambiental, las subpoblaciones (10) quedan realmente reducidas a 5 grupos que están compuestos por una o más subpoblaciones y que utilizan en cada ciclo anual el mismo número pseudoaleatorio generado, simulando así oscilaciones sincrónicas. Este sistema, que es más realista y conceptualmente correcto que considerar las oscilaciones independientes en todas las poblaciones, tiende a disminuir el tiempo de persistencia previsto para el conjunto de la metapoblación.

Un punto crítico para la elaboración del modelo es el cálculo de la probabilidad de inmigrantes/emigrantes. Para su estima utilizamos la distribución de las distancias máximas de dispersión determinadas en estudios independientes. Gracias a seguimiento de más de 50 jóvenes águilas equipadas con radioemisores (Ferrer 1993a, Ferrer 1993b) la forma de la curva es suficientemente bien conocida y podemos estimar la probabilidad de que un joven nacido en una población contacte con las poblaciones circundantes. El criterio restrictivo utilizado para la simulación es que un joven nacido en la población A tiene una probabilidad "p" de contactar con la población B, siendo esa

"p" una función de la distancia obtenida a partir de la curva de distancias de dispersión. La probabilidad de que una vez a contactado con la población B intente integrarse en ella es función de las diferencias de saturación de las poblaciones A y B. Si la población A tiene un nivel de saturación (medido como la diferencia entre el número de parejas actuales de la población y el límite máximo de la misma) menor que la población B, el joven retorna a la población A. Si la población B tiene menores niveles de saturación entonces el joven permanece en B hasta su integración en un territorio.

El límite máximo de parejas en cada una de las poblaciones simuladas se ha estimado como el número máximo jamás detectado de parejas en esas poblaciones. Obviamente esta estima puede ser errónea si las poblaciones nunca han alcanzado el nivel de saturación máximo. De hecho hay algunas poblaciones que como demostraron los análisis de hábitat potenciales que formaron parte de una entrega parcial de este mismo proyecto, parecen estar rodeadas de zonas adecuadas para la colonización por parte de adultos, aunque no tengamos registro histórico de que esto haya ocurrido nunca. Por lo tanto, la aproximación adoptada es conservadora dado que tiende a infravalorar la persistencia de las subpoblaciones donde ese crecimiento por encima del límite máximo registrado sea posible.

RESULTADOS

Como se puede apreciar en las figuras adjuntas, la especie se extinguió por completo en un plazo inferior a 200 años, siendo las primeras extinciones antes de 50 años en algunas de las subpoblaciones de Andalucía y Extremadura, siendo el núcleo de Cáceres, Madrid y Toledo los últimos en desaparecer. Las características de escaso tamaño y distancia a otras poblaciones grandes, junto con una alta variabilidad en los parámetros reproductivos explican este patrón.

Es interesante destacar que algunas de las poblaciones actuales pueden estar funcionando como sumideros, es decir, que ejercen una influencia negativa sobre la estabilidad global al absorber los excedentes de producción de otras poblaciones sin que por ello revierta su tendencia regresiva, eliminando con ello la posibilidad de que esos excedentes pudieran ser útiles a la metapoblación. Tales núcleos son los primeros en desaparecer y son básicamente las pequeñas poblaciones de la especie que aun existen en la Sierra Morena en sentido amplio y sur de Extremadura. Teóricamente, su eliminación aumentaría las posibilidades de persistencia de la especie.

Con el modelo de metapoblaciones ya ajustado y funcionando, podemos evaluar cuales de las actuaciones de conservación serían más eficaces y un mayor efecto sobre la viabilidad de la especie. Se han ensayado los efectos de numerosas variaciones tales como incremento de la supervivencia juvenil, adulta o de la fecundidad en diferentes núcleos de la especie, o muchos a la vez. El efecto que tendría la colocación de nuevos núcleos, etc. Pero por supuesto, una vez la herramienta está a punto se puede realizar cualquier tipo de pregunta y evaluar cada nueva iniciativa que deseemos aplicar, con la intención de tener una estimación apropiada de su eficacia antes de aplicarla. Este modelo permite jerarquizar en importancia tanto las actuaciones de conservación necesarias como los lugares de actuación más apropiados.

CONCLUSIONES

Quizás lo más importante a destacar sea que, tal y como indican las figuras, las extinciones comenzarán por la actual distribución de la especie en el área de Sierra Morena y sur de Extremadura. Esto es debido a su pequeño tamaño unido a las fuertes oscilaciones de la fecundidad que hacen disminuir sensiblemente las perspectivas de persistencias de estos pequeños núcleos. A esto se une que la información que actualmente tenemos de los posibles factores limitantes para la especie en estos núcleos es baja. Sin embargo, en alguno de los núcleos afectados se sabe que la muerte por electrocución supone aún algo más del 25% de las muertes de adultos por causas conocidas. La intervención directa en esos núcleos eliminando la electrocución como causa de muerte tendría un efecto muy positivo sobre ellas, y como consecuencia, sobre la metapoblación. Analizar las causas de su baja fecundidad (que como hemos visto en un capítulo anterior puede estar mediada por una elevada mortalidad adulta) y remediarlas haría que estas poblaciones dejaran de funcionar como sumideros, con los consiguientes beneficios para la población global de la especie.

La creación de un nuevo núcleo estable que aumentara el nivel de conexión entre las poblaciones existentes, en especial entre Andalucía, Extremadura y Castilla la Mancha, sería una de las medidas de mayor efecto sobre la viabilidad de la metapoblación. El efecto de esta nueva población será función del tamaño de la misma y de su estabilidad demográfica interna. Asumiendo que la población de Cádiz llegase a estar constituida por 20 parejas con una demografía similar a la del Parque nacional de Doñana, la persistencia de las poblaciones andaluzas se multiplicaría por tres.

Por todo ello, nuestra recomendación es iniciar un análisis en detalle de los factores limitantes de las actuales pequeñas poblaciones de Sierra Morena y Extremadura, primeras candidatas a la extinción, que identifique con claridad los factores de mortalidad y proceder a su corrección. Sobre la base de los datos actualmente disponibles, los tendidos eléctricos de distribución continúan siendo, junto al uso de veneno las causas fundamentales de la mortalidad adulta, que como hemos visto, tiene consecuencia inmediata sobre la fecundidad. Parece fundamental iniciar cuanto antes los proyectos de reintroducción al menos en las zonas apuntadas.

DISTRIBUCION ACTUAL



DISTRIBUCION PREVISTA EN 50 AÑOS



DISTRIBUCION PREVISTA EN MAS DE 100 AÑOS



DISTRIBUCION PREVISTA EN 200 AÑOS



LA ELECCION DEL LUGAR DE REINTRODUCCION

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ACTUACIÓN.

Se localiza al sur de la península ibérica en las cercanías del estrecho de Gibraltar, y en el entorno de la Laguna de la Janda.

No se encuentra incluido en ningún espacio protegido y es necesario decir dado el tamaño de la finca, que ningún espacio protegido se halla comprendido dentro de sus límites.

Descripción del terreno.-

Nos hallamos en terrenos llanos o casi llanos en general, en los que existe alguna pequeña loma de relieve muy suave. Esta zona está constituida por terrenos agrícolas llanos, atravesados de un lado a otro por canales de riego y colectores de desagüe.

En la zona occidental, encontramos terrenos de pendientes muy suaves, siempre menores del 10 % y en general, inferiores al 5 %. En estas tierras, los cultivos agrícolas y las huertas se alternan con terrenos dispersos de matorral y monte bajo, pinares de pino piñonero y monte mediterráneo arbolado con presencia de acebuches y alcornoques.

Las altitudes oscilan entre los 4 y los 80 metros sobre el nivel del mar.

Vegetación y cultivos.-

Vegetación	Superficie (has)
Alcornocal de producción	370
Monte mediterráneo (1)	510
Pinar maderable	160
Labor (2)	4.710
Pastos	615

- (1) Dentro de esta categoría, se incluyen zonas de matorral arbolado y desarbolado, poblado principalmente con acebuche y alcornoque cuando existe arbolado.
- (2) Prácticamente la totalidad de esas 4.710 has, son superficies dedicadas a cultivos de regadío.

Vegetación

Como se aprecia en el cuadro, la vegetación forestal propiamente dicha se distribuye en un total aproximado de 1.040 has.

Se trata de masas entremezcladas con predominio del alcornoque (*Quercus suber*), del acebuche (*Olea europea*) y del pinar (*Pinus pinea* y *Pinus halepensis*).

Es de destacar la relativa abundancia de matorral en las zonas donde predomina el acebuche, el cual se presenta a menudo en porte arbustivo.

EVALUACION DEL LUGAR DE REINTRODUCCION

DISPONIBILIDAD DE HABITAT

De acuerdo a lo expuesto en el análisis metapoblacional, son dos las áreas prioritarias para comenzar reintroducciones de águilas imperiales: La campiña de Cádiz y la sierra de Huelva. Las dos zonas reúnen al día de hoy habitat adecuado en lo que se refiere a estructura de la vegetación y disponibilidad de presas, siendo sin embargo muy distintas sus condiciones para con otros factores fundamentales a la hora de iniciar un proyecto de reintroducción.

Factores que ocasionaron la desaparición: mortalidad y situación actual

Como es conocido, la mortalidad es el parámetro de mayor sensibilidad en la demografía del águila imperial (Ferrer y Calderón 1991, Ferrer 2001). A partir de datos históricos se puede inferir que la persecución humana directa fue la causa de la desaparición de las poblaciones que ahora se tratan de reconstruir. Esta persecución directa, prueba de la cual se puede encontrar en los diarios inéditos de naturalistas de la época así como en los museos y colecciones científicas de varios lugares de Europa, se tradujo en un incremento de la mortalidad, sobre todo de mortalidad adulta, que las poblaciones no pudieron soportar.

La situación actual, con las leyes de protección y el nivel de concienciación social, hacen imposible reeditar una persecución directa de la escala de la acaecida a principios del siglo XX. No obstante, como es conocido (Ferrer y Janss 1999, Ferrer 2001), desde la década de los 60, una nueva e importantísima causa de mortalidad vino a sumarse a las ya existentes: la electrocución en tendidos eléctricos de distribución. En un estudio realizado en el parque Nacional de Doñana (Ferrer et al. 1991), la electrocución se confirmó como la primera causa de muerte para la especie, con más del 60% de los jóvenes electrocutados cada año en apoyos con diseño peligroso. A partir de los estudios realizados, la Comunidad Autónoma Andaluza primero (1991) y el resto de las comunidades con águilas imperiales después, promulgaron decretos de regulación de tendidos eléctricos de distribución de nueva construcción, prohibiendo los diseños que se habían revelado como muy peligrosos no sólo para el águila imperial, sino para muchas especies de rapaces.

Para evitar la muerte de águilas y otras rapaces en líneas eléctricas ya existentes, se desarrollo, en colaboración con varias compañías eléctricas y la Consejería de Medio Ambiente, se desarrollo un estudio específico para el diseño de medidas viables y seguras para su instalación en apoyos peligrosos. Este tipo de modificaciones se ha venido aplicando desde entonces en todo el territorio utilizados por águilas imperiales en la medida de las disponibilidades presupuestarias.

En la zona de reintroducción de Cádiz, en 1987, los 347 apoyos existentes en la finca en aquella época arrojaron un saldo de 256 aves electrocutadas de las que 20 eran águilas perdiceras jóvenes del año, 8 azores y 6 águilas imperiales (Ferrer e Hiraldo 1993). El propietario de la finca, al tener noticia de la situación, costeó la transformación de los apoyos según los sistemas contrastados de protección, reduciendo

a anecdótica la incidencia desde entonces de los tendidos eléctricos de la finca. La consejería de Medio Ambiente de Andalucía, por su parte, centró en el entorno de esta área la modificación preferente de los tendidos existentes, siendo al día de hoy una de las zonas más seguras de las utilizadas durante la dispersión juvenil por las águilas imperiales.

Desde comienzos de los 90, coincidiendo con la disminución de la mortalidad por tendidos eléctricos tras la localización y arreglo de apoyos peligrosos, hizo su aparición la que al día de hoy es la primera causa de mortalidad de la especie: el veneno.

La aparición de una nueva enfermedad en los conejos, la NHV, hizo disminuir las poblaciones de esta especie, base de la dieta del águila imperial y base también de la economía rural ligada a la caza menor. Pese a la ya larga prohibición del uso de este tipo de sistemas para disminuir la densidad de predadores generalistas como el zorro, la escasez de conejos parece haber estimulado el regreso de todo tipo de métodos no selectivos para aumentar el escaso rendimiento cinegético de muchas zonas.

Ante esta situación, generalizada en el país, las organizaciones ecologistas, junto con la administración en conservación y entidades científicas como la Estación Biológica de Doñana, pusieron en marcha en 1996 el programa Antídoto, cuyos resultados hasta el momento parecen satisfactorios en general, aunque parece claro que hay que avanzar en el entendimiento con los propietarios, en la mejora de la gestión cinegética y en la educación ambiental, así como en las medidas administrativas, policiales y judiciales para los infractores.

En la zona elegida de Cádiz existen antecedentes dispersos de venenos, aunque su incidencia parece bastante menor que en el Parque Nacional de Doñana. En efecto, desde la transformación de los tendidos eléctricos en el área, la supervivencia de las jóvenes águilas equipadas con radioemisores durante su estancia en esta zona fue elevada. No obstante se han acometido las siguientes actuaciones para tratar de disminuir el riesgo de uso de veneno en el área:

- Compromiso voluntario de la propiedad para el uso de trampas de vivo para ratas y predadores generalistas
- Un programa amplio de educación ambiental
- El compromiso de colaboración expresa de la policía autonómica en la zona

Disponibilidad actual de habitat de nidificación

El mapa de predicción de zonas de nidificación de Águila Imperial en la zona del Parque Natural de los Alcornocales, se ha llevado a cabo utilizando la función discriminante obtenida en un análisis de selección de hábitat de nidificación realizado en España en 1992 (González et al. 1992). La muestra de partida fue de 102 lugares de nidificación distribuidos en la Península Ibérica. En este estudio se cuantificó el hábitat de nidificación con variables relacionadas con la topografía del terreno, la vegetación y las molestias humanas. La función discriminante clasificó bien un 61,4 % de los lugares de nidificación y un 63,3% de los sitios escogidos al azar, utilizando dos variables predictoras:

$$D=0.04569-0.07974 (KM \text{ carreteras asphalt.})+0.03865 (\text{índice irreg. topográfica}).$$

Un valor de $D > 0$ indica un lugar que la función la clasifica como lugar propicio de nidificación para la especie; y un valor de $D < 0$, lo contrario.

Esta función se aplicó a un área de 70 km^2 alrededor del lugar previsto para la suelta. Utilizando la mitad de la media de las distancias al vecino más cercano González et al. 1990, cuantificaron el hábitat alrededor de un círculo de 3.25 km. de radio. En este estudio, nosotros hemos utilizado cuadrículas de $7 \times 7 \text{ km}$. de lado abarcando un área muy similar al utilizado en el anterior estudio. Posteriormente, en estas cuadrículas, se midieron las dos variables predictoras y se la aplicó la función discriminante, de forma que cada cuadrícula quedó clasificada como 1, si $D > 0$; o como 0 si, $D < 0$.

Resultados

- 19 de 100 cuadrículas fueron clasificadas como lugares propicios de nidificación, con una superficie total de 931 Km^2 .
- La zona podría sostener una población teórica mínima de 19 parejas. Con criterios menos restrictivos y más relacionados con la estructura de la vegetación, desarrollados en los estudios de selección de habitat de inmaduros y en el área del Parque Nacional de Doñana, el número de parejas posibles se elevaría por encima de las 30.

AMENAZAS POSIBLES DE ORIGEN ANTROPICO

Como ya hemos comentado, las causas de la extinción de la especie en la comarca de la Janda pueden inferirse a partir de los datos históricos y fue la persecución directa. Prueba de la cual se puede encontrar en los diarios inéditos de naturalistas de la época así como en los museos y colecciones científicas de varios lugares de Europa. El resultado fue un incremento en la mortalidad de adultos, que las poblaciones no pudieron soportar.

La persecución directa

La situación actual de la sociedad, con el nivel de concienciación social elevado, las actuales leyes de protección de la naturaleza y penales, hacen imposible reeditar una persecución directa de la escala de la acaecida a principios del siglo XX. Descartamos que en el lugar de suelta la mortalidad por la causa sea significativa. Incluso en España la mortalidad conocida por disparos para la especie supuso un 11%, (González y Oria 2001) siendo la última gran causa de muertes para esta especie.

En cualquier caso, el régimen de explotación cinegética de mayoría de las áreas de asentamiento temporal de la especie se basa en explotaciones de perdiz al ojeo, existiendo 3 ó 4 días de caza al año. Siendo el resto del año zonas con nula actividad cinegética y la explotación del conejo es secundaria o no se realiza como actividad cinegética. El manejo de las poblaciones de conejo va dirigido a la disminución de los daños de las zonas de cultivo y la renta que se generan es debido a las capturas que se realizan para la repoblación en otras partes de España y Portugal.

La electrocución en tendidos eléctricos

A partir de la década de los 60 otra importantísima causa de mortalidad vino a sumarse: la electrocución en tendidos eléctricos de distribución. En la década de los 80 la electrocución suponía el 58% de las causas conocidas de las muertes de águila imperial ibérica (González y Oria op. cit). A partir de los estudios realizados, la Comunidad Autónoma de Andalucía primero (1991) y el resto de las comunidades con águilas imperiales después, promulgaron decretos de regulación de tendidos eléctricos de distribución de nueva construcción, prohibiendo los diseños que se habían revelado como muy peligrosos no sólo para el águila imperial, sino para muchas especies de rapaces. Para evitar la muerte de águilas y otras rapaces en líneas eléctricas ya existentes, se desarrolló, en colaboración con varias compañías eléctricas y la Consejería de Medio Ambiente, un estudio específico para el diseño de medidas viables y seguras para su instalación en apoyos peligrosos. Este tipo de modificaciones se ha venido aplicando desde entonces en todo el territorio utilizado por águilas imperiales en la medida de las disponibilidades presupuestarias. Como las muertes por electrocución no es un proceso aleatorio, sino que siguen una distribución claramente contagiosa, la corrección de los tendidos eléctricos se realizó con el criterio de eliminar los riesgos en aquellos apoyos más peligrosos y no corrigiendo líneas completas cuyo coste era elevadísimo y las mejoras producidas no serían significativas con respecto a la corrección sólo de los apoyos más peligrosos. Ya en la década de los 90 y como consecuencia de la corrección de los tendidos eléctricos de distribución, la mortalidad

por este tipo de accidente disminuyó hasta ser el 25 % de las causas de muertes conocidas.

En la zona de reintroducción, en 1987, los 347 apoyos existentes en la finca en aquella época arrojaron un saldo de 256 aves electrocutadas de las que 20 eran águilas perdiceras jóvenes del año, 8 azores y 6 águilas imperiales (Ferrer e Hiraldo 1993). El propietario de la finca al tener noticia de la situación, costeó la transformación de los apoyos según los sistemas contrastados de protección (con un coste según proyecto de 72 millones de ptas.), reduciendo a anecdótica la incidencia desde entoces de los tendidos eléctricos de la finca. La Consejería de Medio Ambiente en Cádiz se centró en la modificación preferente de los tendidos eléctricos existentes en el Parque Natural de los Alcornocales y en las zonas de dispersión juvenil de la especie, siendo al día de hoy esta área una de las zonas más seguras de las utilizadas durante la dispersión juvenil por las águilas imperiales.

Conviene recordar también que en el ámbito de las medidas compensatorias de la Autovía A-381 Jerez-Los Barrios está incluida la tipificación y protección de tendidos eléctricos peligrosos que aún no hubiesen sido protegidos y que, además, tras la firma de los convenios para reintroducción de águilas imperiales y águilas pescadoras, la Comisión Mixta que hace seguimiento de la aplicación de las medidas compensatorias aprobó la tipificación y arreglo de aquellos apoyos que aún pudieran revestir peligrosidad en el ámbito de los lugares elegidos para ambas especies. Este último esfuerzo está en marcha y se prevee su terminación en el plazo de dos meses. Parece pues que, aunque es imposible descartar al 100% el riesgo de electrocución, la probabilidad actual de este tipo de accidentes en la zona de reintroducción es muy baja.

VENENOS

En la comarca elegida para la reintroducción existen antecedentes dispersos de venenos, aunque su incidencia parece bastante menor que la que se registra en el propio Parque Nacional de Doñana. No obstante se han acometido las siguientes actuaciones para tratar de disminuir el riesgo de uso de venenos en el área:

- Compromiso voluntario de las propiedades para el uso de trampas para la captura de ratas.
- Autorización de trampas en vivo para el control de depredadores generalistas.
- Compromiso de colaboración expresa de la policía autonómica.
- Un amplio programa de divulgación y Educación ambiental (Ver anexo 4).

También cabe recordar en este apartado que existen conveniadas con los propietarios 6 de las 11 áreas de asentamiento temporal de la especie en Cádiz y que la finca donde se está realizando el hacking tiene una superficie de 10.000 has. Por lo que está garantizado que no se producirán muertes por el uso de venenos en una gran superficie de uso de esta especie. Además otras 25.000 Has. de cotos de caza menor están colaborando con nosotros en este proyecto y sus guardas de caza participan de las acciones de Educación Ambiental.

USOS DE PLAGUICIDAS Y ENVENENAMIENTO DIFUSO

En el área de suelta existen cultivos de arroz y la agricultura es intensiva. Por tanto en previsión a posibles casos de envenenamiento del medio natural se están realizando el seguimiento de parámetros sanguíneos y niveles en sangre de pesticidas y plomo en tres especies de diferente estrategias de alimentación.

Seguimiento de filtradores: El más común de todos es el ánade *real* (*Anas platyrhynchos*), el pato más abundante en la finca. Al ser un ave filtradora es capaz de concentrar pesticidas y/o plomo. Por tanto el seguimiento de esta especie nos va a dar la primera alarma en caso de existir algún problema.

Seguimiento de carroñeros: En la finca existen varios nidos de cigüeña común, un ave con un comportamiento carroñero importante. Por la facilidad del muestreo y el manejo continuo que se tiene con esta especie es ideal para el seguimiento de trazas de Pb y otros pesticidas usados como veneno.

Seguimiento de aves de presa: En la finca y alrededores existen unas parejas de ratoneros (*Buteo buteo*), cuyo análisis de sangre nos pueden afinar sobre la repercusión en la cadena trófica del uso de pesticidas y de la contaminación difusa por plomo.

Las muestras de sangre total obtenidas son remitidas para su análisis al Instituto de Química Orgánica de Madrid (CSIC) donde se determina el contenido en metales pesados, organoclorados, organofosforados, PCBs, etc.

VENTAJAS DEL LUGAR.

El lugar elegido para el hacking tiene numerosas ventajas entre las que se destacan:

- Está en el área de distribución histórica de la especie, en uno de los lugares donde los naturalistas de principios del siglo XX, describían unas concentraciones elevadas.
- Existe un hábitat adecuado para la especie, por la presencia de árboles de grandes dimensiones que pueden utilizar como posibles lugares de instalación de nidos.
- Hay una importante densidad de especies presa (conejo, perdiz, faisanes, ánades reales...)
- La extensión de las fincas del mismo titular y bajo la misma linde se aproxima a las 10.000 Has lo que permite desde el inicio del proyecto disponer de suficiente superficie para establecer una población de esta especie.
- En las fincas existen tres áreas de asentamiento temporal de la especie, entre ellas la que se conoce hoy día, como la usada más intensamente en el mundo por águilas imperiales jóvenes, que es donde se está realizando el hacking.
- Existe una importante red de vigilancia, que hace muy efectivo el control del acceso a la finca, lo que es importante para mantener las instalaciones con un nivel adecuado de seguridad.

- La disposición de la propiedad hacia el proyecto de reintroducción es muy favorable, colaborando activamente en la consecución de la meta y los objetivos.
- El lugar tiene los tendidos eléctricos protegidos desde hace más de una década.
- Más de la mitad la finca es de caza menor, pero sólo se caza por ojeos tres o cuatro días al año, lo que permite una absoluta tranquilidad el resto del tiempo.
- En la finca no se utiliza venenos. Incluso tampoco se hace para el control de ratas, cazándose con trampas.

CONSERVACION DE LAS AREAS DE ASENTAMIENTO TEMPORAL

Existe un importante cuerpo legislativo (ley 4/89 de protección de espacios naturales y de la flora y fauna silvestre, ley 2/92 forestal de Andalucía y decreto 208/1997, de 9 de septiembre, por el que se aprueba el reglamento forestal de Andalucía, ley 7/94 de protección ambiental, decreto 292/95 de evaluación de impacto ambiental, decreto 153/96 de 30 de abril de informe ambiental, ley 1/70, de 4 de abril, de caza y decreto 506/1971, de 25 de marzo, por el que se aprueba el reglamento para la ejecución de la ley de caza y decreto 230/01, de 16 de octubre, por el que se aprueba el reglamento de ordenación de la caza en Andalucía), que permite a la administración ambiental competente el control de los cambios de uso y de la gestión cinegética de estos territorios. Pero también es cierto que las zonas conocidas como área de asentamiento temporal de la especie son pocas, de reducido tamaño y de uso intensivo por la especie y que la consejería de medio ambiente está estudiando la posibilidad de establecer, de acuerdo con los propietarios, figuras de protección que garanticen el mantenimiento de los usos actuales y por tanto de la supervivencia de la especie. No obstante la mayoría de las cuadrículas donde previsiblemente se instalarán, en caso de tener éxito el proyecto de reintroducción, las parejas de águilas imperiales ibéricas se encuentran en espacios naturales protegidos y éstos cuentan, además, con una régimen de protección específico.

DISPONIBILIDAD DE POBLACIONES ADECUADAS PARA LA LIBERACION

La mortalidad de los pollos en nido se ha estimado entre un 16.8% en Doñana y un 23.6% para otros núcleos de España. Entre los factores que causan esta mortalidad se encuentran, las molestias, la caída del nido, rigores del clima, la escasez de alimento y sus consecuencias.

Por otra parte la población andaluza (febrero del año 2002) de águila imperial ibérica se estima en 42 parejas regentando territorios y la producción de pollos que han nacido en este año ha sido de 49 ejemplares. Teniendo en cuenta los porcentajes a los que hacíamos referencia en el párrafo anterior, el número de pollos que podrían haber muerto en el nido en Andalucía en el año 2002, oscila entre 8.2 y 11.6. Durante el monitoreo de los nidos hemos podido comprobar la muerte de cuatro pollos y al menos otros cuatro hubieran muerto si nuestros equipos no hubieran intervenido. Estamos convencidos de que debido al pequeño tamaño de los pollos y a la falta de visibilidad de los nidos el número de muerte de pollos fue mayor.

Hasta hoy día no se ha conseguido la reproducción artificial del águila imperial ibérica. Por tanto todos los pollos que pretendemos utilizar en hacking vendrán de poblaciones silvestres y serán recogido según protocolos establecidos (ver anexo 2).

La extracción de individuos de la población silvestre han sido evaluados y no supone riesgo alguno para la población donante, tal como se hace referencia en el apartado siguiente.

EFECTO DE LA EXTRACCIÓN DE POLLOS SOBRE LA POBLACIÓN DONANTE

Uno de las principales desventajas de la extracción de individuos de una población reducida es el efecto que puede tener la misma sobre la dinámica de población de la población que actúa como donante. Por ello nos ha preocupado enormemente este aspecto y para estimar el efecto de la extracción sostenida de pollos de las poblaciones andaluzas, hemos utilizado dos procedimientos distintos: el procedimiento determinista y el de la simulación.

- *Cálculo determinista: Porcentaje de Cambio Anual de la Población*

Como es normal en cálculos demográficos deterministas en biología de la conservación, mediremos el efecto sobre la demografía como porcentaje de cambio anual de la población (Ferrer e Hiraldo 1991).

$$R_0 = e/2 [\beta / (1-p)], \quad 1 = \sum \lambda^x l(x) m(x), \quad \lambda^5 - p\lambda^4 - \beta (e/2) = 0$$

$$\text{Percent of population change} = 100 (\lambda - 1)$$

- *Primer supuesto: Todos los pollos habrían sobrevivido en su nido original y todos mueren durante el hacking*

En Andalucía existen actualmente 42 parejas con una productividad anual media de 0.72 pollos por pareja y año (producción media de 30.24 pollos/año). Si de esta población extrajéramos 5 pollos/año utilizando pollos que iban a sobrevivir hasta abandonar el nido (es decir, retiramos los pollos con probabilidad de supervivencia en el nido del 100%), y además todo el proyecto de hacking saliera mal y todos los pollos soltados durante 5 años murieran sistemáticamente durante el hacking, el efecto que esto tendría sobre la población global andaluza sería el de provocar una disminución de la productividad media del 0.74 al 0.60. esta disminución de la fecundidad se traduciría en un porcentaje de cambio anual de $-0,64\%$. En esta situación, la población andaluza pasaría de 42 parejas a 40.41 parejas en 5 años, es decir, perderíamos pareja y media de la población andaluza. Supongamos que los pollos proceden preferentemente de la población de Jaén, que es la más grande de Andalucía. En Jaén tenemos 22 parejas con una productividad media de 0.821 pollos/pareja/año, es decir con una media de 18.06 pollos nacidos por año. En este caso, sería el equivalente a reducir la productividad de la población a 0.594 pollos/pareja/año. Con ello tendríamos un porcentaje de cambio anual negativo de -0.66% . En estas condiciones, la población de Jaén pasaría de 22 parejas a 21.28 parejas en 5 años, es decir, perderíamos menos de una pareja.

- *Segundo supuesto: Todos los pollos habrían sobrevivido en su nido original y la mortalidad juvenil de los pollos traslocados es la misma que en los no manipulados*

Desde un punto de vista global andaluz, si la mortalidad de pollos manejados en hacking es similar a la de los pollos silvestres, la extracción de pollos provocaría un porcentaje de cambio anual del 0,00%. Supongamos que los pollos proceden preferentemente de la población de Jaén, que es la más grande de Andalucía. En Jaén tenemos 22 parejas con una productividad media de 0.821 pollos/pareja/año, es decir con una media de 18.06 pollos nacidos por año. En este caso, y dado que los pollos de hacking, sobrevivan o no, son literalmente extraídos de la población, sería el equivalente a reducir la productividad de la población a 0.594 pollos/pareja/año, es decir, tendríamos un porcentaje de cambio anual de -0.66% . En estas condiciones, la población de Jaén pasaría de 22 parejas a 21.28 parejas en 5 años, es decir, perderíamos menos de una pareja.

- *Tercer supuesto: La mitad de los pollos del hacking habrían muerto en su nido original y la mortalidad juvenil de los pollos traslocados es la misma que en los no manipulados*

En el caso de que los pollos extraídos correspondan a pollos en nidos con problemas, donde su probabilidad natural de supervivencia en el nido no sea del 100% sino, por ejemplo del 50%, el efecto sobre la tasa de cambio anual de la población andaluza sería cero en todos los casos, ya que estaríamos extrayendo el mismo número de pollos que estaríamos salvando de morir en el nido, con lo que la productividad

global no variaría para la población andaluza y supondría para la población de Jaén un decrecimiento anual del 0.33% , con lo cual en 5 años pasaríamos a 21,63 parejas, es decir, perderíamos menos de un adulto en la población.

- *Cuarto supuesto: Todos los pollos del hacking habrían muerto en su nido original y la mortalidad juvenil de los pollos traslocados es la misma que en los no manipulados*

Si acertamos en la selección de los pollos con aquellos cuyas probabilidades de muerte en el nido fuesen del 100%, el resultado sería un crecimiento anual de la población andaluza de un 0.64% y un crecimiento anual de la población de Jaén del 0.00%.

- *Cálculo por Simulación: Estocasticidad ambiental y demográfica*

Utilizando modelos de simulación para una sola población descritos en capítulos anteriores, es imposible detectar cambios atribuibles a esta extracción en periodos de tiempo de 5-10 años, debido a que las fluctuaciones ambientales y demográficas de los parámetros de mortalidad por procesos estocásticos suponen tal variación en las poblaciones, que cambios de la magnitud de los considerados, en el parámetro menos sensible, como es la fecundidad, no produce resultados significativos en periodos de 5-10 años en ninguno de los escenarios antes considerados.

ELECCION DEL TIPO DE LIBERACION.

REINTRODUCCIÓN CON HACKING

El método más eficaz para la reintroducción de rapaces con un marcado instinto filopátrico, es el método hacking (Cade, 1980), también llamado crianza campestre. Este método consiste en colocar los pollos de la especie que se quiere reintroducir, en un nido artificial en el lugar donde queremos establecer la población, a una edad en que los pollos sean capaces de desgarrar la comida y alimentarse por sí solos, pero que aún no sean capaces de volar. Con este método y al igual que sucede en nidos naturales, se crea en los pollos una fuerte dependencia por el lugar de suelta y la zona en la que han iniciado los vuelos. A los pocos días los ejemplares comienzan a salir del nido, a posarse en árboles y a volar por los alrededores, volviendo al nido artificial donde se les ceba. Los desplazamientos son cada vez más alejados del punto de suelta y comienzan a cazar por su cuenta, aunque si no lo hacen de manera suficiente pueden regresar a los nidos artificiales a alimentarse, con lo que con este método conseguimos disminuir sensiblemente las muertes por falta de alimento que se producen en las primeras etapas de la dispersión (González 1986). Así hasta que realizan vuelos amplios y comienzan su dispersión. Cuando llegan a la madurez los ejemplares intentan establecerse en el lugar de suelta.

Para la realización de este proyecto hemos tomado como modelo el plan de trabajo seguido en la reintroducción de águila pescadora en el reino unido (Dennis, 1998; Dennis, 1999; Dennis, 2000; Dennis, 2001; Dennis & Dixon, 2001). No obstante se han consultado otros trabajos (Rymon, 1989) en los que se ha empleado la técnica de hacking para recuperar una población desaparecida.

DESARROLLO DEL HACKING

Este sistema se ha revelado como uno de los más eficaces en la restauración de poblaciones. Consiste en criar pollos en estado de semilibertad, colocándolos en nidos artificiales que simulan los naturales. Esto permite que los jóvenes se habitúen a su nuevo medio y, debido a la filopatría que muestran las rapaces y esta especie en concreto, retornen al lugar de liberación para nidificar.

FASE 1. REQUERIMIENTOS SOCIALES

Las reintroducciones, sobre todo si realizan con especies de gran longevidad y un amplio periodo de inmadurez, son proyectos a largo plazo y que por tanto requieren compromisos financieros y políticos de gran alcance temporal. Para nuestro caso se estima que es necesario un periodo de 10 años como mínimo, para establecer una población viable de águila imperial ibérica en la provincia de Cádiz. Existe el compromiso político por parte de la junta de Andalucía de llevar adelante este proyecto.

La estrategia para la conservación de la naturaleza de la UINC concede ya desde los años noventa una gran importancia al tratamiento de los problemas socioculturales como requisito para la conservación de los recursos. Por ello el tratamiento de la

reintroducción de esta especie tiene un amplio apartado de educación ambiental y relaciones con la sociedad, que se empezó a ejecutar ocho meses antes de la suelta de los primeros ejemplares. Las acciones realizadas hasta la fecha están reflejadas en el anexo nº5. De todas maneras la población andaluza y por extensión la de Cádiz, tienen unos altos niveles de concienciación ambiental, especialmente en cuanto a conservación de especies emblemáticas, como es nuestro caso. En este sentido nuestra experiencia nos demuestra que el programa es comprendido, aceptado y apoyado por las comunidades locales.

La participación de las organizaciones no gubernamentales es fundamental en la puesta en marcha de proyectos de estas características. Por ello, tanto a través del comité asesor del águila imperial en Andalucía, como directamente en reuniones convocadas ex profeso para la discusión de este proyecto, se han mantenido y se siguen manteniendo contactos e informando a dichas asociaciones de la marcha del proyecto. Hasta ahora, el proyecto cuenta con el apoyo de la sociedad española de ornitología, ADENA, GREFA, Ecologistas en Acción-Huelva, Ecologistas en Acción-Cádiz, etc.,.

FASE 2. SEGUIMIENTO

Todas las parejas que crían en Andalucía están sometidas a una labor de monitoreo. Esta labor se acentúa en las primeras semanas del nacimiento de los pollos y en aquellos territorios pocos productivos o que, según nuestra base de datos, han sufrido y sufren sistemáticamente reducciones de polladas. Nuestra intención es evitar las muertes por caninismo, desnutrición, caída de nidos, fenómenos atmosféricos, molestias...

Para ello, se ha dispuesto por parte de la consejería de medio ambiente un plan especial de vigilancia para evitar la pérdida de esos pollos y poder utilizarlos para el hacking. Por ello, este año se ha contratado personal específico de vigilancia y alimentación suplementaria que nos permite disponer de pollos que otros años han muerto sistemáticamente. Estos pollos rescatados, y que se encuentren sanos tras un examen veterinario, son la base del proyecto.

A fin de que durante las labores de monitoreo en nidos se obtuviera por parte del equipo de trabajo unas pautas de comportamiento y criterios homogéneos para tomar decisiones se elaboró un protocolo para el control de la reproducción y recogida de pollos y puestas de águila imperial ibérica en Andalucía. (ver anexo nº 2)

FASE 3. RECOGIDA DE POLLOS Y MARCAJE

Los pollos utilizados en la reintroducción, deberían proceder de diversas poblaciones fuente, con el fin de enriquecer la variabilidad genética y favorecer así su capacidad de supervivencia ante diversas situaciones medio ambientales.

Los pollos son recogidos en el nido cuando tienen una edad comprendida entre 45 y 50 días y siguiendo el protocolo establecido al efecto (ver anexo nº 2) y son sexados por el método de medición del antebrazo. Debido a la diferencial tasa de supervivencia juvenil entre sexos, se apartarán en una proporción de 40% machos y

60% hembras. Una vez seleccionados los individuos aptos para la reintroducción, se les anillará (tanto con anillas de metal como de plástico), se les medirá y pesará, se les alimentará y se les colocará en un medio de transporte adecuado para su traslado hasta el lugar de suelta. Durante el trayecto se cuidará en extremo la buena condición física de los individuos y se minimizará todo lo posible el estrés que puedan sufrir. Todos los ejemplares manejados y especialmente los utilizados en el proyecto de reintroducción son sometidos a un completo análisis veterinario y genético (ver anexo 3), con el fin de confirmar en primer lugar y a través del análisis genético, la identidad sexual y también la “identidad individual” del pollo. Y además para obtener información básica sobre la especie y que aún no disponemos (fauna anal, bucal y ocular) y comprobar el estado de salud de cada uno de los pollos antes de la suelta.

También es el momento para la instalación de los emisores satélite a los pollos que usemos en el hacking y los hermanos de nido que no sean retirados serán equipados con emisores convencionales para seguir sus movimientos y su supervivencia juvenil.

FASE 4. HACKING.

Los cajones

Los ejemplares recogidos se introducen en un cajón de madera de dimensiones 2x 1.5x1.6 m, que estará rodeadas por todos los lados salvo por la parte frontal, donde una malla transparente permitirá a los pollos ver su entorno. La parte superior tiene una zona cubierta con el fin de proporcionar protección a los pollos ante el sol y la lluvia y en un lateral tiene varias trampillas, una para poder entrar al cajón y manejar los pollos en caso de que fuese necesario, otra para la alimentación y otra para toma de imágenes. Dentro de cada una de ellas se construirá un nido artificial, y alrededor de él se esparcirán virutas de madera que serán renovadas cada dos semanas. La parte frontal de cada caja instalada en la torre es abatible, permitiendo su apertura en el momento de la liberación.

Las torretas

El cajón se instala sobre una torre de 6 m de altura, desde donde se divisan los árboles y en sus copas nidos artificiales y réplicas a tamaño natural de adultos.

En zona de liberación se instalaran dos torretas de hacking por motivos de precaución, prevención y seguridad.

La torreta hacking debe colocarse preferiblemente entre un pequeño grupo de árboles lindando con pradera o ambiente despejado. Una cierta pendiente favorecerá los ejercicios de musculatura de los pollos. La orientación norte puede reducir la exposición de los pollos a temperaturas muy elevadas. En este sentido, un sistema de difusión automática de agua dentro de las cajas de hacking podría mitigar las temperaturas en días especialmente calurosos.

Otras infraestructuras

Es necesario tener un sistema de vigilancia y observación de pollos, proporcionado por agentes de medio ambiente y personal contratado al efecto. Como medida complementaria se colocarán cámaras de vídeo en cada torreta de hacking, así como sonido.

En las proximidades al punto de liberación de pollos, se necesitará disponer de un pequeño laboratorio donde se pueda preparar el alimento para los pollos, ver las imágenes captadas por las cámaras, e incluso dormir el personal de seguimiento y vigilancia.

Mantenimiento de la torreta hacking

Se prevé que los pollos desnidados, lleguen a la torreta de hacking en la primera semana de junio. Permanecerán en las cajas de hacking un mínimo de 3 semanas.

Durante este tiempo los ejemplares han de estar sometidos a un monitoreo continuo a través de las imágenes que proporcione la cámara

Durante su estancia en la torre de hacking, los pollos serán alimentados 2 veces al día (al amanecer y al inicio de la tarde) con conejo fresco, al que se le habrán extraído el paquete digestivo y los pulmones y en una cantidad de 700 gr por pollo y día.

El conejo que no haya sido consumido será sacado del nido horas antes del siguiente aporte. Deben mantenerse normas estrictas de higiene como utilizar guantes de látex al manipular el alimento, limpiar las cajas de hacking y desinfectar los utensilios utilizados para la preparación del alimento.

La asistencia veterinaria durante la estancia en el cajón de hacking está sometida a un protocolo (ver anexo 4) y es realizada por veterinarios y biólogos del zoológico de jerez, especialistas en el manejo de especies silvestres.

FASE 5. LIBERACION

Se estima que a los 60-70 días de edad los pollos ya son capaces de realizar sus primeros vuelos (Ferrer 1993). Se recomienda liberar a los pollos una semana más tarde de esta fecha, con la intención de que se encuentren más fuertes y sus plumas estén más desarrolladas. A los aproximadamente 75 días de edad, se abrirá lentamente la parte delantera de la caja hacking para que salgan a propia voluntad. Preferiblemente se hará antes del amanecer para reducir las molestias que les pueda ocasionar.

El día antes de la apertura de la caja de hacking, cada individuo será revisado, pesado, medido y se les tomarán muestras de sangre para estimar su condición física. Si por alguna razón no se pudo anillar o colocar el emisor ésta es la ocasión de hacerlo. Además, se depositará en cada caja de liberación una mayor cantidad de comida, así como sobre los nidos artificiales que habrá fuera, pero visibles desde la torre de hacking. Los pollos son marcados en su nido de origen con anillas metálicas y de

plástico, que permiten su identificación a distancia. A los pollos liberados se les marcará tanto con emisores satélite como convencionales. Los emisores convencionales permitirán su seguimiento en el periodo de post-liberación y hasta que abandonen la zona en sus movimientos dispersivos. De esta manera se pueden conocer las causas de muerte de los pollos y, en su caso, emplear las medidas necesarias para prevenirlos. Los emisores satélite son especialmente recomendables para minimizar el riesgo de pérdida de contacto con el joven. Gracias a estos emisores podremos conocer cuales son los movimientos dispersantes y si el patrón es el observado en pollos no manipulados, así como las causas y lugares de mortandad. En general, nos permite conocer diversos aspectos ecológicos y etológicos de la especie.

ETAPA POSTLIBERACION

Ferrer (1993) muestra que los pollos comen prácticamente durante todo el periodo de dependencia del alimento suministrado por los padres. Por este motivo, una vez que los pollos hayan abandonado la torreta hacking, se les aportará alimento en abundancia sobre los nidos artificiales, construidos en las proximidades de la torre de hacking. En la naturaleza se ha detectado un descenso en el aporte de alimento al nido, la tasa de alimento que se deposite sobre los nidos artificiales debe ir acorde con lo observado en los grupos familiares silvestres (Ferrer 1993). El equipo de vigilancia debe continuar con su labor, apoyado por el personal de la estación biológica de Doñana en las labores de radioseguimiento. En familias silvestres, el periodo de dependencia se prolonga hasta los 130 días de vida de los pollos aproximadamente.

En los años siguientes, se seguirán construyendo nidos artificiales tanto en la zona de liberación como en otras zonas adecuadas para albergar un núcleo reproductor. La instalación de plataformas artificiales ha sido utilizada con éxito en numerosos lugares y diferentes programas y también ha sido utilizada en el manejo de esta especie, al menos en Doñana, con resultados positivos. Para crear un ambiente propicio a la fijación de individuos jóvenes se realizarán también las siguientes acciones: instalación de réplicas a tamaño natural de adultos de la especie, reproducción de sonidos de la especie (“taping”) durante el día y especialmente en época de formación de parejas.

Por último y coincidiendo con el periodo de dispersión y formación de parejas en todos los años se tiene previsto hacer “volar” a artilugios que simulen el vuelo del águila imperial, como pueden ser siluetas del águila volando mantenidas por un globo de helio y desplazada por un vehículo, idea original de “el bichero”. También está previsto diseñar un modelo de avión de vuelo sin motor, que se asemeje a la silueta del águila imperial ibérica. Por último en septiembre y octubre del 2002 y enero y febrero del 2003 realizaremos una experiencia con águilas reales (*Aquila crysaetos*) irrecuperables, que se encuentran en los diferentes centros de recuperación de especies amenazadas de Andalucía, a las que rediseñaremos el color de sus plumas hasta convertirlas en águilas imperiales ibéricas y serán instaladas sobre árboles y con cierta capacidad de movimiento, en los días que lo permitan las condiciones atmosféricas. En el caso de que pudiésemos obtener ejemplares recuperables de águilas reales en su fase de entrenamiento las dedicaríamos temporalmente al vuelo en el área de suelta, también con el diseño del águila imperial ibérica. Todas estas medidas tienden a hacerles entender a los jóvenes de águila imperial ibérica, que el área donde se encuentran es un territorio ocupado de su especie y entendemos que además del instinto filopátrico, éste puede ser un estímulo potente para el asentamiento de jóvenes en el área, y que pasado unos años se convertirán en adultos.

EVALUACION

El diseño del programa de seguimiento de los ejemplares soltados es especialmente intenso y además planteamos un seguimiento científico de esta experiencia, lo que con seguridad nos proporcionará datos muy interesantes para la conservación de la especie. En efecto, la recolonización de un territorio por parte de muy escasa y gran ave de presa, además de una acción de importancia vital para la especie, se trata de un experimento científico que va a ser ejecutado por la estación biológica de Doñana del consejo superior de investigaciones científicas.

La evolución y éxito del proyecto, podrán ser evaluados gracias al marcaje de los pollos liberados. La evaluación del proyecto así como el seguimiento científico de la población establecida, será llevada a cabo por la estación biológica de Doñana. El mismo organismo es el que sugerirá qué cambios pueden hacerse para mejorar el programa. Cada año se realizará una evaluación del proceso desde la selección de pollos hasta su liberación mediante hacking, de manera que puedan detectarse los posibles problemas surgidos, y en ese caso, realizar los cambios necesarios en el diseño del proyecto. Al término de los 5 primeros años de proyecto, se evaluará el éxito de la reintroducción, y en su caso, se llevarán a cabo estudios demográficos sobre la población establecida. Basándonos en reintroducciones previas de otras especies, se espera que los primeros pollos liberados intenten criar en el área de hacking a los 4-5 años de la liberación. Los resultados obtenidos serán publicados tanto en revistas científicas como divulgativas.

INDICADORES DE EVALUACIÓN.

Hemos establecido unos indicadores de la evaluación del proyecto, independientemente de los estudios demográficos de la población establecida, y que nos pueden aportar información rápida sobre la tendencia, efectividad y eficiencia de proyecto. Entre ellos se encuentran:

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

RESULTADOS ESPERADOS.

Se liberarán aproximadamente 5 pollos al año, salvo el primero que estaba previstos 3 y finalmente han sido 4. Principalmente en el transcurso del primer año es cuando se recoge información sobre los posibles cambios que se deban hacer en el diseño del programa, y sobre los posibles peligros que pueden encontrar los pollos. Una vez evaluado el éxito del proyecto durante el primer año, y adquirido un mayor conocimiento sobre el proceso, será posible liberar una mayor cantidad de individuos. Está garantizado el apoyo financiero para la liberación de pollos durante un mínimo de 5 años. De manera que en los 5 primeros años del proyecto se liberarán aproximadamente 24 pollos, de los cuales se estima que sobrevivirán hasta la edad reproductora el 20% (Ferrer y Calderón 1990). Los 4-5 pollos supervivientes podrían traducirse en 2 parejas reproductoras, dependiendo de la proporción de sexos. Las nuevas parejas establecidas atraerían a nuevos individuos dispersantes procedentes de poblaciones silvestres cercanas como Doñana, sierra morena, etc. No obstante, cuanto mayor sea la duración del proyecto y más pollos puedan ser liberados, más probabilidades de éxito, y en menor tiempo, tendrá la reintroducción. La previsión inicial es de diez años.

Por tanto, con los índices de mortalidad que conocemos y si tenemos éxito en el establecimiento de parejas en el área, es esperable que existan dos parejas de esta especie al cabo de cinco años. Si la mortalidad fuese menor seguramente podríamos hablar del asentamiento de más parejas. Para hacer una proyección más certera será necesario tener datos de la supervivencia de los individuos que han sido soltados en el área de reintroducción, datos que iremos obteniendo con el tiempo pues todos los ejemplares tendrán emisores satélite.

En cualquier caso, la regencia de un territorio por parte de una pareja de inmaduros, se puede producir a partir del segundo año. Y si esto se produce es razonable pensar que es un avance de lo que puede ser la reproducción de la especie en el área de reintroducción.

PRESUPUESTO

Existe el compromiso político por parte de la Junta de Andalucía de llevar adelante este proyecto y se ha concretado en las siguientes acciones:

- Aprobación por el Director General de Gestión del Medio Natural, en julio de 2001 del proyecto de programa de acciones para la conservación del águila imperial ibérica en Andalucía, con el ámbito temporal de actuación 2001-2003 y en el cual estaba incluido la reintroducción con hacking y cuyo presupuesto es de 540.000 Eu.
- Aprobación en el Consejo de Dirección de la Consejería de Medio Ambiente del 2 de abril de 2002, de dotar de un proyecto para la reintroducción del águila imperial complementario y de una duración temporal de 5 años más a partir de julio de 2003.
- Aprobación en febrero de 2002 por parte de Consejería de Obras Públicas, Transportes y Urbanismo, sobre la base de las medidas compensatorias de la autovía Jerez-Los Barrios (A-381), de un presupuesto 247.000 Eu para el seguimiento por emisores satélite y convencionales de los ejemplares de águila imperial ibérica soltados por hacking durante el periodo 2002- 2007.
- Aprobación en julio de 2002, por parte de la Consejería de Obras Públicas, Transportes y Urbanismo, sobre la base de las medidas compensatorias de la autovía Jerez-Los Barrios (A-381), de un presupuesto de 100.000 Eu, para actividades de educación ambiental en el periodo 2002-2003.
- Aprobación ----- de 2002, por parte de la Consejería de Obras Públicas, Transportes y Urbanismo, sobre la base de las medidas compensatorias de la autovía Jerez-Los Barrios (A-381), de un presupuesto de 14.985 Eu, para corrección de tendidos eléctricos peligrosos para la avifauna en el Parque Natural de los alcornocales.
-

BIBLIOGRAFIA

1. Alonso, J.C., L.M. González, B. Heredia and J.L. González. 1987. Parental care and the transition to independence of Spanish Imperial Eagles *Aquila heliaca* in Doñana National Park, southwest Spain. *Ibis* 129:212-224.
2. Arévalo y Baca, D.J. 1887. Aves de España. Aguado, Madrid.
3. Armería de la, Vizconde. 1929. Algunas observaciones sobre las águilas españolas. *Bol Real Soc. Hist. Nat.* 29:175- 180.
4. Balash, J., S. Musquera, L. Palacios, M. Jiménez and J. Palomeque. 1976. Comparative hematology of some Falconiformes. *Condor* 78:258-259.
5. Barceló y Combis, F. 1867. Catálogo de las Aves Observadas en las Islas Baleares. Palma de Mallorca.
6. Boscá, A. 1916. Fauna del Reino de Valencia. Ed. A. Martín. Valencia.
7. Brown, L. 1976. Eagles of the World. Davies & Charles. Newton Abbot, London.
8. Brown, L. and D. Amadon. 1968. Eagles, Hawks and Falcons of the World. Country Life Books. London.
9. Cadenas, R. 1986. Resultado de la reproducción del Aguila Imperial *Aquila heliaca adalberti* en el Parque Nacional de Doñana en el periodo 1983-1986. IV Congreso de Rapaces Mediterráneas. Evora, Portugal.
10. Cadenas, 1994. Resultados de la aplicación del Plan de Manejo del Aguila imperial (*Aquila adalberti*) en el Parque Nacional de Doñana entre 1986 y 1994. *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994. Monografía SEO 4.*
11. Cadenas, R. and M. Mañez. 1988. Tendidos eléctricos: actuaciones para minimizar el impacto ambiental sobre la avifauna. *Vida Silvestre* 63:59-64.
12. Calderón, J., J. Castroviejo, L. García and M. Ferrer. 1987. El Aguila Imperial *Aquila adalberti* en Doñana: algunos aspectos de su reproducción. *Alytes* 5:47-72.
13. Calderón, J., J. Castroviejo, L. García and M. Ferrer. 1988. El Aguila Imperial *Aquila adalberti* en Doñana: dispersión de los jóvenes, estructura de edades y mortalidad. *Doñana Acta Vert.* 15:79-98.
14. Cepeda, J.M., E. Migens and M. Ferrer. 1990. Reducción de la mortalidad por electrocución del Aguila Imperial Ibérica. *Compañía Sevillana de Electricidad y AMA Andalucía.*
15. Chapman, A. 1884. Rough notes on Spanish Ornithology. *Ibis* 16:66-69.
16. Chapman, A. and W. Buck. 1893. Wild Spain. Gurney & Jackson. London.
17. Chapman, A. and W. Buck. 1910. Unexplored Spain. Edward Arnold. London.
18. Collar, N.J. and P. Andrews. 1988. The ICBP World checklist of threatened birds. ICBP Technical Publication 8.
19. Consejería de Medio Ambiente. 1999. Segundo borrador del Plan de Recuperación del águila imperial ibérica en Andalucía. Inf. Ined.
20. Delibes, M. 1978. Ecología alimenticia del Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti* durante la crianza de los pollos en el Coto de Doñana. *Doñana Acta Vert.* 5:35-60.
21. Dennis, R. & H. Dixon. (2001). The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt* 122: 147-154.

22. Dobado-Berrios, P.M. and M. Ferrer. 1997. Age-related changes plasma alkaline phosphatase and inorganic phosphorus, and late ossification of the cranial roof in the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Physiological Zoology* 70:421-427.
23. Dresser, H.E. 1872. Remarks on exhibition of skin of various eagles *Aquila*. *Proc. Zool. Soc. London*, 863-865.
24. Dresser, H.E. 1873. *A History of the Birds of Europe*. Vol I London.
25. Ferrer, M. 1989. *El Aguila Imperial*. Bases Bibliográficas de Especies Amenazadas. Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
26. Ferrer, M. 1990a. Dispersión juvenil de la población de Aguilas Imperiales del Parque Nacional de Doñana. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.
27. Ferrer, M. 1990b. Hematological studies in birds. *Condor* 92: 1085-1086.
28. Ferrer, M. 1990c. Nest defence by male and female Spanish Imperial Eagles. *J. Raptor Res.* 24:77-79.
29. Ferrer, M. 1992a. Regulation of the period of postfledging dependence in the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 134:128-133.
30. Ferrer, M. 1992b. Natal dispersal in relation to nutritional condition in Spanish Imperial Eagles. *Ornis Scand.* 23:104-107.
31. Ferrer, M. 1993. *El Aguila Imperial*. Quercus, Madrid, Spain. 231 pp.
32. Ferrer, M. 1993a. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of a long-lived raptor, the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 135:132-138.
33. Ferrer, M. 1993b. Wind-influenced juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *Ornis Scand.* 24:330-333.
34. Ferrer, M. 1993c. Ontogeny of dispersal distances in young Spanish Imperial Eagles. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 32:259-263.
35. Ferrer, M. 1993d. Reduction in hunting success and settlement strategies in young Spanish Imperial Eagles. *Anim. Behav.* 45:406-408.
36. Ferrer, M. 1994. Nutritional condition of Spanish Imperial Eagle nestlings *Aquila adalberti*. *Bird Study* 41:120-123.
37. Ferrer, M. 2001. *The Spanish Imperial Eagle*. Editorial Lynx, Barcelona, Spain, 240 pp.
38. Ferrer, M. and Calderón, J. 1990. The Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* in Doñana National Park: a study of population dynamics. *Biological Conservation* 51: 151-161.
39. Ferrer, M., J. Calderón and J. Castroviejo. 1986. Exito reproductor de *Aquila adalberti* en Doñana. IV Congreso de Rapaces Mediterráneas. Evora, Portugal.
40. Ferrer, M. and M. De la Riva. 1987. Impact of power lines on the population of birds of prey in the Doñana National Park and its environments. *Ricerche Biol. Selvagg.* 12: 96-98.
41. Ferrer, M., M. De la Riva and J. Castroviejo. 1991. Electrocution of raptors on power lines in southwestern Spain. *J. Field Ornithol.* 62:181-190.
42. Ferrer, M. and C. De le Court. 1992. Sex determination in the Spanish Imperial Eagle. *J. Field Ornithol.* 63:359-364.
43. Ferrer, M., L. García and R. Cadenas. 1990. Long-term changes in nest defence intensity of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ardea* 78:395-398.
44. Ferrer, M., T. García-Rodríguez, J.C. Carrillo and J. Castroviejo. 1987. Hematocrit and blood chemistry values in captive raptors. *Comp. Biochem. Physiol.* 87A:1123-1127.
45. Ferrer, M. and F. Hiraldo. 1991. Evaluation of management techniques for the Spanish Imperial Eagle. *Wildl. Soc. Bull.* 19:436-442.

46. Ferrer, M. and F. Hiraldo. 1992. Man-induced sex-biased mortality in the Spanish Imperial Eagle. *Biol. Conserv.* 60:57-60.
47. Ferrer, M. and J.A. Donázar. 1996. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology* 77:69-74.
48. Frazao, J. 1984. Proyecto de estudio de localizacáo Aquia Imperial Iberica *Aquila heliaca adalberti*. Grupo Universitario de Estudios del Medio Ambiente GUEA, Evora 2:1-6.
49. Garzón, J. 1974. Contribución al estudio del estatus, alimentación y protección de las Falconiformes en España Central. *Ardeola* 19:279-330.
50. Garzón, J., L.M. González, J.L. González and F. Hiraldo. 1984. Situación actual y problemática del Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti*. *Rapinyaires Mediterranis* 2:70-80.
51. González, J.L., B. Heredia, L.M. González and J.C. Alonso. 1986. Adoption of a juvenile by breeding Spanish Imperial Eagles during the postfledging period. *Raptor Res.* 20:77-78.
52. González, L.M. 1989. Historia Natural del Aguila Imperial Ibérica. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Madrid.
53. González, L.M., J.C. Alonso, J.L. González and B. Heredia. 1985. Estudios sobre la Reproducción del Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti*. Monografía ICONA 36.
54. González, L.M., J. Bustamante and F. Hiraldo. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Biol. Conserv.* 51:311-319.
55. González, L.M., J. Bustamante and F. Hiraldo. 1992. Nesting habitat selection by the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Biol. Conserv.* 59:45-50.
56. González, L.M., J.L. González, J. Garzón and B. Heredia. 1987. Censo y distribución del Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti* en España durante el periodo 1981-1986. *Bol, Estac. Centr. Ecología* 31:99-109.
57. González, L.M., B. Heredia, J.L. González and J.C. Alonso. 1989c. Juvenile dispersal of Spanish Imperial Eagles. *J. Field Ornithol.* 60:369-379.
58. González, L.M. and F. Hiraldo. 1987. Organochlorine and heavy metal contamination in the eggs of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* and accompanying changes in eggshell morphology and chemistry. *Enviromm. Pollut.* 51:241-258.
59. González J.L. and F. Hiraldo. 1991. Some hematological data from Marsh Harriers (*Circus aeruginosus*) in central Spain. *Comp. Biochem. Phys.* 100A:735-737.
60. González, L.M., F. Hiraldo, M. Delibes and J. Calderón. 1989a. Zoogeographic support to consider the Spanish Imperial Eagle as a distinct species. *Bull. Brit. Orn. Club* 109:86-93.
61. González, L.M., F. Hiraldo, M. Delibes and J. Calderón. 1989b. Reduction in the range of Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti* since 1850. *J. Biogeogr.* 16:305-315.
62. González-Diez, M. 1960. *Aquila heliaca* Aguila Imperial. *Ardeola* 6:380.
63. Hammer, D.A. & R.M. Hatcher. (1983). Restoring Osprey populations by hacking preflighted young. In: Bird, D.M. (ed.). *Biology and management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec.
64. Hartert, E. 1914. Die Vögel der Paläarktischen Fauna. Vol. 2. Verlag von R. Friedlander und Sohn. Berlín.

65. Hernández, L.M. and G. Baluja. 1976. Contaminación en huevos de aves silvestres del suroeste de España por residuos organoclorados (insecticidas y bifenilos policlorados). Doñana Acta Vert. 32:157-170.
66. Hernández, L.M., M.C. Rico, M.J. González, M.A. Hernán and M.A. Fernández. 1986. Presence and time trends of organochlorine and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain. J. Field Ornithol. 57:270-282.
67. Hiraldo, F., M. Delibes and J. Calderón. 1976. Sobre el estatus taxonómico del Aguila Imperial Ibérica. Doñana Acta Vert. 3:171-182.
68. León, L. and J. Castroviejo. 1978. Sobre infecciones estafilocócicas en el Aguila Imperial Ibérica *Aquila adalberti*. Doñana Acta Vert. 5:89-95.
69. Lévêque, R. 1960. Observaciones sobre Aguila Imperial en Doñana, abril-mayo 1959. Ardeola 6:381.
70. Lilford, L. 1865. Notes on the ornithology of Spain. Ibis 1:166-187.
71. Machado, A. 1854. Catálogo de las Aves Observadas en Algunas Provincias de Andalucía. Sevilla.
72. Martell, M. (1995). Osprey *Pandion haliaetus* reintroduction in Minnestota, USA. Vogelwelt 116: 205-207.
73. Meyburg, B.U. 1974. Sibling aggression and mortality among nestling eagles. Ibis 116:224-228.
74. Meyburg, B.U. 1978. Sibling aggression and cross-fostering of eagles. En Endangered Birds Management Techniques for Preserving Threatened Species. (ed) S.A. Temple. Univ.
75. UICN/SSC.1995.Guías para reintroducciones.
76. Wisconsin Press. Madison
77. Meyburg, B.U. 1981. Seltene und vom Aussterben bedrohte greifvögel (III). Der Spanische Kaiseradler *Aquila (heliaca) adalberti*. Der Falkner 31:31-35.
78. Meyburg, B.U. 1986. Threatened and nearthreatened diurnal birds of prey of the world. Birds of Prey Bull. 3:1-12.
79. Meyburg, B.U. 1987. Clutch size, nestling aggression and breeding success of the Spanish Imperial Eagle. Brit. Birds 80:308-320.
80. Meyburg, B.U. and J. Garzón. 1973. Sobre la protección del Aguila Imperial Ibérica *Aquila heliaca adalberti* aminorando artificialmente la mortalidad juvenil. Ardeola 19:107-128.
81. Mills, S.P. 1976. Search for the Spanish Imperial Eagle in Morocco. World Wildl. Fund Project 1624. Final report.
82. Ministerio de Medio Ambiente. 1992. Plan de Manejo del Aguila Imperial en el Parque Nacional de Doñana. 1992. Inf. Ined.
83. Ministerio de Medio Ambiente. 2001. Estrategia Nacional para la Cnservación del águila imperial ibérica.
84. Ministerio de Medio Ambiente.2001.Plan de Medidas Urgentes para la Conservación del Lince ibérico y el águila imperial ibérica. Inf. Ined.
85. Moller, F. 1894. Notas sobre la fauna de Serra de Suajo. Ann. Scien. Nat. Porto Vol 1.
86. Mountfort, G. 1988. Rare Birds of the World. Collins. London.
87. Negro, J.J. 1987. Adaptación de los Tendidos Eléctricos al Entorno. Monografías Alytes 1.
88. Negro, J.J., M. Ferrer, C. Santos and S. Regidor. 1989. Eficacia de dos métodos para prevenir electrocuciones de aves en líneas eléctricas de distribución. Ardeola 36:201-206.

89. Negro, J.J. and F. Hiraldo. 1994. Lack of allozyme variation in the Spanish imperial eagle *Aquila adalberti*. *Ibis* 136:87-90.
90. Palma, L. 1985. The present situation of birds of prey in Portugal. En *Studies Conservation in Raptors*. (ed) I. Newton y R.D. Chancellor. ICBP Technical Bull. 5:3-14.
91. Palma, L. and N. Onofre. 1986. A Aguia Imperial *Aquila adalberti* em Portugal, síntese dos conhecimentos actuais. IV Congreso de Rapaces Mediterraneas. Evora, Portugal.
92. Regidor, S., C. Santos, M. Ferrer and J.J. Negro. 1988. Experimentos con modificaciones para postes eléctricos en el Parque Nacional de Doñana. *Ecología* 2:251-256.
93. Reyes y Prosper, V. 1886. Catálogo de las aves de España, Portugal e islas Baleares. *Ann. Real Soc. Hist. Nat.* 15:5-109.
94. Rymon, L.M. (1989). The restoration of Osprey *Pandion haliaetus* to breeding status in Pennsylvania by hacking (1980-1986). In: *Raptors in the Modern World*. III World Conference on Birds of Prey and Owls. Meyburg, B.U. & R.D. Chancellor (Eds.). Israel.
95. Schaadt, C.P & L.M. Rymon. (1983). The restoration of Ospreys by hacking. pp.299-305. In: Bird, D.M (ed.) *Biology and management of Bald Eagles and Ospreys*. Harpell Press. Ste, Anne Bellevue. Quebec.
96. Sherrod, S.K.; Heinrich, W.R.; Burnham, W.A.; Barclay, J.H. & Cade . J. (1982). *Hacking: a method for releasing Peregrine Falcons and other birds of prey*. The Peregrine fund. New York.
97. Simón, M. Llopis, A., Negro JJ y Ferrer, M. 1999. Propuesta de Plan de cría y manejo en cautividad del águila imperial ibérica *Aquila adalberti* en el centro de cría "Guadalentín". Inf. Ined.
98. Valverde, J.A. 1960. La population d'Aigles Impériaux *Aquila heliaca adalberti* de Marismas du Guadalquivir: son évolution depuis ua siéle. *Alauda* 28:20-26.
99. Valverde, J.A. 1967. Estructura de una Comunidad de Vertebrados Terrestres. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, CSIC. Madrid.
100. Veiga, J.P., J.C. Aloaso and J. Alonso. 1984. Sobre la población de Aguilas Imperiales *Aquila heliaca adalberti* de la Sierra de Guadarrama. *Rapinyaires Mediterranis* II:54-59. Barcelona.
101. Viñuela, J., M. Ferrer and F. Recio. 1991. Age related variations in plasmatic levels of alkaline phosphatase, calcium and inorganic phosphorus in chicks of two species of raptors. *Comp. Biochem. Pbsiol.* 99A:49-54.
102. Whiterby, H.F. 1928. On the birds of Central Spain, with some notes on those of south-east Spain. *Ibis* 4:587-663.

ANEXO N° 1

PERSONAL QUE INTERVIENEN EN ESTE PROYECTO

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE DE ANDALUCÍA

Agustín Madero Montero

Biólogo.

Especialista en gestión de espacios naturales y especies.

Con experiencia de hacking con 5 especies de rapaces.

Responsable de la especie en la Comunidad Autónoma..

Salvador Pacheco Carmona.

Biólogo.

Especialista en la especie, con amplia experiencia en el manejo y seguimiento de la especie.

Rafael Cadenas.

Biólogo.

Especialista en gestión de recursos naturales y en la especie.

Francisco Jesús Martín Barajas.

Ornitólogo de campo. Con experiencia de hacking.

Manuel Moral

Ornitólogo de campo.

Enrique Luque

Biólogo. Especialista en rapaces. Con amplia experiencia en manejo y recuperación de ejemplares.

Jose Antonio.

Biólogo. Con experiencia en manejo de especies catalogadas y seguimiento telemétrico.

Jose Luis Sánchez Balsera

Biólogo. Especialistas en fauna.

Felipe Ontiveros.

Biólogo. Especialista en gestión de espacios naturales.

Director del Parque Natural de los Alcornocales.

Federico Fernández Hinestrosa

Biólogo. Especialista en gestión de recursos naturales y especies.

Jefe de Servicio de Gestión del Medio Natural en la provincia de Cádiz.

Miguel Angel Simón

Biólogo. Especialista en gestión de recursos naturales y especies.
Director Técnico del Centro de Cría Guadalentín.

Alex Llopis
Veterinario. Especialista en reproducción de rapaces en cautividad.
Centro de Cría Guadalentín.

Isabel Molina
Bióloga y Veterinaria. Amplia experiencia en el manejo de especies.
Responsable de la Coordinación de las CREAS de Andalucía.

Alvaro Muñoz
Biólogo. Especialista en analítica.
Responsable del Centro de Análisis y Diagnóstico.

Ernesto Saez Manzano
Ornitólogo de campo. Amplia experiencia en seguimiento y manejo de rapaces.

CONSEJERIA DE OBRAS PUBLICAS, URBANISMO Y TRANSPORTES

Matilde Santiago Cossi.
Responsable de Comunicación de la Delegación de Obras Públicas, Urbanismo y Transporte de Cádiz.

Jaime Nieto Quevedo
Biólogo. Especialista en Educación Ambiental.

CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

Miguel Ferrer Baena
Doctor en Biología. Especialista en la especie y en dinámica de poblaciones.
Investigador de la Estación Biológica de Doñana. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología

Juan José Negro.
Doctor en Biología. Especialista en genética de poblaciones.
Investigador de la Estación Biológica de Doñana. CSIC
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Juan Manuel García-Ruiz.
Doctor en Geología. Profesor de Investigación del CSIC
Responsable de Simulaciones.
Instituto Andaluz de Geología Mediterránea. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Fermín Otálora.
Dr en Geología y Físico. Investigador del CSIC
Responsable de simulaciones.
Instituto Andaluz de Geología Mediterránea. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Julián Calwright
Dr. En Física y Matemático
Becario postdoctoral de modelado
Instituto Andaluz de Geología Mediterránea. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Eva Casado
Bióloga. Investigador contratado por GIASA
Especialista en rapaces. Amplia experiencia en seguimiento telemétrico.
Consejería de Obras públicas, urbanismo y Transportes.
Junta de Andalucía.

Begoña Martínez. Becaria de genética de poblaciones
(Laboratory of Genomic Diversity, EEUU).
Estación Biológica de Doñana. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Javier Balbortín.
Biólogo. Técnico de apoyo a la investigación.
Amplia experiencia en seguimiento telemétrico.
Estación Biológica de Doñana. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

José Ayala
Técnico de Apoyo a la investigación.
Amplia experiencia en seguimiento telemétrico.
Estación Biológica de Doñana. CSIC.
Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Javier Fernandez de Carvajal.
Gabinete de Comunicación del CSIC
Ministerio de Ciencia y Tecnología

ZOOLOGICO DE JEREZ

Jose María Aguilar Iñigo.
Veterinario

Miguel Angel Quevedo.
Veterinario

ANEXO N° 3

FICHAS DE EXPLORACION Y TOMAS DE MUESTRAS

FICHA DE CAMPO

N° Identificación:

Ficha exploración y toma de muestras

ESPECIE: *Aguila imperial ibérica (Águila adalberti)*

Método de captura:

Fecha:

Lugar (Paraje):

Hora inicio manipulación:

Nido:

Hora fin exploración:

Datos de marcado

Anilla	Metálica	Transmisor
		Si
	Plástica	No

Historia Clínica:

Exploración Clínica

Estado general:

Actitud

CABEZA

Exploración ocular

Derecho Estructuras externas Párpados Conjuntiva Pestañas Estructuras Internas Iris Cristalino	Izquierdo Estructuras externas Párpados Conjuntiva Pestañas Estructuras Internas Iris Cristalino
---	---

Oidos	
Pico	
Narinas Maxilar Mandíbula	
<i>Cuello</i>	
<i>Cuerpo</i>	
Alas	
Derecha	Izquierda
Húmero	Húmero
Cubito radio	Cubito radio
Carpo-metacarpo	Carpo-metacarpo
Patagio	Patagio

Patas	
Derecha	Izquierda
Tibio-tarso	Tibio-tarso
Tarso	Tarso
Dedos	Dedos
Garras	Garras
Plumaje	
Presencia de parásitos externos	

Datos Fisiológicos	
Temperatura	
Respiración	F.R.
Auscultación	F.C.
P O ₂	
Peso	
REFLEJOS:	
Reflejo dolor	Reflejo III párpado
Reflejo amenaza	Motilidad garras

TOMA DE MUESTRAS						
Muestras sanguíneas				Otras muestras		
TIPO			ml			
Sexaje	SI	NO		Torunda cloacal	SI	NO
EDTA	SI	NO		Torunda conjuntival	SI	NO
Heparina-Li	SI	NO		Torunda traqueal	SI	NO
Heparina-Na	SI	NO		Parásitos externos	SI	NO
Suero	SI	NO		Plumas	SI	NO
Frotis	SI	NO		Huevo	SI	NO
				Restos de cáscaras	SI	NO
				Otras		

NOTAS:

Anexo 4

ACCIONES DE EDUCACION AMBIENTAL Y RELACIONES CON LA SOCIEDAD REALIZADAS

(Actualizadas a julio de 2002)

AÑO 2001

29 Mayo de 2001. Universidad Internacional Menéndez y Pelayo, Valencia. Conferencia sobre el futuro de águila imperial, necesidades de conservación.

25 Julio de 2001. Conferencia en la Universidad de Urbino, Italia. Previsiones de extinción y plan de manejo para especies muy amenazadas: el caso del águila imperial ibérica.

2-9 Agosto de 2001. Cursos de verano “Università nel Bosco” de las Universidades de Urbino, Florencia y Bolonia. Fossombrone, Italia. Curso de 20 h sobre modelado y proyecciones de poblaciones de águilas imperiales: necesidades de actuación.

24 Septiembre de 2001. Congreso Internacional de Aves de Presa en Sevilla. Raptor Research Foundation-CSIC. Conferencia inaugural del Simposium “Rapaces Amenazadas del Mundo”: The past and the future of the Spanish imperial eagle.

Octubre de 2001. Conversaciones con Seo-Birdlife y su inclusión en el Comité Asesor del Programa de Acciones para la Conservación del águila imperial ibérica.

31 de Octubre de 2001. Comunicación en el Grupo de Trabajo del Aguila Imperial de que íbamos a realizar la reintroducción con hacking en el año 2002. Se acepta sin oposición alguna.

14 de noviembre de 2001. Información y Aprobación del Comité Asesor del Plan de Reintroducción del águila imperial ibérica.

14 de Diciembre de 2001. Reunión del Plan de Manejo del águila imperial ibérica en el Parque Nacional de Doñana. Se expone el proyecto de reintroducción, no existiendo oposición alguna.

AÑO 2002

FEBRERO

21 Febrero de 2002. Reunión con el representante de Ecologistas en Acción en el Patronato de Doñana, para explicar con detalle el proyecto.

MARZO

8 de Marzo de 2002. I Congreso Nacional Italiano sobre Aves de Presa, Venecia. Conferencia Inaugural: The Spanish imperial eagle population: a real prone-extinction species.

14 de Marzo de 2002. Curso de Doctorado de la Universidad Complutense de Madrid. Pasado y Futuro del Aguila imperial.

18 de Marzo de 2002. Curso de Doctorado Universidades de Gewel y Estocolmo (Suecia). Paterns of extinction in the Spanish Imperial eagle.

Marzo de 2002. Conversaciones con representantes de ecologistas en acción de Andalucía para explicarles el proyecto.

Marzo de 2002. Edición de 5.000 carteles de “el águila imperial vuelve”.

5 Marzo de 2002. Conversación con AGADEN-Sierra para explicarles el proyecto.

ABRIL

10 de Abril de 2002. Conferencia en el Museo de Ciencias Naturales de Madrid CSIC. El incierto futuro del águila imperial. Ciclo conferencias “Crisis de la Biodiversidad” CSIC-BBVA.

10 de Abril de 2002. Reunión en Madrid con Seo-Birdlife, Adena, Coda y Grefa, para explicar con detalle el proyecto de reintroducción

Diseño y ejecución del programa proyecto educativo /divulgativo. “El águila imperial en la provincia de Cádiz”

Justificación

Del por qué es necesario el desarrollo de un programa de divulgación para concienciar y sensibilizar al ciudadano andaluz con la problemática de conservación de esta especie tan emblemática.

Objetivos

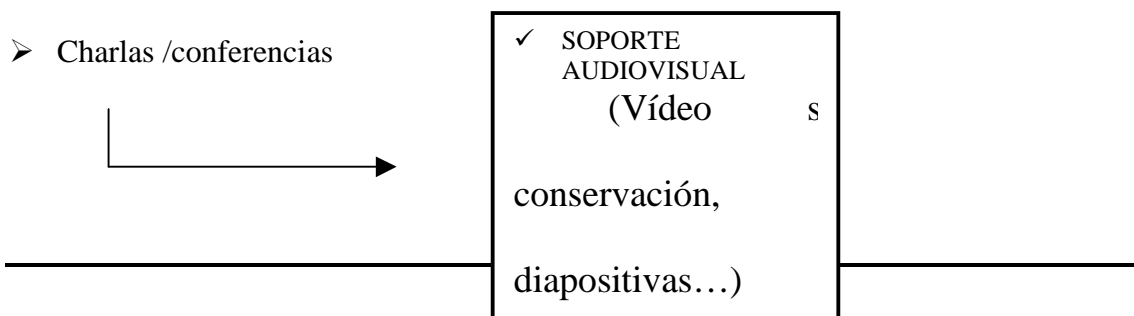
1. Incremento de la sensibilación en los sectores implicados con el proyecto. (más directamente implicados o vinculados con la problemática).
2. Favorecer el acercamiento del ciudadano andaluz, fundamentalmente niños y jóvenes, a la realidad de la problemática en la especie. (campañas de sensibilización).

3. Fomentar la formación en lo que se refiere a la especie, entre los colectivos implicados en las tareas de ejecución de los planes. (guardería, agentes forestales, seprona...).

Metodología, basada en:

* Exposiciones enriquecidas con medios audiovisuales.

➤ Charlas /conferencias



* distintos enfoques que se le han dado al programa educativo/divulgativo:

A. Charlas-reuniones, colectivas con los sectores implicados.

Guardas forestales, cuerpos del estado, propietarios de fincas, cazadores, agricultores, ganaderos

B. Fase de educación ambiental con escolares (niños y jóvenes).

Conferencias a escolares, además de la exposición itinerante.

Formación del profesorado con el objetivo de que puedan desarrollar talleres escolares en sus centros.

Distinto material didáctico para escolares: cuadernillos de trabajo

Campaña de divulgación y educación ambiental en centros educativos de la comarca y otros municipios influenciados por la A-381.

Charla conferencia sobre la biología de la especie y la problemática de conservación.

Exposición del proyecto de reintroducción de la especie en la provincia de Cádiz.

Entrega de material didáctico

- Tríptico con tres fichas en el interior (buitre negro, lince y águila imperial)
- Póster tamaño A-4 y A-3 con características de la biología de la especie.
- Cartel monográfico sobre el veneno.
- Póster campaña “el águila imperial ¡vuelve!”
- Banderola para exposición itinerante expuesta en centros visitados.

C. Jornadas de divulgación en los distintos municipios pertenecientes a la comarca de la Janda.

En colaboración con los ayuntamientos de los distintos municipios de la comarca, desarrollar campañas de divulgación sobre la especie, así como del programa de reintroducción.

PREPARACIÓN DE EXPOSICIÓN MEDIANTE POWER POINT TITULADA “EL ÁGUILA IMPERIAL ¡VUELVE!”. En la que se recoge:

- * Rapaces ibéricas (características principales y especies)
- * Características sobre la biología del águila imperial.
- * El papel del águila imperial como superdepredador en el ecosistema.
- * El águila imperial y el hombre (factores antrópicos que han provocado la situación actual de la especie de la especie).
- * ¡El águila imperial vuelve!

MAYO

2 de mayo de 2002. Charla/reunión con representantes de la asociación medioambiental el Sollo. Esta asociación se dedica a impartir cursos para la obtención de la licencia de caza y pesca en la provincia de Cádiz por lo que se pensó que sería interesante incluyeran material referente al programa de reintroducción del águila imperial en dichas sesiones.

7 de mayo de 2002. Reunión Agentes de Medio Ambiente. En la Delegación Provincial Medio Ambiente en Cádiz para informarles de las actuaciones que se están llevando a cabo para con el águila imperial en la provincia y concretar fechas para próximas reuniones.

11 y 17 de mayo de 2002. Dos charlas/ conferencias a colectivo de cazadores y pescadores en Puerto Serrano. En la biblioteca municipal. Con la asistencia: 45 personas pertenecientes a colectivos de cazadores, ganaderos, agricultores y pescadores.

El contenido fue el siguiente: La caza y la conservación de la naturaleza. El papel de los superdepredadores en el ecosistema. El águila imperial ibérica. La reintroducción en Cádiz.

15 de mayo de 2002. Reunión las policías judiciales con competencias en Protección de la Naturaleza (seprona y policía autonómica). En el CEDEFO de Alcalá de los Gazules. Los asistentes fueron:

- Comandancia de Cádiz de la policía autonómica y patrullas que llevan la comarca de la Janda.

- Comandancia de Cádiz de la Guarda Civil y patrullas del Seprona de Medina Sidonia, Vejer de la Frontera, Alcalá de los Gazules y Tarifa.

Se les informa del programa de actuaciones de la consejería de medio ambiente para la conservación del águila imperial y se les hace partícipe del programa de reintroducción solicitándoles colaboración en labores de vigilancia y control de venenos de la zona.

15 de mayo de 2002. Reunión con Agentes de Medio Ambiente de la Unidad Territorial de “la Janda”. En el CEDEFO de Alcalá de los Gazules.

Reunión de información en la que se pide que se extremen las medidas de vigilancia por toda la zona de actuación y se les solicita colaboración en tareas de divulgación en la zona de actuación.

16 de mayo de 2002 charla/conferencia en el municipio de Villamartín, a las 19,00 horas, en el salón de actos del mismo Ayuntamiento. Esta charla fue dirigida al colectivo de cazadores, ganaderos y agricultores de la zona.

16 de Mayo de 2002. Charla-Conferencia en el I.E.S. Casas Viejas (Benalup)

18 de mayo de 2002. Reunión con freseros en el término municipal de Puerto Serrano.

20 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el C.P. Menéndez Pidal (Conil).

20 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el IES Atalaya (Conil).

21 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el C.P Santiago El Mayor (Medina)

21 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el IES Torre del Tajo (Barbate).

22 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el IES Torre del Tajo (Barbate).

29 de mayo de 2002. Charla-Conferencia en el C.P. Angel Ruiz Enciso (Medina).

29 de mayo de 2002. Convocatoria charla-reunión para propietarios de fincas y titulares de cotos en el salón de actos, casa de la cultura. Benalup-Casas viejas. La convocatoria se extendía a los municipios de: Alcalá de los Gazules, Barbate, Benalup, Conil, Chiclana, Espera, Jerez, Medina, Paterna, Puerto Real, Vejer, San José del Valle. Contenidos de la charla/reunión: situación actual del águila imperial. Programa de actuaciones de la Consejería de Medio Ambiente para la conservación de la especie, Programa de reintroducción en la provincia de Cádiz, Factores antrópicos que afectan a la especie, El papel de superdepredador, La importancia de poder contar con la especie en mi propiedad.

La asistencia fue de 25 personas.

JUNIO

A lo largo del mes de Junio y Julio se ha visitado en el campo y contactado con las fincas y responsables.

3 de junio : Reunión en ASAJA Jerez para que hagan llegar la información a sus asociados (Agricultores) y se les solicita una relación de agricultores de la zona para informar sobre el terreno.

3 de junio de 2002. Se organizó una charla en la finca de reintroducción para poner al corriente a los guardas y otros trabajadores de la situación de la especie y de las actuaciones que se estaban realizando dentro de la propia finca.

Se sigue trabajando sobre el terreno con el personal de la finca, con el que tengo oportunidad de compartir muchos momentos a lo largo de los días que paso siguiendo a las jóvenes imperiales.

Se ha repartido bastante material divulgativo.

3 de junio de 2002. Reunión con los medios de comunicación “in situ” para el seguimiento del traslado de pollos a la jaula de hacking.

5 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el CP Doctor Thebussen (Medina).

5 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el IES Sainz de Andino (Alcalá de los Gazules)

5 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el CP Luis Lamadrid (Los Barrios).

7 de junio de 2002. Apadrinamiento de cuatro colegios de los cuatro pollos. Organización de acto de apadrinamiento de los pollos de águila imperial en el Centro de la Cultura (Benalup)

Presentación a escolares del proyecto de reintroducción del águila imperial ibérica a demás de hacerlos partícipes del mismo mediante el programa de apadrinamiento de los pollos.

Personalidades asistentes: Consejera de Medio Ambiente, Consejera de Obras Públicas, Delegado Provincial de Medio Ambiente, Delegado Provincial de Obras Públicas y Alcalde de Benalup.

Para los Centros escolares, siguientes al los que ponen los nombres de los pollos.

- Colegio Público Doctor Thebussen (Medina). “Albor”
- IES Casas Viejas (Benalup) “Xena”
- Colegio Público Luis Lamadrid. (Los Barrios) “Luis”
- IES Sainz de Andino (Alcalá de los Gazules) “Clara”

Material didáctico repartido:

- Bolsa papel reciclado consejería de medio ambiente.
- Cartel del águila imperial ibérica ¡vuelve!
- Posters a3 y a4 sobre la biología del águila imperial

- Fichas de tres especies ligadas al ecosistema monte mediterráneo (lince, buitre negro y águila imperial)
- Camisetas con motivo de águila imperial.

7 de junio de 2002. Reunión con el Director General de Seguridad, Consejería de Gobernación, Junta de Andalucía, para planificar el tema de seguimiento de venenos y otros métodos prohibido de caza en el área de suelta.

7 y 8 de junio de 2002. Reuniones con Seo-Birdlife, y el “club de amigos del águila imperial ibérica”.

14 de Junio de 2002. Charla/conferencia en SAFA Las Lomas (Vejer).

17 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el CP Los Molinos (Conil).

17 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el CP Francisco Fernández Poza (Conil).

18 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el IES Trafalgal (Barbate).

18 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el IES Vicente Aleixandre (Barbate)

19 de Junio de 2002. Charla/conferencia en el IES La Janda. (Vejer)

19 de Junio de 2002. Firma de Convenios entre la Consejería de Medio Ambiente y propietarios de fincas con áreas de asentamiento temporal de águila imperial ibérica en la provincia de Cádiz.

19 de junio de 2002. Reunión con los gestores de 25.000 has de caza menos de la campaña de Cádiz y sus guardas para explicarles en proyecto de reintroducción.

19 de junio de 2002. Reunión con las “bases” de ecologistas en acción en Cádiz para explicarles el proyecto.

25 de junio de 2002. Curso de Doctorado de la Universidad de Valencia. Situación y evolución prevista del águila imperial ibérica.

26 de junio de 2002. Segunda reunión del comité asesor del Plan de Acciones para la conservación del águila imperial en Andalucía. Se informa de la situación de la reintroducción.

26 de Junio de 2002. Visita de Seo-Birdlife a la finca donde se está haciendo el hacking.

JULIO

5 de julio de 2002. Contactos con las fincas para poder impartir una charla al personal de guardería y por supuesto a todas las personas interesadas en la misma.

18 de Julio de 2002. Dar a conocer a los medios de comunicación el éxito de la etapa del hacking.

23 de julio de 2002. Reunión con arroceros.

A lo largo los meses anteriores y especialmente en éste se ha contactado con ganaderos y se ha obtenido relación de los mismos (ganado bovino bravo o de carne) en la comarca. Estos ganaderos suelen coincidir con los propietarios de fincas de la zona.

El ganado ovino y porcino en la zona es prácticamente inexistente. Hemos tenido la oportunidad de entrevistarme con pastores pertenecientes a dos rebaños de oveja de Benalup y Alcalá de los Gazules respectivamente. Ambos hacen referencia a las pérdidas ocasionadas por alimañas (zorros, ginetas, meloncillos...) y perros errantes. Se les recomienda que en ningún caso se tomen la justicia por su mano y empleen veneno para contrarrestarlos y si que se pongan en contacto con la administración para solucionar el problema.

Anexo 5

PROGRAMA DE EDUCACIÓN Y DIFUSIÓN

Se llevará a cabo un programa de información dirigido especialmente a la población local, con el fin de que el proyecto de reintroducción sea completamente comprendido, aceptado y apoyado. El programa de información y educación consistirá en charlas a los colegios, asociaciones locales, y cualquier otra forma que permita el acercamiento a la comunidad. Además se repartirán trípticos y carteles informativos. El programa será llevado a cabo por la empresa egmasa.

Al mismo tiempo se le dará difusión nacional a través de diferentes medios de comunicación como prensa y televisión. Se diseñará una página web con todo tipo de información acerca del proyecto de reintroducción (antecedentes, diseños de torre y plataformas artificiales, área de reintroducción, personal, resultados), y con enlaces a los organismos y empresas implicadas. Este medio facilita la difusión y comunicación tanto nacional como internacional). Para el diseño, elaboración y mantenimiento de la página web, sería necesario emplear un especialista a tiempo completo. Se intentará aprovechar al máximo el recurso educativo incluyendo el envío en tiempo real de la información sobre localizaciones satélites de los jóvenes a los colegios del entorno que previamente habrán adoptado algún pollo.

Proyecto de educación ambiental (2002-2003)

Justificación

Si bien es verdad que la preocupación por el medio ambiente empieza a ser una constante compartida por muchos ciudadanos/as, sabemos que a día de hoy es mucho el camino que nos queda por recorrer y se nos empeña bastante arduo en el afán de llegar a conseguir un modelo ambiental donde primen la solidaridad, la diversidad, la equidad, el desarrollo racional y el respeto para con los demás y para con el medio ambiente.

Para conseguir esta concienciación sobre cuestiones ambientales, el cambio de valores y actitudes, la promoción de comportamientos proambientales, etc..., nos valemos de una herramienta vital para la que nuestra comunidad autónoma es pionera y referente obligado, "la educación ambiental".

La educación ambiental debe alcanzar a todos los sectores de la población, especialmente a aquellas personas en quienes recae la toma de decisiones, pero siempre atendiendo a la diversidad de destinatarios, de contextos y de niveles de sensibilización, ajustando las intervenciones a dicha diversidad.

Centrándonos en el proyecto de conservación de esta especie tan emblemática y genuina, decir que mediante el programa de educación y divulgación queremos que el ciudadano andaluz y en especial el gaditano tome conciencia de la problemática con la que se enfrenta la especie (y en general todo el grupo de los superdepredadores) en la actualidad, de los esfuerzos que la consejería de medio ambiente está realizando en pos de la conservación de esta y otras especies, así como de la importancia del proyecto de reforzamiento del águila imperial en la comarca de la Janda.

Objetivos

→ incrementar el grado de sensibilización en los sectores implicados con el proyecto. (aquellos directamente implicados con la problemática de conservación de la especie).

→ favorecer el acercamiento de niños y jóvenes a la especie y a la realidad con la que se enfrenta esta actualmente.

→ favorecer y fortalecer el grado de compromiso del ciudadano andaluz con el medio ambiente.

→ fomentar la participación ciudadana en la prevención y resolución de los problemas ambientales en general.

PROGRAMA DE EDUCACIÓN AMBIENTAL relativo al PROGRAMA DE REINTRODUCCIÓN DEL ÁGUILA IMPERIAL en la provincia de Cádiz a desarrollar durante el año 2002/03

OBJETIVO GENERAL

Incrementar en grado de sensibilización de los sectores implicados con la problemática de conservación de la especie, así como favorecer el conocimiento de la situación actual de la especie entre la población escolar y juvenil.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

· Comunicar a la sociedad en general los esfuerzos institucionales que se llevan a cabo para la recuperación del águila imperial en la provincia de Cádiz.

· Preparar a los docentes para su implicación en la campaña, dotándola de un efecto multiplicador, tanto con relación a la imperial, como a otras especies o facetas metodológicas de la EA.

· Hacer partícipe a la comunidad educativa de la relevancia de poseer una especie tan singular en los cielos de la comarca de la Janda y su entorno.

· Divulgar los valores naturales de la zona y el por qué de su capacidad para acoger una iniciativa de esta naturaleza.

- Implicar directamente a todos los sectores de la población en la conservación de la especie en cuestión y en la del medio natural en general, haciendo especial hincapié en los grupos escolares y en aquellos colectivos que, por su actividad diaria, inciden de alguna manera en el medio.

ACTIVIDADES

1. **Reuniones sectoriales** con entidades y colectivos relacionados con la gestión del territorio afectado por la reintroducción de la especie:

- Sociedades de cazadores, titulares de cotos
- Asociación de Regantes y agricultores
- Propietarios de fincas
- Asociaciones ecologistas
- Ganaderos

2. **Divulgación y sensibilización en el ámbito de la educación**, consistente en las siguientes actuaciones:

- **Charlas** en centros educativos de la comarca de La Janda, así como otros municipios cercanos afectados por las obras de la A381 y con superficie natural significativa y susceptible de ser área de campeo para las jóvenes imperiales: Medina, Vejer, Benalup-Casas Viejas, Alcalá de Los Gazules, Barbate, Paterna, Tarifa, Jerez y Los Barrios.
- **Concursos** de redacción y dibujo que tengan como tema principal a esta especie y los esfuerzos encaminados a su conservación y reintroducción. Los premios consistirán en bibliografía naturalista y en réplicas de la especie en pita o resina.
- Actividades específicas para los centros acogidos al **Programa “Apadrina una Imperial”**. Cuatro centros escolares de la comarca afectada han apadrinado a cada uno de los 4 pollos que se han soltado durante este año. El compromiso adquirido de las consejerías implicadas es la organización de actividades específicas adicionales para esos centros, además de prestarle periódicamente información sobre el estado del ejemplar concreto apadrinado. Para ello, se utilizarán medios como la página web o la exposición itinerante, los cuales se explicitan más adelante en el presente documento.

3. Elaboración de la **página web** sobre el águila imperial ibérica en Andalucía.

Sitio web acerca de la biología y estatus poblacional de la especie en nuestra Comunidad Autónoma, así como sobre el Programa de Reintroducción, su seguimiento continuado con actualizaciones periódicas, además del programa y el paquete de actividades incluidas en el presente programa de educación ambiental.

La presencia de una webcam permanentemente dirigida a la nidada, permitirá la obtención de imágenes de la evolución de los pollos en el año 2002, por lo que pueden estudiarse dos posibilidades:

- La incorporación de imágenes on-line a través de la conexión de la webcam a un ordenador portátil con conexión PCMCIA a GSM y envío periódico al servidor en el que se aloja la web o
- la actualización de imágenes de manera diferida usando el banco proporcionado por la cámara digital.

En principio, y dado el escaso presupuesto existente para esta medida, parece aconsejable decantarse por la segunda opción, aunque de menor espectacularidad y más “atrasada” tecnológicamente.

Para evitar problemas de identidad corporativa con los sites puestos en marcha por las dos consejerías implicadas (Medio Ambiente y Obras Públicas), es preferible dotar a la web de independencia frente a ambos, aún cuando existan enlaces a ambas administraciones y acogerse únicamente a lo dictado en los manuales de identidad gráfica de la Junta de Andalucía.

4. Curso de Formación del Profesorado.

La comarca de La Janda y su entorno están adscritas a dos Centros de Profesorado diferentes, los del Campo de Gibraltar y Jerez de la Frontera. En colaboración con ellos, para así asegurar una certificación oficial que posibilite la inserción del mismo como acto de formación continua, se elaborará un programa que incluya:

- La participación de expertos de la Consejería de Medio Ambiente o la Estación Biológica de Doñana para situar las bases del Programa de Reintroducción y de la propia campaña de sensibilización aneja.
- Especialistas en Educación Ambiental en el seno de la LOGSE para apuntar ideas acerca del uso de esta experiencia y su integración en el curriculum educativo desde un punto de vista holístico, interdisciplinar o globalizador dependiendo de la madurez psicoevolutiva de los discentes.
- Salidas al campo para conocer in situ cómo es el hábitat ideal de la imperial y a qué se debe la riqueza ornítica de la comarca, con visitas a la Cueva del Tajo de las Figuras donde se encuentran representadas varios cientos de aves con dibujos de pintura esquemática prehistórica de la Edad de los Metales, principalmente.
- Conocimiento de los materiales específicos diseñados para la campaña.

5. Presentación a medios de comunicación especializados

Este año ya se ha realizado una presentación a la Asociación de Periodistas e Informadores Ambientales. No obstante, conforme se vaya haciendo realidad el éxito del Programa, sería factible programar una nueva visita al lugar de cría de los pollos, que podría hacerse coincidir con las Jornadas Técnicas que se esbozan más adelante.

La existencia de una persona con la responsabilidad de los contactos con los medios de comunicación en todo lo relacionado con la campaña de educación ambiental en la que se encardina esta medida, supone una fortaleza importante para lograr la multilplicación de los impactos comunicacionales durante todo el tiempo que duren las iniciativas acogidas al presente programa.

6. Jornadas Técnicas y de Participación

Se trata de un encuentro de representantes y especialistas en reintroducción de fauna en espacios naturales de nuestra comunidad autónoma, aunque contará con el concurso de profesionales de otras comunidades o países de la Unión Europea.

Se celebrará en una fecha coincidente con la segunda campaña de introducción de los pollos de imperial en el 2003 en la población Vejer de la Frontera. El municipio se ha escogido por su carácter estratégico en cuanto a las comunicaciones en la comarca, así como por la existencia de abundante infraestructura hotelera y de equipamiento municipal para la acogida de las 150-200 personas que pueden esperarse en un evento de estas caraterísticas.

Las jornadas van dirigidas tanto a profesionales en la materia, como a todos los colectivos que en su quehacer diario pueden tener incidencia sobre el territorio afectado por el programa de reintroducción y a personas en general interesadas en la materia.

7. Exposición itinerante

Con objeto de ilustrar las actividades públicas de la campaña se diseñará una pequeña exhibición interpretativa cuya misión sea la de informar a la población en un lenguaje sencillo y asequible de las iniciativas puestas en marcha por la Junta de Andalucía para frenar la regresión de la imperial.

Se realizará en materiales ligeros (enaras) para que pueda ser fácilmente transportada en vehículos utilitarios y montada por una sólo persona con poco esfuerzo. Se complementará en ocasiones especiales con una presentación multimedia apoyada por una locución con medios personales presenciales.

El circuito de montaje de la exposición se prevé que ocupe los centros educativos con los que se concierta el programa de charlas, las jornadas técnicas, y cuantas ocasiones se consideren oportunas en el contexto del Programa de Educación Ambiental.

8. Materiales y talleres escolares

Publicación destinada al ámbito educativo para complementar el programa de charlas y facilitar la integración de los contenidos de la campaña en el curriculum educativo. En principio, y con objeto de aprovechar el esfuerzo destinado a la realización de la exposición itinerante podrían trasladarse sus materiales a un pequeño librito de bolsillo con unos leves retoques conceptuales y de diseño.

9. Materiales promocionales

Dada la existencia de ciertos materiales comunes a toda Andalucía ya editados, se proponen los siguientes:

- Réplicas en resina de poliéster o pita de águilas imperiales para regalo a los centros colaboradores, ponentes de las jornadas técnicas, instituciones, premios de los concursos educativos, etc.
- Cometas con la silueta en vuelo de la especie. Su valor educativo puede residir en la complicidad con los jóvenes usuarios de las mismas para que los inmaduros soltados en la comarca “sientan” la presencia de sus congéneres en la zona y los impulsen a permanecer en la zona en cuestión.
- Folleto específico y adaptado a las actividades de reintroducción en la provincia de Cádiz dirigido a la población en general y de fácil uso para la comunidad educativa.

ANEXO 7

COMPONENTES DEL GRUPO ASESOR DEL PROGRAMA DE ACTUACIONES PARA LA CONSERVACION DEL AGUILA IMPERIAL IBERICA EN ANDALUCIA

Agustín Madero Montero.
Coordinador del Programa de Conservación del águila imperial ibérica en Andalucía.
Coordinador del Grupo Asesor.
Consejería de Medio Ambiente.

Rafael Cadenas
Experto en el manejo de la especie.
Secretario del Grupo Asesor.

Miguel Ferrer Baena.
Representante de la Estación Biológica de Doñana
Experto en Dinámica de poblaciones del águila imperial.

Juan José Negro
Representante de la Estación Biológica de Doñana
Experto en Genética de poblaciones del águila imperial.

Juan Criado
Representante de SEO-BIRDLIFE

Blanca Ramos
Representante del Parque Nacional de Doñana

Miguel Angel Simón
Director Técnico del Centro de cría Guadalentín,
Consejería de Medio Ambiente.

Rafael Arenas
Representante de la provincia de Córdoba
Consejería de Medio Ambiente.

María Jesús Martos Salinero
Representante de la provincia de Sevilla.
Consejería de Medio Ambiente.

Miguel Angel Maneiro
Representante de la provincia de Huelva
Consejería de Medio Ambiente.

Alex Llopis
Experto en reproducción en cautividad de Falconiformes
Fundación Gypaetus.