

Dña. Ana Isabel Oregi Bastarrica
Consejería de Medio Ambiente y Política Territorial
Gobierno Vasco
c/ Donostia-San Sebastián, 1
01010 Vitoria-Gasteiz

ASUNTO: Solicitud del inicio del procedimiento de la inclusión del lobo (*Canis lupus*) en el Catálogo de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina del País Vasco.

D. XXXXXXXXXXXXXXXX, con D.N.I.: XXXXXXXX, en calidad de XXXXXXXX de la Asociación para la Conservación y Estudio del Lobo Ibérico (ASCEL), NIF GXXXXX y con domicilio a efectos de notificaciones en la calle Vega 7, C.P. 34337 de Fuentes de Nava (Palencia)

EXPONE:

- Que el Grupo Lobo de Euskadi es una asociación no lucrativa, que tiene entre sus principales objetivos velar por la conservación de los lobos y de la biodiversidad, entendida ésta también como el conjunto de interacciones entre las especies, así como velar por un adecuado tratamiento y gestión de poblaciones de lobo (*Canis lupus*) en cualquier ámbito.
- Los grandes carnívoros son más que meros números, con intrincadas relaciones sociales, especialmente evidentes y determinantes en el caso de animales que viven en grupos, como los lobos (Ordiz 2010b). La extracción de ejemplares mediante la caza deportiva y los denominados “controles” de población, genera efectos en la estructura de la población y demografía escasamente conocidos, sin ahondar en las consideraciones éticas de la caza deportiva en general y de los grandes carnívoros en particular (Ordiz 2010a). La persecución humana sobre los grandes carnívoros puede afectarles no sólo a ellos, sino también a su papel regulador en los ecosistemas. Un modelo de gestión razonable y actual debe tener en cuenta estas consideraciones si lo que se pretende es asegurar la conservación de la especie a largo plazo (Ordiz 2010b).
- En un mundo con reconocida pérdida de biodiversidad, se clama por la necesidad de conservar especies “altamente interactivas”, con el lobo como emblema, en virtud de su papel ecológico. En algunos países europeos se estudia la reintroducción del lobo como herramienta de restauración de ecosistemas, y en Norteamérica ya se valora positivamente su efecto. En aras de conservar esta biodiversidad se debe prestar especial atención al reestablecimiento de las comunidades de grandes depredadores allá donde han

sido exterminados y donde existan hábitats viables. Si ya contamos con el lobo en Euskadi como especie presente es porque nuestro medio natural lo permite. Distinto parece ser el compromiso de la administración vasca en esta materia ambiental (véase el resultado negativo fruto de una moción discutida en el Parlamento Vasco para aprobar un plan de gestión y conservación de esta especie en el conjunto de la CAPV).

- El hecho de que el lobo sea una especie clave debe suponer que la gestión de sus poblaciones deba hacerse con especial cuidado, y no con la simpleza con la que se ha venido haciendo hasta ahora, que podemos resumir en matar lobos (o se percibe que es así) cuando se reclaman daños (reales o no), creando una situación enfermiza y recurrente en el tiempo.
- Los términos gestión y conservación aplicados a los lobos se han venido utilizando de forma análoga, y la diferencia entre ambos es mucho más que retórica. Mientras que el objetivo final debiera ser conservar poblaciones viables y funcionales de lobos, en Euskadi no parecen haberse puesto los cimientos para lograr una gestión compatible de la especie con su conservación a largo plazo. Como muestra de ello, véase la postura institucional publicada por Ascacibar & Ocio (2006) en la revista Sustrai, donde revelaron la postura del entonces Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación, apostando unitaria e incondicionalmente por el sector ganadero en aras a controlar (eufemismo habitualmente utilizado en vez de exterminar) al lobo en Euskadi, porque lo prioritario para el ente público es el sector ganadero. Otra muestra puede ser la fragmentación y el tipo de gestión de lobos efectuado en los Territorios Históricos de Álava y Bizkaia. Así, en Álava, su gestión orbita en torno a un plan de carácter político, aprobado en 2010 tras un proceso de participación pública fallido por el boicot de un sector que no quería una gestión de la especie si no su exclusión definitiva. Ese plan vigente aún y sin instrumentos de participación pública, constituye un compendio legal en el que se trata de contener al lobo y evitar su asentamiento, priorizando la ganadería frente a su conservación. Para ello, se asume que este carnívoro es perjudicial para la biodiversidad, y que, en cambio, la ganadería es una actividad milenaria tradicional a promover, sostenible y ambientalmente beneficiosa por definición. Por otra parte, en Bizkaia, los lobos son desterrados –incluso como símbolos de su escudo–. Como ejemplo, a comienzos de 2010 se produjeron ocho ataques en el valle de Carranza, con un balance de 25 ovejas muertas y 19 heridas. De esos ataques, sólo se pudo acreditar que tres habían sido de lobo (37,5%), frente a otros tres de perros, mientras que los otros dos casos restantes fueron calificados como indeterminados por los peritadores. Frente a las más de 90.000 cabezas de ganado ovino en Bizkaia, se estimaba la presencia de apenas 3 lobos, según fuentes oficiales. A pesar de ello, la acción promovida por la Diputación Foral de Bizkaia fue poner en marcha un dispositivo de la guardería cuyo fin era abatir a

los lobos que se detectaran. Esta medida desproporcionada (tres ataques al ganado, afectando a menos del 0,03% de la cabaña ganadera ovina) supuso el abatimiento de una loba en plena época de veda y de reproducción para la especie. Ese hecho fue reflejado en portadas de la prensa vizcaína con titulares como “abatida la loba asesina de ovejas”. Este tipo de noticias no son excepcionales, ya que, por ejemplo, el 8 de Octubre de 2006, el Director General de Montes y Espacios Naturales de la administración vizcaína afirmó en prensa que “el lobo no debe colonizar Bizkaia” y que “se debe hacer todo lo posible para que eso no ocurra”. No nos consta que haya habido algún tipo de negación y rectificación de la administración al respecto.

- A nuestro juicio, el estatus poblacional del lobo en Euskadi lo haría figurar en cualquier Catálogo de Especies Amenazadas que se precie. Sin embargo, en el elaborado por Fdez de Mendiola, J. A. & Bea, A. (Coord.) (1998). *Vertebrados Continentales. Situación Actual en la CAPV*, no figuraba el lobo porque se consideró que sus poblaciones eran “saludables”, pero fuera del ámbito competencial y territorial de Euskadi Curiosamente todos estos argumentos no se utilizaron para otras especies amenazadas y que sí fueron catalogadas en Euskadi (buitre leonado, nutria, águila perdicera, águila real, y un largo etc.), que paradójicamente cuentan con un estatus y representación de sus poblaciones en Euskadi con respecto al conjunto estatal, mucho menos importante que la del propio lobo en Euskadi. Por eso, consideramos que no se ha evaluado críticamente la información disponible, ni en la fecha de aprobación del Catálogo, ni en la actualidad. Esto supone una arbitrariedad injustificable en un documento que se supone que utiliza argumentos técnicos y objetivos para establecer sus diagnósticos, supuestamente bien informados.
- De conformidad con el procedimiento establecido en el Decreto 167/1996, de 9 de julio, por el que se regula el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y la Orden de 10 de Enero de 2011 de la Consejera de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y en virtud de las competencias que establece el artículo 50.2 de la Ley de Conservación de la Naturaleza del País Vasco y reitera el artículo 5.1 del Decreto 167/1996 sobre la inclusión en el catálogo de una especie, subespecie o población, veinticuatro entidades sin ánimo de lucro quieren ejercer ese derecho.

Por todo lo anterior,

SOLICITA:

- La inclusión de las poblaciones de lobo (*Canis lupus*) en Euskadi en el Catálogo de Especies Amenazadas del País Vasco, en la categoría de “En Peligro de Extinción”, dada la precariedad de los pocos ejemplares que ocupan territorio de CAPV, donde el Gobierno Vasco tiene sus competencias.
- Se remita al Departamento competente esta solicitud, que está suscrita por las veinticuatro organizaciones que figuran en el Anexo I, para que sea considerada,
- Que se nos remita una respuesta motivada y justificada técnicamente a esta propuesta, y por lo tanto al informe que figura en el Anexo II, firmada oportunamente por los técnicos responsables de la misma así como los informes pertinentes de las Diputaciones Forales que necesariamente el Gobierno vasco debe de solicitar.

Quedamos a su entera disposición para mantener cuantas reuniones considere oportunas sobre esta cuestión.

En Palencia, a 26 de enero de 2015

Fdo: XXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXXX

ANEXO I. ENTIDADES QUE APOYAN Y SUSCRIBEN ESTA SOLICITUD

NOMBRE

NIF

LOGO

GRUPO LOBO DE EUSKADI
EUSKADIKO OTSO TALDEA



EKOLOGISTAK MARTXAN ARABA



ASCEL
(ASOCIACIÓN PARA LA
CONSERVACIÓN Y ESTUDIO DEL
LOBO IBÉRICO)



GADEN
(GRUPO ALAVÉS PARA LA
DEFENSA Y ESTUDIO DE LA
NATURALEZA)



EKOLOGISTAK MARTXAN BIZKAIA



BASATI
(BABESGABEKO ANIMALIAK
SENDATZEKO ALBAITARI TALDE
IRAUNKORRA)



ASOCIACIÓN ECOLOGISTA
OTSOAREN TALDEA





Asociación para la Conservación
y Estudio del Lobo Ibérico

ASOCIACIÓN NATURALISTA
TXIPIO BAI



GERNIKAKO EKOLOGI LAN
TALDEA



ASOCIACIÓN MEDIOAMBIENTAL
IZATE INGURUGIROAREN TALDEA



LANESTOSAKO PIÑABURU
KULTUR ELKARTEA



ADPA
(ASOCIACIÓN PARA LA DEFENSA
Y PROTECCIÓN DE LOS
ANIMALES)



ASOCIACIÓN ANIMALISTA
APROVA



ATEA
(ASOCIACIÓN PARA UN TRATO
ÉTICO CON LOS ANIMALES)



FUNDACIÓN LURGAIA FUNDAZIOA





Asociación para la Conservación
y Estudio del Lobo Ibérico

GRUPO ECOLOGISTA SAGARRAK



EGUZKI



SEO DONOSTI
(GRUPO LOCAL DE LA SOCIEDAD
ESPAÑOLA DE ORNITOLOGÍA EN
DONOSTI)



HARITZALDE NATURZALEEN
ELKARTEA



SOCIEDAD DE ORNITOLOGÍA
UGATZA



IAN-ANI
(INSTITUTO ALAVÉS DE LA
NATURALEZA)



SEO BETSAIDE
(GRUPO LOCAL DE LA SOCIEDAD
ESPAÑOLA DE ORNITOLOGÍA EN
BIZKAIA Y ARABA/ALAVA)



ACCIÓN LOBO



PLATAFORMA LOBOMARLEY



ANEXO II.

INFORME SOBRE EL LOBO (*Canis lupus*) EN LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DEL PAÍS VASCO.

Lobo Otsoa

Clase: Mamíferos

Orden: *Carnivora*

Familia: *Canidae*

Régimen de protección:

En el Libro Rojo de los Vertebrados de España (1992) el lobo figuraba en la categoría *Vulnerable*, pero una década después, con el cambio de categorías, al lobo se le otorga la categoría de *Casi Amenazado*, un umbral intermedio entre *Vulnerable* y *No Amenazado*.

La “European Mammal Assessment” y el Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos de España (Blanco *y col.* 2008) señala que la población ibérica noroccidental de lobo pertenece a la categoría de taxón “Casi Amenazado”, por la fragmentación de su gestión y por las elevadas persecuciones humanas en forma de mortalidad inducida (caza y furtivismo, etc.).

El lobo es una Especie de Interés Comunitario (Ley 42/2007 y Directiva Hábitats 1992/43/CEE) y sus poblaciones al norte del Duero pueden ser objeto de medidas de gestión, siempre y cuando ello no vaya en contra de un estado de conservación favorable para la especie. Las diferentes administraciones no han definido dicho estado de conservación favorable, y ello determina que las medidas que adopta nunca son evaluadas en el ámbito de su responsabilidad territorial.

La Ley 16/1994, de 20 de Junio, de Conservación de la Naturaleza, ordena a las administraciones vascas velar porque la gestión de los recursos naturales se realice de conformidad con unos principios generales, entre los que se encuentra que la fauna y la flora silvestres han de ser respetadas como parte integrante del patrimonio natural.

En ocasiones para justificar controles de ejemplares, se esgrime el artículo 57 y los episodios de especial conflictividad (ver apartado “factores limitantes”). En este sentido, nunca se esgrimen los Artículos 1, Artículo 2 apartado f, Artículo 38 apartado c, Artículo 40 apartado 1, Artículo 44 apartado 1 de la misma ley, según los cuales:

- Artículo 1:
“El mantenimiento de los procesos ecológicos esenciales y de los hábitats de las especies de fauna y flora que viven en estado silvestre, garantizando su diversidad genética”.
- Artículo 2, apartado f:
“La fauna y la flora silvestres han de ser respetadas como parte integrante del patrimonio natural, dedicando esfuerzos especialmente a la conservación y recuperación de las especies amenazadas”.
- Artículo 38, apartado c:
“Conceder prioridad a las especies y subespecies endémicas o cuya área de distribución sea muy limitada, o que presenten una baja densidad o consistencia en sus poblaciones, así como a las migratorias”.
- Artículo 40, apartado 1:
“Las Administraciones públicas vascas competentes velarán por conservar, mantener y restablecer, en su caso, superficies de suficiente amplitud y diversidad como hábitats para las especies de flora y fauna silvestres que habitan en el medio natural de la CAPV A todos los efectos, podrán establecerse áreas vedadas de reserva que sirvan para la recuperación de las especies de fauna y flora”
- Artículo 44, apartado 1:
“Se definen como especies de la fauna y flora silvestres autóctonas las que son originarias o viven o vegetan en estado silvestre de forma natural en la Comunidad Autónoma del País Vasco, incluidas las especies que están de paso, invernan o cuya presencia es ocasional. A fin de promover su recuperación, se incluirán en este grupo las que se han extinguido en la Comunidad Autónoma del País Vasco en tiempos históricos recientes, según se determine reglamentariamente.

Por último, la Ley 3/1998 de 27 de Febrero, de Protección del Medio Ambiente del País Vasco, establece que la conservación de la biodiversidad es una responsabilidad ineludible y una de las metas de la Estrategia Vasca de Desarrollo Sostenible (Artículo 23), de la cual, el lobo también forma parte destacada (véase apartado “Conservación”).

Carácter:

Autóctona. Residente. Reproducción en Euskadi carente de estabilidad espacio-temporal debido a la persecución humana (Fernández de Mendiola & Bea 1998).

Tamaño de la población en Iberia:

El método más habitualmente utilizado para estimar el tamaño de las poblaciones de lobos se ha basado en el conteo de grupos familiares. Para estimar densidades y tamaño de población se suele multiplicar el número de grupos por el tamaño medio de los grupos. Una limitación para conocer este tamaño medio de grupo es que en todos los censos es probable que no se hayan contado todos los lobos integrantes del grupo. Pero este hecho es un problema común a todas las poblaciones de lobos del mundo donde se haya estimado el tamaño de grupo. Por otro lado, es difícil

conocer el tamaño real de la población (número de individuos) ya que este número puede variar, incluso dentro de un mismo año, de forma dramática (antes y después de los partos) y en función de la elevada mortalidad de la especie por persecución humana).

Según el último conteo oficialmente presentado en el II Congreso Luso-Español sobre el Lobo Ibérico de Castelo-Branco (Portugal), que combinaba los datos parciales de un lustro (1999-2003), en la Península Ibérica existen alrededor de 254 grupos familiares confirmados y 68 más probables (Alvares y *col.* 2005). Según los autores de ese último censo, en España y Portugal habría entre 2.000 y 3.000 lobos en el período preparto y postparto, respectivamente. Este es el número que últimamente se menciona al hablar del número de lobos en la Península. Pero Blanco (2010, 2011) sugiere que el número real de lobos es francamente desconocido y además los métodos empleados en España no permiten siquiera detectar cambios en las poblaciones, incluso aunque éstos sean moderados. Es más, en España apenas se han utilizado estimaciones del número de integrantes por grupo provenientes de datos empíricos y de un número de grupos suficientemente representativo. Además, en España se ha venido estimando el nº de lobos en época reproductora (Barrientos 2000, Blanco & Llaneza 2001, 2005, Blanco 2008, Echegaray y *col.* 2008, Echegaray & Vilà 2008). Las estimaciones así realizadas no pueden ser comparables con los censos internacionales porque se incrementa artificialmente la población ya que se contabilizan cachorros en época reproductora, una fracción de la población que no es tenida en cuenta en los censos internacionales y que sufre una elevada tasa de mortalidad natural y artificial en España (ver p.e. Echegaray & Vilà 2008, Echegaray y *col.* 2008a). Además, los tamaños medios de grupo utilizados en España han variado sobremanera a lo largo del tiempo ante la ausencia de datos obtenidos empíricamente, salvo los mostrados por Fernández-Gil y *col.* (2010a, 2010b) y Fernández-Gil (2013), que distan sobremanera de los habitualmente empleados, los cuales se parecen más a los sugeridos por Echegaray & Vilà (2008) para las poblaciones europeas meridionales de lobos.

En España, todas las estimas han venido asumiendo 5-7 lobos de media por grupo en la década de los 90 del s. XX (Blanco y *col.* 1990) y 8-10 lobos (o incluso más) a principios del s. XXI (Llaneza & Blanco 2001, Blanco & Cortés 2002, Llaneza y *col.* 2007, Blanco 2008). Un reflejo sintomático de las discrepancias que a este respecto se muestra en el caso de Castilla y León, región que aglutina probablemente el 60% de las poblaciones ibéricas de lobos (Llaneza & Blanco 2001). En dicha región se ha estimado el número de lobos por manada arbitrariamente asumiéndose 8-12 lobos/manada (o incluso más) y 6,7-10 lobos/manada a partir de un mismo número de grupos reproductores (ver Llaneza & Blanco 2001, Llaneza & Blanco 2005). Paradójicamente, en la vecina Portugal, donde el lobo ibérico es una especie estrictamente protegida, se utilizan estimas mucho más conservadoras (Pimenta y *col.* 2005), que difieren significativamente de la media de 8-10 lobos por manada empleada últimamente en los censos de España. En el país luso consideran 3,5 ejemplares (adultos y subadultos) por grupo, a los cuales se añade un ejemplar más dispersante por manada, lo cual resulta en 4,5 lobos por grupo, similar a las estimas de campo obtenidas en ambientes humanizados y heterogéneos (ver p. e.

Fernández Gil y col. 2010b, Fernández-Gil 2013). Esto supone por tanto el 50% de las estimas de tamaño de grupo que se emplean en España. La SECEM (Sociedad Española para la Conservación y el Estudio de los Mamíferos), en las alegaciones efectuadas al borrador del Decreto 28/2008 del plan de gestión del lobo de Castilla y León, expuso que *“los motivos por los que se asume un número medio de individuos por manada de 9 lobos no están suficientemente discutidos ni apoyados por datos científicos”*. Dicha organización comentaba que ese tamaño medio de grupo se trataba de *“una cifra demasiado elevada, sobre todo en los meses de otoño e invierno en los que se desarrolla la temporada de caza. Dada la importancia que tiene este dato, debería adoptarse una postura más cauta y conservadora”*.

El primer trabajo que evaluó empíricamente el tamaño de grupo con datos de campo fue realizado por en Portugal. Moreira (1992) estimó en 3,5 adultos por grupo para un total de 6 grupos de lobos en época reproductora. En la meseta central de España, Barrientos (2000) efectuó el seguimiento de 26 grupos durante tres temporadas reproductoras y comprobó que las manadas estaban formados por 9,3 individuos entre Junio y Agosto, de los que 3,8 ejemplares eran adultos. Pero estos parámetros se refieren al tamaño medio en verano y no consideran que el 20% de los grupos no tiene éxito durante la reproducción, ni tampoco la mortalidad de los cachorros durante su primer verano, que incluso en ambientes poco humanizados de Norteamérica alcanza un 34% (Mech & Boitani 2003, Fuller y col. 2003). Es por ello, que el tamaño *medio* de grupo en la península Ibérica parece ser menor como consecuencia de la mortalidad y fracaso reproductivo (Barrientos & Fernández-Gil 2010, Fernández-Gil y col. 2010b, 2011).

Fernández-Gil y col. (2010a) publicaron unas propuestas para el diagnóstico de las poblaciones de lobos en Iberia de forma estandarizada. Además, Fernández-Gil y col. (2010b) describieron un procedimiento para estimar las poblaciones de lobos (por tanto repetible, una condición del procedimiento científico), sobre una muestra más o menos extensa y representativa que permite hacer extrapolaciones al conjunto de la población ibérica de lobos, con rango, medias y desviaciones típicas, criterios para validar los datos (tiempo y calidad de observación, tipo y distancia de rastro, época del año para optimizar el esfuerzo, etc.). Fernández-Gil y col. (2011) señalan que el elevado esfuerzo de observación necesario para ver todos los ejemplares de un grupo en verano (al menos 4 observaciones sobre cachorros y 5 sobre adultos) dificulta la obtención de los datos. Sin embargo, dichos autores no encontraron efectos apreciables debido a la distinta intensidad de muestreo en invierno, al método utilizado de muestreo en invierno o a variables ambientales. Dichos estudios basados en la datos empíricos de grupos de lobos en España en condiciones estandarizables y repetibles sugieren un tamaño medio de grupo en torno a 3,1-4,4 ejemplares/grupo (Fernández-Gil y col. 2010b, 2011, Fernández-Gil 2013), lo cual supone que la población noroccidental ibérica de lobos a finales del invierno estaría compuesta por unos 1400 ejemplares integrados en grupos. Además, Fernández-Gil y col. (2011) estimaron que el tamaño medio de grupo en la Cordillera Cantábrica se reduce un 30% a lo largo del invierno entre noviembre y abril, período coincidente también con la época de caza.

Hasta la fecha, salvo dichos trabajos (Fernández-Gil y col. 2010b, 2011, Fernández-Gil 2013), no conocemos la existencia de ningún otro trabajo similar basado en un número de grupos de lobos representativo, dónde se describa un procedimiento concreto repetible, que permita inferir el tamaño medio de grupo en la península Ibérica. Por todo lo anteriormente expuesto, parece pertinente estimar el tamaño de la población a través del número de grupos reproductores y del tamaño de grupo en invierno, añadiendo acaso un porcentaje de individuos dispersantes.

En cuanto a lo que atañe a la fracción de población no vinculada a grupos reproductores, no parece posible discernir de forma fiable entre ejemplares solitarios, flotantes o dispersantes, que son extremadamente elusivos en su detección, de aquellos lobos subadultos integrados en manadas que pueden permanecer solitarios durante mucho tiempo y escasamente vinculados al grupo. Este hecho ya fue demostrado durante el primer trabajo de radiomarcaje de lobos efectuado en España (Vilà 1993). Además, en trabajos efectuados con lobos en la meseta central agrícola española, esta distinción tampoco está clara (Blanco y col. 2005a, Blanco & Cortés 2007). Lo que parece evidente es que la fracción de ejemplares de lobos no vinculados a grupos (solitarios, dispersantes, periféricos, flotantes, etc.) aumenta en poblaciones de lobos densas (no es el caso vasco), donde existe una amplia disponibilidad de recursos tróficos y donde la persecución humana es mínima (tampoco es el caso vasco). En el contexto internacional el porcentaje medio de individuos solitarios no asociados a grupos está estimado en un 10-15% (Fuller y col. 2003). Independientemente de todo ello, si como su propio nombre indica, estos lobos no están asentados, no deberían ser objeto central de análisis en una evaluación poblacional sobre el estatus del lobo en Euskadi, que de mano debería preocuparse por la falta de estabilidad reproductora de la especie en la comunidad.

En la reunión de la “*Large Carnivores Initiative for Europe*” (LCIE), organizado por la Comisión Europea y del Ministerio de Medio Ambiente del Estado Español en Segovia, los expertos asistentes argumentaron que se deben hacer estimas sobre “adultos reproductores”, entendidos como tales los que participan en la reproducción (no tanto los que pueden hacerlo) (Linnell y col. 2007). Este número, una estima más realista del tamaño poblacional, se basa en el concepto de “población efectiva”, que hace referencia al segmento de la población más relevante por su participación reproductora. Según esta aproximación, la población ibérica, incluyendo por tanto los núcleos de Portugal, estaría compuesta por 500-650 adultos reproductores, estimados a partir del número de grupos conocidos (Álvares y col. 2005). Sirva como contraste que el amenazada y estrictamente protegida águila imperial ibérica cuenta con 660 individuos reproductores distribuidos en 330 parejas en 2011.

Tamaño de la población en la Comunidad Autónoma Vasca:

Las diferentes estimas efectuadas hasta la fecha con el objetivo de estimar las poblaciones de lobos han seguido diferentes métodos (estadísticas de caza, eventos de reproducción, seguimiento genético no invasivo y muestreos en nieve), por lo que no resultan comparables estrictamente entre si, ya que en pocos trabajos se muestran indicadores del esfuerzo. Un aspecto común a todos los trabajos

efectuados es que incorporan extensas áreas de territorio burgalés y cántabro situadas hasta más de 40 km. Fuera de la propia CAPV. Este hecho desvirtúa la presencia de la especie en Euskadi, ya que se incrementa artificialmente la presencia territorial así como el estatus poblacional del lobo en Euskadi. Así, en todos los trabajos se suele englobar total o parcialmente la comarca burgalesa de Merindades, una comarca cuya superficie es de 2.821 km², es decir, un área equivalente al tamaño de Álava, que lógicamente excede el ámbito de competencias y responsabilidad de las administraciones vascas, pero que se suele tener en cuenta para hablar del número de lobos en la CAPV.

El primer trabajo específico que estimó el nº de lobos en la CAPV utilizó dos métodos (Sáenz de Buruaga y col. 1994). En primer lugar, a través de las estadísticas de batidas, estimaron la presencia de 17 lobos (Rango=12-27) en el año 1992 y de 26 lobos (Rango=19-42) en 1993. Pero dichas estimas están más relacionadas con la intensidad de la presión cinegética y las variaciones interanuales que con el número real de lobos, por lo que resultan muy sesgadas (ver Echegaray y col. 2005a). En segundo lugar, Sáenz de Buruaga y col. (1994) extrapolaron las densidades de lobos estimadas por otros autores en zonas cercanas del norte de Burgos reflejadas en el censo del ICONA (1,5 a 2 lobos/100 km²; Blanco y col. 1990) para un área de estudio de 1.400 km² donde habitaba el lobo (que incluía el norte de Burgos, occidente de la CAPV y sureste de Cantabria). Esto les permitió obtener resultados similares (entre 21 y 29 lobos), lo cual parecía refrendar la idoneidad y certidumbre de las estimas efectuadas con el primero de sus métodos. Pero además, las cifras de densidades utilizadas por dichos autores estaban basadas en tamaños de grupo medios de 5-7 ejemplares por manada, lo cual no tiene que ser necesariamente así (ver p. e. Echegaray & Vilà 2008, Fernández-Gil 2013).

Los datos de cría ofrecen información relevante para evaluar el estatus poblacional de los lobos en Euskadi. Pero los eventos de reproducción acontecen muy puntualmente en territorio vasco, carecen de continuidad espacio-temporal y en la mayoría de los casos, fuera del ámbito territorial vasco. Sáenz de Buruaga y col. (1994) indicaron la cría del lobo en dos áreas, pero ninguna en territorio vasco. No obstante, en 1999, un grupo de lobos fue aniquilado en la Sierra de Guibijo (Sáenz de Buruaga y col. 2006). Posteriormente, se confirmó el estatus reproductor del lobo y Campos y col. (2001) estimaron la existencia de dos grupos en 2000, uno en la sierra de Guibijo, compuesto al menos por un adulto y dos cachorros y otro en Valdegovía, compuesto como mínimo por un adulto y tres cachorros. En el período 2000-2001, durante un censo regional en Castilla y León, Llaneza y Blanco (2001) determinaron la presencia de cuatro grupos reproductores en la comarca de Merindades (2800 km²), grupos cuyos territorios podrían tener áreas de influencia en la CAPV, al encontrarse dos de ellos en territorios limítrofes con Álava.

Durante en el período 2000-2004, sólo en una ocasión se pudo confirmar la reproducción simultánea de cuatro grupos de lobos en territorios con influencia en la CAPV (Echegaray y col. 2005a), siendo lo habitual dos o tres grupos, algo también reflejado por Sáenz de Buruaga y col. (2006). Estos autores estimaron la existencia de 21 eventos de reproducción de lobos en el norte de Burgos y occidente vasco para doce años en el período comprendido entre 1991-2005, lo cual supone una

media de 1,75 reproducciones al año (Rango 1-3). Además, señalaron una tendencia positiva que desde 1991 hasta la actualidad suponía la aparición de una manada nueva cada 5 años. No obstante, según dichos autores, 7 eventos de reproducción (33%) no son seguros y por tanto, el 33% de los grupos estimados pueden no ser ni siquiera grupos como tal o ser grupos sin reproducción, lo cual implica la necesidad de definir con mayor claridad esos términos y también sugiere una gran varianza con escasos tamaños de muestra, y por tanto, cualquier inferencia positiva y tendencias alcistas deberían ser acogida con mayor cautela.

Campos y *col.* (2003), confirmaron la presencia de un grupo reproductor en Valdegovía (Álava). Echegaray y *col.* (2005a) y Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) estimaron la presencia de dos grupos reproductores en 2003 en Álava en Guibijo-Árcamo y Valdegovía, pero también señalaron el abatimiento de la loba reproductora de uno de los grupos familiares (Guibijo-Árcamo). En 2004, dichos autores confirmaron la presencia de tres grupos reproductores, ninguno en territorio vasco. Sáenz de Buruaga y *col.* (2006, 2009a) estimaron las poblaciones de lobos en cuadrículas UTM 10x10 situadas en Burgos y el occidente vasca a partir de rastreos con nieve en invierno y consideraron que los rastros de dos o más lobos coincidieron con la localización aproximada de grupos reproductores, a pesar de que para el 28% de los grupos estimados se careció de evidencias de reproducción. A tenor de sus resultados, en 2005 habría 3 grupos reproductores, en 2007, 4 grupos, y en 2008, al menos 2 grupos. En cuanto al número mínimo de ejemplares, dichos autores detectaron 11 ejemplares (IKA=0,69) (7 en Álava y Orduña, 4 en Bizkaia) en 2005, 13 lobos (IKA=0,57) (8 en Álava y 5 en Bizkaia) en 2007, y 10 ejemplares (IKA=0,90) en 2008, todos circunscritos a Álava porque Bizkaia no fue muestreada.

En definitiva, estas estimaciones de eventos de reproducción de lobos, aún incluyendo buena parte del norte de Burgos en los análisis espaciales, reflejan dos aspectos: el primero, una ausencia de una continuidad espacio-temporal en la reproducción de grupos de lobos en la CAPV desde finales del siglo XX, y el segundo, que entre 2 y 4 grupos reproductores de lobos, como mucho, pueden tener influencia parcial en territorio vasco. Esto supone 4-8 adultos reproductores y podría implicar la presencia de 18 lobos en invierno en el escenario más optimista y teniendo en consideración estimas en zonas ecológicamente similares (4 grupos x 3,1-4,4 ejemplares/grupo; ver Fernández-Gil 2013 en la Cordillera Cantábrica).

Por último, dada la dificultad inherente a los muestreos efectuados hasta la fecha (ver p. e. Echegaray & Vilà 2009), que había implicado un manejo y directrices de gestión de las poblaciones de lobos para la CAPV en función de indicadores poco objetivos (véase Sáenz de Buruaga y *col.* 1994), algunos autores aplicaron técnicas genéticas no invasivas a los estudios de campo con lobos, lo cual les ha permitido comprobar e identificar inequívocamente ejemplares de lobos en territorio vasco (Echegaray y *col.* 2005a, 2008b, 2009, Echegaray & Vilà 2010, Gómez-Moliner y *col.* 2011a, 2011b). Así, Echegaray y *col.* (2005a) y Echegaray & Vilà (2010) estimaron para el bienio 2003-2004 la existencia de al menos de 16 lobos distintos y un máximo de 28 en 2700 km², de los que el 65% era territorio vasco. El desglose anual de estas cifras correspondía a 3 ejemplares individualizados en 2003 y 13-18 en 2004, de los cuales, únicamente 10 (62,5% del total de los lobos individualizados)

fue muestreado en territorio vasco. Echegaray y *col.* (2008c) determinaron el sexo para 12 de los individuos, siendo 5 machos (41,1%) y 7 hembras (58,9%). La sex-ratio está desplazada hacia las hembras, siendo la relación de 1 macho por cada 1,4 hembras (1:1,4), no mostrándose diferencias significativas ($\chi^2=1,800$; $gl=1$; $p=0,180$).

Gómez-Moliner y *col.* (2011a, 2011b) individualizaron genéticamente 26-30 lobos en Álava y norte de Burgos durante el trienio 2008-2010, desglosados en 2 ejemplares en 2008 (ambos en Burgos), 17-21 ejemplares en 2009 (4-7 en Álava, 7 en Burgos, 6-7 en ambas provincias) y 7 en 2010 (4 en Álava, 1 en Burgos y 2 compartidos). De esos 26-30 lobos, únicamente el 36,7% ($n=11$) fueron detectados genéticamente en territorio alavés, el 30% ($n=9$) en territorio burgalés (Losa-Merindades) y el 33,3% ($n=10$) fueron muestreados en Álava y Burgos (Losa-Merindades). Y además, en este último caso, de las muestras fecales de lobos atribuidas a esos 10 individuos caracterizados e individualizados en Burgos y en Álava, el 78,6% fueron halladas en Burgos (Losa-Merindades).

En recientes trabajos enmarcados en el **conteo nacional de la población reproductora de lobos promovido por el Estado Español y las diferentes comunidades autónomas**, se ha constatado durante el año 2013 que **tres de los cuatro grupos reproductores de lobos con territorios que potencialmente podrían incluir límites vascos han desaparecido, probablemente como consecuencia de la mortalidad no natural** provocada por el ser humano, todo ello a pesar de la potencialidad del medio natural para albergar lobos. Los datos de 2014, aún pendientes, no pronostican mejores resultados. Esto acrecienta más si cabe la necesidad de protección del lobo, porque la tendencia poblacional reciente es indudablemente negativa y supone que al menos **el 75% (si no todos) de los eventos de reproducción de lobos en el entorno de Euskadi ha desaparecido**.

En síntesis, los datos de los trabajos genéticos emprendidos sugieren que la fracción poblacional de lobos presente en Euskadi comparada con Burgos puede suponer en torno al 60-70% de los lobos muestreados e individualizados, y nunca parece superar un promedio de 15 lobos en el occidente de la CAPV. Por todo ello, la **población actual de lobos en Euskadi** depende de las fluctuaciones demográficas en los territorios de grupos lobos vecinos de Castilla y León.

Además, en la CAPV no existe una continuidad espacio-temporal en la población de lobos y su dinámica podría **depender de la reproducción de 6-8 adultos en el mejor de los escenarios. Pero como se puede comprobar repetidamente, los eventos de reproducción acontecen generalmente en Burgos y raramente en territorio vasco**. Y en un ciclo anual completo, **únicamente se ha constatado la presencia en territorio vasco de 15 ejemplares** de esa fracción poblacional **en el mejor de los escenarios**.

Todos los trabajos anteriormente expuestos demuestran la precariedad y escasez de efectivos de lobos en Euskadi, lo cual contrasta con la propuesta del Gobierno Vasco de promover su inclusión como especie cinegética. A partir de estos datos, parece necesario reclamar la **inclusión de este taxón en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas bajo la categoría de “EN PELIGRO DE EXTINCIÓN”**.

Esto sería de acuerdo a las probabilidades de desaparición completa de los ejemplares que habita el territorio de la CAPV, y considerando el grado de amenaza en el que se encuentra la población noroccidental ibérica, que incluye los ejemplares en territorio de CAPV

Tendencia de la población en Iberia:

A la hora de evaluar científicamente la tendencia de una población resulta imprescindible definir los marcos temporales y territoriales, así como contar con información veraz y contrastada.

Las variaciones en el área de distribución de una especie son uno de los indicadores habitualmente empleados para inferir tendencias. Pero el primer paso en los estudios de distribución, y el de mayor importancia, es la obtención de informaciones veraces y de calidad que permitan evaluar la idoneidad de las asunciones que se infieren a partir de ellos, así como la definición de las escalas temporales. La acumulación de información con series de datos de varios años es muy importante a la hora de definir con precisión el área de distribución, dada la redistribución que puede existir en los territorios ocupados por las mismas unidades reproductoras. También se valoran las estadísticas y la distribución espacial de los daños como indicador para inferir tendencias en cuanto al asentamiento y área de distribución ocupada por los lobos. Pero la distribución de los daños, que tiene su importancia en los planes de gestión, se ve afectada por factores ajenos a la densidad de los lobos, como la problemática social y mediática, los daños de perros, y especialmente, el manejo y tipo de ganado (Naves 2010). Blanco *y col.* (1990) señalaron que los daños no están relacionados con la abundancia de lobos, sino con el manejo ganadero. Además, en algunos lugares, los daños de lobos podrían estar sobreestimados y/o erróneamente asignados (Vilà & Echegaray 2007, Echegaray & Vilà 2010, Talegón *y col.* 2010, 2011).

Haciendo un repaso histórico reciente, hasta mediados del siglo XIX, los lobos se encontraban distribuidos por casi la práctica totalidad de la Península Ibérica. Rico & Torrente (2000) estimaron el tamaño de la población española de lobos a mediados del s. XIX en 7.000-9.000 ejemplares. Fue a finales de ese siglo y principios del siglo XX cuando comenzó un proceso de regresión poblacional y areal ligado directamente a la intensa persecución humana. El mínimo poblacional parece haberse situado en torno a mediados del s. XX, cuando su población se redujo a un núcleo en el noroeste de la Península. Algunos trabajos sugieren que esa reducción poblacional fue muy brusca y severa, mucho más grave de lo que se consideraba inicialmente a partir de la estima de su población efectiva (50) y que los censos actuales podrían estar sobreestimados a tenor de esos cálculos de la población efectiva hallada (Sastre *y col.* 2011).

A partir de finales del s. XX se produce una recuperación parcial de sus poblaciones y del área ocupada, como consecuencia del éxodo rural (que implica mayor cobertura vegetal y disponibilidad de más presas silvestres) por la relajación en la persecución directa sistemática que la especie había sufrido hasta entonces, así como por las campañas de sensibilización pública a favor de la especie,

coincidentes con la Ley de Caza de principios de los años setenta, mediante las cuales se prohibió el uso del veneno bajo cualquier circunstancia (aunque aún hoy día su uso no esté erradicado en absoluto).

Entre 1987 y 1988, por encargo del entonces Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA), se llevó a cabo un estudio nacional para evaluar la distribución, la situación y la problemática del lobo en España. El área de distribución de la especie se extendía por unos 100.000 km², fundamentalmente en el cuadrante noroccidental del país (la mayor parte de Galicia, la porción meridional de Asturias y Cantabria, la mitad septentrional de Castilla y León y algunas zonas de La Rioja y el País Vasco). Además, en la mitad sur de España se localizaron dos núcleos residuales y aislados en Extremadura y Sierra Morena. La población española de lobos se estimó en 297 grupos reproductores. La asunción de un tamaño medio de grupo de 5-7 ejemplares condujo a estimar unos 1.500 ejemplares antes de los partos, y de unos 2.000 a finales del verano. El 90% de la población española se concentraba en Castilla-León, Galicia y Asturias.

Entre 1999 y 2003 se efectuaron distintos censos regionales, cuya puesta en común, permite estimar en toda la Península Ibérica la presencia de 254-322 grupos familiares (254 confirmados y 68 probables) distribuidos a lo largo de 120.000-140.000 km² (Álvares y col. 2005). Entre 50-63 grupos de lobos (20%) se encontraban en Portugal.

Según Blanco y col. (2006) la población septentrional mostraba una tendencia a aumentar, mientras que la tendencia de los núcleos de la mitad sur era regresiva y fueron considerados en peligro de extinción. Se había producido una lenta expansión en zonas cerealistas de la meseta castellana, con diversas fluctuaciones areales (Blanco y col. 2005b), pero ese proceso se ha ralentizado notablemente o incluso se ha frenado (se detecta regresión en el Sistema Ibérico meridional y el Duero oriental, entre otras zonas) (Blanco y col. 2005b, Blanco 2011). Sin embargo, no se pueden inferir conclusiones sobre expansión o retracción para el conjunto de las poblaciones de lobos observando algunas zonas y obviando lo que ocurre en otras (Naves 2010). A la hora de hablar de tendencias en las poblaciones de lobos suelen mezclarse diferentes escalas temporales y espaciales en la interpretación y discusión de los datos, lo que introduce una importante fuente de confusión. Una evaluación de la tendencia de las poblaciones de lobos debe referirse a un período de tiempo claramente establecido y a un marco espacial (Naves 2010). Si consideramos períodos históricos (de centenares de años), la tendencia de las poblaciones de lobos en la península Ibérica, y por ende, en Euskadi, es regresiva (Rico y Torrente 2000, Fernández y Ruiz de Azua 2003). Lo que puede resultar significativo o evidente para un periodo de tiempo dado puede no serlo para otro e incluso las tendencias pueden ser contrarias (Naves 2010). La selección de una u otra escala, a falta de hipótesis explicativas de las dinámicas demográficas es arbitraria. Mientras algunas zonas españolas registraban expansiones locales, las contiguas poblaciones de lobos portuguesas (vinculadas al núcleo noroccidental de lobos, con 63 grupos reproductores, Pimenta y col. 2005), han sufrido una regresión desde los años 40 del s. XX que no se detuvo en los años de “bonanza” para las

poblaciones españolas (Naves 2010). Estos hechos no han sido convenientemente analizados a la hora de inferir la expansión de la población noroccidental de lobos.

Las últimas revisiones regionales (Castilla y León, Castilla-La Mancha y Aragón) señalan contracciones y expansiones puntuales por el sureste y la desaparición del lobo en Extremadura. En el II Congreso Luso-Hispano (Portugal, 2005) y en las VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (Valencia, 2005) se documentó que el lobo había desaparecido de buena parte de las zonas recolonizadas a finales del s. XX al sur de Castilla y León (Salamanca, Ávila y Soria), de Castilla la Mancha (Guadalajara) (Blanco y col. 2005b). En Segovia y Ávila se han vuelto a asentar unidades reproductoras en los últimos años. En Madrid existen avistamientos irregulares de lobos desde el "censo" estatal efectuado a finales de los 80 del s. XX (Blanco y col. 1990), el asentamiento de unidades reproductoras es mínimo (Alonso y col. 2012), y carece de continuidad espacio-temporal debido al furtivismo (F. Palacios, com. pers), a pesar de las noticias de prensa celebran la reaparición de la especie en un parque nacional, incluso.

Por todo ello, no parece que los cambios en los límites del área de distribución (caso de la CAPV) aporten los mejores indicios sobre la evolución de las poblaciones a nivel general y/o regional (Blanco y Cortés 2002, Naves 2010). Algunos fenómenos periféricos no tienen porqué ser una manifestación de lo que ocurre en todas las zonas periféricas, ni en el núcleo de la población, y mucho menos tienen porqué reflejar lo que ocurre en el conjunto de la población (Naves 2010). Es más, la selección de áreas de estudio excesivamente pequeñas puede arrojar diferencias y fluctuaciones difícilmente explicables, salvo por la selección del área de estudio o por las fluctuaciones inherentes al análisis de territorios que se encuentran en los bordes del área de distribución. Esto puede implicar estimas de lobos que contabilizan camadas asignadas a territorios que se encuentran fuera del ámbito de estudio (caso de la CAPV, dónde se contabilizan las camadas de lobos situadas en Burgos) (Naves 2010).

Obviando las variaciones en la distribución de los lobos, podría considerarse que la estima del número de grupos estimados sea un indicador más o menos fiable (no es así para los censos de Castilla y León posteriores al año 2002), porque estas estimas se han basado en datos de campo y están sujetos a una metodología con un diseño de muestreo. En cambio, el tamaño de grupo, que sirve para estimar el número de lobos, ha venido adjudicándose a determinadas magnitudes cuantitativas de manera arbitraria (ver p. e. Blanco 2008, Echegaray y col. 2008, Echegaray & Vilà 2008), adolece de datos empíricos, y generalmente, coincidiendo con el máximo tamaño anual del grupo antes de empezar la época de caza (Fernández-Gil y col. 2011) (siendo ésta quizás la causa que genera el mayor porcentaje de mortalidad de lobo en la Península). Estas variaciones condicionan la comparación de series de datos entre épocas y zonas. A pesar de todo ello, las estimas del número de grupos tampoco son indiscutibles para estimar tendencias, porque resulta difícil comparar los datos de grupos obtenidos a finales de los 80 del pasado s. XX con los más recientes. Por ejemplo, en Castilla-León, se estimó la presencia de 158 grupos (125 detectadas y 33 "posibles") a principios de los años 90 (Blanco y col. 1990), y de 149 grupos ("107 seguros, 42 probables") en 2001 (Llaneza & Blanco 2001). Tal y como

sugieren Fernández-Gil y *col.* (2010), la aplicación de criterios, procedimientos y esfuerzos de muestreo diferentes, y de grados de certeza variables a la hora de confirmar la existencia de grupos es la causa de estas dificultades.

En definitiva, no se pueden establecer tendencias objetivas desde 1987 porque los censos no son comparables ante la ausencia de estandarización de los métodos empleados (Echegaray 2014). Además, existe una falta de conocimiento del esfuerzo invertido, lo cual hace más complejo el estudio de dichas tendencias. Blanco (2010) además sugiere que los métodos empleados en España no permiten siquiera detectar cambios en las poblaciones, incluso aunque éstos sean moderados. Por todo ello, es tendencioso considerar a las poblaciones de lobos en Iberia en expansión permanente, y además, no existe ningún trabajo científico reciente que analice y cuantifique el cambio de distribución en la Península en los últimos veinte años (Naves 2010, Blanco 2011).

En el estudio de las tendencias nos debemos basar en la selección de escalas de análisis demográfico de varios miles de km² y marcos temporales mínimos de 1-2 generaciones de lobos, que incorporen información sobre el éxito reproductor y el tamaño de grupo invernal lo cual permitiría incorporar de forma indirecta información real sobre los efectos de la mortalidad, teniendo en cuenta que es un parámetro habitualmente subestimado (Naves 2010).

Actualmente, **el lobo actualmente se encontraría en un 25% de su área de distribución original en la Península Ibérica y además habrá perdido el 81% de sus efectivos desde mediados del s. XIX**, considerando la aproximación de Rico & Torrente (2000). Asumiendo los tamaños de grupo empleados en España por Blanco y *col.* (1990), estas cifras podrían suponer una reducción incluso del 90% en el número de grupos de lobos en los últimos 160 años. Por otra parte, desde 1987-88 no existe un censo nacional con información actualizada e indicadores de esfuerzo, lo que permitiría en un futuro establecer tendencias de forma más objetiva. Tampoco **existen análisis acerca de su distribución potencial** en la actualidad, pero de forma especulativa y teniendo en cuenta su plasticidad ecológica que le permite hábitat casi cualquier tipo de hábitats en la Península (alta montaña, meseta cerealista, etc.), **parece que el lobo podría ocupar muchos más territorios en la Península Ibérica si hubiera tolerancia humana** (Blanco y *col.* 1990, Blanco & Cortés 2002).

Las probabilidades de persistencia a largo plazo de la población de lobos y su tendencia poblacional requieren de un análisis de viabilidad inexistente hoy día. Es más, ni el número ni la tendencia de una población define por si mismas sus posibilidades de persistencia en el futuro (ver p. e., Seavy & Reynolds 2007). Además, tampoco existe ningún modelo de viabilidad genético de la población ibérica de lobos. Sólo conocemos que su población efectiva es muy reducida ($N_e < 50$) (Sastre y *col.* 2011), inferior al umbral mínimo para ser considerada como genéticamente viable a largo plazo. Estas premisas debieran ser suficientes para considerar la precariedad del conjunto de la población ibérica de lobos, y la necesidad de permitir un crecimiento continuado de su población. A pesar de todo ello, reflejaremos los datos conocidos y publicados sobre la evolución de la población ibérica de lobos en la CAPV.

Tendencia de la población en la CAPV:

Los primeros datos sobre la distribución histórica del lobo sugieren una distribución generalizada en la CAPV, lo cual hace presuponer una notable población lobuna. A mediados del s. XIX, se manifestó la rarefacción de la especie a juzgar por la irregularidad de las capturas (Fernández & Ruíz de Azúa 2003, 2010). **Álava y Vizcaya albergarían durante el lapso 1814-1858, una población de al menos medio centenar de individuos** (Fernández & Ruíz de Azúa 2003).

La distribución generalizada del lobo en Euskadi también viene acompañada de importantes tasas de captura en sierras como Gorbea, Entzia y Elguea-Altzaina para el período 1814-1878 (1,3 lobos/año, 2,03 lobos/año y 2,68 lobos/año, respectivamente), incluso en ausencia de ungulados silvestres (Fernández & Ruíz de Azúa 2003, 2010). La persecución humana desmedida desencadenó la virtual extinción del lobo como reproductor estable y distribución permanente en la CAPV. Así, durante la primera mitad del s. XX la presencia de lobos parece que era testimonial fruto de la dispersión de ejemplares procedentes de otros lugares. Análogamente a lo acontecido en algunas regiones del norte peninsular, a finales de los años 80, Álvarez y *col.* (1985) comprobaron la presencia ocasional de lobos en dos cuadrículas UTM 10x10 km alavesas. Sáenz de Buruaga y *col.* (1994), mediante batidas de caza, daños al ganado, transectos de campo y entrevistas personales, estimaron que los lobos aparecían en 11 cuadrículas UTM 10x10 km en el occidente de Bizkaia y Álava. Sáenz de Buruaga y *col.* (1998) estimaron la presencia de lobos en unos 360 km² de distribución permanente. Sáenz de Buruaga y *col.* (2000), con una metodología similar, citaron la presencia de lobo en 14 cuadrículas UTM de 10 km de lado. Echegaray y *col.* (2005) mediante un seguimiento genético no invasivo confirmaron la presencia inequívoca de lobos en 13 cuadrículas UTM 10x10 de lado, el 85% en Álava.

Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) asumieron que en el período 1981-2005, la tasa de incremento medio anual del área de distribución en Euskadi ha sido del 11,0%, un 1200% en total, pero dichos autores señalaron que ese aumento no había experimentado una evolución regular a lo largo de todo el período. Así, las mayores tasas anuales se registraron hasta 1992 (14,0% de incremento medio anual), y en el tramo 1997-2002 un 13,4% anual. La etapa 2002-2007 poseía un menor ritmo en este crecimiento del área de distribución, a razón del 5,9% anual. Lo sorprendente es que ese “espectacular” incremento no haya sido concordante con el de registros de reproducción, ya que dichos autores únicamente detectaron un promedio anual 1,75 eventos de reproducción y la aparición de un grupo nuevo de lobos cada 5 años (Sáenz de Buruaga y *col.* 2006). También resulta ridículo que se señale ese incremento para la presencia de una quincena de lobos en el escenarios más optimista (ver capítulo “tamaño de la población de lobos en la CAPV”). No obstante, dichos autores se basaron en registros de ataques y otras evidencias, y como se ha mencionado anteriormente, no existe una correlación necesariamente entre la distribución de los daños y al abundancia de lobos, por lo que los sesgos a este respecto pueden no significar una tendencia positiva o negativa en la población de lobos (Naves 2010).



También Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) señalaron que la mortalidad media anual de lobos en el período 1990-2005 era de un 29%, desglosando la reproducción por lustros (en vez de por años y grupos) y asumiendo un tamaño de grupo de 9 lobos por manada. Es más, aún asumiendo una explosión demográfica lobuna en el norte de Burgos o zonas aledañas, cosa que no ha sucedido en todo caso, las estadísticas de mortalidad reflejadas por Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) no parecen explicar el incremento de la población señalado para la CAPV en el período 1990-2005, al menos en términos de asentamiento de grupos, porque la tasa de mortalidad sin ocasionar regresión poblacional en lobos se sitúa en el 35%. Esta tasa se refiere a la población censada en invierno y excluyendo a los jóvenes menores de seis meses, algo que Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) no reflejan. **Según estos últimos autores, el crecimiento anual durante 15 años sería del 6%, lo cual debería haberse reflejado en una población actual de decenas de lobos, lo que resulta muy alejado de la realidad. Si consideráramos los datos del último conteo de grupos reproductores en la vecina comunidad de Castilla y León, la tendencia es necesariamente otra muy distinta, al haber desaparecido el 75% de los territorios reproductores de lobos en el entorno vasco más próximo.**

Por todo ello, si se pretenden explicar variaciones demográficas positivas y alcistas, la mortalidad real inducida por el hombre debe ser mucho mayor. El furtivismo supone el 32-74% de la mortalidad en lobos, lince, glotones y tigres. Además, parece estar ampliamente subestimado, lo cual tiene serias implicaciones desde el punto de vista de la gestión y conservación (ver p. e. Liberg y *col.* 2012). Análisis más rigurosos que los efectuados por Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) han sido realizados por Lieberg y *col.* 2012 en la población escandinava de lobos, protegida del aprovechamiento cinegético hasta 2010. Mediante simulaciones demográficas, dichos autores concluyeron que las tasas conocidas de furtivismo estaban claramente infraestimadas: así desde una población inicial de 73 lobos se alcanzaban los 263 ejemplares en varias décadas, gracias a una tasa de crecimiento anual del 13,5%, lo cual parecía un éxito de conservación, aún incluyendo las tasas de furtivismo conocidas en función de los ejemplares radiomarcados. Pero esas simulaciones permitieron comprobar cómo el crecimiento anual teórico debiera haber sido un 29,5%, lo cual significaba haber alcanzado un censo de 990 lobos, es decir, cuatro veces más que lo observado (Lieberg y *col.* 2012).

Por otra parte, Sáenz de Buruaga y *col.* (2009a) estimaron el mínimo poblacional de lobos a partir de rastreos con nieve y sugieren un incremento durante el período 2005-2008 del 12,6% anual. Pero para inferir una tendencia estadísticamente significativa, es necesario que se disponga de una serie temporal continua, superior a tres años, donde se analicen cuando menos una generación (de lobos). Además, sin un conocimiento de los coeficientes de regresión y la bondad del ajuste efectuado no parece razonable inferir una tendencia positiva. Es más, en poblaciones de grandes carnívoros que viven en baja densidad la utilización de índices de presencia para monitorear las tendencias de las poblaciones presenta notables limitaciones (ver p. el. Linnell y *col.* 1998). Así, Clevenger y Purroy (1996) cubrieron 1.500 km anuales durante tres años consecutivos y dedujeron que sus datos eran insuficientes para detectar variaciones estadísticamente significativas en los niveles de población de algunas especies de carnívoros. Por tanto, los datos

mostrados por Sáenz de Buruaga y *col.* (2008) podrían ser insuficientes para determinar una tendencia alcista.

Sáenz de Buruaga y *col.* (2006, 2009b) señalaron que la distribución del lobo en la CAPV en el período 1981 y 2005 había experimentado un incremento del 1250% en el número de cuadrículas UTM 10x10 ocupadas, pasándose de 2 a 25 celdillas (el 23% de la CAPV). Dichos autores señalaron que dicha expansión se había producido con diferentes intensidades y velocidades en función de los territorios. Además, parece probable que existan algunos sesgos derivados de que la fuente de datos engloba distintas metodologías, agrupaciones de períodos de tiempo no definidas ni justificadas (pag. 35-38 del informe de Sáenz de Buruaga y *col.* 2006) y a la constatación como registros inequívocos de lobo los daños a la ganadería (Sáenz de Buruaga y *col.* 2009b). Es probable que esos análisis correspondan a la distribución de daños a la ganadería atribuidos a lobos en el occidente vasco y no a la distribución real de los lobos. **No obstante, este incremento del 1250% en la CAPV no se ha reflejado desde luego en un asentamiento análogo en cuanto a número de grupos de lobos, a tenor de los datos de Sáenz de Buruaga y *col.* (2006), lo cual resulta sorprendente.** Pero es más sorprendente aún, observar como ese incremento se ha transformado en un retroceso de mayor calibre en los últimos años, en los que el número de daños oficiales atribuidos a lobos ha experimentado un descenso equiparable en Álava, lo cual, siguiendo las mismas premisas de dichos autores, podría ser atribuible, al declive y desaparición de lobos de una forma brusca al haberse producido en un lapsus temporal menor. Como se ha mencionado con anterioridad, **la distribución de los daños no parece el mejor indicador para definir tendencias demográficas en la población de lobos, ya que se trata de una magnitud afectada por factores ajenos a la densidad de los lobos**, como la problemática social y mediática, los daños de perros, y especialmente, el manejo y tipo de ganado (Naves 2010). Es más, Blanco y *col.* (1990) señalaron que **los daños no están relacionados con la distribución y abundancia de lobos, sino con el manejo ganadero**, y no parece Euskadi una excepción al respecto.

Echegaray y *col.* (2005b) evaluaron de forma simplificada las variaciones en la distribución del lobo desde tiempos históricos hasta la actualidad a partir de diferentes fuentes de datos y concluyeron que desde finales del s. XX no era posible establecer comparaciones espacio-temporales precisas en cuanto a la distribución del lobo en Euskadi porque los datos disponibles procedían de metodologías diferentes y sujetas a notables sesgos (daños al ganado, asignación visual de indicios, entrevistas, etc.). Según dichos autores, se produjo un aumento de la distribución territorial del lobo en las décadas de los 80 y 90, tras su “virtual extinción” a mediados del siglo XX, pero que a principios del s. XXI, la distribución y estatus del lobo parecía haberse estancado como consecuencia la persecución humana que impide su asentamiento y potencial expansión hacia oriente (Pirineos). **Si nos atenemos a los últimos datos provenientes de Castilla y León enmarcados en el conteo nacional de lobos, el lobo estaría virtualmente desaparecido en Euskadi en 2013, dada la desaparición de 3 (75%) de los 4 territorios reproductores de lobos oficialmente atribuidos al País Vasco y el cuarto territorio está asignado a Burgos.**

Todos estos trabajos de recopilación de tendencias en función del área de distribución adolecen de informaciones veraces y de calidad, de series temporales estrictamente comparables y de una ausencia de criterios que permitan encuadrar las distintas cuadrículas UTM 10x10 en función de una recogida de datos sobre la reproducción (distribución habitual, ocasional y esporádica) y presencia de la especie (Uzal & Llana 2010).

Para concluir, si se pretende estandarizar la recogida de datos para análisis más rigurosos sobre tendencias, siguiendo las recomendaciones nacionales e internacionales (Mech & Boitani 2003, Fernández-Gil y col. 2010), el estudio de las tendencias debe basarse en el número de grupos reproductores, el número mínimo de lobos en invierno (Naves 2010) y la distribución zonificada en función de la reproducción de grupos de lobos (Uzal & Llana 2010). Y ambos indicadores no parecen haber experimentado cambios significativos en los últimos tiempos, al menos en lo que respecta a la formación y establecimiento de grupos de lobos. Además, parece que la ausencia de grupos reproductores en la CAPV no es achacable a factores ecológicos (abundancia de presas naturales, especialmente corzos, ver Echegaray y col. 2008d), socioeconómicos (Echegaray & Vilà 2010), sino a otros factores de índole político (p. e. Ascacibar & Ocio 2006).

Factores limitantes:

Según el Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos de España (Blanco y col. 2008), la población noroccidental de lobo figura como **CASI AMENAZADA** por la fragmentación de su gestión y las amenazas humanas en forma de mortalidad de lobos (caza y furtivismo, lazos, veneno, atropellos, etc.).

Desde un punto de vista descriptivo, las causas de mortalidad de los lobos en la CAPV provienen de la evaluación de 63 lobos (68% en Álava, 32% en Bizkaia) muertos durante el período 1987-2005 (Sáenz de Buruaga y col. 2006). Esto supuso una tasa de mortalidad anual mínima de 3,3 lobos muertos (2,3 en Álava y 1,0 en Bizkaia). Al menos el 39,7% de los lobos murieron ilegalmente (lazos, captura de camadas y fundamentalmente, disparos), el 50% en batidas de control autorizadas y casi un 8% fue atropellado (la mayoría entre la AP68 y la N622 que delimitan el macizo del Gorbea y su entorno de Badaya-Arrato). De los ejemplares de lobos muertos que pudieron ser sexados (93,65% del total de lobos muertos conocidos), el 56% fueron machos y el 44% hembras. Esto constituye una relación de sexos de 1,27:1, siendo una ratio ligeramente desplazada a favor de los machos (Sáenz y col. 2006) y distinta de la encontrada en los muestreos genéticos (ver p. e. Echegaray y col. 2008c). Con respecto a la determinación de la edad de los lobos muertos (73% de los casos; N=46), el 22% correspondía a cachorros del año, el 67,4% a ejemplares adultos y subadultos de la clase de edad de 1-3 años y apenas el 11% a ejemplares adultos de más de 3 años. Echegaray y col. (2005a) señalaron una proporción de 7 jóvenes/adulto y que el 87,5% de los 37 lobos muertos en Álava para los cuales hay constancia entre 1994 y 2004 eran menores de 3 años de edad. Según Sáenz de Buruaga y col. (2006) la explicación más plausible a todas estas circunstancias es que se trata de una población de reciente asentamiento, lo cual implica que un porcentaje importante de los ejemplares deban ser individuos en dispersión

(predominantemente jóvenes obligados por sus manadas de origen a buscarse nuevos territorios). En cambio, Echegaray y *col.* (2005a) señalaron que los grupos de lobos que se reproducen en territorio vasco son sistemáticamente erradicados, ya que la mayoría de los ejemplares muertos son en su mayoría (jóvenes matados en sus propios territorios de reproducción (54%, particularmente, en Guibijo-Arcamo), a los que no se permite siquiera etapas dispersivas y que rara vez contribuyen al “mantenimiento de la variabilidad genética, o la formación de nuevos grupos”, como consecuencia de su muerte prematura por la mano del hombre. Este tipo de hechos a nivel local acrecienta los problemas generales de viabilidad demográficos y genéticos (Haber 1997, Chapron y *col.* 2003, Vilà 2010, Sastre y *col.* 2011). Además, reviste otras consideraciones raramente evaluadas por nuestros gestores, tales como efectos inesperados por la desestructuración social de las manadas (Wallach y *col.* 2008, Ordiz 2010), efectos de índole ecológico (p. e. Reading y *col.* 2010, Estes y *col.* 2011) e incluso implicaciones éticas (Bekoff y Jamieson 1996, Camilla & Bekoff 2009, Reading y *col.* 2010), en una comunidad autónoma que dice incorporar criterios de sostenibilidad ambiental a sus marcos y estrategias de acción (generalmente, teóricos, y raramente evaluados externamente).

Los factores que condicionan las poblaciones de lobos pueden separarse entre aquellos ligados a la propia autoecología de la especie (como la fragmentación ecológica) y otros de tipo no natural (caza legal e ilegal, atropellos, hibridación, lazos, venenos, pérdida de hábitat, etc.). Todos estos factores relacionados con la mortalidad no natural parecen tener una relación directa con la depredación del lobo sobre la ganadería y/o las prácticas cinegéticas. Al igual que en otros contextos, este problema constituye el principal motivo de persecución al lobo por parte del hombre en Euskadi (Sáenz de Buruaga y *col.* 1994, Echegaray y *col.* 2005a). No obstante, aún asumiendo que todos los daños los produzcan los lobos, un diagnóstico detallado y objetivo acerca del grado de conflictividad de los daños socioeconómicos a la ganadería permite comprobar que durante el período 2000-07 y según las estadísticas oficiales, en Álava se ha verificado una media de $84,6 \pm 20,1$ ataques al ganado/año, que afectan a un promedio de $295,3 \pm 96,3$ cabezas/año (incluyendo reses muertas, heridas y desaparecidas). Estas cifras suponen una incidencia sobre el promedio del conjunto de la cabaña ganadera alavesa en el período 1999-2008 (83.647 cabezas de ovino, 38.689 de bovino, 3.246 de equino y 4.566 de caprino, Eustat) del 0,23% (0,32% ovino, 0,01% vacuno, 0,19% equino y 0,25% caprino). Por otra parte, el número medio de explotaciones ganaderas afectadas por el lobo en el período 2000-2007 es de $38,5 \pm 10,7$, lo cual representa una afección al 2,1% de las explotaciones existentes. El promedio anual de ataques por ganadero es de $2,2 \pm 0,5$ y el número medio de reses afectadas (muertas, heridas y desaparecidas) por ganadero es de $6,3 \pm 1,3$. Si se efectúan estos análisis en las zonas con presencia de lobo, el nº de explotaciones ganaderas afectadas es del 2,7% y sobre el conjunto del censo ganadero es del 0,44%. El porcentaje de afección económica del lobo (promedio de los daños achacados al lobo y los costes de prevención en el período 2000-2007) con respecto a la renta agraria alavesa (Eustat, 19/05/09) es del 0,035%. En Bizkaia carecemos de referencias fidedignas, pero resulta probable que los principales indicadores obtenidos en Álava sean perfectamente extrapolables al territorio vizcaíno. Todos estos parámetros reflejan la intrascendencia socioeconómica de los daños en macro-cifras y la ausencia de criterios objetivos

para justificar la muerte del 92% (n=60) de los lobos cuya mortalidad es conocida en Euskadi (Sáenz de Buruaga y *col.* 2006).

Estos análisis se han efectuado asumiendo que todos los daños achacados a lobos son producidos por ellos. Pero existen incertidumbres a la hora de atribuir con exclusividad al lobo la generalidad de los daños a la ganadería, y particularmente en Euskadi (Echegaray & Vilà 2010). De hecho, Blanco y *col.* (1990) sugieren que el esclarecimiento de los datos acerca de la depredación de unos y otros es de gran importancia para modificar las actitudes de los que se oponen a la conservación del lobo basándose en criterios económicos. El empeño por atribuir siempre las muertes de reses domésticas al lobo, aparte de no ser rigurosamente objetivo, fomenta una conflictividad mayor en la sociedad al justificar siempre que los lobos son los agentes causantes de todas las muertes al ganado, lo cual acrecienta el problema en todas las vertientes y sectores sociales (Blanco & Cortés 2002), derivando en una mayor persecución de lobo. Con independencia de si los daños son producidos por lobos o por perros, Echegaray & Vilà (2010) comprobaron que existe una elevada presencia de excrementos de perros en zonas con alta incidencia de ataques al ganado doméstico achacados a lobos, especialmente en Álava. El análisis de dichas muestras fecales reveló que los lobos consumen habitualmente presas silvestres y que los perros consumen frecuentemente ganado doméstico (especialmente ovino). Esto planteaba a juicio de dichos autores la posibilidad de si la totalidad del volumen de daños atribuido a los lobos es acertado aún a pesar de no poder demostrar si el consumo era producto de depredación o carroñeo. Paradójicamente, no ha habido una voluntad administrativa por esclarecer si esta atribución de daños al ganado en Álava es objetiva mediante peritajes genéticos (Ver Alegaciones presentadas al Decreto 33/2010 por ONG conservacionistas, Pág. 8). La atribución de daños de lobos ha implicado que se hayan abatido al menos 40 lobos durante el período 1994-2004 y la realización de más de 270 batidas específicas de control de lobos (únicamente en Álava), de las cuales el 75% fueron efectuadas al margen de la época hábil de caza.

La mortalidad en lobos ibéricos adolece de un conocimiento científico. En el contexto internacional se ha comprobado como las tasas de mortalidad por furtivismo suponen entre el 32-74% de la mortalidad en grandes carnívoros, lo cual tiene serias implicaciones desde el punto de vista de la gestión y conservación de lobos (ver p. e. Liberg y *col.* 2012). En España, a finales del s. XX se asumió que el 32% de los lobos eran muertos cada año (Tellería & Sáez-Royuela 1989). Así, la caza ilegal en la meseta central puede suponer hasta el 87% de la mortalidad conocida por cada lobo cazado legalmente mueren 6,6 ilegalmente (Barrientos 2005). La estima del porcentaje real de mortalidad ilegal asciende en algunas poblaciones al 69% del total de la mortalidad (Blanco y *col.* 1990, pág. 51). Llaneza y Blanco (2001) mencionan para Castilla y León que el 50% de la mortalidad conocida es ilegal. En los estudios efectuados con lobos radiomarcados en agrosistemas de Castilla y León, donde no existe una animadversión por la especie al no existir apenas daños a la ganadería, la tasa de mortalidad no natural (atropellos, veneno, furtivismo y ataque de perros) a partir de catorce animales radiomarcados fue del 64% (Blanco & Cortes 2007). En Asturias, de 171 lobos muertos de los que se tiene conocimiento desde el año 2003, al menos 71 ejemplares han muerto de forma ilegal (41,5%). Paradójicamente, son

pocas las actuaciones legales que se hacen para perseguir esta lacra del furtivismo. En ese sentido, en Castilla y León, que aglutina probablemente el 60% de la población ibérica de lobos, apenas existen 26 denuncias de furtivismo de lobos en el período 1988-2008. En la CAPV, a pesar de que la captura ilegal estaba detrás del 40% de los lobos muertos conocidos para el período 1987-2005 (Sáenz de Buruaga y col. 2006), no ha existido ningún proceso judicial por furtivismo de lobos.

Echegaray y col. (2005a) señalaron que la persecución humana podría ser mucho más elevada que lo que se viene asumiendo, pero no existen pruebas a este respecto. Existe una mortalidad críptica (no detectada) de furtivismo, que parecer ser aún más elevada que la mortalidad inferida a partir de los trabajos de radiomarcaje. Las simulaciones demográficas realizadas en una población casi cerrada –apenas flujo de ejemplares- de lobos en Escandinavia permitieron comprobar cómo el crecimiento anual teórico debiera haber sido un 29,5%, es decir, cuatro veces superior a lo observado (990 lobos frente a los apenas 200 censados), lo cual significaba para Lieberg y col. (2012) entre otras razones, que los lobos habían perecido ilegalmente en proporciones mucho mayores que las estimadas a partir de los datos de radiomarcaje (Lieberg y col. 2012). En 2009, en el estado norteamericano de Idaho (EE.UU), donde se mataron 275 lobos (33% de la población censada) a través de la caza deportiva, se comprobó cómo los cazadores no informaban adecuadamente de los lobos muertos en los lances cinegéticos. Resulta además difícil evaluar las tasas de mortalidad globales a partir de los lobos radiomarcados exclusivamente, lo cual puede implicar infraestimar la mortalidad real. Por ello, Mack y col. (2010) efectuaron correcciones de sus datos y concluyeron que el número de lobos muertos que explicaba las variaciones poblacionales entre el período pre y post cinegético debía ser de 564, es decir un 84% superior a lo inicialmente considerado (Mack y col. 2010). Todos estos trabajos nos permiten inferir que la mortalidad de lobos en la CAPV muy posiblemente esté siendo subestimada (véase también el apartado “tendencias de la población”).

Las infraestructuras y otros factores antrópicos actúan sinérgicamente y subdividen el área de distribución del lobo en España, limitando sus movimientos. En múltiples ocasiones se ha mostrado que los lobos son capaces de ocupar hábitats altamente humanizados y de cruzar barreras notables, para lo cual es importante el aprendizaje (Blanco y col. 2005b). Sin embargo, los estudios de telemetría también han mostrado como algunas infraestructuras (como simples carreteras nacionales) pueden limitar frecuentemente los movimientos de los lobos en España, siendo utilizados para delimitar áreas de campeo habituales (Vilà 1993). A menudo se ha sobreestimado la capacidad de dispersión y flujo genético entre las poblaciones de lobos. Varios estudios en Norteamérica y Europa han mostrado fragmentación en las poblaciones de lobos causada por factores ecológicos (no antrópicos), que limitan la tasa de intercambio genético. Entre estos factores figuran la propia distancia geográfica entre poblaciones (Geffen y col. 2004, Pilot y col. 2006), barreras topográficas difícilmente franqueables (Carmichael y col. 2001), el clima (Geffen y col. 2004), los tipos de hábitat (Pilot y col. 2006, Muñoz-Fuentes y col. 2009), la composición de la dieta (Carmichael y col. 2001, Pilot y col. 2006, Muñoz-Fuentes y col. 2009) e incluso la especialización por determinadas presas (residentes o migratorias), como ciervos (*Cervus elaphus*) (Pilot y col. 2006) y caribúes (*Rangifer*

tarandus) (Carmichael y col. 2001). En un estudio realizado con muestras biológicas de lobos ibéricos muertos en poblaciones aparentemente contiguas de Lugo y zonas limítrofes de Asturias, se observó que ambas presentan diferencias significativas a pesar de no presentar barreras geográficas notables que las separen (Llaneza y col. 2001). Estas zonas mostraban un flujo genético menor que el observado entre poblaciones del norte de Canadá separadas por más de 1.000 km.

Los atropellos en carretera representaban el 4,6% de los casos de mortalidad de lobos conocidos en España a finales del siglo pasado (Blanco y col. 1990). Pero el desarrollo de la red viaria producido durante las últimas décadas y las infraestructuras planeadas para un futuro cercano probablemente están contribuyendo a la fragmentación artificial de las poblaciones de lobos y al incremento de las tasas de mortalidad por atropello. En una década se ha producido un incremento del 11,8% en la mortalidad de lobos por atropello en Castilla y León (Llaneza & Blanco 2001). En la provincia de Orense, el efecto combinado de la autovía A-52 y la carretera N-525 ha producido 12 bajas por atropello en el período 1999-2002 en un tramo de 50 km. Además dicha autovía ha podido ser la causa de la desaparición temporalmente de dos grupos de lobos (Borrador del Plan de Gestión de Galicia). En la CAPV, Sáenz de Buruaga y col. (2006) señalaron que los atropellos de lobos suponen el 8% de las tasa de mortalidad conocida entre 1987-2005, habiéndose producido la mayoría de los siniestros en las carreteras que delimitan el macizo del Gorbea y su entorno (Badaya-Arrato). La elevada persecución de la especie en forma de batidas específicas o no (jabalíes, rezechos de corzos) y la pérdida de calidad de hábitat, puede suponer un incremento de esta causa de mortalidad en Euskadi.

En la CAPV carecemos de datos para poder evaluar seriamente si el aumento de los atropellos está ligado al aumento de la red viaria o de la presencia de lobos en la franja occidental vasca, pero la concentración en el espacio y el tiempo (última década) de los atropellos de lobos sugiere que se trata de un factor significativo de mortalidad, aunque muy lejos del abatimiento de ejemplares de lobos por la acción humana. A este respecto podemos señalar que no existen pasos de fauna específicos en la CAPV y algunos de los que podrían funcionar como tal, no lo hacen por diversos motivos (véanse p.e., los escritos de denuncia de algunos colectivos en el P.N. de Gorbeia, nexo fundamental de conectividad en el corredor principal de los montes vascos:
http://www.faunadealava.org/actividad_ampliada.php?niv=10&opc=107, etc.).

En ocasiones se tiende a sobredimensionar la capacidad de movilidad de lobos, dispersión y sus habilidades para sortear infraestructuras viarias. Linnell y col. (2005) recopilaron las distancias de dispersión de 298 lobos radiomarcados en Norteamérica (ambientes mucho menos fragmentados que los ibéricos) hallando que el 70% de los sucesos de dispersión se produjeron a menos de 100 km. En España, Blanco & Cortés (2007) comprobaron como las distancias de dispersión eran de 32 km de media (Rg 11-50 km) en la meseta central. Por su parte, Clevenger & Waltho (2000) observaron que los lobos en Canadá, en ambientes mucho más inalterados que los medios ibéricos, atravesaban una autopista con un tráfico de 20.000 vehículos/día de 2 carriles por sentido a través de pasos subterráneos construidos

cada 2 km, y lo hacía entre el 44 y el 83% de los casos en los cuales los animales se acercaban a dicha infraestructura. En cambio, en España los estudios efectuados en una zona donde se acumulan las barreras geográficas del río Duero y artificiales como la confluencia de varias autovías (Blanco y col. 2005b), observaron que los lobos que cruzaban carreteras utilizaban únicamente los pasos elevados (también porque eran los únicos disponibles de cierta magnitud y envergadura en las autovías objeto de estudio). Se ha señalado la importancia del aprendizaje a la hora de poder sortear con éxito las infraestructuras viarias (Paquet & Callaghan 1999, Blanco y col. 2005b, Ciucci y col. 2009). Así, Paquet & Callaghan (1999) observaron una drástica disminución en el uso de estos pasos subterráneos de fauna por los lobos tras la muerte de la hembra reproductora del grupo que seguían con radiomarcaje y las consecuencias de los atropellos son mucho más graves dado que una elevada fracción de ejemplares que colisiona con un vehículo no es detectada y perece sin ser hallada y contabilizada (P. Paquet, com. pers.).

Por último, **la hibridación con perros es un problema en poblaciones reducidas de lobos, en ambientes fuertemente antropizados, en los límites de sus áreas de distribución, donde exista una elevada presencia de perros incontrolados o se encuentren sometidos a una elevada presión humana** (cinegética y no cinegética) (Vilà 2000, Randi 2011, Godinho y col. 2011, Leonard y col. 2014). Al igual que en el contexto internacional (Vilà & Wayne 1999, Leonard y col. 2014) y europeo (Randi 2011), no se han encontrado evidencias de hibridación generalizada entre lobos y perros en España, aunque si se ha observado esporádicamente, siendo un problema menor y localizado (Vilà 2000, Godinho y col. 2011). En Euskadi, como consecuencia de la elevada presión humana, este factor podría comprometer a sus poblaciones de lobos, numéricamente reducidas y situadas en el límite de área de distribución ibérica desde hace décadas.

Hábitat:

El lobo es capaz de colonizar todo tipo de hábitats (Mech & Boitani 2003), desde desiertos, estepas y pastizales a la alta montaña, incluso en hábitats fuertemente antropizados, siempre y cuando encuentre recursos tróficos que le permitan prosperar y no haya una persecución humana muy intensa que condicione su viabilidad. El Estado Español es una buena muestra representativa de la versatilidad de este cánido.

En la CAPV, el lobo ha sido localizado en todo tipo de hábitats (Fernández de Mendiola & Bea 1998). No obstante, a pesar de que el lobo puede prosperar en múltiples ambientes, muestra ciertos patrones de selección de hábitat durante el período reproductor. Así, Sáenz de Buruaga y col. (2006) modelizaron la probabilidad de presencia de grupos reproductores de lobos en las 6722 cuadrículas UTM 1x1 km de la CAPV, apreciando que únicamente un 1,9% (n=131) del territorio presentaba una elevada potencialidad para el establecimiento de grupos reproductores, un 17,3% (n=1165) una potencialidad media, mientras que la mayoría del territorio vasco (un 81% del mismo; n=5426) era calificada como de baja o muy baja potencialidad para la reproducción de manadas de lobos. Los parámetros descriptores por dichos autores para determinar la idoneidad de un territorio para ser

utilizado como zona de reproducción en la CAPV fueron los mostrados por varios lobos radiomarcados en la meseta central castellana, amplias llanuras cerealistas y de regadío, salpicadas de bosques-isla y algunos extensos pinares de llanura, hábitats muy distintos de los disponibles en la CAPV. Dichos valores fueron distancias medias de 2,9 km de un núcleo de población, 1 km de la carretera más cercana y poseer una cobertura arbórea media del 74,6%. No fueron evaluados otros parámetros habitualmente utilizados en otros trabajos, como la disponibilidad de presas silvestres, la densidad de población humana o la distancia al agua.

Independientemente de la idoneidad del modelo adoptado, este tipo de análisis suele evaluar las áreas que potencialmente podrían albergar las mejores condiciones para la reproducción y habitabilidad de lobos, pero también suelen revelar como la distribución y el número potencial de los lobos suele ser muy inferior a la capacidad del medio natural. Ello es debido a la persecución humana que mantiene artificialmente a los lobos por debajo de esos umbrales potenciales, como sucede en países europeos tales como Polonia, donde un modelo de idoneidad estableció que la distribución de lobos podría ser un 150% superior y el número de lobos podría ser 3 veces mayor, superando los 1500 lobos (Jedrzejewski y col. 2008). Así, según los datos obtenidos por Sáenz de Buruaga y col. (2006), seis grandes áreas reunían condiciones de hábitat óptimas para la reproducción del lobo en la CAPV (Ordunte, Guibijo-Salvada, Valdegovía, Gorbeia, Badaya y Elguea-Urkilla), aunque dos de estas zonas podrían tener mermada su calidad debido a la instalación de sendos parques eólicos. No obstante, **únicamente tres de esas zonas podrían ser consideradas territorio de reproducción ocasional de lobos en las últimas décadas (Valdegovía, Gorbeia y Guibijo-Salvada), lo cual da una idea de la potencialidad del hábitat, especialmente en Álava, que podría albergar incluso seis grupos reproductores según Sáenz de Buruaga y col. (2006), y actualmente, quizás no albergue ninguno en la actualidad, salvo en la periferia vizcaína de Ordunte (y en otra comunidad autónoma)**, aunque esta circunstancia podría estar en entredicho tras la muerte de un lobo adulto probablemente reproductor en una batida autorizada en primavera de 2014 por la Diputación Foral de Bizkaia.

En cuanto a la ecología trófica de los lobos, todos los trabajos en España hablan de una dieta compuesta de tres tipos de alimentos básicos: ungulados silvestres (sobre todo corzo y jabalí, y en menor proporción ciervo y rebeco), ganado (tanto mayor: vacuno y equino, como menor: ovino y caprino) y carroñas, aderezado por otros tipos de alimento ocasionales o anecdóticos (Fernández-Gil 2004). Sin embargo, las proporciones de uno u otro son muy diferentes entre zonas. Además, los lobos se alimentan de las presas disponibles (o de otras fuentes de alimento como carroñas), pero sobre todo de las más vulnerables. La vulnerabilidad puede estar condicionada por muchos factores (nieve, edad de las presas, su condición física) o por otros factores, por ejemplo culturales (relacionados con el aprendizaje y la tradición dentro del grupo de lobos), que nos es más difícil comprender (Fernández-Gil 2004). Todo ello hace que los lobos no se alimenten de la fuentes del recurso en función de su simple disponibilidad en el medio. En una revisión sobre la alimentación de lobos en Italia y la Península Ibérica, Meriggi & Lovari (1996) deducen que los lobos parecen preferir las presas silvestres al ganado, y que la presencia de al menos dos especies

de presas silvestres tiene efectos sobre los daños, reduciéndolos. La necesidad de proteger el ganado como premisa imprescindible para evitar daños al ganado es reconocida internacionalmente. Si, pese a proteger correctamente el ganado, se producen danos recurrentes, la identificación de los ejemplares o grupos que provocan daños excesivos y el conocimiento de los patrones de selección de presa, son aspectos decisivos si queremos hacer una gestión racional, y no simplista, (y muchas veces contraproducente), como ocurre, a menudo, en la actualidad con los lobos (Fernández-Gil 2004).

En la CAPV y norte de Burgos, los primeros datos sobre la alimentación del lobo corresponden a un trabajo de Sáenz de Buruaga y *col.* (1994), en el que se analizaron 12 excrementos atribuidos a lobos y 3 estómagos de ejemplares abatidos, siendo el ganado doméstico, el corzo y el jabalí las presas encontradas. Dichos autores indicaron la importancia que el corzo podía suponer como presa para el lobo a partir del análisis de las doce muestras fecales. Posteriormente, Sáenz de Buruaga y *col.* (2006) evaluaron la dieta a partir de un elevado número de muestras fecales atribuidas a lobo (n=176) pero irregularmente distribuidas (el 64% provenía del P.N. de Valderejo; 0,48% de la CAPV). Dichos autores comprobaron que en el caso de las presas silvestres, la frecuencia de aparición y de consumo de biomasa fue del 80% y 68%, respectivamente, y en el caso del ganado doméstico, del 22% y 17%. El corzo conformaba el 53% de la dieta y el 47,3% de la biomasa consumida por los lobos.

Pero en Euskadi, la asignación específica de excrementos de lobo ha de tomarse con cautela si no se efectúan análisis moleculares (Echegaray y *col.* 2005a, 2007, 2008b, Echegaray & Vilà 2009, Gómez-Moliner y *col.* 2011a, 2011b), dada su posible confusión con la de cánidos domésticos. Por todo ello, los resultados de Sáenz de Buruaga y *col.* (1994, 2006) hay que acogerlos con ciertas reservas porque los excrementos se atribuyeron inequívocamente a lobo sin análisis genéticos (véase Echegaray y *col.* 2008b: Pp 39 y 45). Además, Echegaray & Vilà (2010) demostraron que los restos de corzo y jabalí aparecen hasta en el 31% de excrementos de perros inicialmente atribuidos a lobo. Echegaray y *col.* (2007c) comprobaron inequívocamente la importancia y preponderancia de las presas silvestres (especialmente, corzos) en la dieta de los lobos frente al ganado doméstico (especialmente, vacuno y equino). En el caso de las presas silvestres, la frecuencia de aparición y de consumo de biomasa fue del 73% y 57%, respectivamente y en el caso de ganado doméstico del 27% y el 43%. La asociación entre corzos y lobos en términos de solapamiento territorial también fue observada por Echegaray y *col.* (2008d).

Por último, el trabajo más preciso efectuado hasta la fecha sobre la dieta de lobos fue realizado por Echegaray & Vilà (2009), que analizaron genéticamente 223 heces atribuidas a lobos durante el período 2003-2008 en el norte de Burgos y el occidente vasco. De las muestras identificadas con éxito, 63 correspondieron a lobos y 71 a perros. Dichos autores mostraron que lobos y perros incontrolados consumieron el mismo espectro de presas, pero en diferentes proporciones. Así, la proporción de presas silvestres (especialmente corzos) era significativamente mayor en lobos (62%) que en perros (28%) y la de ganado doméstico era significativamente inferior

(36,5%) en lobos que en perros (46,5%). En las heces de perros apareció una significativamente superior proporción de ovino (27%) frente a la que apareció en lobos (4,8%), lo cual no podía ser atribuido a las variaciones interanuales, al esfuerzo de muestreo o la disponibilidad de las presas, según esos autores.

En síntesis, los trabajos sobre ecología trófica de lobos en Euskadi nos permiten vislumbrar la importancia que tienen las presas silvestres para los lobos, al igual que sucede en la mayor parte del área mundial de distribución del lobo (Mech & Boitani 2003).

Conservación:

Papel del lobo en la conservación y restauración de la biodiversidad.

Numerosos trabajos científicos manifiestan la relevancia que tienen los lobos para mantener la biodiversidad de los ecosistemas que ocupan. Actualmente se aboga por la restauración de la funcionalidad de los ecosistemas, para lo cual se debe prestar especial atención al reestablecimiento de las comunidades de grandes depredadores allá donde han sido exterminados (entre otros, Wilson 2004, Ray y col. 2005, Estes y col. 2011, Kuijper 2011).

La presencia o ausencia de las especies clave o *keystone species* (como el lobo), genera cambios notables en la diversidad y en el buen funcionamiento de los ecosistemas a través de las “cascadas tróficas” (entre otros: Clark y col. 1999, Smith y col. 2003, Ray y col. 2005, Chapron y col. 2008, Ordiz 2010, Estes y col. 2011). La complejidad de su papel en las interacciones depredador-presa (e. o. Okarma 1995, Meriggi & Lovari 1996, Vucetic y col. 2005, Kuijper 2011), la dinámica de las comunidades biológicas donde habitan lobos en términos ecológicos (Berger y col. 2001, Ripple & Beschta 2003, 2005, 2012), el papel de este cánido silvestre como controlador potencial de mesopredadores generalistas y/o competidores, etc. (Smith y col. 2003, Ray y col. 2005, Prugh y col. 2009) son algunos de los beneficios ambientales conocidos sobre la presencia de este depredador. Además, los efectos indirectos sobre la biodiversidad pueden alcanzar varios órdenes de magnitud superiores a los directos. Algunos trabajos han relacionado el declive y la desaparición de algunas especies de paseriformes de ecosistemas de los que los grandes predadores (el lobo entre ellos) habían sido eliminados (Berger y col. 2001). En ecosistemas idealizados con seis especies, el nº de interacciones directas es de 30, pero el nº de interacciones indirectas alcanza el considerable número de 1920 (Estes y col. 2004). Esto nos permite resaltar el papel tan esencial que pueden desempeñar algunas de especies, como los carnívoros sociales (Wallach y col. 2009), que tienen una función esencial en la arquitectura de la biodiversidad a través de esas interacciones en las redes que conforman los ecosistemas (Estes y col. 2011). Un ejemplo de esas interacciones indirectas es la alteración del comportamiento de las presas a través de la depredación de los lobos (ver revisión: Ordiz 2010), lo cual implica cambios muy notables en todos los niveles de los ecosistemas, hasta el punto de que se han encontrado efectos, tales como la alteración de la composición de suelos y de algunos de sus elementos esenciales,

como el nitrógeno (Bump y *col.* 2006), lo cual ha redundado en un incremento de la heterogeneidad y diversidad ambiental.

En cambio, la sobrecarga de herbívoros ejerce un intenso efecto negativo sobre las comunidades vegetales de zonas húmedas, pastizales y el arbolado, y se producen fenómenos de intensa erosión por la falta de cobertura vegetal (Clark y *col.* 1999). El efecto conjunto de la sobrecarga de herbívoros en Norteamérica ha producido efectos negativos en dos centenares de especies de plantas y positivos tan solo en veinticuatro (Garrot y *col.* 2005). En la CAPV, paradójicamente, la perversidad de los argumentos lleva a asumir un escenario de intereses de conservación, en el que la presencia del lobo parece suponer –sorprendentemente- un aparente perjuicio para la biodiversidad de pastizales vinculados a la acción humana objeto de protección en la Red Natura 2000 (Sáenz de Buruaga y *col.* 2008, y De Francisco 2010). Este argumento ha servido para esgrimir el estatus de contención del lobo a través del Decreto 33/2010, por el que se aprobaba el Plan de Gestión del Lobo, para afrontar el conflicto con la ganadería extensiva en el Territorio Histórico de Álava. Estos argumentos carentes de fundamento no han sido evaluados externa ni experimentalmente, y constituyen un contrapunto a las recomendaciones internacionales (ver p. e., Estes y *col.* 2011, que si están publicadas en revistas de prestigio científico, con el consiguiente filtro de revisión antes de ser aceptados para su difusión). De hecho, no conocemos ningún trabajo internacional, ya sea teórico o experimental, que señale consecuencia negativa alguna de la presencia de lobos para la conservación de la biodiversidad a largo plazo, salvo los sorprendentes informes técnicos de Sáenz de Buruaga y *col.* (2008) y De Francisco (2010).

En términos globales, la bibliografía científica internacional -sujeta a revisión externa y reglada-, sugiere que la aparición de lobos en espacios de los que había sido exterminado ha traído consigo la recuperación de la vegetación (Ripple & Beschta 2003, 2005), un aumento en la heterogeneidad de los hábitats y una mejora de los ecotonos (zonas de transición entre ecosistemas, muy diversas en especies) (Smith y *col.* 2003). De esta forma, ha aumentado la extensión de los biotopos disponibles y de las condiciones necesarias para determinadas comunidades de insectos, aves, mamíferos, anfibios e incluso peces, redundando en un aumento de la biodiversidad (Smith y *col.* 2003, Ray y *col.* 2005).

La inmensa mayoría de los estudios que se han citado en este texto se han desarrollado fuera del ámbito ibérico, y los extrapolamos con las necesarias reservas a falta de información más cercana, ya que es probable que dichos efectos sean similares en aquellos ecosistemas que al menos salvaguardan la mayoría de sus elementos y sus comunidades integrantes originales. En Álava, territorio que aglutina el 75% de la distribución del lobo en Euskadi, existen áreas con un elevado valor natural. Así, según los datos oficiales de la administración foral, el 10,3% de la superficie provincial forma parte de un Espacio Natural Protegido (31.201 ha), el 26,3% está incluido en la Red Natura 2000 (79.963 ha) y el 57% (173.584 ha) está incluido en el Catálogo de Paisajes Singulares y Sobresalientes. Actualmente el lobo aparece en el 54,3% de la superficie incluida en la Red Natura 2000 en Álava (Echegaray y *col.* 2008e). Y en Vizcaya, el lobo se encuentra presente en aquellos

lugares más sobresalientes desde un punto de vista medioambiental (Gorbea y Ordunte).

Papel del lobo como conector y vertebrador de la Red Natura 2000, de la Red de Corredores Verdes de la CAPV y del Gran Corredor Ecológico Montano del Sur de Europa

El lobo es uno de los animales presentes en Europa considerado conector de una red de corredores debido a su elevada movilidad (en etapas dispersivas y movimientos diarios), así como por el hecho de ser una especie ligada a paisajes con mosaicos forestales y abiertos. Esta propuesta fue recogida en la Red Ecológica Pan-Europea (Foppen *y col.* 2000). Además, el lobo es una de las especies indicadoras y objetivo que articulan el “Gran Conector Ecológico Cordillera Cantábrica-Pirineos-Macizo Central-Alpes Occidentales, uno de cuyos enlaces esenciales es la CAPV. Esta iniciativa está auspiciada por el Comité Español de la UICN y por la Diputación Foral Álava.

Gurrutxaga (2005) y Aramburu *y col.* (2005) certificaron la relevancia inequívoca de los ejes montañosos vascos como corredores suprarregionales que actúan de nexos más probables entre los hábitats situados en el Pirineo occidental y la Cordillera Cantábrica oriental. En una revisión sobre algunos movimientos recientes de lobos en el oriente vasco, Echegaray *y col.* (2008e) valoraron la importancia de los distintos corredores de dispersión de lobos hacia los Pirineos resaltando la importancia de los montes vascos. Además, la Estrategia Española de Conservación del Lobo señala que las poblaciones “puente” de lobo aún siendo problemáticas, pueden servir de conexión entre diferentes áreas de alto valor natural. Este hecho trasciende por su elevada importancia desde el punto de vista ecológico y supone una responsabilidad ambiental ante el proceso de recolonización de la especie hacia el este peninsular (Pirineos). Todas estas consideraciones van en paralelo a lo señalado por Gurrutxaga (2005) y Aramburu *y col.* (2005) ya que los corredores ecológicos más probables entre la Cordillera Cantábrica y Pirineos son los vascos, en términos de mínimo coste de conectividad, aunque algunos autores desvirtúan esa vía para los lobos (ver Sáenz de Buruaga *y col.* 2008b, Echegaray *y col.* 2008e).

Papel del lobo como elemento dinamizador de turismo y potenciador de economías locales.

El lobo es para muchos un atractivo y hermoso animal, icono de la fauna salvaje y emblema de la conservación de la naturaleza; es una especie que cuenta con numerosos seguidores que con regularidad pretenden observarle en el medio natural. El lobo vivo, su hábitat y el patrimonio cultural asociado a la especie pueden ser una alternativa muy sólida para el ecoturismo. Potenciar la figura del lobo como recurso endógeno es una buena oportunidad para el desarrollo de las zonas que poseen lobos frente a las que no lo tienen. Un turismo ordenado y bien gestionado puede suponer incluso, una beneficiosa contribución a la conservación de esta especie, pudiendo mitigar potenciales conflictos entre lobos y humanos.

En varios parques de EE. UU. y Canadá, al igual que en Francia, Italia, Rumanía, Estonia, Eslovaquia y Polonia, por poner algunos ejemplos existe un creciente turismo de lobos (WWF 2000, Fritts y col. 2003). En el caso del Parque Nacional de Yellowstone, el lobo desapareció en la segunda década del pasado siglo tras décadas de dura persecución. Tras su reintroducción a partir de 1995, motivada por diferentes campañas sociales, en la actualidad es un importante atractivo turístico de esta área. Así los negocios en las afueras del parque han crecido rápidamente desde 1995, los productos relacionados con el lobo, como libros, camisetas, esculturas, ilustraciones, piedras y videos son parte de la actividad económica asociada a esta especie. Del mismo modo, en Yellowstone se ha estimado que solo las visitas en un área con presencia de lobos (sin buscar observaciones), podrían dejar beneficios económicos estimados en 8,3 millones de dólares (Fritts y col. 2003) y tres millones de personas acuden a visitar al parque, motivados especialmente por la presencia de grandes carnívoros. En España, algunas estimaciones establecen que el turismo ligado al lobo como elemento vivo de los ecosistemas en el noroeste de Zamora mueve al menos 0,5 millones de euros de forma directa (ver p. e. Talegón y col. 2012) y hasta 6 millones de euros indirectamente.

Por otro lado, los centros de educación e interpretación sobre el lobo son una sólida alternativa al desarrollo rural. El centro del lobo de Ely (Minnesota, EE.UU.), obtiene 3 millones de dólares/año de beneficios, generando empleos equivalentes a unos 66 puestos de trabajo al año.

En otro orden de cosas, la recuperación de algunas infraestructuras relacionadas con el lobo puede ser también otro recurso importante de cara a promover iniciativas de ecoturismo (Primavera y col. 2005). En Euskadi aún se conservan antiguas trampas para cazar lobos conocidos como “loberas” que constituyen un magnífico legado cultural de las relaciones del hombre con el carnívoro, y que no reciben especial atención.

Por último, hemos recopilado toda la información relevante sobre la especie en la CAPV. A modo de resumen, parece claro que el estatus demográfico actual de la especie en la comunidad autónoma no justifica en ningún modo su posible catalogación como cinegética, cuando ni siquiera existen núcleos reproductores asentados y los escasos lobos que se aventuran en la CAPV procedentes de Castilla y León sufren tasas de mortalidad elevadas. La única consideración posible para la especie en la CAPV es la de especie En Peligro de Extinción, mientras tanto no se asegure una cierta estabilidad demográfica, con reproducción confirmada anualmente de un número mínimo de grupos -a establecer- y con certeza de viabilidad futura. Un modelo de gestión moderno de la especie debería contemplar 1) que se apliquen las medidas necesarias para la protección del ganado, 2) que se planteen medidas alternativas al pago de compensaciones por daños –por ejemplo, que se apliquen subvenciones por zonas una vez demostrada la reproducción de la especie y la supervivencia de los cachorros, 3) que sólo se eliminen ejemplares cuando existan daños recurrentes, probada la ausencia de mortalidad ilegal y la aplicación de medidas preventivas.

Bibliografía:

ÁLVARES, F., BARROSO, I., BLANCO, J.C., CORREIA, J., CORTÉS, Y., COSTA, G., LLANEZA, L., MOREIRA, L., NASCIMENTO, J., PALACIOS, V., PETRUCCI-FONSECA, F., PIMENTA, V., ROQUE, S. & SANTOS, E. (2005). Wolf status and conservation in the Iberian Peninsula. Pp. 66-67. Abstracts of "*Frontiers of Wolf Recovery*", 1-4 October 2005. International Wolf Center, Colorado Springs, Colorado.

ÁLVAREZ, J., BEA, A., FAUS, J.M., CASTIÉN, E. & MENDIOLA, I. (1985). *Atlas de los vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera)*. Ed. Gobierno Vasco. Vitoria. 336 pp.

ALONSO, O., LASO, R. & MARTÍN, D. (2012). El lobo cría en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 321: 16-21.

ARANBURU, A., GURRUTXAGA, M & DE FRANCISCO, M. (2005). *Red de corredores ecológicos de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Pp: 169-178. XVI Congreso de Estudios Vascos. Bilbao, 2005.

ASCACÍBAR, M. & OCIO, J.A. (2006). La ganadería extensiva y el lobo (*Canis lupus*) en Euskadi. *Sustrai*, 78: 56-60.

BARRIENTOS, L.M. (2000). Tamaño y composición de diferentes grupos de lobos en Castilla y León. *Galemys*, 12: 249-256.

BARRIENTOS, L.M. (2005). Análisis de la mortalidad del lobo en un área de Castilla y León (NO España). *Resúmenes II Congreso Hispano-Luso del lobo ibérico*. Castelo Branco (Portugal). Pp: 43.

BARRIENTOS, L.M. & FERNÁNDEZ-GIL, A. (2010). Cómo estimar parámetros reproductores en las poblaciones ibéricas de lobos: tamaño de camada y éxito reproductor. Pp: 55-68. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A. (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

BEKOFF, M. & JAMIESON, D. (1996). Ethics and the Study of Carnivores: Doing Science while respecting animals. pp: 15-45. En: JL Gittleman (ed.). *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. Volumen 2. Cornell University Press.

BLANCO, J.C., CUESTA, L. & REIG, S. (EDS.) (1990). *El lobo (Canis lupus) en España. Situación, problemática y apuntes sobre su ecología*. ICONA, Madrid, 118 pp.

BLANCO, J.C. & CORTÉS, Y. (2002). *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. Monografías SECEM. Málaga. 176 pp.

BLANCO, J.C., CORTÉS, Y. & VIRGOS, E. (2005A). Wolf response to two kinds of barriers in an agricultural habitat in Spain. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 312-323.

- BLANCO, J.C., CORTÉS, Y., GARCÍA, J.E., GARCÍA, J.M., LLANEZA, L., PALACIOS, V., RODRÍGUEZ, J., SAZATORNIL, V. & TALEGÓN, J. (2005B). *Evolución del lobo en las provincias de Salamanca, Ávila, Soria y Guadalajara entre 2000 y 2005*. VII Jornadas de la Sociedad Española de Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM. Valencia, 3-6 Diciembre 2005.
- BLANCO, J.C. & CORTÉS, Y. (2007). Dispersal patterns, social structure and mortality of wolves living in agricultural habitat in Spain. *Journal of Zoology*, 273: 114-124.
- BLANCO, J.C. (2008). ¿Cuántos lobos hay en España? *Quercus*, 267: 80-81.
- BLANCO, J.C., SÁENZ DE BURUAGA, M. & LLANEZA, L. (2008). Lobo *Canis lupus*. Pp: 272-276. En: Palomo, L. J. (ed.). *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos de España*. SECEM y MMA. Madrid.
- BLANCO, J. C. (2010). Monitoring Wolf Populations in Europe: what do we need to monitor and how?. May 24th, 25th, 26th, 2010. Session I: Monitoring wolf populations in Europe. Torino, Italy,
- BLANCO, J.C. (2011). No sabemos la situación del Lobo por falta de Estudios. *Trofeo*, 489 : 58-61.
- BERGER, J., STACEY, B., BELLIS, L. & JOHNSON, P. (2001). A Mammalian Predator-Prey Imbalance: Grizzly Bear and Wolf Extinction Affect Neotropical Migrants. *Ecological Applications*, 11 (4): 947-960.
- BUMP, J. K., PETERSON, R.O. & VUCETICH, J. A. (2009). Wolves modulate soil nutrient heterogeneity and foliar nitrogen by configuring the distribution of ungulate carcasses. *Ecology*, 90 (11): 3159–3167.
- CAMPOS, M.A., SÁENZ DE BURUAGA, M., ARBERAS, E. & ONRUBIA, A. (2003). *Seguimiento y gestión del lobo (Canis lupus) en el Territorio Histórico de Álava*. Informe de síntesis año 2002. Consultora de Recursos Naturales S.L. Diputación Foral de Álava. Informe inédito. 46 pp. Vitoria-Gasteiz.
- CARMICHAEL, L.E., NAGY, J.A., LARTER, N.C. & STROBECK, C. (2001). Prey specialization may influence patterns of gene flow in wolves of the Canadian Northwest. *Molecular Ecology*, 10: 2787-2798.
- CHAPRON, G., LEGENDRE, S., FERRIERE, R, CLOBERT, J. & HAIGHT, R.G. (2003). Conservation and control strategies for the wolf (*Canis lupus*) in western Europe based on demographic models. *C.R. Biologies*, 320: 575-587.
- CHAPRON, G., ANDREN, H. & LIBERG, O. (2008). Conserving top predators in ecosystems. *Science*, 320: 47.

CIUCCI, P., REGGIONI, W., MAIORANO, L. & BOITANI, L. (2009). Long distance dispersal of a rescued wolf from the northern Apennines to the western Alps. *Journal of Wildlife Management*, 73 (8): 1300-1306.

CLARK, T.W., CURLEE, A.P., MINTA, S.C. & KAREIVA, P. (EDS) (1999). *Carnivores in Ecosystems: The Yellowstone Experience*. Yale University. Press, New Haven, CT. 429 pp.

CLEVENGER, A. P. & PURROY, F. J. (1996). Sign surveys for estimating trend of a remnant brown bear population in northern Spain. *Wildlife Biology*, 2(4): 275-281.

CLEVENGER, A. P. & WALTHO, N. (2000). Factors Influencing Effectiveness of Wildlife Underpasses in Banff National Park, Alberta, Canada. *Conservation Biology*, 14: 47-56.

COULSON T, MACNULTY D.R, STAHLER D.R. y col. (2011). Modeling effects of environmental change on wolf population dynamics, trait evolution, and life history. *Science*, 334: 1275-1278.

DE FRANCISCO, M. (2010). *Ganadería extensiva en Álava: aspectos socioeconómicos y ambientales. El impacto del lobo*. Hazi-IKT. 160 pp.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A., HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, J., DE LA TORRE, J. A., PANIAGUA, D. & VILÀ, C. (2005A). *Estudio ecológico del lobo (Canis lupus) en la Comunidad Autónoma del País Vasco (C.A.P.V.). Uso del ADN fecal para el seguimiento de las poblaciones de lobo*. Grupo Lobo de Euskadi, Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. Informe inédito. 252 pp.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A., HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, J., DE LA TORRE, J. A., PANIAGUA, D. Y VILÀ, C. (2005B). Evolución y análisis de la distribución del lobo (*Canis lupus*) en el País Vasco (norte de España) durante el período 1850-2004. Resúmenes II Congreso Hispano-Luso del lobo ibérico. Castelo Branco (Portugal). Pp: 65.

ECHEGARAY, J., PANIAGUA, D., ILLANA, A. Y DE LA TORRE, J. A. (2007). *Estudio comparativo de la ecología trófica de lobos (Canis lupus) y perros (Canis familiaris) en la Comunidad Autónoma del País Vasco mediante el análisis de heces identificadas con técnicas genéticas*. Dirección de Biodiversidad y Participación Ambiental del Departamento de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. 81 pp.

ECHEGARAY, J. & VILÀ, C. (2008). ¿Hay tantos lobos en España?. *Quercus*, 272: 80-81.

ECHEGARAY, J., LEONARD, J. & VILÀ, C. (2008A). ¿Está asegurada a largo plazo la conservación del lobo ibérico?. *Quercus*, 263: 14-22.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A., MARTINEZ DE LECEA, F., DE LA TORRE, J.A., TALEGÓN, J. Y PANIAGUA, D. (2008B). *Seguimiento de las poblaciones de lobos (Canis lupus L., 1758) en la Comunidad Autónoma del País Vasco mediante el uso de técnicas genéticas no invasivas el período 2005-2007*. Dirección de Biodiversidad del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. 84 pp.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A. HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, DE LA TORRE, J.A., COVELA, I., PANIAGUA, D. & VILÀ, C. (2008C). Uso de técnicas moleculares para sexar lobos (*Canis lupus*) a partir de muestras fecales del País Vasco y su entorno. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 22: 129-131.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A. HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, DE LA TORRE, J.A., COVELA, I., PANIAGUA, D. & VILÀ, C. (2008D). Análisis comparativo de la presencia de lobos (*Canis lupus*) y corzos (*Capreolus capreolus*) en el occidente de Álava. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 22: 133-136.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A. HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, COVELA, I. Y DE LA TORRE, J.A. (2008E). Corredores de dispersión de los lobos (*Canis lupus*) a través del País Vasco (N. España). *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 22: 137-142.

ECHEGARAY, J., ILLANA, A., HERNANDO, A., MARTÍNEZ DE LECEA, F., BAYONA, J., I. COVELA, DE LA TORRE, J. A., PANIAGUA, D. & VILÀ, C. (2008F). Uso de técnicas genéticas no invasivas para estimar el tamaño de la población de lobo (*Canis lupus* L., 1758) en el País Vasco (N. España). *Galemys*, 19 (2): 3-18

ECHEGARAY, J. & VILÀ, C. (2009). ¿Es posible discernir con precisión indicios de lobos (*Canis lupus*) en muestreos de campo?. Diferenciación entre excrementos de lobos y perros incontrolados en el País Vasco (N. España) e implicaciones para la gestión y conservación. *Resúmenes IX Jornadas SECEM*. Bilbao.

ECHEGARAY, J., MARTINEZ DE LECEA, F., COVELA, I., HERNANDO, A., DE LA TORRE, J.A., ILLANA, A. & PANIAGUA, D. (2009). *Seguimiento de las poblaciones de lobos (Canis lupus L., 1758) en la Comunidad Autónoma del País Vasco en 2008 mediante el uso de técnicas genéticas no invasivas*. Vitoria-Gasteiz. Informe inédito. 75 pp.

ECHEGARAY, J. & VILÀ, C. (2010). Noninvasive monitoring of Wolves at the edge of their distribution and the cost of its conservation. *Animal Conservation*, 13: 157-161.

ECHEGARAY, J. (2014). Censos de lobos en España. *Ecologistas*, 83: 53-55.

ESTES, J. A., DANNER, E. M., DOAK, D. F., KONAR, B., SPRINGER, A.M., STEINBERG, P.D., TINKER, M.T. & WILLIAMS, T.M. (2004). Complex trophic interactions in kelp forest ecosystems. *Bulletin of Marine Science*, 74: 621-638.

ESTES, J. A., TERBORGH, J., BRASHARES, J. S., POWER, M. E., BERGER, J. y col. (2011). Trophic Downgrading of Planet Earth. *Science*, 333: 301-306.

FERNÁNDEZ DE MENDIOLA, J.A. & BEA, A. (COORD.) (1998). *Vertebrados Continentales. Situación Actual en la CAPV*. Ed. Gobierno Vasco. Vitoria. 446 pp.

FERNÁNDEZ, J.M. & RUIZ DE AZÚA, N. (2003). Notas históricas sobre algunas especies faunísticas. Pp.: 37-85. En: Fernández, J. M. (Coord.) (2003). *Estudio Faunístico del Parque Natural de Gorbeia. Fauna de Vertebrados (excepto Quirópteros)*. 372 pp. Servicio de Publicaciones de la Diputación Foral de Álava. Vitoria-Gasteiz (Álava).

FERNÁNDEZ-GIL, A. (2004). Sobre los hábitos alimenticios en la Cordillera Cantábrica del lobo (*Canis lupus*). *Locustella*, 2: 24-37

FERNÁNDEZ, J.M. & RUIZ DE AZÚA, N. (2010). Historical dynamics of a declining wolf population: persecution vs. prey reduction. *European Journal of Wildlife Research*, 56: 169–179

FERNÁNDEZ-GIL, A., ÁLVARES, F., VILÀ, C. & ORDIZ, A. (EDS.) (2010A). Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones. ASCEL, Palencia. 208 pp.

FERNÁNDEZ-GIL, A., BARRIENTOS, L.M. & NUÑO, A. (2010B). Cómo estimar el tamaño medio de grupo en diferentes estaciones en las poblaciones ibéricas de lobos. Pp: 69-90. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A. (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

FERNÁNDEZ-GIL, A., BARRIENTOS, L.M., NUÑO, A., NAVES, J., ORDIZ, A., QUEVEDO, M. & REVILLA, E. (2011). *Comportamiento social y cohesión: implicaciones para la estimación del tamaño de grupo en lobos*. Resúmenes Jornadas SECEM, Pp: 45. Fuengirola, Málaga.

FERNÁNDEZ-GIL, A. (2013). *Comportamiento y conservación de grandes carnívoros en ambientes humanizados. Osos y lobos en la Cordillera Cantábrica*. Tesis doctoral. Universidad de Oviedo. 277 pp.

FOPPEN, R.P.B., BOUWMA, I.M., KALKHOVEN, J.T.R., DIRKSEN, J. & VAN POSTAL, S. (2000). *Corridors of the Pan-European Ecological Network*. European Centre for Nature Conservation. Tillburg.

FOX, C.H. & BEKOFF, M. (2009). Ethics reflections on wolf recovery and conservation: a practical approach for making room for wolves. Pp: 117-141. En: Musiani, M., Boitani, L. & Paquet, P. (eds.). *A new era for wolves and people*. University of Calgary Press.

FRITTS, S.H., STEPHENSON, R.O., HAYES, R.D. & BOITANI, L. (2003). Wolves and humans. En: Mech L.D. & L. Boitani (2003), Pp: 289-316. *Wolves. Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press, 448 pp.

FULLER, T. K., MECH, L.D. & COCHRANE, J. F. (2003). Wolf population dynamics. Pp: 161-191. En: L.D. Mech & L. Boitani. *Wolves: Behavior, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press. 448 pp.

GARROT, R.A., GUDE, J.A., BERGMAN, E.J., GOWER, C., WHITE, P.J. & HAMLIN, K.L. (2005). Generalizing wolf effects across the Greater Yellowstone area: a cautionary note. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (4): 1245-1255.

GEFFEN, E., ANDERSON, M.J. & WAYNE, R.K. (2004). Climate and habitat barriers to dispersal in the highly mobile grey wolf. *Molecular Ecology*, 13: 2481-2490.

GODINHO, R., LLANEZA, L., BLANCO, J.C., LOPES, S., ALVARES, F., GARCÍA, E.J., PALACIOS, V., CORTÉS, Y., TALEGÓN, J. & FERRAND, N. (2011). Genetic evidence for multiple events of hybridization between wolves and domestic dogs in the Iberian Peninsula. *Molecular Ecology*, 24: 5154-5166.

GÓMEZ-MOLINER, B., MADEIRA, M.J. & CARO, A. (2011A). *Determinación del origen animal (lobo/perro) de muestras no invasivas recopiladas en Álava. Individualización genética de las muestras de lobo*. Departamento de Zoología de la Facultad de Farmacia de la Universidad del País Vasco y Diputación Foral de Álava. Informe inédito. Enero 2011.

GÓMEZ-MOLINER, B., MADEIRA, M.J., CARO, A., ARBERAS, E., CARRERAS DE BERGARETXE, J. & OLALDE, M. (2011B). Seguimiento de los ejemplares de lobo (*Canis lupus* L., 1758) en Álava y zona oriental de Burgos mediante la utilización de técnicas moleculares no invasivas. *Resúmenes X Congreso de la SECEM*. Pp. 65. Fuengirola, Málaga.

HABER, G.C. (1997). Biological, conservation and ethical implications of exploiting and controlling wolves. *Conservation Biology*, 10 (4): 1068-1081.

JEDRZEJEWSKI, W., JEDRZEJEWSKA, J., ZAWADZKA, B., BOROWIK, B., NOWAK, S. & WYSZAJEK, R. W. (2008). Habitat suitability model for Polish wolves based on long term national census. *Animal Conservation*, 11: 377–390

KUIJPER, D. P. J. (2011). Lack of natural control mechanisms increases wildlife–forestry conflict in managed temperate European forest systems. *European Journal of Forest Research*, 130: 895–909.

LAUNDRÉ, J.W., HERNÁNDEZ, L., ALTENDORF, K.B. (2001). Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 1401-1409.

LAUNDRÉ, J.W., HERNÁNDEZ, L., RIPPLE, W.J. (2010). The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal*, 3: 1-7.

- LEONARD, J.A., ECHEGARAY, J., RANDI, E. & VILÀ, C. (2014). Impact of hybridization on the conservation of wild canids. Pp: 170-184. En: Gompper, M.E. (Ed). *Free ranging dogs and wildlife conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- LIBERG, O., CHAPRON, G., WABAKKE, P., PEDERSEN, H.C., HOBBS, N.T. & SAND, H. (2011). Shoot, shovel, and shut up: cryptic poaching slows restoration of a large carnivore in Europe. *Proceedings of the Royal Society B*, 279: 910-915.
- LINNELL, J.D.C., BRØSETH, H., SOLBERG, E. J. & BRAINERD, S.M. (2005). The origins of the southern Scandinavian wolf *Canis lupus* population: potential for natural immigration in relation to dispersal distances, geography and Baltic ice. *Wildlife Biology*, 11: 383-391.
- LINNELL, J., SALVATORI, V. & BOITANI, L. (2007). *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe Report prepared for the European Commission. Final draft Mayo 2007
- LLANEZA, L. & BLANCO, J.C. (COORD.) (2001). *Diagnóstico de las poblaciones de lobo en Castilla y León (2000-2001)*. Informe inédito. Junta de Castilla y León. 285 pp.
- LLANEZA, L & BLANCO, J.L. (2005). Situación del lobo (*Canis lupus*) en Castilla y León en 2001. Evolución de sus poblaciones. *Galemys*, 17 (NE): 15-28.
- LLANEZA, L., ORDIZ, A. & VILÀ, C. (2001). Distribución, aspectos poblacionales y genéticos del lobo ibérico en la provincia de Lugo. *Resúmenes V Jornadas de la SECEM*. Pp: 91.
- LLANEZA, L., HERRADOR, R., GARCÍA, V. & CALLEJO, A. (2007). Seguimiento estival e invernol de lobos en los Ancares lucenses. En: *Resúmenes VIII Jornadas de la SECEM*. Huelva. Pp: 106.
- MACK, C., RACHAEL, J. HOLYAN, J. HUSSEMAN, J. LUCID, M. & THOMAS. B. (2010). *Wolf conservation and management in Idaho; progress report 2009*. Nez Perce Tribe Wolf Recovery Project, P.O. Box 365, Lapwai, Idaho; Idaho Department of Fish and Game, 600 South Walnut, Boise, Idaho. 67 pp.
- MERIGGI, A. & LOVARI, S. (1996). A review of wolf predation in southern Europe: does the wolf prefer wild prey to livestock?. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1561-1571.
- MECH, L.D. & BOITANI, L. (2003). *Wolves. Behaviour, Ecology and Conservation*. The University of Chicago Press. 448 pp.
- MOREIRA, L. (1992). *Contribuição para o estudo da ecologia do lobo (Canis lupus signatus Cabrera 1907) no Parque Natural de Montesinho*. Relatório de estágio profissionalizante para a obtenção de licenciatura em Recursos Faunísticos e Ambiente. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 175 pp.

MUÑOZ-FUENTES, V., DARIMONT, C.T., WAYNE, R. K., PAQUET, P. & LEONARD, J.A. (2009) Ecological factors drive differentiation in British Columbia grey wolves. *Journal of Biogeography*, 36: 1516-1531

NAVES, J. (2010). Propuestas para el seguimiento de las tendencias de las poblaciones de lobos en la Península Ibérica. Pp: 174-199. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A. (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

OKARMA, H. (1995). The trophic ecology of wolves and their predatory role in ungulate communities of forest ecosystems of Europe. *Acta Theriologica*, 40: 335-386.

ORDIZ, A. (2010A). *The ecological role of Large Carnivores: a review*. Svenska Rovdjursföreningen (SRF) - Swedish Carnivore Association-. 79 pp.

ORDIZ, A. (2010B). Cazadores: ¿amigos o enemigos de la biodiversidad?. *Agenda Viva*, 21: 51-52.

PAQUET, P. & CALLAGHAN, C. (1996). Effect of linear developments on winter movements of gray wolves in the Bow River Valley of Banff National Park, Alberta. Pp: 46-66. En: Evink, G., Zeigler, D., Garrett, P. & Berry, J. (1996). *Transportation and Wildlife: Reducing Wildlife Mortality and Improving Wildlife Passageways Across Transportation Corridors*. Proceedings of the Florida Department of Transportation/FHWA Transportation related Wildlife Mortality Seminar, Orland, Florida, Florida Department of Transportation, Tallahassee.

PILOT, M., JEDRZEJEWSKI, O., BRANICKI, W., SIDOROVICH, V. E., JEDRZEJEWSKA, B., STACHURA, K. & FUNK, S. M. (2006). Ecological factors influence population genetic structure of European grey wolves. *Molecular Ecology*, 15: 4533-4553.

PIMENTA, V, BARROSO, I., ÁLVARES, F., CORREIA, J., FERRÃO DA COSTA, G., MOREIRA, L., NASCIMENTO, J., PETRUCCI-FONSECA, F., ROQUE, S. & SANTOS, E. (2005). *Situação populacional do lobo em Portugal, resultados do Censo Nacional 2002/2003*. Relatório Técnico. Instituto da Conservação da Natureza/Grupo Lobo.

PRIMAVERA, P., ÁLVARES, F. & PETRUCCI-FONSECA, F. (2005). Valorização do património cultural associado al lobo: os Fojos do Parque Nacional Peneda-Gerés. *Resúmenes II Congreso Hispano Luso sobre el lobo*. Castelo Branco (Portugal). Pp: 31.

PRUGH, R.L, STONER, C. J., EPPS, C. W., BEAN, W.T. & RIPPLE, W.J. (2009). The Rise of the Mesopredator. *BioScience* 59: 779–791

RAY, J.C., REDFORD, K.H., STENECK, R.S. & BERGER, J. (2005). *Large Carnivores and the Conservation of Biodiversity*. Island Press. Washington. 525 pp.

RANDI, E. (2011). Genetics and conservation of wolves *Canis lupus* in Europe. *Mammal Review*, 41 (2): 99–111.

READING, R.P., MILLER, B., MASCHING, A. L., EDWARD, R. & PHILLIPS, M.K. (2010). *Awakening spirits. Wolves in the Southern Rockies*. Fulcrum Publishing, Colorado.

RICO, M. & TORRENTE, J.P. (2000). Caza y rarefacción del lobo en España; investigación histórica y conclusiones biológicas. *Galemys*, 12 (NE): 163-181.

RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R. L. (2003). Wolf reintroduction, predation risk and cottonwood recovery in Yellowstone National Park. *Forest Ecology and Management*, 184: 299-313.

RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R. L. (2005). Linking wolves and plants: Aldo Leopold on trophic cascades. *BioScience*, 55 (7): 613-621.

RIPPLE, W.J. & BESCHTA, R. L. (2012). Large predators limit herbivore densities in northern forest ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*, doi 10.1007/s10344-012-0623-5

RIPPLE, W.J., ESTES, J.A., BESCHTA, R.L., WILMERS, C.C., RITCHIE, E.R., HEBBLEWHITE, M., BERGER, J., ELMHAGEN, B., LETNIC, M., NELSON, M.P., SCHMITZ, O.W., SMITH, D.W., WALLACH, A.D., WIRSING. A.J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343: 1241484 doi: 10.1126/science.1241484.

SALA, E (2006). Top predators provide insurance against climate change. *Trends in Ecology and Evolution*, 21 (9): 479-480.

SÁENZ DE BURUAGA, M., ONRUBIA, A., CAMPOS, M. A., ARBERAS, A., LUCIO, A.J. & PURROY, F.J (1994). *El lobo en Euskadi*. Informe inédito. Consultora de Recursos Naturales, Gobierno Vasco y Diputaciones Forales de Álava y Vizcaya. 324 pp.

SÁENZ DE BURUAGA, M., ONRUBIA, A., CAMPOS, M.A., ARBERAS, A., LUCIO, A. J. & PURROY, F.J. (1998). Reciente recolonización del lobo (*Canis lupus*) hacia el noreste de España: el caso del País Vasco. *Actas II Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de los Mamíferos*. Soria 7-9 Diciembre, pp. 82.

SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M.A., ARBERAS, E. & ONRUBIA, A. (2000). Últimos datos sobre el lobo (*Canis lupus*) en el País Vasco y Navarra. *Galemys*, 12 (NE): 149-162.

SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M.A., CANALES, F., ARBERAS, E. & ONRUBIA, A. (2006) *Seguimiento y gestión del lobo (Canis lupus) en el País Vasco*. Consultora de Recursos Naturales S. L. Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación del Gobierno Vasco, Departamentos de Urbanismo y Medio Ambiente de Diputación Foral de Álava y Departamento de Agricultura de Diputación Foral de Bizkaia. Informe inédito. 307 pp. Vitoria.

SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M.A. & CANALES, F. (2008). *Información sobre la situación actual del lobo en Álava y la problemática con la ganadería*. Diputación Foral de Álava y Bizkaia. Consultora de Recursos Naturales S.L. Informe inédito.

SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M. A. & CANALES, F. (2009A). Estima del número mínimo de lobos mediante rastreos en nieve en la Comunidad Autónoma del País Vasco, España. *Resúmenes IX Jornadas SECEM*. Bilbao.

SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M. A. & CANALES, F. (2009B). Distribución del lobo en la Comunidad Autónoma del País Vasco, España. *Resúmenes IX Jornadas SECEM*. Bilbao.

SASTRE, N., VILÀ, C., SALINAS, M., BOLOGOV, V.V., URIOS, V., SÁNCHEZ, A., FRANCINO, O. & RAMÍREZ, O. (2011). Signatures of demographic bottlenecks in European wolf populations. *Conservation Genetics*, 12: 701-712.

SELVA, N., JĘDRZEJEWSKA, G., JĘDRZEJEWSKI, W. & WAJRAK, A. (2005). Factors affecting carcass use by a guild of scavengers in European temperate woodland. *Canadian Journal of Zoology*, 83 (12): 1590-1601.

SEAVY, N.E. & REYNOLDS, M.H. (2007). Is statistical power to detect trends a good assessment of population monitoring. *Biological Conservation*, 113: 23-34.

SMITH, D.W., PETERSON, R.O. & HOUSTON, D.B. (2003). Yellowstone after wolves. *BioScience*, 53 (4): 330-340.

STAHLER, D.R., HEINRICH, B. & SMITH, D.W. (2002) Common ravens, *Corvus corax*, preferentially associate with gray wolves, *Canis lupus*, as a foraging strategy in winter. *Animal Behavior*, 64: 283–290.

TALEGÓN, J. (2003). Daños de lobos y perros en dos áreas de la provincia de Zamora con diferente manejo ovino. *Resúmenes VII Jornadas de la SECEM*. Ciudad Real. Pp: 190.

TALEGÓN, J. & GAYOL, X. (2010). La utilidad de los expedientes de daños en la gestión y conservación del lobo en la península ibérica. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A. (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

TALEGÓN, J., NUÑO, A., GAYOL, X. & ECHEGARAY, J. (2010). ¿Son reales todos los daños atribuidos al lobo?. *Quercus*, 295: 18-24.

TALEGÓN, J., ESPÍRITO-SANTO, C., GARCÍA, S., MARTÍN, M., DE LA PEÑA, E. & SANTIAGO, J.L. (2012). El ecoturismo de lobos en la Península Ibérica; una aproximación al caso de la Reserva Regional de Caza Sierra de la Culebra, Zamora. *III Congreso Hispano Luso sobre el Lobo*, Lugo. Pp. 76.

TELLERIA, J. L. & SÁENZ-ROYUELA, C. (1989). Ecología de una población ibérica de lobos (*Canis lupus*). *Doñana, Acta Vertebrata*, 16 (1):105-122.

UZAL, A. & LLANEZA, L. (2010). Análisis de la distribución en el estudio del lobo en la Península Ibérica. Pp: 21-36. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A.

(eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

VILÀ, C. & WAYNE, R.K. (1999). Hybridization between wolves and dogs. *Conservation Biology*, 13: 195-198.

VILÀ, C. (2000). Hibridación entre perros y lobos; revisión de estudios genéticos y análisis de la situación en la Península Ibérica *Galemys*, 12: 45-56.

VILÀ, C. (1993). *Aspectos morfológicos y ecológicos del lobo ibérico*. Tesis doctoral. 299 pp.

VILÀ, C. & ECHEGARAY, J. (2007). Fighting wolves in Western Europe. A fair cause?. *Abstracts XXVIII Congress International Union of Game Biologists (UIGB)*. Pp: 353.

VILÀ, C. (2010). Viabilidad de las poblaciones ibéricas de lobos. Enseñanzas de la genética de la conservación. Pp: 157-174. En: Fernández-Gil, A., Álvares, F., Vilà, C. & Ordiz, A. (eds.). *Los lobos de la Península Ibérica. Propuestas para el diagnóstico de sus poblaciones*. ASCEL, Palencia.

VUCETIC, J. A, SMITH, D.W. & STAHLER, D.R. (2005). Influence of climate, harvest and wolf predation on Yellowstone Elk, 1996-2001. *Oikos*, 111: 259-270.

WALLACH, A.D., RITCHIE, E.G., READ, J. & O'NEILL, A.J. (2009). More than Mere Numbers: The Impact of Lethal Control on the Social Stability of a Top-Order Predator. *PloS ONE* 4 (9): 1-7, e6861.

WILSON, C.J. (2004). Could we live with reintroduced large carnivores in the UK?. *Mammal Review*, 34 (3): 211–232.

WILMERS, C.C. & GETZ, W.M. (2005). Gray wolves as climate change buffers in Yellowstone. *Plos Biology*, 3(4): e92.

WILMERS, C.C. & POST, E. (2006) Predicting the influence of wolf-provided carrion on community dynamics under climate change scenarios. *Global Change Biology*, 12: 403–409.

WWF (2000). *Tourism & Carnivores. The challenge ahead*. WWK-UK report. 26 pp.