

**Modelos de distribución potencial de *Glis glis*:
sensibilidad a variaciones metodológicas y
efectividad de la Red Natura 2000 y los Espacios
Naturales Protegidos en la Comunidad Autónoma del
País Vasco y España Peninsular**



Foto & Copyright Klaus Bogon

**MÁSTER UNIVERSITARIO EN RESTAURACIÓN
DE ECOSISTEMAS**



Universidad
Complutense
Madrid



Universidad
Rey Juan Carlos



POLITÉCNICA

Nekane Castillo Eguskitza
Co-Directora: Marta Rubio de Salcedo
Tutor académico: Adrián Escudero

13 de septiembre de 2013

D./D^a Adrián Escudero

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: ***Modelos de distribución potencial de Glis glis: sensibilidad a variaciones metodológicas y efectividad de la Red Natura 2000 y los Espacios Naturales Protegidos en la Comunidad Autónoma del País Vasco y España Peninsular***, ha sido realizado bajo mi dirección y en co-dirección con Marta Rubio por el alumno/a D./D^a Nekane Castillo Eguskitza

En Móstoles, a 11 de septiembre de 2013



Firmado: Adrián Escudero

ÍNDICE

Resumen.....	1
1. Introducción.....	2
2. Métodos.....	5
2.1. Especie de estudio seleccionada.....	5
<i>Descripción.....</i>	<i>5</i>
<i>Justificación.....</i>	<i>6</i>
2.2. Áreas de estudios.....	7
2.3. Datos de presencia.....	7
2.3.1. Muestreos realizados en el campo (<i>hair-tubes</i>).....	8
<i>Selección de los puntos y diseño del muestreo.....</i>	<i>8</i>
<i>Identificación del pelo.....</i>	<i>9</i>
2.3.2. Citas.....	9
2.3.3. Datos procedentes del GBIF.....	9
2.4. Datos ambientales.....	9
2.5. Modelización.....	11
2.5.1. Ajuste y evaluación de los modelos.....	11
2.6. Análisis de la efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000.....	12
3. Resultados.....	13
3.1. Modelos de distribución.....	13
3.2. Idoneidad ambiental y validación del modelo.....	20
3.2.1. Influencia de los datos de presencia y la resolución.....	20
3.2.2. Contribución de las variables ambientales.....	21
3.3. Efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000.....	22
4. Discusión.....	23
<i>Efecto de la metodología utilizada.....</i>	<i>25</i>
<i>Efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000.....</i>	<i>28</i>
5. Conclusiones.....	29
6. Bibliografía.....	31
7. Anexos.....	39

Índice de figuras

Fig. 1. Esquema de trabajo para la realización de modelos de distribución de especies.....	3
Fig. 2. Lirón gris (<i>Glis glis</i>).....	5
Fig. 3. Localización de las áreas de estudio.....	7
Fig. 4. Tubos HT.....	8
Fig. 5. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de <i>Glis glis</i> en la CAPV a 1km ² de resolución.....	14
Fig. 6. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de <i>Glis glis</i> en la CAPV a 10km ² de resolución.....	15
Fig. 7. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de <i>Glis glis</i> en España Peninsular.....	16
Fig. 8. Mapas de presencia / ausencia de <i>Glis glis</i> en la CAPV a 1km ² de resolución.....	17
Fig. 9. Mapas de presencia / ausencia de <i>Glis glis</i> en la CAPV a 10km ² de resolución.....	18
Fig. 10. Mapas de presencia / ausencia de <i>Glis glis</i> en España Peninsular.....	19
Fig. 11. Curvas de respuesta de las variables ambientales para la CAPV a 10km ² de resolución.....	22
Fig. 12. Curvas de respuesta de las variables ambientales para España Peninsular a 10km ² de resolución.....	22
Fig. 13. Área con máxima probabilidad de presencia (>66%) de <i>Glis glis</i> en la CAPV y España Peninsular bajo una figura de protección (Espacio Natural Protegido y Red Natura 2000).....	24

Índice de tablas

Tabla 1. Variables ambientales empleadas para la modelización.....	10
Tabla 2. Zonas potencialmente adecuadas (probabilidad de presencia >66%) calculadas para <i>Glis glis</i> según diferentes modelizaciones para la CAPV y España peninsular.....	13
Tabla 3. Resultados de la validación (precisión) de los modelos calculados para <i>Glis glis</i> para la CAPV y España Peninsular.....	20
Tabla 4. Contribución (% de variabilidad explicada) de las variables ambientales a una resolución de 1km ² y 10km ² para las distintas fuentes de datos de presencia en la CAPV y España Peninsular, incluyendo la variable “Hábitat”.....	21
Tabla 5. Efectividad de las áreas protegidas para <i>Glis glis</i> según los modelos.....	23

Índice de anexos

Anexo 1. Localización de las estaciones de muestreo en la Comunidad Autónoma del País Vasco.....	39
Anexo 2. Localización de los datos de presencia de <i>Glis glis</i> provenientes de las citas en la Comunidad Autónoma del País Vasco.....	40
Anexo 3. Localización de los datos de presencia de <i>Glis glis</i> provenientes del GBIF en España Peninsular.....	41
Anexo 4. Estructura de la vegetación en las estaciones de muestreo donde se colocaron los <i>hair-tubes</i>	42

Resumen

El uso cada vez más frecuente de los modelos de distribución de especies, crea la necesidad de una correcta comprensión de los factores metodológicos que influyen en la interpretación de los modelos. En el presente trabajo, 1) identificamos el área de distribución potencial, hasta ahora poco conocida, del lirón gris (*Glis glis*) para la Comunidad Autónoma del País Vasco y España Peninsular, mediante la herramienta MaxEnt, bajo diferentes condiciones de modelización, con el fin de analizar la sensibilidad a variaciones metodológicas de los modelos, y 2) evaluamos la efectividad de la Red Natura 2000 y los Espacios Naturales Protegidos en su protección. Por un lado, los resultados obtenidos muestran que la precisión de los modelos depende de la calidad de los datos de ocurrencia utilizados en la modelización. Para la especie y áreas de estudio, cambios 10 veces mayores de resolución no tienen efectos significativos en la precisión de los modelos, mientras que el aumento de la extensión influye positivamente. Asimismo, las variables climáticas son las que más contribuyen en su distribución, observándose que variables bióticas tipo hábitat pierden importancia a resoluciones más gruesas. Por otro lado, se concluye que la protección de la especie está garantizada por las distintas figuras de protección. Así, los modelos de distribución de especies ofrecen una herramienta útil en la gestión del territorio y planes de conservación, pero están sujetos a numerosas limitaciones, por lo que más estudios son necesarios.

Palabras clave: Modelos de Distribución de Especies, *Glis glis*, MaxEnt, Resolución, Extensión, Efectividad de las Áreas Protegidas, Conservación.

Abstract

The increasingly frequent use of species distribution models, creates the need for a proper understanding of the methodological limiting factors influencing the interpretation of the models. Here, we 1) use MaxEnt, under different conditions, to model the edible dormouse (*Glis glis*), little known, potential distribution in the Autonomous Community of the Basque Country and Peninsular Spain, with the aim to analyze the sensitivity of the models to methodological variations, and 2) evaluate the effectiveness of the Natura 2000 network and Protected Natural Areas in protecting it. On one hand, the results show that the accuracy of the models depends on the quality of the occurrence data used in the modeling. For the species and study areas, a 10-fold grain change doesn't have significant effect on the accuracy of the models, meanwhile expanding extent size influence positively. Likewise, climatic variables are the most contributors in its distribution, noticing that habitat type biotic variables lose importance with more coarse resolutions. On the other hand, we conclude that the species protection is guaranteed by the different forms of protection. Thus, species distribution models provide a useful tool in land management and conservation plans, but are subject to many limitations, hence more studies are needed.

Keywords: Species Distribution Model (SDM), *Glis glis*, MaxEnt, Resolution, Extension, Protected area effectiveness, Conservation.

1. Introducción

En las últimas décadas, los modelos de distribución de especies (*Species distribution modeling*, SDM) se han convertido en una herramienta esencial para la toma de decisiones en planes de conservación, gestión de recursos, ordenación del territorio, e investigación científica (Côte y Reynolds, 2002).

El interés principal de este tipo de modelos radica en que permiten predecir la probabilidad de presencia e incluso la abundancia de una especie en áreas no exploradas y/o donde los datos son insuficientes (Guisan y Zimmermann, 2000). En este sentido, son numerosas las aplicaciones de los SDMs y engloban un amplio espectro de posibilidades. Principalmente, se aplican para predecir la distribución de especies raras y amenazadas (Williams et al., 2009; Real et al., 2009; Kuemmerle et al., 2010) y con escasa información (Pearson et al., 2007), evaluar efectos potenciales del cambio climático (Thuiller et al., 2008; Arújo et al., 2011), predecir la expansión de especies invasoras (Thuiller et al., 2005; Jiménez-Valverde et al., 2011) y enfermedades (Moffett et al., 2007), seleccionar el hábitat adecuado para programas de reintroducción de especies (Martínez-Meyer et al., 2006), y diseñar reservas y corredores ecológicos (Araújo y Williams, 2000; Williams et al., 2005).

La modelización consiste en buscar una relación entre los datos disponibles sobre la distribución geográfica (presencia y/o abundancia) de una especie y las variables que definen los factores ambientales locales que delimitan las condiciones favorables para la presencia de la especie (Guisan y Zimmermann, 2000). La generación de los SDMs se realiza en varios pasos (Figura 1). Para su análisis, existen diferentes métodos estadísticos y *software-s* (Franklin, 2009) en función de la información de partida que se disponga de la especie y/u otras limitaciones metodológicas. No obstante, dado que los datos de ausencias no suelen estar disponibles o son poco fiables, las técnicas que sólo requieren datos de presencia son particularmente valoradas (Hirzel et al., 2002). MaxEnt, programa de modelado basado en datos de sólo presencia (Phillips et al., 2006), se ha convertido en una técnica de modelado de distribución de especies muy utilizada, ya que se ha demostrado que posee un poder de predicción mayor en comparación con otros métodos (Elith et al., 2006), así como para cuando los tamaños de muestra son pequeños (Hernández, P. A. et al., 2006; Elith et al., 2011).

Sin embargo, son muchas las discrepancias metodológicas en cuanto a los SDMs se refiere en relación con aspectos críticos, como el número de puntos mínimos necesarios,

variables ambientales a elegir, escala espacial del modelo, etc. (Bean et al., 2012; Austin y Van Niel, 2011).

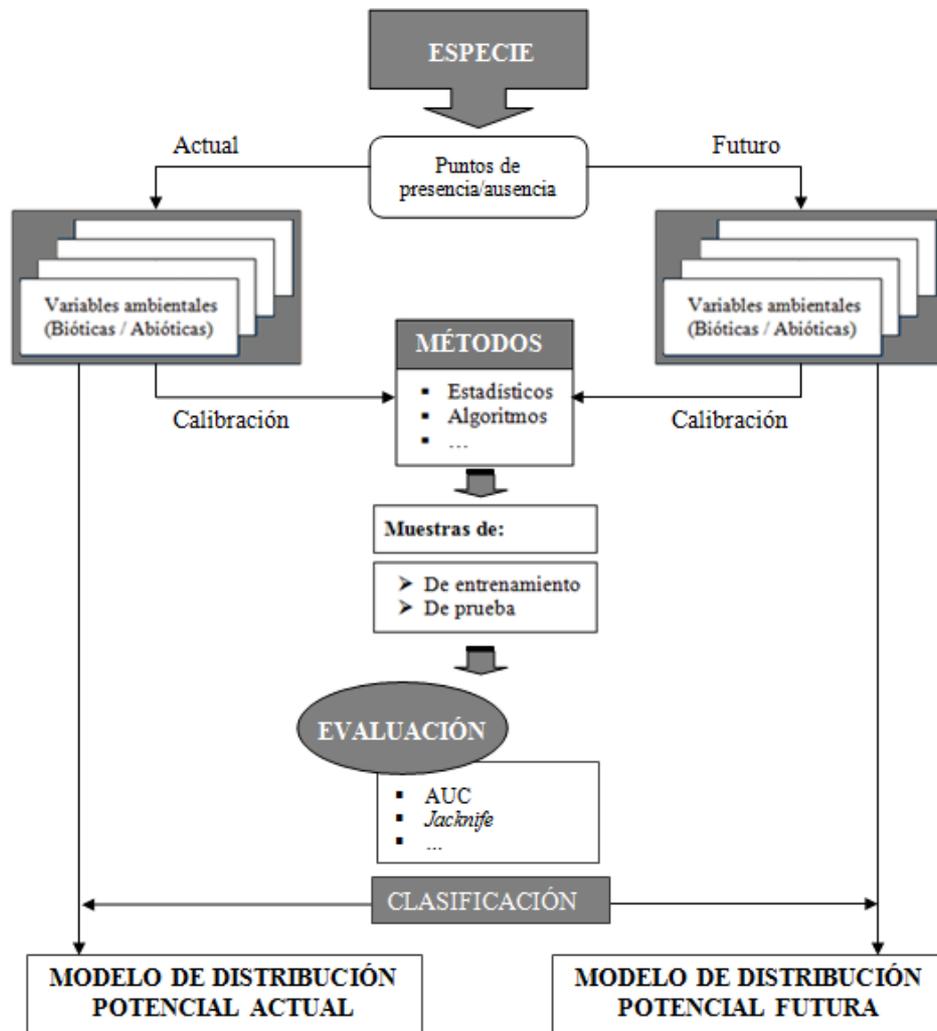


Fig. 1. Esquema de trabajo para la realización de modelos de distribución de especies. Pasos a seguir: primero, los datos conocidos sobre la distribución de la especie se asocian matemática o estadísticamente con diferentes variables independientes que describen las condiciones ambientales (previa selección de las muestras que se emplearán como entrenamiento y prueba). A continuación, se realiza una evaluación de los resultados mediante el cálculo del valor AUC o *Jackknife* y finalmente, se clasifican los resultados obtenidos para saber la precisión del modelo predicho. Fuente: Elaboración propia a partir de Mateo et. al, 2011.

La importancia de la escala espacial para entender los patrones y procesos ecológicos es ampliamente reconocida (Levin, 1992) y constituye una cuestión clave en la modelización ecológica (Huettmann y Diamond, 2006). La selección de una resolución y extensión adecuada es crucial para la creación de los modelos de distribución de especies; de otra manera, los resultados pueden ser engañosos (Guisan y Thuiller, 2005). Por ello, es fundamental comprender el efecto relativo a la escala para evaluar los resultados de los SDMs.

La escala espacial se compone de la resolución (tamaño de grano) y extensión del área de estudio. La resolución se refiere a la unidad mínima resoluble de estudio y la extensión al área sobre la que se realizan las observaciones y la duración de dichas observaciones (Morrison y Hall, 2002).

Diversos estudios han examinado la influencia de la escala en el desarrollo de modelos de distribución de especies. Algunos autores sugieren que resoluciones espaciales finas conllevan una mejor predicción (Huston, 2002; Seo et al., 2009; Gottschalk et al., 2011; Song et al., 2013), otros, en cambio, no atribuyen cambios sustanciales con la variación de la escala (Seoane et al., 2004; Guisan et al., 2007a; Guisan et al., 2007b), mientras que otros observan una mejora en las predicciones a escalas gruesas (Tobalske, 2002) o intermedias (Heikkinen et al., 2007). Además, según Gottschalk et al. (2011), el efecto del cambio en el tamaño de grano aumenta dependiendo de la capacidad de movilidad de la especie estudiada, siendo mayor para especies menos móviles que para especies muy móviles.

Asimismo, la importancia o contribución de las variables en la predicción de los modelos también varía en función de la resolución y extensión espacial. Las variables bióticas (interacciones entre especies) tienen un efecto mayor en los patrones de distribución a escalas finas, locales y con un tamaño de grano pequeño; por el contrario, a escalas gruesas, son las variables climáticas (abióticas) las que mayor impacto tienen en la distribución potencial de las especies (Pearson et al., 2004; Luoto et al., 2007; Razgour et al., 2011).

El presente trabajo pretende ampliar la información actual relativa al efecto del cambio de la escala espacial en los SDMs. El principal objetivo es identificar el área de distribución potencial, hasta ahora poco conocida, del lirón gris (*Glis glis*) para la Comunidad Autónoma del País Vasco y regiones aledañas y, en segundo lugar, para España Peninsular, mediante la herramienta MaxEnt, bajo diferentes condiciones de modelización, con el fin de analizar el efecto de emplear diferentes metodologías en los modelos. Además, dado que la especie se encuentra amenazada según el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas, evaluamos la efectividad de la Red Natura 2000 y los Espacios Naturales Protegidos para proteger esta especie.

Las hipótesis concretas que queremos testar son las siguientes: 1) resoluciones más finas mejoran la predicción del modelo para la especie seleccionada, 2) las variables bióticas tendrán una mayor influencia a tamaños de grano menor, 3) extensiones mayores darán lugar a modelos más precisos, 4) a partir de un número mínimo de datos de partida, la calidad de los

mismos ofrecerá modelos más ajustados, 5) la especie se encuentra bien protegida *in-situ* por las actuales figuras de protección.

2. Métodos

2.1. Especie de estudio seleccionada

Descripción

El lirón gris (*Glis glis* Linnaeus, 1766) (Figura 2) es un roedor arborícola de pequeño tamaño (15-19 cm de longitud corporal y hasta 15 cm de cola), asociado principalmente a bosques caducifolios maduros bien conservados que ofrecen alimento y oquedades para reproducirse.



Fig. 2. Lirón gris (*Glis glis*). Fuente: Aitor Arrizabalaga

De distribución europea, en la Península Ibérica ocupa la franja formada por los Pirineos, Sistema Ibérico y Cordillera Cantábrica hasta Galicia y la frontera con Portugal (Castián, 2007). En la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) se encuentra presente en los tres Territorios Históricos (Bizkaia, Gipuzkoa y Araba), coincidiendo su distribución básicamente con la de los hayedos, los robledales de roble pedunculado, y el bosque mixto atlántico con abundancia de avellanos y castaños (González Esteban y Villate, 2001; Castián, 2007). También se puede encontrar en zonas de rocas, cuevas y cabañas ubicadas dentro del bosque, incluso en bosques de coníferas cuando los incrementos en la densidad de la población le fuerzan a buscar y ocupar nuevos territorios (Castroviejo et al., 1974).

Es una especie predominantemente frugívora, aunque en épocas de baja productividad también se puede alimentar de brotes jóvenes, artrópodos, hongos y setas. Entre sus principales depredadores se encuentran rapaces nocturnas (p.ej. lechuza común (*Tyto alba*)), mamíferos trepadores (p. ej. marta (*Martes martes*)), el lobo (*Canis lupus*), zorro común (*Vulpes vulpes*), oso pardo (*Ursus arctos*), gato montés (*Felis silvestris*), jabalí (*Sus scrofa*) y víbora común (*Vipera berus*) (Krystufek, 2008).

Su periodo reproductor comienza en junio y en agosto-septiembre tiene lugar la época de partos, produciéndose una sola camada que varía entre 2 y 11 crías (más frecuentemente entre 4 y 6 crías) por año. Hacia noviembre, una vez agotados los recursos y tras almacenar buenas reservas energéticas, empieza el periodo de hibernación, bajo tierra, que se alarga aproximadamente hasta mayo (Castián, 2007).

La disponibilidad de alimento es un factor determinante que influye negativamente en su reproducción, provocando fluctuaciones importantes en su densidad poblacional (Schlund et al., 2002; Scinski y Borowski, 2008). Igualmente, el área de campeo y la longitud de la distancia que recorren dependen de la densidad poblacional y actividad reproductiva, así como del valor energético de los alimentos disponibles, siendo mayores en poblaciones de baja densidad y alta actividad reproductiva (Jurczyszyn y Zgrabczynska, 2007; Krystufek, 2008).

Las hembras, a diferencia de los machos, son territoriales y por tanto, tienen áreas de campeo significativamente menores, intervalos de 0,15-0,76 ha y 0,82-7,0 ha, respectivamente (Jurczyszyn, 2006; Scinski y Borowski, 2008); por su parte, la distancia media recorrida por noche es de 571 m en los machos y 289,4 m en las hembras (Jurczyszyn, 2006), llegando a alcanzar en el momento de la dispersión e inducido por la distribución de recursos atractivos 1700 y 1500 m, respectivamente.

La principal amenaza que atañe al lirón gris se debe la sustitución del bosque caducifolio por cultivos forestales para producción maderera, así como la eliminación de especies forestales acompañantes productoras de frutos y de árboles viejos y retorcidos con refugios. Asimismo, cabe destacar su captura tradicional para consumo y uso en dolencias musculares y articulares (Castién, 2007).

Justificación

La escasa bibliografía existente refleja la carencia de estudios realizados sobre el lirón gris y el desconocimiento general sobre la especie. En España, hasta el momento, la mayor parte de las publicaciones se han centrado en su biología (p. ej. Fietz et al., 2004; Hürner et al., 2009), pero son muy pocos los estudios relativos a su distribución (Castro y Real, 2007; Freixas et al., 2011).

La Lista Roja Estatal y Europea (IUCN, 2013) asignan a la especie la categoría de “Preocupación menor”. Por su parte, en la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV) el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas (O. 2011/937, de 10 de enero de 2011) cataloga a la especie como “Vulnerable” y actualmente, el borrador del futuro Libro Rojo de la Fauna de la CAPV (IHOBE, datos sin publicar) la incluye, en la categoría “DD” o “Datos Deficientes”, como resultado del estudio realizado por González Esteban en el año 2009 (comunicación personal). Esto significa que no hay datos suficientes para determinar con exactitud el riesgo que corre la especie en la CAPV, y por tanto, son necesarios más estudios.

2.2. Áreas de estudio

El presente trabajo comprende 2 áreas de estudio distintas (Figura 3): por un lado, España Peninsular; y por otro lado, la Comunidad Autónoma del País Vasco (CAPV), en el norte de la Península Ibérica. España Peninsular cuenta con cerca de 500.000 km² de superficie, de los cuales 7.227 km² corresponden a la CAPV.

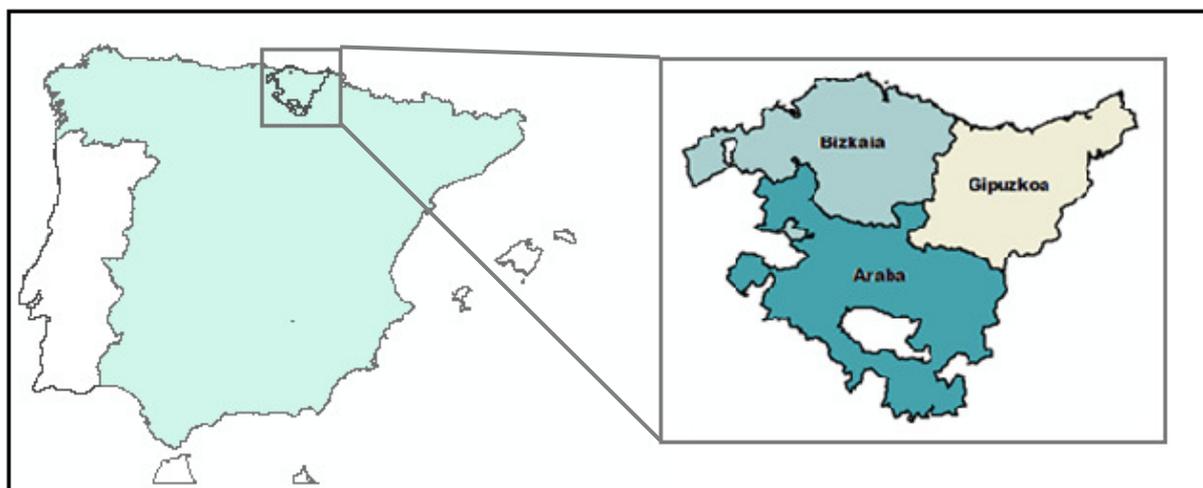


Fig. 3. Localización de las áreas de estudio. (A la izquierda en color, España Peninsular; a la derecha, la Comunidad Autónoma del País Vasco, dentro de España Peninsular, dividida en Territorios Históricos: Bizkaia, Gipuzkoa y Araba).

Ambas áreas de estudio se caracterizan por ser unos territorios muy heterogéneos y accidentados. Su situación geográfica en la zona templada del Hemisferio Norte y su variada orografía, dan lugar a una gran diversidad climática, lo que a su vez, determina la existencia de zonas de vegetación muy diferentes, con una alta biodiversidad (Rey-Benayas y Scheiner, 2002).

2.3. Datos de presencia

Los datos de presencia de la especie se obtuvieron a partir de 3 fuentes distintas: a) muestreos realizados en el campo (*hair-tubes* o HT), b) citas recopiladas en el campo (citas), y c) datos de presencia publicados en la plataforma del GBIF (GBIF). Los dos primeros (*hair-tube* y citas) se corresponden al área de estudio de la Comunidad Autónoma del País Vasco, mientras que los datos del GBIF se utilizaron para España Peninsular.

2.3.1. Muestreos realizados en el campo (*hair-tubes*)

Selección de los puntos y diseño del muestreo

El trabajo de campo se llevó a cabo para obtener datos de ocurrencia real comprobada de la especie, por lo que la selección de los puntos se realizó teniendo en cuenta la idoneidad del hábitat (según bibliografía) para la especie a estudiar. Para ello, a partir de la información y citas recogidas en distintos trabajos sobre el lirón gris (Castián y Mendiola, 1985; González-Esteban y Villate, 2001), se seleccionaron 31 cuadrículas UTM de 10x10km² repartidas por toda la CAPV. A su vez, tomando como referencia el mapa de hábitats EUNIS (*European Nature Information System*) del País Vasco (Gobierno Vasco, 2009), previa reclasificación en clases, se seleccionaron ≤ 3 cuadrículas UTM de 1x1km² en cada cuadrícula UTM de 10x10km², con la condición de que la distancia mínima entre ellas fuera de 1km.

En total, la malla de muestreo constó de 102 estaciones de muestreo (Anexo 1) repartidas en 41 cuadrículas UTM de 10x10km². Cada estación de muestreo comprendía un radio de 15m e instalamos en ellas 7 *hair-tubes* o trampas de pelo, una por cada árbol con un DBH (Diámetro a la Altura del Pecho) ≥ 10 cm.

Las trampas de pelo consisten en un tubo abierto con cinta adhesiva de doble cara fijada en su interior, de forma que cuando el animal pasa por él, los pelos quedan adheridos a la cinta. Así, para asegurar la efectividad del método, se emplearon *hair-tubes* diferentes (Figura 4) que se dispusieron siguiendo el mismo sistema.



Fig. 4. Tubos HT: (1) tubo de $\varnothing = 5$ cm; (2) $\varnothing = 4$ cm con muesca; (3) $\varnothing = 4$ cm sin muesca (Ambos diámetros se corresponden con los empleados en las cajas nido específicas para los lirones grises (Toms et al., 1999; Freixas et al., 2011)).

Los *hair tubes* se fijaron entre mediados de agosto y la primera semana de octubre de 2012 y se retiraron entre mediados de noviembre y la primera semana de diciembre de 2012. Pensamos que estas fechas son las más propicias para el muestreo porque se encuentran entre la época de reproducción y partos de la especie, y por tanto, se trata de una época muy activa bien para el cortejo o bien para alimentar a las crías.

Identificación del pelo

Los patrones cuticulares y medulares permiten diferenciar inequívocamente el pelo de las distintas especies. Así, los pelos obtenidos se procesaron e identificaron mediante una lupa binocular Nikon SMZ745 (10×-50×) y, en su caso, un microscopio binocular Nikon Eclipse NC, con contraste de fases, utilizando las claves e imágenes de Teerink (1991) y Dè Marinis y Agnelli (1993).

De las 102 estaciones de muestreo, se obtuvieron resultados positivos en 31 estaciones (30,39%) y resultados negativos en 71 (69,61%). Las coordenadas UTM de cada árbol se almacenaron en un equipo GPS portátil (Garmin Oregon 400T), por lo que todos los puntos se geolocalizaron de forma precisa. Los 31 puntos positivos se consideraron presencias probadas y se emplearon como “presencias” en el modelo; en cambio, los 71 puntos restantes no se utilizaron en el modelo, puesto que para poder ser considerados como “ausencias probadas”, deben realizarse más muestreos.

2.3.2. Citas

Se recopilaron un total de 76 citas de “expertos” (biólogos, guardas, etc.) con coordenadas espaciales precisas, del año 2003 en adelante, salvo 2 citas que son anteriores (Anexo 2). Estas citas se utilizaron como “presencias” en el modelo para el territorio de la CAPV.

2.3.3. Datos procedentes del GBIF

GBIF (*Global Biodiversity Information Facility*; disponible en: <http://www.gbif.org/>) es una organización intergubernamental, reconocida mundialmente, que pretende apoyar la investigación científica, fomentar la conservación biológica y favorecer el desarrollo sostenible. Se concibe como una red de bases de datos de biodiversidad interconectadas, principalmente de distribución de plantas, animales, hongos y microbios.

Tomando como referencia esta herramienta y tras eliminar los puntos duplicados, de baja resolución y en los que faltaba información ambiental, se recopilaron un total de 201 citas históricas a 1km² de resolución (Anexo 3) y extensión España Peninsular.

2.4. Datos ambientales

La especie está estrechamente relacionada con la producción de frutos y temperaturas suaves, no elevadas (Castro y Real, 2007). Es por ello, que para su análisis se seleccionaron variables ambientales, que presuntamente, están vinculadas a la producción de los mismos y

que potencialmente limitan la distribución de la especie: precipitación anual, estacionalidad de precipitaciones, precipitación del mes más seco, T^a media anual, T^a máxima del mes más cálido, T^a media del cuatrimestre más cálido, elevación, pendiente y orientación, y hábitat.

Sin embargo, para evitar un sobreajuste del modelo y facilitar así su interpretación, se realizó un test de correlación (Coeficiente de correlación de Pearson, r) y se excluyeron aquellas variables que presentaron multicolinealidad ($r \geq 0,65$) (Phillips et al., 2006). Así, por cada par de variables correlacionadas se seleccionó la más relevante en cuanto a aspectos ecológicos se refiere y que según la prueba *Jackknife* más ganancia obtiene y mejor generaliza. Como resultado, finalmente se incluyeron 4 variables ambientales (Tabla 1): BIO1 (Temperatura media del año), BIO15 (Estacionalidad de precipitaciones), MDE (Modelo Digital de Elevaciones) y Hábitat (Tipo de hábitat). Esta última variable, previa clasificación, determina el tipo de hábitat en función de si la vegetación existente es planifolia (“Bosque Planifolio”) o no (“Otros”).

Tabla 1. Variables ambientales empleadas para la modelización. Código o nombre de la variable, descripción, unidades en las que se presenta el dato, resolución inicial de la capa, tipo (continua o categórica) y fuente de origen de los datos.

Código	Descripción	Unidad	Resolución	Tipo	Fuente
BIO 1	T ^a media del año	°C x 10	200 m	Continua	Ninyerola, M. et al., 2005
BIO 15	Estacionalidad de precipitaciones	Ninguna	200 m	Continua	Ninyerola, M. et al., 2005
MDE	Modelo Digital de Elevaciones	Metro (m)	200 m	Continua	Ninyerola, M. et al., 2005
Hábitat	Tipo de hábitat: (Bosque planifolio / Otros)	Ninguna	200 m	Categórica	Elaboración propia: CAPV (Geoeuskadi); España Peninsular (MAGRAMA)

Con el *software* ArcGIS Desktop 9.3 se crearon las correspondientes capas ambientales, se georreferenciaron a la misma proyección y se transformaron al formato *raster*, requerido por MaxEnt. Para homogeneizar las escalas de puntos y variables, se aumentó resolución de las capas a 1 km² y posteriormente a 10 km²: en el caso de las variables continuas, se utilizó el comando “*aggregate*” y función “*media*” para obtener la media de todas las celdas próximas, y en el caso de la variable categórica “Hábitat”, se utilizó la función “*zonalmajority*”, asignando así, la clase mayoritaria o más representativa al grupo de celdas.

2.5. Modelización

El área de distribución potencial de *Glis glis* se modelizó con la técnica de Máxima Entropía (MaxEnt; Phillips et al., 2006). Este método estima la probabilidad de presencia de la especie buscando la distribución de probabilidad lo más uniforme posible (Máxima Entropía), bajo la restricción de que el valor esperado de cada capa de información deba acercarse a su media empírica (Entropía) (Phillips et al., 2004).

2.5.1. Ajuste y evaluación de los modelos

Se calcularon diversos tipos de modelos para la CAPV y España Peninsular: por un lado, se modelizó la distribución del lirón gris para la CAPV a una resolución de 1km² y 10km² con los datos de los *hair-tubes* (HT), citas, y *hair-tubes* + citas; y por otro lado, a partir de los datos del GBIF, se crearon modelos para España Peninsular a una resolución de 1km² y 10km². Todos los modelos se construyeron en dos versiones: incluyendo y sin incluir la variable ambiental biótica “Hábitat”.

Se aplicó la configuración por defecto del programa, que ha sido validada en una amplia gama de especies, condiciones ambientales, nº de muestras y sesgos (Phillips y Dudík, 2008). Asimismo, el formato de salida utilizado también se correspondió con el estipulado por defecto. En efecto, la salida logística es más fácil de interpretar, proporcionando un valor entre 0 y 1 de probabilidad de presencia en función de la idoneidad de las variables ambientales.

Para cada modelo, se crearon 10 réplicas al azar mediante la técnica “validación cruzada” o “*cross validation*”. El 80% de las presencias se utilizó para su calibración y el 20% restante se reservó para su validación. En caso de existir más de una presencia en una cuadrícula, se mantuvo el número total de puntos con el propósito de que las muestras sean consistentes entre las cuadrículas de grano más fino (de 1km²) y grueso (10km²); evitando así, la confusión del cambio en el grano con el cambio en el tamaño de muestras (Guisan et al., 2007).

La evaluación de los modelos se realizó mediante la curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), que describe la relación entre la proporción de presencias correctamente predichas (sensibilidad; positivos reales) y la proporción de ausencias predichas como presencias (1-especificidad; falsos positivos o error de comisión). La curva ROC proporciona el valor del área bajo la curva AUC, el cual mide la potencia del modelo. Finalmente, el rango de valores AUC obtenido se interpretó según la recomendación de Swets (1988) como:

excelente ($AUC > 0,90$), bueno ($0,80 > AUC < 0,90$), aceptable ($0,70 > AUC < 0,80$), pobre ($0,60 > AUC < 0,70$) y malo ($AUC < 0,60$).

2.6. Análisis de la efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000

Pese a que la especie no se encuentra amenazada a nivel de España, en la CAPV se desconoce su situación (González-Esteban, comunicación personal). Por ello, con el fin de valorar el grado de protección de la especie, evaluamos la efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y la Red Natura 2000.

Los Espacios Naturales Protegidos (ENPs) considerados engloban las distintas figuras de protección declaradas conforme a la normativa estatal vigente (Ley 42/2007) (España 2007) y la legislación autonómica relativa a la conservación de la naturaleza; y la Red Natura 2000, consta de Zonas Especiales de Conservación (ZEC) establecidas de acuerdo con la Directiva Hábitat 92/43/CEE (España 1992) y de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) designadas en virtud de la Directiva Aves 79/409/EEC (España 1979) (Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/>, sin fecha de edición).

Para poder evaluar la efectividad de las figuras de protección citadas, es necesario identificar las áreas con máxima probabilidad de presencia de la especie. Como los modelos generados en MaxEnt son continuos, se debe establecer un límite o umbral de corte para transformar el mapa respuesta en mapas binarios (presencia/ausencia). Existen diversos criterios (Valverde y Lobo, 2007; Lobo et al., 2008) para elegir este límite; pero tras realizar varias pruebas, seleccionamos el 66% de probabilidad de presencia como valor mínimo por ser el valor que mejor se adaptó a todos los modelos obtenidos.

Tomamos para este análisis los mapas con datos de las citas para la CAPV y datos del GBIF para España Peninsular, sin incluir e incluyendo la variable ambiental “Hábitat”, respectivamente, ya que fueron los que presentaron los valores AUC más elevados. Cada una de estas celdas con máxima probabilidad de presencia se superpuso con los Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000, y se calculó el número de celdas bajo una figura de protección y su porcentaje respecto al total de celdas con máxima probabilidad de presencia.

3. Resultados

3.1. Modelos de distribución

Desde un punto de vista cualitativo, se observó que en la CAPV, todos los modelos obtenidos coinciden en que la probabilidad de presencia más alta de *Glis glis* se encuentra en la zona central y sur-sureste (Figuras 5 y 6). Por su parte, en la parte peninsular de España, los modelos se limitan exclusivamente al norte de la Península y muestran una mayor idoneidad en la CAPV, Cantabria y Asturias, observándose puntos aislados de presencia en las zonas de Palencia y Soria (Castilla y León), Teruel (Aragón), y Pirineos (Figura 7).

Desde un punto de vista cuantitativo, se observó que a 1km² de resolución, independientemente de las fuentes de partida, los mapas que incluyen la variable no climática “Hábitat” son más restrictivos y presentan menos celdas con probabilidad de presencia alta (Tabla 2, Figuras 8 y 10). A 10km² de resolución, en cambio, se observó que para la CAPV, la variable “Hábitat” tiene un efecto positivo, aumentando el número de celdas con máxima probabilidad de presencia (Tabla 2, Figura 9), mientras que en España Peninsular disminuye el número de celdas (Tabla 2, Figura 10). En la CAPV, las áreas con máxima probabilidad de presencia (>66%) apenas superó el 5% en los distintos modelos, exceptuando el modelo creado a partir de los *hair-tubes* incluyendo la variable “Hábitat” que alcanzó el 8.91% (Tabla 2). Por su parte, en España Peninsular se alcanzó casi un 2% del territorio con máxima probabilidad de presencia, lo que se traduce en cerca de 9.000km² (Tabla 2).

Tabla 2. Zonas potencialmente adecuadas (probabilidad de presencia >66%) calculadas para *Glis glis* según diferentes modelizaciones para la CAPV y España peninsular. Superficie (km²) y porcentaje (%) de celdas con máxima probabilidad de presencia (>66%) a las dos resoluciones estudiadas: 1km² y 10km², para las distintas fuentes de datos de presencia en la CAPV y España Peninsular, sin incluir e incluyendo la variable “Hábitat”.

Datos de presencia	Máxima probabilidad de presencia (km ²)			
	Resolución 1km ²		Resolución 10km ²	
	Sin “Hábitat”	Con “Hábitat”	Sin “Hábitat”	Con “Hábitat”
<i>Hair-Tubes</i> (HT)	309 (4,29%)	309 (4,33%)	300 (2,91%)	900 (8,91%)
Citas	352 (4,89%)	282 (3,95%)	300 (2,91%)	300 (2,97%)
Total (HT + citas)	391 (5,43%)	328 (4,59%)	300 (2,91%)	400 (3,96%)
GBIF (España)	9248 (1,88%)	8480 (1,72%)	10200 (1,97%)	9300 (1,80%)

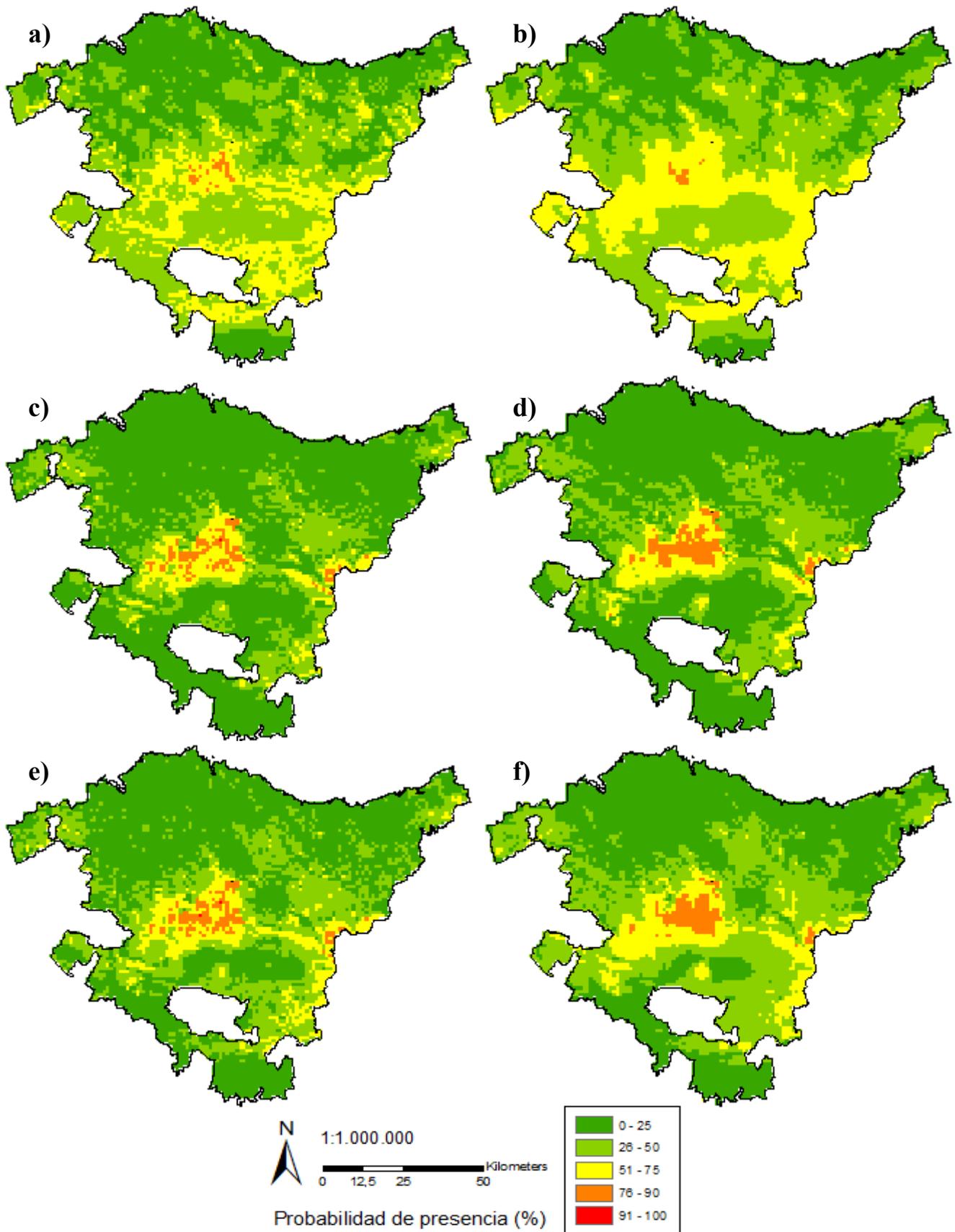


Fig. 5. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de *Glis glis* en la CAPV a 1km² de resolución. Los modelos se basan en: a) Datos de *hair-tubes* incluyendo la variable “Hábitat”, b) Datos de *hair-tubes* sin incluir la variable “Hábitat”, c) Datos de citas incluyendo “Hábitat”, d) Datos de citas sin incluir “Hábitat”, e) Datos del Total incluyendo “Hábitat”, y f) Datos del Total sin incluir “Hábitat”. La probabilidad de presencia se representa con diferentes colores en el mapa (0 = nula probabilidad de presencia, 100 = máxima probabilidad de presencia).

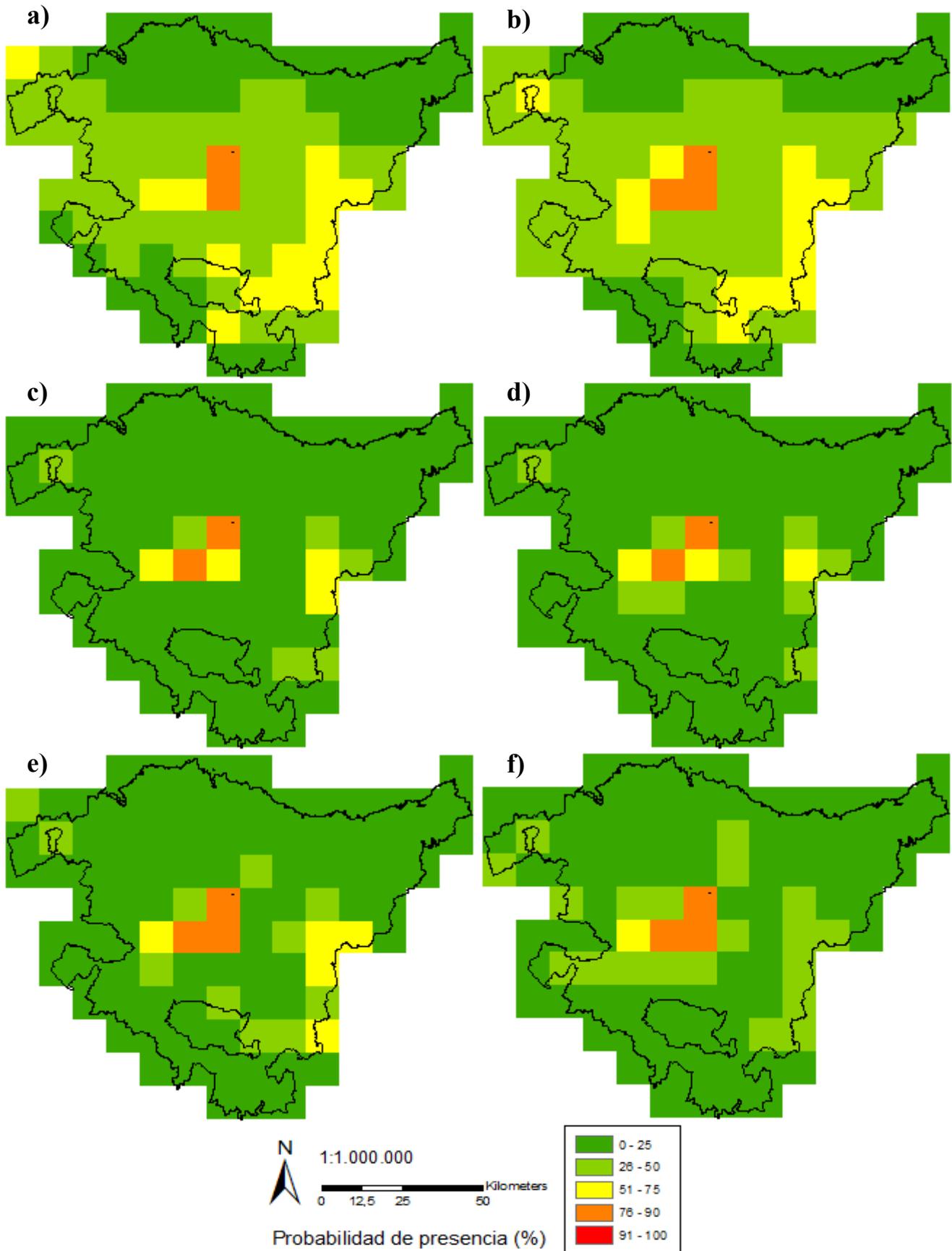


Fig. 6. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de *Glis glis* en la CAPV a 10km^2 de resolución. Los modelos se basan en: a) Datos de *hair-tubes* incluyendo la variable “Hábitat”, b) Datos de *hair-tubes* sin incluir la variable “Hábitat”, c) Datos de citas incluyendo “Hábitat”, d) Datos de citas sin incluir “Hábitat”, e) Datos del Total incluyendo “Hábitat”, y f) Datos del Total sin incluir “Hábitat”. La probabilidad de presencia se representa con diferentes colores en el mapa (0 = nula probabilidad de presencia, 100 = máxima probabilidad de presencia).

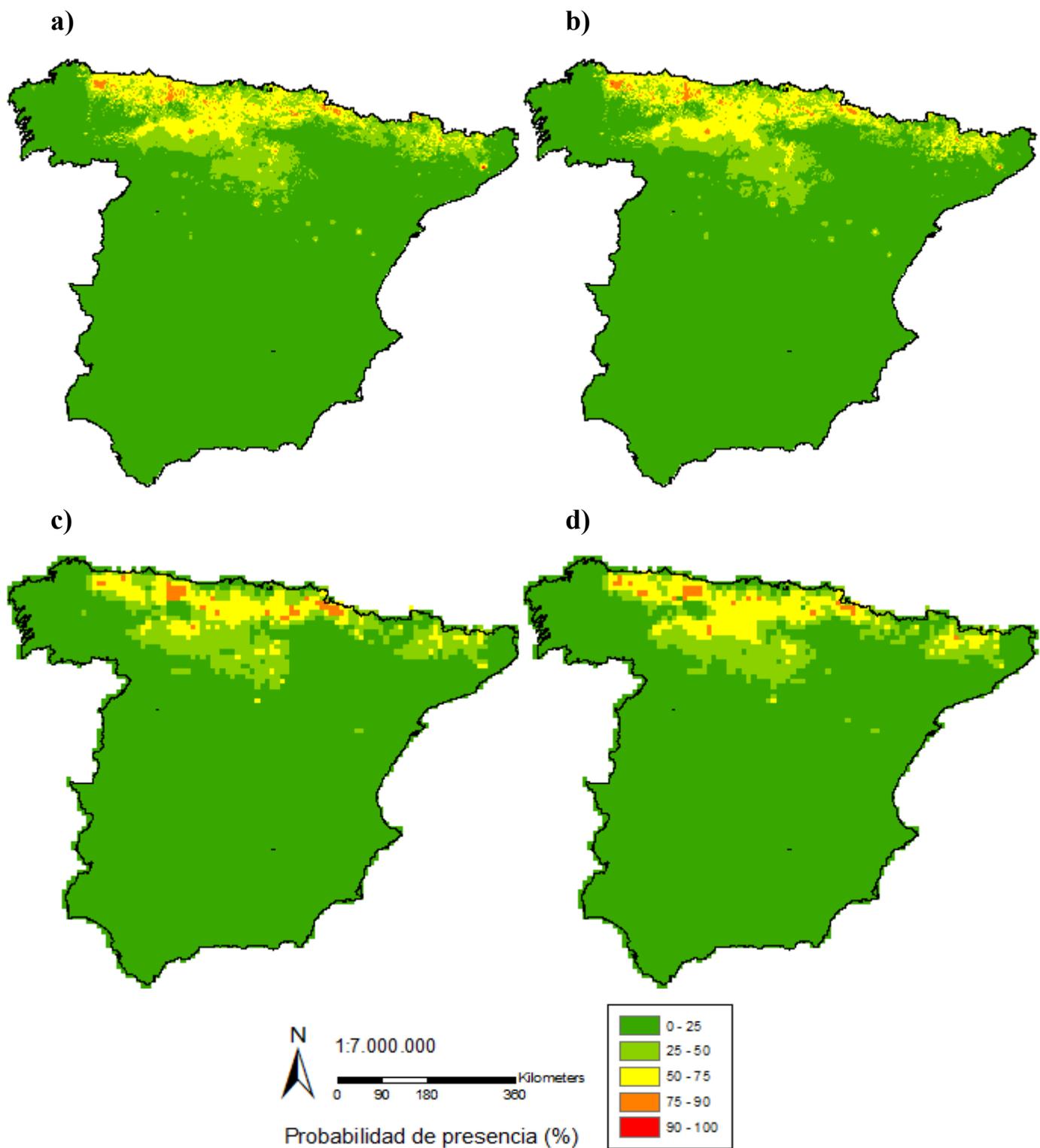


Fig. 7. Mapas de probabilidad de presencia generados a partir de los modelos de distribución de *Glis glis* en España Peninsular. Los modelos se basan en: a) Datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a 1km² de resolución, b) Datos del GBIF sin incluir la variable “Hábitat” a 1km² de resolución, c) Datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a 10km² de resolución, d) Datos del GBIF sin incluir la variable “Hábitat” a 10km² de resolución. La probabilidad de presencia se representa con diferentes colores en el mapa (0 = nula probabilidad de presencia, 100 = máxima probabilidad de presencia).

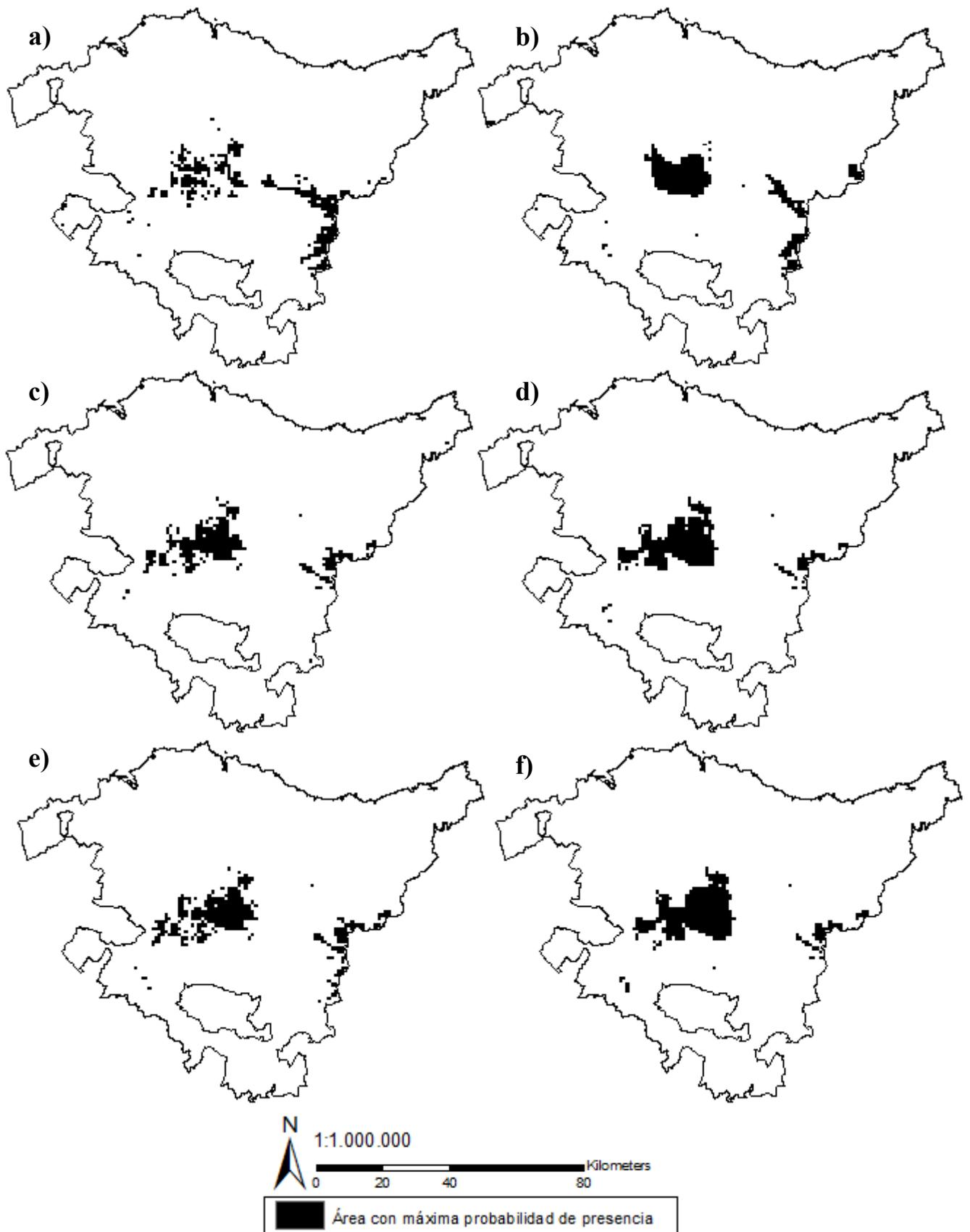


Fig. 8. Mapas de presencia / ausencia de *Glis glis* en la CAPV a 1km² de resolución. Los modelos se basan en: a) Datos de *hair-tubes* incluyendo la variable “Hábitat”, b) Datos de *hair-tubes* sin incluir la variable “Hábitat”, c) Datos de citas incluyendo “Hábitat”, d) Datos de citas sin incluir “Hábitat”, e) Datos del Total incluyendo “Hábitat”, y f) Datos del Total sin incluir “Hábitat”.

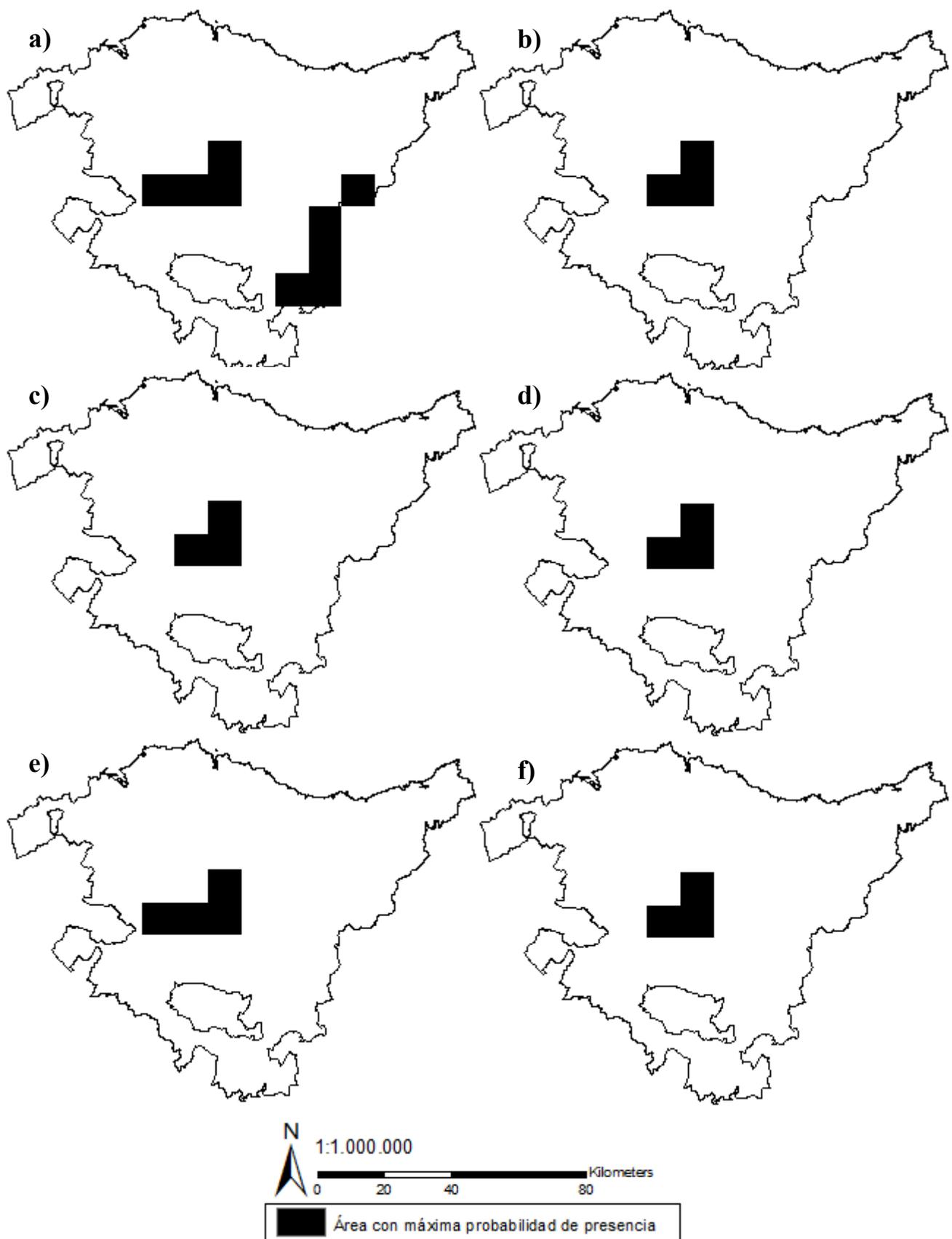


Fig. 9. Mapas de presencia / ausencia de *Glis glis* en la CAPV a 10km² de resolución. Los modelos se basan en: a) Datos de *hair-tubes* incluyendo la variable “Hábitat”, b) Datos de *hair-tubes* sin incluir la variable “Hábitat”, c) Datos de citas incluyendo “Hábitat”, d) Datos de citas sin incluir “Hábitat”, e) Datos del Total incluyendo “Hábitat”, y f) Datos del Total sin incluir “Hábitat”.

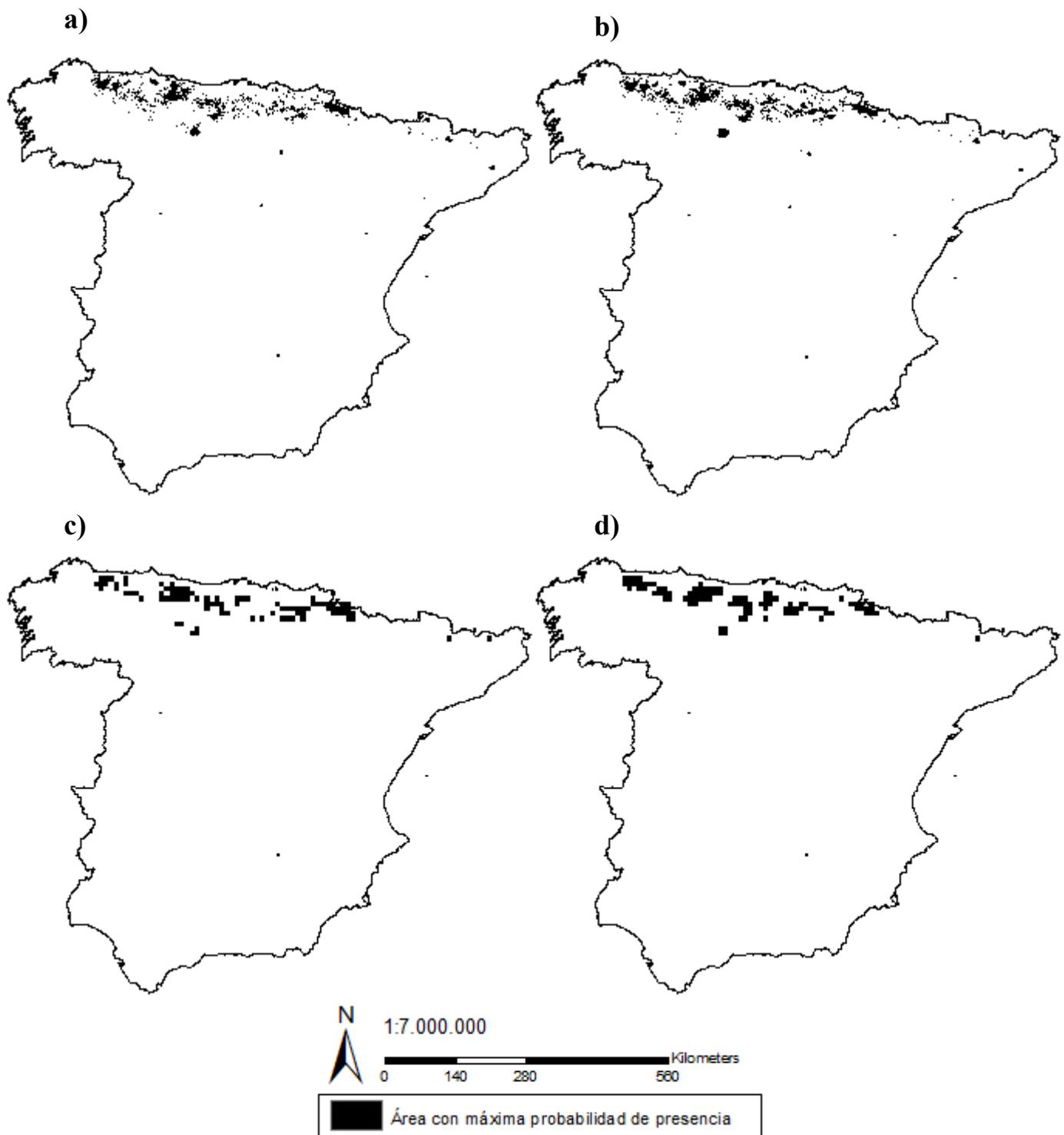


Fig. 10. Mapas de presencia / ausencia de *Glis glis* en España Peninsular. Los modelos se basan en: a) Datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a 1km² de resolución, b) Datos del GBIF sin incluir la variable “Hábitat” a 1km² de resolución, c) Datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a 10km² de resolución, d) Datos del GBIF sin incluir la variable “Hábitat” a 10km² de resolución.

3.2. Idoneidad ambiental y validación del modelo

Los valores de AUC calculados para los distintos modelos oscilaron entre $0,51 \pm 0,117$ y $0,93 \pm 0,012$ (Tabla 3). Según la clasificación de Swets (1988), consideramos aceptables los modelos generados a partir de los datos de los *hair-tubes* y del Total (*hair-tubes* + citas), buenos aquellos modelos generados a partir de los datos de las citas, y excelentes los modelos de España Peninsular calculados con los datos del GBIF. Sólo los modelos calculados para la CAPV a partir de los datos del GBIF fueron malos.

3.2.1. Influencia de los datos de presencia y la resolución

En general, el aumento del tamaño de grano provocó un incremento en la precisión calculada para el modelo (el valor AUC), si bien esta diferencia es muy baja, oscilando entre 0 y 0,09. Igualmente, la inclusión de la variable “Hábitat” tampoco ocasionó cambios aparentes. Por el contrario, la calidad y extensión de los datos de partida tuvieron un efecto muy marcado en la precisión de los modelos (Tabla 3), con valores de AUC mayores para España ($0,91-0,93$) que para la CAPV ($0,51-0,86$).

En la CAPV, los modelos realizados con los datos de presencia procedentes del trabajo de campo (*hair-tubes*) fueron lo que peores valores de AUC generaron. No obstante, al generar un modelo con los datos del GBIF para la CAPV, el modelo que se obtuvo fue mucho menos preciso que el originado con los datos de los *hair-tubes* y citas.

Tabla 3. Resultados de la validación (precisión) de los modelos calculados para *Glis glis* para la CAPV y España Peninsular. Valor AUC \pm desviación estándar (SD) a las dos resoluciones estudiadas: 1km^2 y 10km^2 , para las distintas fuentes de datos de presencia en la CAPV y España Peninsular, sin incluir e incluyendo la variable “Hábitat”.

Datos de presencia	AUC (Media \pm SD)			
	Resolución 1km^2		Resolución 10km^2	
	Sin “Hábitat”	Con “Hábitat”	Sin “Hábitat”	Con “Hábitat”
<i>Hair-Tubes</i> (HT)	$0,70 \pm 0,129$	$0,71 \pm 0,107$	$0,79 \pm 0,070$	$0,75 \pm 0,119$
Citas	$0,86 \pm 0,048$	$0,82 \pm 0,057$	$0,86 \pm 0,037$	$0,84 \pm 0,046$
Total (HT + citas)	$0,77 \pm 0,042$	$0,78 \pm 0,060$	$0,78 \pm 0,041$	$0,80 \pm 0,067$
GBIF (CAPV)	$0,51 \pm 0,117$	$0,52 \pm 0,113$	$0,53 \pm 0,088$	$0,53 \pm 0,082$
GBIF (España)	$0,92 \pm 0,007$	$0,91 \pm 0,007$	$0,92 \pm 0,008$	$0,93 \pm 0,012$

3.2.2. Contribución de las variables ambientales

En cuanto a la contribución de las variables ambientales, las que más información aportaron para los modelos en las dos resoluciones fueron BIO15 (estacionalidad de las precipitaciones) para la CAPV y BIO1 (T^a media del año) para España Peninsular (Tabla 4). La única excepción se observó a un tamaño de grano de 1km^2 utilizando los datos de presencia de los *hair-tubes*, donde la variable ambiental que más explicó fue “Hábitat”.

Tabla 4. Contribución (% de variabilidad explicada) de las variables ambientales a una resolución de 1km^2 y 10km^2 para las distintas fuentes de datos de presencia en la CAPV y España Peninsular, incluyendo la variable “Hábitat”.

Variables	CAPV						España Peninsular)	
	Resolución 1km^2			Resolución 10 km^2			1km^2	10km^2
	HT	Citas	Total	HT	Citas	Total	GBIF	GBIF
BIO15	12	65,9	52,6	61	81,2	79,4	35,2	33,6
BIO1	9,9	6,7	10,9	10,4	9,7	10	53,2	51
MDE	27,4	7,4	4,8	0	5,7	4,3	10,3	9,4
Hábitat	50,7	20	31,7	28,5	3,3	6,3	1,3	5,9

Comparando los modelos de la CAPV según la resolución, destaca que a resoluciones mayores, la variable “Hábitat” pierde su importancia (en % de varianza explicada; Tabla 4) y fueron las variables abióticas las que mayor efecto adquirieron. En el caso del modelo de mayor extensión (España peninsular), a pesar de que la importancia de la variable “Hábitat” aumentó con el tamaño de grano, su contribución sigue siendo muy baja y se mantienen las proporciones de varianza explicada del resto de variables.

Si analizamos las curvas de respuesta de las variables ambientales, se observó que tanto para España Peninsular como para la CAPV, se sigue un patrón similar a 1km^2 y 10km^2 de resolución (Figuras 11 y 12) para todas las fuentes de partida (sólo se presentan los gráficos de los modelos con el valor AUC más alto). En ambos casos, la probabilidad de presencia fue mayor con temperaturas medias anuales (BIO1) inferiores a 10°C , pero superiores a 5°C en España Peninsular, y con una estacionalidad de precipitaciones (BIO15) de ≈ 30 (es decir, desviación típica de la precipitación anual del 30%). Igualmente, se observó un aumento de la probabilidad de presencia a medida que incrementa la elevación (MDE) (alcanzando su máximo a altitudes medias y disminuyendo a cotas elevadas), así como en los Hábitat de tipo “Bosque planifolio”.

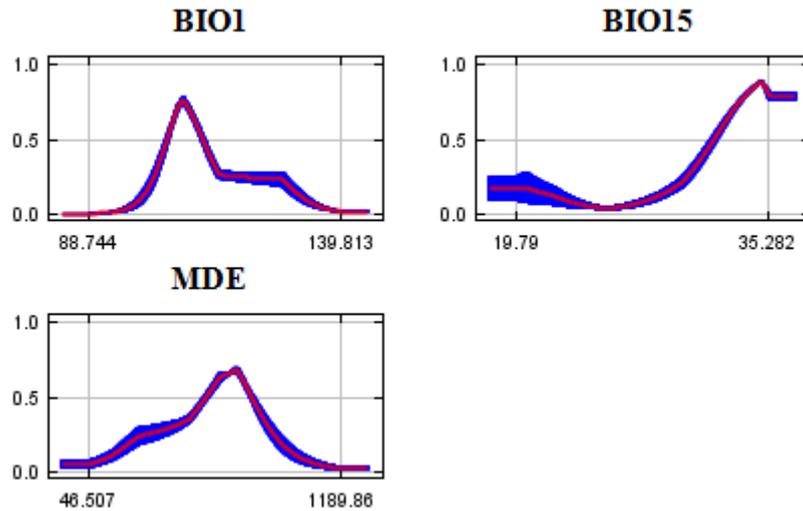


Fig. 11. Curvas de respuesta de las variables ambientales para la CAPV a 10km² de resolución. En el eje X de la gráfica se representan los valores mínimos y máximos de las variables usadas en los modelos y en el eje Y la probabilidad de presencia (0 = nula probabilidad de presencia, 1 = máxima probabilidad de presencia).

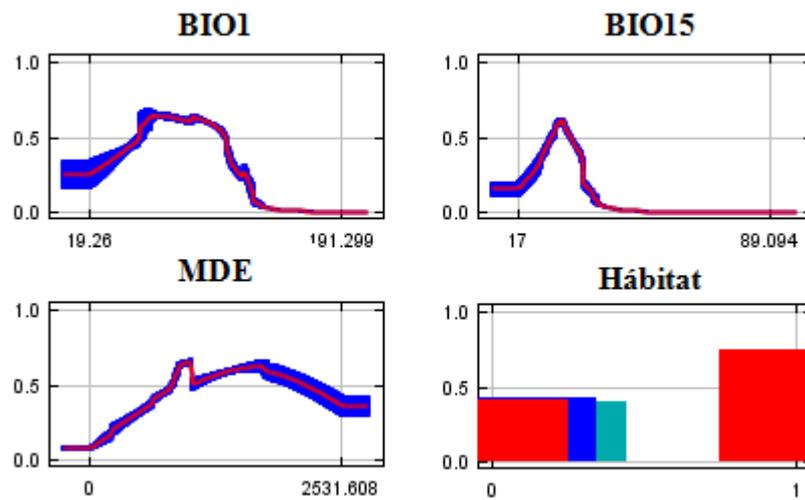


Fig. 12. Curvas de respuesta de las variables ambientales para España Peninsular a 10km² de resolución. En el eje X de la gráfica se representan los valores mínimos y máximos de las variables usadas en los modelos y en el eje Y la probabilidad de presencia (0 = nula probabilidad de presencia, 1 = máxima probabilidad de presencia). En rojo se muestra el resultado medio obtenido de las 10 réplicas y en azul \pm SD (2 tonos para la variable categórica “Hábitat”; 0 = “Otros”, 1 = “Bosque planifolio”).

3.3. Efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000

Para todos los modelos, independientemente de la resolución utilizada, el porcentaje de celdas con máxima probabilidad de presencias protegidas superó el 55% (Tabla 5).

Tabla 5. Efectividad de las áreas protegidas para *Glis glis* según los modelos. Número de celdas y porcentaje (%) de celdas con máxima probabilidad de presencia (probabilidad de presencia >66%) bajo una figura de protección (Espacio Natural

Protegido y Red Natura 2000), a una resolución de 1km² y 10km² para las distintas fuentes de datos de presencia en la CAPV y España Peninsular, incluyendo la variable “Hábitat”.

Datos de presencia	Máxima probabilidad de presencia protegida	
	Resolución 1km ²	Resolución 10km ²
Citas	223 (63,35%)	2 (66,67%)
GBIF (España)	4.696 (55,38%)	52 (55,91%)

Destaca el hecho de que las áreas protegidas se encuentran ampliamente agregadas, y por tanto, las celdas con máxima probabilidad de presencia protegidas, también se agrupan espacialmente (Figura 13), exceptuando manchas aisladas en Palencia (Castilla y León) y Pirineos.

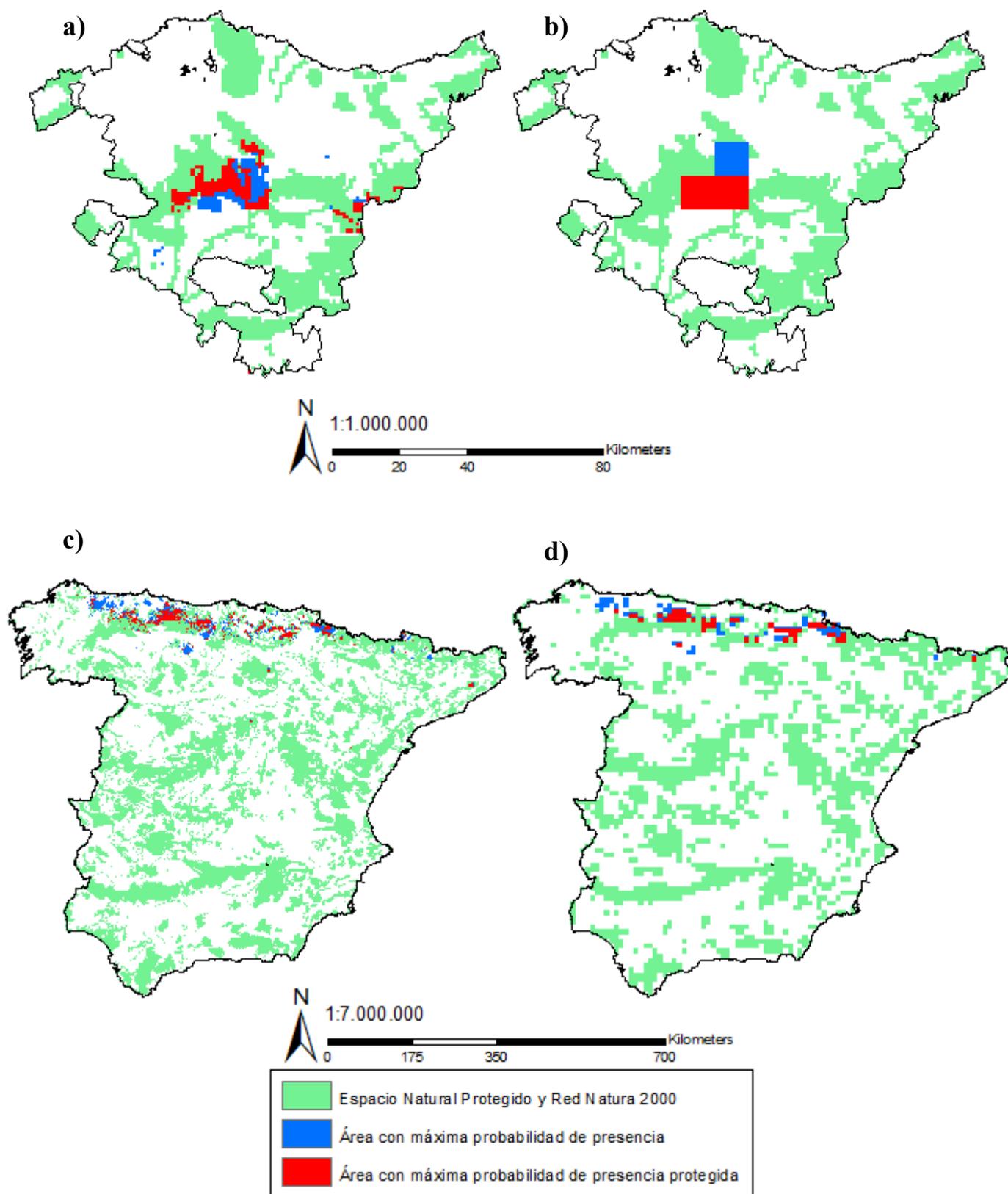


Fig. 13. Área con máxima probabilidad de presencia (>66%) de *Glis glis* en la CAPV y España Peninsular bajo una figura de protección (Espacio Natural Protegido y Red Natura 2000). Los modelos se basan en a) datos de citas sin incluir la variable “Hábitat” a una resolución de 1km², b) datos de citas sin incluir la variable “Hábitat” a una resolución de 10km², c) datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a una resolución de 1km² y d) datos del GBIF incluyendo la variable “Hábitat” a una resolución de 10km².

4. Discusión

Los modelos de distribución de especies son una herramienta sencilla, especialmente útil en aquellos casos donde el conocimiento relativo a la distribución de una especie es escaso. No obstante, es importante tener en cuenta a la hora de tomar decisiones, el tipo de datos de presencia y escala espacial empleados, debido a que tal y como indican los resultados, los modelos varían en función de la calidad de los datos, resolución y extensión utilizados.

Efecto de la metodología utilizada

En general, se puede observar una mejora con el aumento del tamaño de grano en la precisión del modelo para las distintas fuentes de presencia del lirón gris, pero ésta mejora es tan pequeña que no puede considerarse concluyente, y por tanto, no puede resolverse nuestra hipótesis en la que planteábamos que resoluciones más finas mejorarían la predicción del modelo para el lirón gris debido a su pequeña área de campeo (Guisan y Thuiller, 2005).

Todos los modelos creados tanto para la CAPV como para España Peninsular (obviando el modelo generado con los datos del GBIF para la CAPV) son válidos matemáticamente. Sin embargo, a nivel de la CAPV, los modelos generados a 10km² de resolución resultan muy vastos *de visu* y de poca aplicabilidad, por lo que la extensión de grano óptima a escala local es de 1km². A nivel de España Peninsular, en cambio, ambas resoluciones resultan adecuadas, y una selección u otra dependerá de la utilidad que se les quiera dar, como por ejemplo diseñar reservas protegidas o estudiar el impacto del cambio climático.

Diversos autores afirman que el número de datos de presencia influye en la precisión de los modelos, siendo menor con cantidades pequeñas (Hernandez et al., 2006; Pearson et al., 2007). Aunque se han creado modelos predictivos con sólo 5 puntos de presencia utilizando MaxEnt (Phillips et al., 2006), Wisz et al. (2008) recomiendan el uso de un mínimo de 30 localidades debidamente georreferenciadas para que las predicciones sean robustas. En nuestro caso, se utiliza un número mayor que 30, por lo que se cumple con este requisito. Es necesario señalar que los datos de los *hair-tubes* se corresponden a un muestreo dirigido a los hábitat más probables según la literatura, y por tanto, los modelos están dominados por patrones del propio sitio muestreado en lugar del total del área de estudio, lo que provoca una marcada variación espacial en la predicción (Barry y Elith, 2006). Por ello, habiéndose obtenido modelos menos precisos con los datos de los *hair-tubes*, sugerimos que se apoya nuestra hipótesis de que a partir de un número mínimo de datos de partida, es la calidad de los mismos la que determina que los modelos sean más o menos ajustados (Lobo, 2008). No

obstante, en contraste con lo que sugieren Guisan et al. (2007), los modelos con un número elevado de presencias no son más sensibles al cambio en la resolución; de hecho, los modelos realizados a partir de los datos de los *hair-tubes* son los más afectados con el aumento del tamaño de grano, lo que puede ser de nuevo debido a la menor calidad de los mismos.

Asimismo, se prueba la hipótesis de que el incremento de la extensión afecta positivamente a la precisión de los modelos (Song et al., 2013). Estos resultados se asocian a que para las áreas de estudio, un aumento de la extensión supone una mayor variabilidad climática, con lo que las especies especialistas, como es el caso del lirón gris, presentan una mayor precisión en el modelo que las especies generalistas (Grenouillet et al., 2011).

Cabe destacar, que los modelos generados no identifican todos las “presencias” probadas (Anexo 2 y 3) como puntos de máxima probabilidad de presencia de la especie. Esta inexactitud de los mapas de presencia/ausencia con la distribución actual conocida de la especie puede deberse por varios motivos: 1) el valor umbral establecido para producir mapas de presencia/ausencia es muy alto, 2) las variables ambientales seleccionadas no son suficientes para que la predicción sea efectiva, y/o 3) otras fuentes de error asociadas a las limitaciones metodológicas. De todas formas, si bien son muchas las limitaciones, los mapas resultantes muestran sitios específicos reales con condiciones ambientales adecuadas para el crecimiento y desarrollo de la especie. En efecto, la predicción de celdas con máxima probabilidad de presencia en lugares aislados donde se desconocía la presencia de *Glis glis*, como en Palencia y Soria (Castilla y León) y Teruel (Aragón), indica condiciones ambientales óptimas en función de las variables que hemos incluido en el modelo. Esto no significa, en cambio, que estas áreas sean idóneas según otros factores ambientales no incluidos en los modelos (p. ej. capacidad dispersiva de la especie, competencia interespecífica, etc.) (Purves et al, 2007). Para comprobar la presencia de la especie en estos lugares, habría que añadir posteriormente nuevas variables y/o realizar muestreos en las zonas identificadas como propicias (Engler y Guisan, 2009).

En cuanto a la importancia de las variables explicativas, se observa que la distribución actual de la especie está sometida principalmente a un clima con temperaturas suaves y precipitaciones estables. *Glis glis* es una especie homeoterma que hiberna gran parte del año, y que incluso puede estar en caso de que las condiciones ambientales sean muy cálidas o secas (Wilz y Heldmaier, 2000), por lo que no soporta temperaturas elevadas. En cambio, a pesar de que la temperatura está correlacionada con la altura, la probabilidad máxima de presencia en la CAPV respecto a la elevación no se corresponde con la de España Peninsular;

en ambos casos se obtiene una probabilidad mayor a altitudes medias, lo que puede deberse a una falta progresiva de dosel arbóreo y una mayor exposición solar. Asimismo, requiere del almacenamiento de grandes reservas energéticas para la hibernación, y siendo como es una especie frugívora, depende de precipitaciones estables a lo largo de todo el año, lo que explica su falta de presencia en zonas de clima mediterráneo (Castro y Real, 2007). Por último, aunque se observa un aumento de la probabilidad de presencia en Hábitats de tipo “Bosque planifolio”, no parece que sea determinante en su distribución, sino que se ve más influenciado por factores climáticos directa o indirectamente.

El análisis de la contribución de las variables revela que en la CAPV, BIO15 (estacionalidad de precipitaciones), seguida del tipo de Hábitat, son las variables con mayor peso predictivo en la distribución del lirón gris, exceptuando en el caso de los modelos realizados a partir de los *hair-tubes*, en los que el tipo de hábitat es la variable más importante. Este último caso, sin embargo, no es representativo puesto que, como ya se ha comentado anteriormente, el muestreo se realizó de manera estratificada y por tanto, fueron seleccionados unos hábitats concretos, apropiados *a priori* para la especie. Por su parte, a nivel regional (España Peninsular), la variable “Hábitat” pierde importancia y es BIO1 (Tª media anual), seguida de BIO15 (estacionalidad de precipitaciones), la que más contribuye al modelo. Estos resultados apoyan la idea de un aumento de la precisión de los modelos por parte de las especies especialistas frente a generalistas (Grenouillet et al., 2011).

Del mismo modo, nuestros resultados también apoyan la hipótesis de que a tamaños de grano mayor, para el área de estudio y especie de estudio en concreto, las variables bióticas pierden importancia, puesto que se tiende a homogeneizar el paisaje a condiciones más dominantes y la variabilidad disminuye.

Asimismo, al contrario de lo que pudiera pensarse debido a la predisposición por los hábitats planifolios atribuida a *Glis glis*, la inclusión de la variable “Hábitat”, no parece ocasionar cambios aparentes en la precisión de los modelos a ninguna de las resoluciones. Estos resultados sugieren que o bien la escala y/o forma en que definimos el factor “Hábitat” no es la adecuada para poder apreciarse su impacto y/o bien el hábitat no es tan restrictivo como se pensaba para la especie. Por tanto, puede que sea necesario combinar distintas escalas en función de las características de cada variable y realizar modelos multi-escala (Razgour et al., 2011).

Efectividad de los Espacios Naturales Protegidos y Red Natura 2000

Los resultados obtenidos muestran que la representación de *Glis glis* en las áreas protegidas es buena, superior al 55% en todos los casos, por lo que se puede decir que se apoya nuestra hipótesis de que la protección por parte de los ENPs y la Red Natura 2000 es efectiva para la especie en cuestión.

Si se analizan los mapas obtenidos para la CAPV, se observa que a una resolución de 1km², las celdas con presencia de lirón gris protegidas se encuentran agregadas principalmente en 2 zonas dispersas entre sí pero bien conectadas, mientras que a 10km² de resolución, sólo se distingue una zona. Igualmente a nivel regional (España Peninsular), las celdas con máxima probabilidad de presencia también se encuentran agregadas por zonas, más o menos conectadas entre sí, salvo en los territorios localizados hacia el este, inmediatos a la Comunidad Foral de Navarra, donde están muy dispersas y fragmentadas.

La fragmentación de los hábitats provoca una pérdida de conectividad entre las especies asociada al aislamiento y división de hábitats en áreas menores, reduciendo así su diversidad genética y consecuentemente, su adaptabilidad a cambios en las condiciones ambientales (Fahrig, 2003) En la actualidad, junto con la pérdida de hábitats, es una de las principales causas de la pérdida de diversidad biológica (EUROPARC-España, 2009). Sin embargo, algunos autores también enuncian posibles desventajas asociadas a la conectividad del paisaje, como el incremento de posibilidades de dispersión del fuego o de otras perturbaciones (EUROPARC-España, 2009). Esto último podría provocar problemas a pequeña escala, como en la CAPV, donde perturbaciones locales podrían originar la extinción de toda la población; a pesar de ello, consideramos que la conectividad de los hábitats es clave para la conservación y viabilidad de las poblaciones. Así, teniendo en cuenta que la capacidad de dispersión de la especie es de alrededor de 1km, es razonable pensar que las comunidades más orientales de España Peninsular, situadas en los Pirineos de Lleida y Girona (Cataluña) tienen un alto riesgo de desaparición por aislamiento. Es por tanto necesario tomar medidas para su conservación en Cataluña. Proponemos a largo plazo a) un nuevo planteamiento forestal en el que se evite la limpieza selectiva y la tala de las especies de sotobosque, así como árboles sin valor maderable y/o muertos, b) realizar pequeñas repoblaciones de castaños y otras especies con frutos secos que garanticen la disponibilidad de alimento en aquellos lugares donde la presencia de estas especies sea escasa o nula, y a corto plazo c) el establecimiento de cajas nido como refugio o lugar de cría en zonas de arbolado joven y/o sin orificios en los troncos,

y d) en su caso, sólo si fuera necesario, la instalación de comederos de rejilla específicos para la especie.

Por otro lado, es importante señalar que cabe la posibilidad de que este elevado porcentaje de celdas con máxima probabilidad de presencia bajo una figura de protección puede ser debido, al menos en parte, a que generalmente los muestreos y citas se localizan en espacios protegidos. De nuevo, se concluye que la veracidad de los resultados obtenidos depende de la calidad de los datos de presencia (Lobo, 2008).

Con todo ello, los SDMs pueden ser de gran utilidad para detectar nuevas áreas de conservación y corredores ecológicos, además de evaluar la efectividad de los espacios protegidos ya existentes. Pero hay que considerar que, tal y como muestran los resultados obtenidos, las escalas demasiado gruesas no son adecuadas para identificar áreas prioritarias de conservación (Razgour et al., 2011), así como tampoco lo son escalas muy finas (Jiménez-Alfaro et al., 2012).

5. Conclusiones

Es difícil llegar a un consenso sobre el efecto que tiene el cambio de la escala espacial en los SDMs. Guisan et al. (2007) sugieren que el efecto del cambio en el tamaño de grano depende de la especie y superficie de estudio, técnica empleada y aumento del tamaño de grano. Por tanto, del presente trabajo se puede concluir que los modelos de distribución potencial del lirón gris no son sensibles a cambios 10 veces mayores de resolución a extensión de la CAPV y España Peninsular, pero sí que lo son al incremento de la extensión de la CAPV a España Peninsular. Asimismo, para la especie y áreas de estudio seleccionadas, las variables que más influyen en su distribución potencial son la estacionalidad de precipitaciones y la temperatura media anual. La inclusión de la variable biótica “Hábitat” no produce apenas cambios en la precisión de los modelos, y como se esperaba, esta variable tiene una mayor influencia a resoluciones finas que gruesas. Es importante recalcar que la precisión y validez de los modelos depende de la calidad de los datos de partida. Por último, teniendo en cuenta las áreas con máxima probabilidad de presencia obtenidas, valoramos como buena la protección de la especie por parte de la Red Natura 2000 y los Espacios Naturales Protegidos para la CAPV y España Peninsular. Además, tomando como referencia los resultados obtenidos tanto en el muestreo de campo realizado en el año 2012 como los resultados obtenidos en el presente trabajo, proponemos que se incluya la especie en la CAPV en la clase “De preocupación menor” (“LC”), en lugar de “Datos Deficientes” (“DD”).

Las dificultades y limitaciones metodológicas encontradas evidencian la necesidad de realizar más estudios a distintos tamaños de grano y extensiones, modelos multi-escala, e incluyendo nuevas variables ambientales que puedan limitar la distribución potencial de la especie. Igualmente, dado que la distribución del lirón gris se asocia principalmente a factores climáticos, es de gran interés valorar el impacto del cambio climático en la especie, con el fin de garantizar su supervivencia en el futuro.

6. Bibliografía

- Araújo, M.B. y Williams, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96, 331-345.
- Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., Thuiller, W. 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* 14, 484-492.
- Austin, M.P. y Van Niel, K.P. 2011. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography* 38, 1-8.
- Barry, S. y Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43, 413-423.
- Bean, W. T., Stafford, R. and Brashares, J. S. 2012. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* 35, 250-258.
- Castián, E. y Mendiola, I. 1985. *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco. pp. 340.
- Castián, E. 2007. *Glis glis*. En: Palomo, L.J., Gisbert, J., Blanco, J.C. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad. SECEM-SECEMU. Madrid. pp. 388-391.
- Castro, A. y Real, R. 2007. Caracterización climática del área de distribución del lirón gris *Glis glis* (Linnaeus, 1766) en la España Peninsular. *Galemys* 19 (2), 19-31.
- Castroviejo, J., Garzón, J., Palacios, E., Castroviejo, S. 1974. Sobre el lirón gris (*Glis glis pyrenaicus* Cabrera, 1908) en España. Doñana, *Acta Vertebrata* 1 (1), 121-142.
- Côte, L.M. Reynolds, J.D. 2002. Predictive ecology to rescue? *Science*, 298. (5596), 1181-1182. En: Guisan, A. et al. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13, 332-340.
- Dè Marinis, A.M. y Agnelli, P. 1993. Guide to the microscope analysis of Italian mammals hairs: Insectivora, Rodentia and Lagomorpha. *Boll. Zool.* 60, pp. 225-232.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., McCOverton, J., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams,

- S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y., Yates, C. J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17, 43-57.
- Engler, R. y Guisan, A. 2009. MigClim: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions* 15, 590-601.
- España 1979. Directiva 79/409/CEE del Consejo, de 2 de abril de 1979, relativa a la conservación de las aves silvestres. *D.O.*, núm. L 103, de 25 de abril de 1979, p. 1.
- España 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas*, núm. L 206, páginas 206 a 250.
- España 2007. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. *Boletín Oficial del Estado*, núm. 299, de 14 diciembre 2007, páginas 51275 a 51327.
- EUROPARC-España. 2009. *Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos*. Ed. FUNGOBE Madrid. pp. 86.
- Fahrig, L. 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- Fietz, J., Schlund, W., Dausmann, K.H., Regelman, M., Heldmaier, G. 2004. Energetic constraints on sexual activity in the male edible dormouse (*Glis glis*). *Oecologia* 138 (2), 202-209.
- Franklin, J. 2009. *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. pp. 320.
- Freixas, L., Pertierra, D., Torre, I., Arrizabalaga, A. 2011. Seguimiento de las poblaciones de lirón gris (*Glis glis*) en el NE de la Península Ibérica. Museu de Granollers. Ciències Naturals. *Galemys* 23 (nº especial), 105-111.
- GBIF. Sin fecha de edición. Disponible en: <http://www.gbif.org/>
- GeoEuskadi. Infraestructura de Datos Espaciales (IDE). Disponible en: <http://www.geo.euskadi.net/>.

- Gobierno Vasco. 2009. Mapa de hábitats del País Vasco. Sistema de clasificación EUNIS. Disponible en: Infraestructura de Datos Espaciales de Euskadi (<http://www.geoekskadi.net>)
- González-Esteban, J. y Villate, I. 2001. Actualización de la distribución y estado poblacional del lirón gris *Glis glis* (Linnaeus, 1766) en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Departamento de Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco. pp. 29.
- Gottschalk, T. K., Aue, B., Hotes, S., Ekschmitt, K. 2011. Influence of grain size on species-habitat models. *Ecological Modelling* 222 (18), 3403-3412.
- Grenouillet, G., Buisson, L., Casajus, N., Lek, S. 2011. Ensemble modelling of species distribution: the effects of geographical and environmental ranges. *Ecography* 34, 9-17.
- Guisan, A., Graham, C. H., Elith, J., Huettmann, F., NCEAS Species Distribution Modelling Group. 2007a. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13, 332-340.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., Elith, J., Graham, C. H., Phillips, S., Peterson, A.T., 2007b. What matters for predicting spatial distributions of trees: techniques, or data, species' characteristics? *Ecological Monographs* 77, 615-630.
- Guisan, A. y Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8, 993-1009.
- Guisan, A. y Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135 (2-3), 147-186.
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Kuussaari, M. 2007. Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: impacts of scale and statistical technique. *Landscape and Urban Planning* 79 (3-4), 347-357.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L. 2006. The effect of simple size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773-785.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83, 2027-2036.
- Huettmann, F. y Diamond, A.W. 2006. Large-scale effects on the spatial distribution of seabird in the Northwest Atlantic. *Landscape Ecology* 21 (7), 1089-1108. En: Guisan, A.,

- Graham, C. H., Elith, J., Huettmann, F., NCEAS Species Distribution Modelling Group. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13, 332-340.
- Hürner, H., Martin, J.F., Ribas, A., Arrizabalaga, A., Michaux, J.R. 2009. Isolation, characterization and PCR multiplexing of polymorphic microsatellite markers in the edible dormouse, *Glis glis*. *Molecular Ecology Resources* 9 (3), 885-7.
- Huston, M.A. 2002. Introductory essay: critical issues for improving predictions. En: Scott, J.M., Heglund, P.J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M., Wall, B. eds. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Washington, DC: Island Press, 7-21.
- IUCN, 2013. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.1. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>
- Jiménez-Alfaro, B., Draper, D., Nogués-Bravo, D. 2012. Modeling the potential area of occupancy at fine resolution may reduce uncertainty in species range estimates. *Biological Conservation* 147, 190-196.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A.T., Soberón, J., Overton, J.M., Aragón, P., Lobo J.M. 2011. Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* 13 (12), 2785-2797.
- Jurczyszyn, M. 2006. The use of space by translocated edible dormice *Glis glis* (L.) at the site of their original capture and the site of their release: radio tracking method applied in a reintroduction experiment. *Polish Journal of Ecology* 54, 345-350.
- Jurczyszyn, M. y Zgrabczynska, E. 2007. Influence of population density and reproduction on space use and spatial relations in the edible dormouse. *Acta Theriologica* 52 (2), 181-188.
- Krystufek, B. 2008. *Glis glis* (Rodentia: Gliridae). *Mammalian species* 42 (865), 195-206.
- Kuemmerle, T., Perzanowski, K., Chaskovskyy, O., Ostapowicz, K., Halada, L., Bashta, A-T., Kruhlov, I., Hostert, P., Waller, D.M., Radeloff, V. C. 2010. European bison hábitat in the Carpathian Mountains. *Biological Conservation* 143, 908-916.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73, 1943-1967. En: Razgour, O., Hanmer, J., Jones, G. 2011. Using multi-scale modelling to predict hábitat

- suitability for species of conservation concern: The grey long-eared bat as a case study. *Biological Conservation* 144, 2922-2930.
- Lobo, J.M. 2008. More complex distribution models or more representative data. *Biodiversity informatics* 5, 14-19.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17, 145-151.
- Luoto, M., Virkkala, R., Heikkinen, R.K. 2007. The role of land cover in bioclimatic models depends on spatial resolution. *Global Ecology and Biogeography* 16, 34-42.
- MAGRAMA. *Atlas y Manual de los Hábitats Naturales y Seminaturales de España*. Disponible en: <http://www.magrama.gob.es/>
- Martínez-Meyer, E., Peterson, A.T., Servín, J., Kiff, L.F. 2006. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx* 40, 411-418.
- Mateo, R.G., Felicísimo, A.M., Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84, 217-240.
- Moffett, A., Shackelford, N., Sarkar, S. 2007. Malaria in Africa: Vector species' niche models and relative risk maps. *PLoS ONE* 2 (9): e824.
- Morrison, M.L. y Hall, L.S. 2002. Standart terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. En: Scott, J. M., Heglund, P. J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M., Wall, B. 2002. eds. *Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale*. Washington, DC: Island Press, 43-52.
- Ninyerola, M., Pons, X., Roure, J. M. 2005. *Atlas Climático Digital de la Península Ibérica: Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. ISBN 932860-8-7. Universidad Autónoma de Barcelona, Bellaterra. Disponible en: <http://opengis.uab.es/wms/iberia/>.
- Orden 2011/937, 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. *Boletín Oficial del País Vasco*, 23 de febrero de 2011, nº 37.

- Purves, D.W., Zavala, M.A., Ogle, K., Prieto, F. y Benayas, J.M.R. 2007. Environmental heterogeneity, bird-mediated directed dispersal, and oak woodland dynamics in Mediterranean Spain. *Ecological Monographs* 77, 77-97.
- Rey-Benayas, J.M., Scheiner, S.M. 2002. Plant diversity, biogeography and environment in Iberia: patterns and possible causal factors. *Journal of Vegetation Science* 13, 245-258.
- Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único Pearson, R., Dawson, T.P., Liu, C. 2004. Modelling species distributions in Britain: a hierarchical integration of climate and land-cover data. *Ecography* 27, 285-298.
- Pearson, R., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. 2007. Predicting species distribution from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography* 34, 102-117.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Schapire, R.E. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. En: *Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning*, ACM Press, 655-662.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Ecological Modelling* 190, 231-259.
- Phillips, S.J. y Dudík, M. 2008. Modeling of species distribution with MaxEnt: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Razgour, O., Hanmer, J., Jones, G. 2011. Using multi-scale modelling to predict habitat suitability for species of conservation concern: The grey long-eared bat as a case study. *Biological Conservation* 144, 2922-2930.
- Real, R., Márcia Barbosa, A., Rodríguez, A. García, F.J., Vargas, J.M., Palomo, L.J., Delibes, M. 2009. Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distributions* 15, 390-400.
- Scinski, M. y Borowski, Z. 2008. Spatial organization of the fat dormouse (*Glis glis*) in an oak-hornbeam forest during the mating and post-mating season. *Mammalian Biology* 73, 119-127.
- Schlund, W., Scharfe, F., Ganzhorn, J.U. 2002. Long-term comparison of food availability and reproduction in the edible dormouse (*Glis glis*). *Mammalian Biology* 67, 219-232.

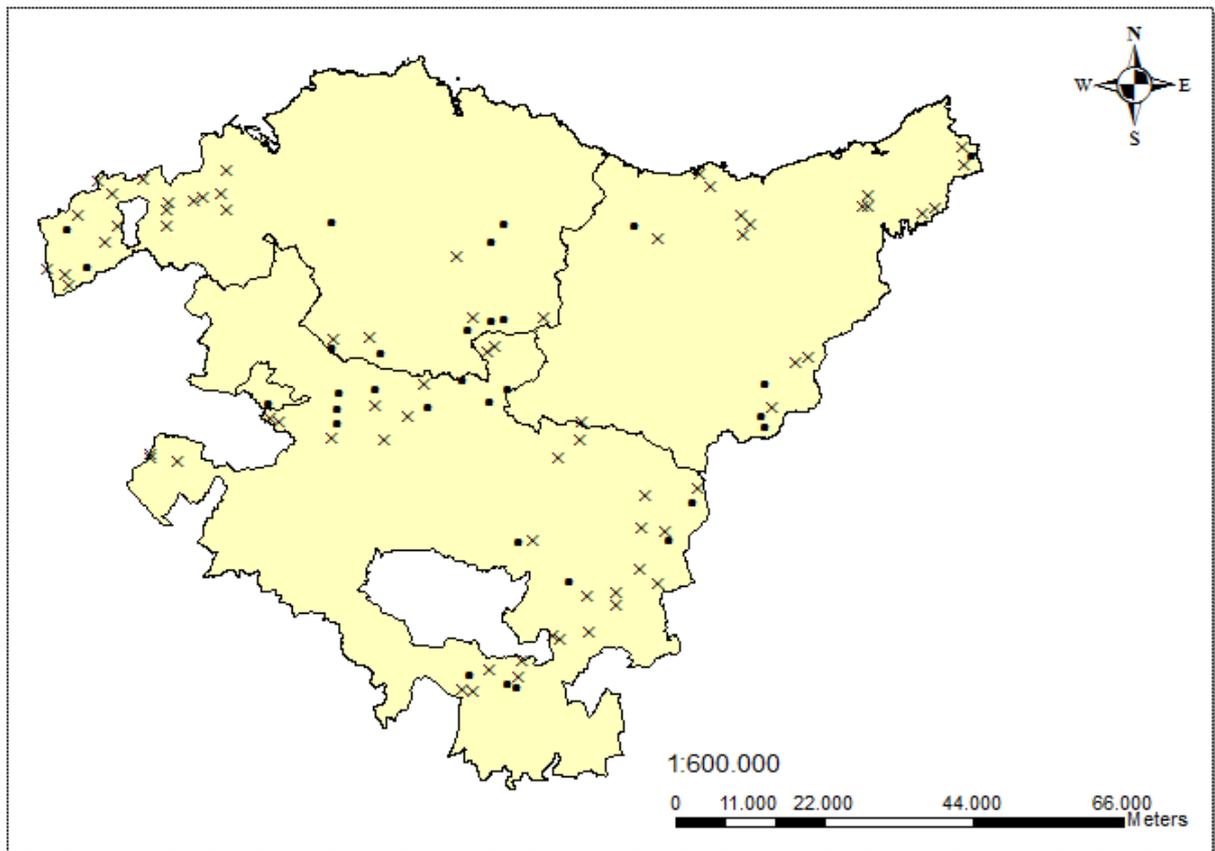
- Seo, C., Thorne, J.H., Hannah, L. 2009. Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. *Biology Letters* 5 (1), 39-43.
- Song, W., Kim, E., Lee, D., Lee, M., Jeon, S-W. 2013. The sensitivity of species distribution modeling to scale differences. *Ecological Modelling* 248, 113-118.
- Swets, K.A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240, 1285-1293.
- En: Araújo, M.B., Pearson, R., Thuiller, W., Erhard, M. 2005. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11, 1-10.
- Teerink, B.J. 1991. *Hair of west European Mammals. Atlas and identification key*. Cambridge University Press. pp. 224.
- Thuiller, W., Richardson, D.M., Pysek, P., Midgley, G.F., Hughes, G.O., Rouget, M. 2005. Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11, 2234-2250.
- Thuiller, W., Albert, C., Araújo, M.B., Berry, P.M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Midgley, G.F., Paterson, J., Schurr, F.M., Sykes, M.T., Zimmermann, N.E. 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 9, 137-152.
- Tobalske, C. 2002. Effects of spatial scale on the predictive ability of habitat models for the green woodpecker in Switzerland. En: Scott, J. M., Heglund, P. J., Samson, F., Haufler, J., Morrison, M., Raphael, M., Wall, B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. Island Press, Covelo, California. pp. 197-204.
- Toms, M.P., Siriwardena, G.M., Greenwood, J.J.D. 1999. Developing a mammal monitoring programme for the UK. *British Trust for Ornithology Research Report* 223, pp. 314.
- Valverde, A.J. y Lobo, J.M. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica* 31 (3), 361-369.
- Williams, P., Hannah, L., Andelman, S., Midgely, G., Araújo, M.B., Hughes, G., Manne, L., Martínez-Meyer, E., Pearson, R. 2005. Planning for Climate Change: Identifying Minimum-Dispersal Corridors for the Cape Proteaceae. *Conservation Biology* 19, 1063-1074.

- Williams, J.N., Seo, C., Thorne, J., Nelson, J.K., Erwin, S., O'Brien, J.M., Schwartz, M.W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions* 15, 565-576.
- Wilz, M. y Heldmaier, G. 2000. Comparison of hibernation, estivation and daily torpor in the edible dormouse, *Glis glis*. *Journal of Comparative Physiology B* 170 (7), 511-21.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14, 763-773.

7. Anexos

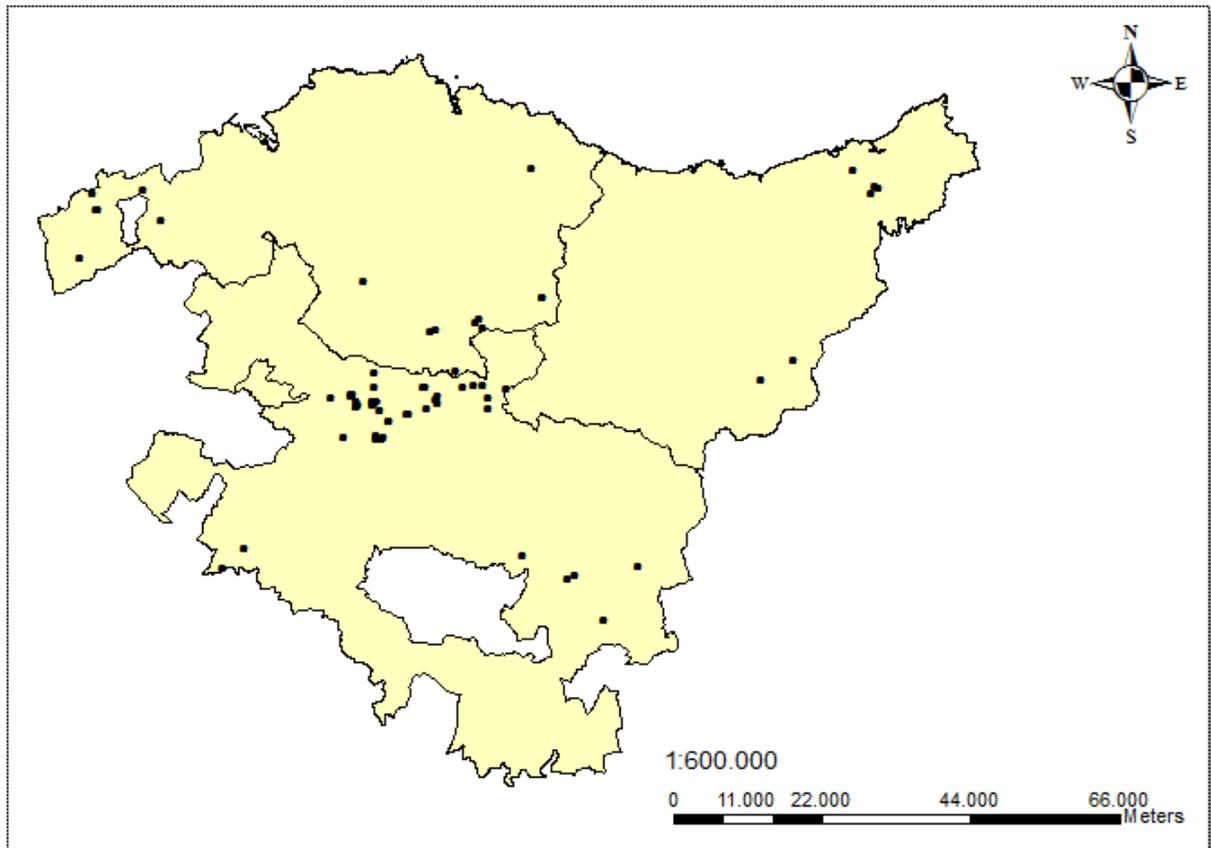
Anexo 1

Localización de las estaciones de muestreo en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Los círculos negros indican las 31 estaciones con resultados positivos (i.e., presencia probada de *Glis glis* mediante *hair-tubes*), y las cruces, las 71 estaciones con resultados negativos (i.e., presencia no confirmada de *Glis glis* mediante *hair-tubes*).



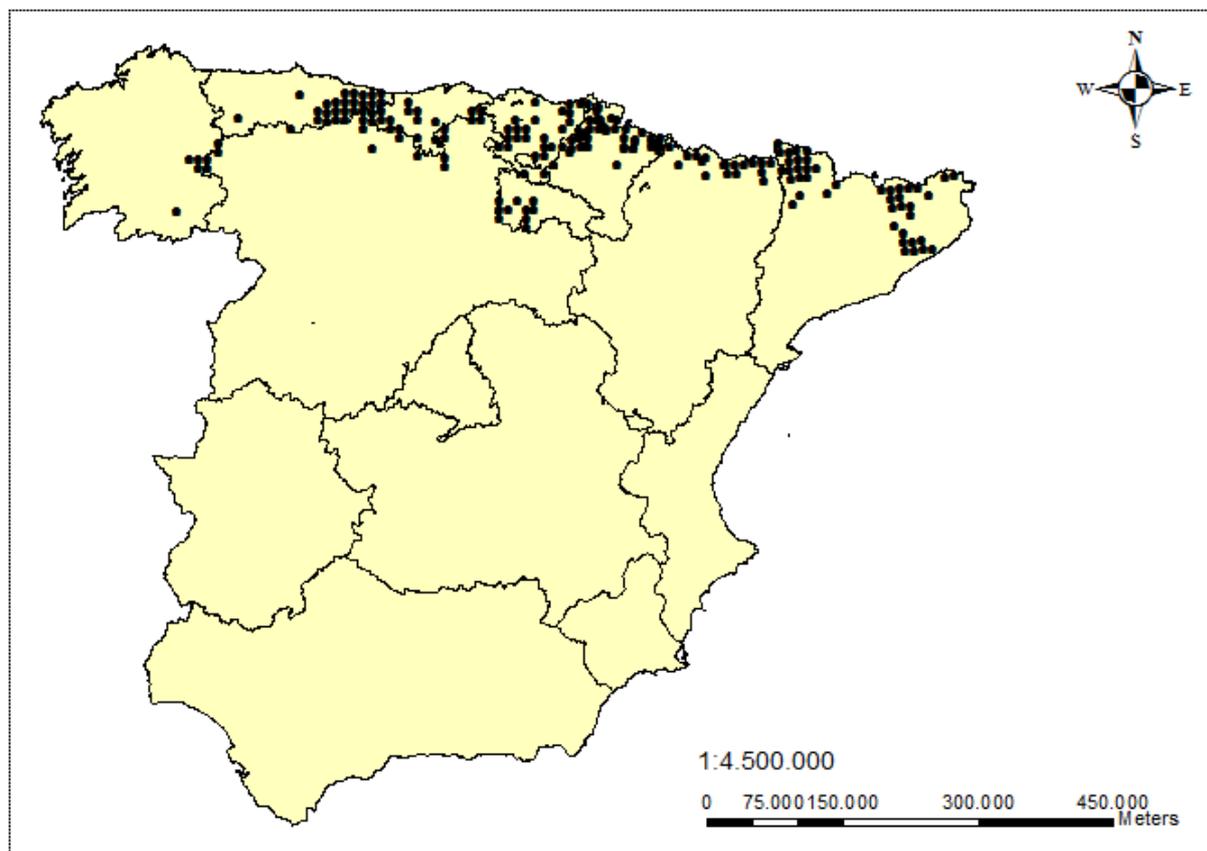
Anexo 2

Localización de los datos de presencia de *Glis glis* provenientes de las citas en la Comunidad Autónoma del País Vasco.



Anexo 3

Localización de los datos de presencia de *Glis glis* provenientes del GBIF en España Peninsular.



Anexo 4 (Fotográfico)

Estructura de la vegetación en las estaciones de muestreo donde se colocaron los *hair-tubes*. Se observa la vegetación existente en alguno de los 102 sitios donde colocamos tubos HT (las flechas rojas señalan los *hair-tubes*).

