



Influencia de la gestión agroganadera y las variables climáticas y topográficas en los cambios de abundancia de la rata topera (*Arvicola scherman*) en el Oeste del Pirineo

Diego Villanúa^{1,*} , Pablo Díez-Huguet², Isabel Leránóz¹, Ainhoa Mateo-Moriones¹, Vanesa Alzaga¹, Juan Markina¹, Carlos Astrain¹ , Jesús Martínez-Padilla³ 

(1) Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK). Padre Adoain 219 bajo, Pamplona, España

(2) Sección de Producción y Sanidad Vegetal. Dirección General de Agricultura y Ganadería, Gobierno de Navarra. C/ González Tablas 9, Pamplona, España.

(3) Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC). Avda. Nuestra Señora de la Victoria, 16. Jaca, España.

* Autor de correspondencia: Diego Villanúa [diegovillanua@yahoo.es]

> Recibido el 11 de enero de 2021 - Aceptado el 30 de marzo de 2021

Como citar: Villanúa, D., Díez-Huguet, P., Leránóz, I., Mateo-Moriones, A., Alzaga, V., Markina, J., Astrain, C., Martínez-Padilla, J. 2021. Influencia de la gestión agroganadera y las variables climáticas y topográficas en los cambios de abundancia de la rata topera (*Arvicola scherman*) en el Oeste del Pirineo. *Ecosistemas* 30(1): 2135. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2135>

Influencia de la gestión agroganadera y las variables climáticas y topográficas en los cambios de abundancia de la rata topera (*Arvicola scherman*) en el Oeste del Pirineo

Resumen: La rata topera (*Arvicola scherman*) es una especie de gran interés, tanto por su papel como presa de multitud de depredadores, como por el impacto de sus daños sobre la agricultura. Las variaciones en su abundancia poblacional y el papel de los factores que la modulan han sido ampliamente estudiadas en el norte de Europa, pero hasta el momento, se carecía de esta información para las poblaciones del Pirineo. En el presente trabajo se exponen los resultados obtenidos en el plan de monitorización de la especie en Navarra desde 2016 hasta 2020, describiendo tanto los cambios de abundancia registrados, como la influencia de los factores ambientales y de gestión agroganadera analizados. Describimos una variación de la abundancia a lo largo del año, con valores significativamente mayores en primavera que en verano; y entre los 5 años de muestreo, con una abundancia significativamente mayor en 2016 y 2020. La pluviometría acumulada en los meses previos al censo y el pastoreo con ovejas han sido los factores retenidos en los modelos con influencia significativa. Ambos han ejercido un efecto positivo sobre la rata topera, aumentando su abundancia al incrementarse la pluviometría y con el aprovechamiento con ganado ovino. Se discute el papel de estos factores y otras variables de estructura del paisaje y de gestión agrícola en los cambios de abundancia poblacional de la rata topera.

Palabras clave: ganadería; gestión; meteorología; monitorización; roedores; praderas

The Fossorial Water Vole (*Arvicola scherman*) in the Pyrenees, factors involved in its population abundance

Abstract: The Fossorial Water Vole (*Arvicola scherman*) is a species of great interest, both because of its role as prey for a wide variety of predators, and the damages on agriculture. The variation in its population abundance and the factors that modulate it have been widely studied in northern Europe, but they are rather unknown for Pyrenean populations. Here we show the results obtained in the monitoring plan for the species in Navarra from 2016 to 2020, describing both the inter- and intra-annual changes in population abundance, as well as the effect of environmental factors and agricultural management. We found intra-annual variation in its abundance, with significantly higher values in spring than in summer. Interannually, there was a significantly higher abundance both in 2016 and 2020. The accumulated rainfall in the three months prior to sampling and grazing with sheep were the two most important factors that explain variation in population abundance. Both factors had a positive effect on the Fossorial Water Vole, so that its abundance increased with wetter months before sampling and in areas where sheep were present. The role of these factors and other variables of landscape and agricultural management in the changes of abundance of this rodent are also discussed.

Keywords: grasslands; livestock; management; meteorology; monitoring; rodents

Introducción

Los roedores desempeñan un papel clave en los ecosistemas tanto desde el punto de vista de su papel como presa (Korpimäki et al. 2005; Delibes-Mateos et al. 2011; Rodríguez et al. 2020) como de su capacidad para modificar la composición vegetal o las características del suelo (Zhang et al. 2003; Nicod et al. 2020). Además, sus variaciones de abundancia pueden modificar a su vez la ten-

dencia poblacional de sus depredadores (Korpimäki y Sulkava 1987; Tryjanowski y Kuzniak 2002; Delibes-Mateos et al. 2011; Mougeot et al. 2019; Giraudoux et al. 2020) y con ella la del resto de especies presa (Blanco-Aguilar et al. 2012; Masoero 2020). Estos cambios en la abundancia no se producen al azar, sino que generalmente están modulados por factores intrínsecos de densidad-dependencia (Reed y Slade 2008; Barraquand et al. 2014) y extrínsecos como la climatología (Potapov et al. 2004; Korpimäki et al.

2005; Somoano et al. 2017), las enfermedades (Vidal et al. 2009; Barraquand et al. 2014), los cambios en el paisaje (Berthier et al. 2013, 2014) y uso del suelo (Truchetet et al. 2014; Jareño et al. 2015) o la disponibilidad de alimento (Barraquand et al. 2014), que están muy interrelacionados entre sí, lo que dificulta notablemente la determinación del papel de cada uno de estos factores por separado (Saucy 1994; Barraquand et al. 2014; Truchetet et al. 2014; Giraudoux et al. 2019).

Los picos poblacionales de determinadas especies de roedores suelen derivar en conflicto por los daños a los cultivos agrícolas (Truchetet et al. 2014; Jareño et al. 2015; Lauret et al. 2019), por lo que el estudio de la dinámica de estos picos de abundancia y cómo predecirlos o evitarlos es una constante línea de investigación (Saucy 1994; Truchetet et al. 2014; Jareño et al. 2015; Giraudoux et al. 2019).

La rata topera (*Arvicola scherman*) es una de las especies con mayor influencia sobre la comunidad de depredadores de los ecosistemas en los que habita (Weber et al. 2002; Giraudoux et al. 2020; Rodríguez et al. 2020) y a la vez una de las más frecuentemente implicadas en los problemas de daños a la agricultura (Somoano 2020). Dentro de su amplia distribución, que abarca desde la Península Ibérica hasta China (Reichstein 1982), se distinguen dos ecotipos, uno vinculado a los medios acuáticos, y otro de hábitos terrestres excavadores (Ventura y Gosálbez 1988), siendo este último el que ocasiona los daños a la agricultura (Somoano 2020). Existe gran controversia en cuanto a la taxonomía de este roedor (Ventura 2007; Musser y Carleton 2005; Mahmoudi et al. 2020; Chevret et al. 2020), tendiendo los trabajos más actuales a considerar que *A. amphibius*, *A. terrestris*, *A. scherman* y *A. monticola* son distintas formas de una única especie, que sería *A. amphibius* (Chevret et al. 2020). No obstante, en el presente trabajo hemos preferido mantener la denominación de *A. scherman*, por ser la recogida en el inventario oficial de especies terrestres (MITECO 2020) y el utilizado en los últimos trabajos publicados sobre la misma en nuestra región (Somoano, 2020), dejando claro que nos referimos a la forma ecoetológica cavadora. En el Pirineo se

encuentra ocupando los prados entre los 800 msnm (Castián y Gosálbez 1992) y los 2000 msnm (Ventura y Gosálbez 1988) mostrando una distribución irregular desde Gipuzkoa al Valle de Arán (Ventura 2007). A diferencia de lo sucedido en la Cordillera Cantábrica, donde los daños a la agricultura son comunes (Somoano 2020), en los Pirineos los daños ocasionados por esta especie podían considerarse anecdóticos (Castián 1993) hasta la primavera de 2016 (Villanúa et al. 2020). En el presente trabajo se analiza la variación de la abundancia de la rata topera en el Pirineo desde el inicio de la problemática de los daños a la agricultura hasta la actualidad, así como el papel que distintos factores ejercen sobre dichos cambios de abundancia.

Material y métodos

Área de estudio

El trabajo de campo se llevó a cabo en los fondos de valle del oeste de la región biogeográfica alpina de Navarra. Rodeando esta zona de prados y praderas aparecen las Zonas de Especial Conservación de Roncesvalles-Selva de Irati (ES0000126), Monte Alduide (ES2200019) y Sierra de Artxuga, Zarikieta y Montes de Areta (ES000129) (Fig. 1).

La zona de estudio presenta un rango altitudinal desde el mínimo de 867 msnm en Espinal a los 1 375 msnm de Remendía y muestra una temperatura media anual en torno a 9°C y una pluviometría por encima de los 1600 mm anuales, repartidos de manera bastante homogénea a lo largo de todo el año salvo los meses de julio y agosto, y en forma de nieve en los meses de diciembre a marzo.

Los bosques de haya (*Fagus sylvatica*) y roble (*Quercus pubescens*) cubren la mayor parte de las laderas, mientras que las partes llanas están ocupadas principalmente por prados y praderas y por algún campo disperso destinado al cultivo de patata o de maíz. El tamaño medio de las parcelas estudiadas es de 3.02 has y su manejo incluye la siega, el aprovechamiento a diente con yeguas, vacas y ovejas y, en algunos casos, el abonado.

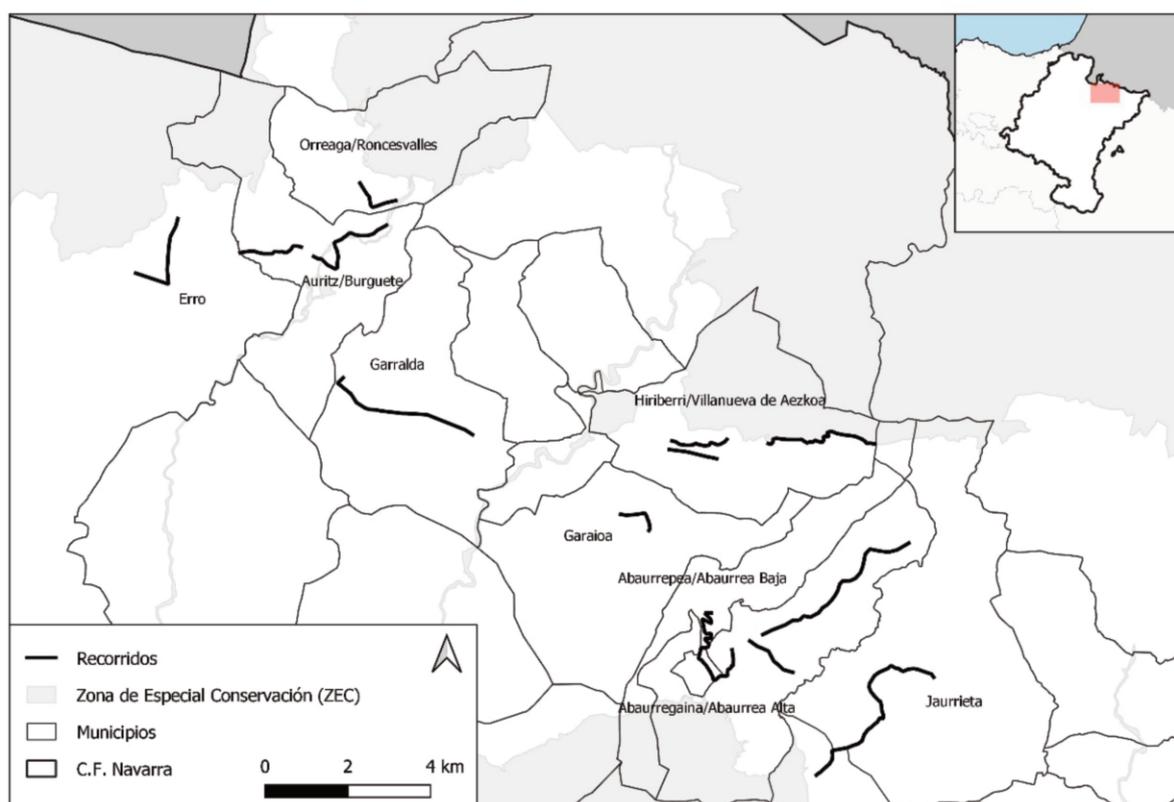


Figura 1. Ubicación de los recorridos de censo en el área de estudio.

Figure 1. Location of transects in the study area.

Estimas de abundancia

Como método de monitorización de la abundancia de la población de Rata topera en la zona se recurrió al método seguido en Francia por la Fédération Régionale de Défense contre les Organismes Nuisibles (FREDON) desde principios de los 80 y que se basa en la detección de toperas activas desde el coche (Berthier et al. 2014; Truchetet et al. 2014). Cada parcela se categorizó en una escala de 1 a 5 de manera que se adjudica un grado 1 a las parcelas sin ninguna topera activa, un grado 2 a aquellas que tienen toperas en menos de un 25% de la superficie, un grado 3 cuando está afectada entre un 26 y un 50% de la parcela, un grado 4 con una afección del 51 al 75% y un grado 5 cuando la práctica totalidad de la parcela cuenta con toperas activas.

Se diseñaron 13 recorridos fijos desde vehículo distribuidos homogéneamente por la zona de estudio lo que permitió obtener información de un total de 327 parcelas que sumaban más de 900 has (Fig. 1). Se realizaron dos censos cada año, uno en el mes de abril y otro en septiembre, repitiendo este protocolo de monitorización durante 5 años consecutivos (2016-20).

Caracterización de parcelas

Variables ambientales

Todos los análisis del terreno se realizaron con el software QGIS (versión 3.10). A partir de la información catastral y de la cartografía SIGPAC, se llevó a cabo una redigitalización sobre la ortofoto de cada una de las parcelas estudiadas para ajustar sus límites a la realidad actual. Tras la digitalización de las parcelas, obtuvimos el tamaño de cada una y su sinuosidad, entendida esta como el cociente entre el perímetro y la superficie total de la parcela (Morilhat et al. 2008). Además, se calculó un índice forestal y un índice seto para cada parcela. Para ello, se obtuvo la longitud de borde de contacto de la parcela con masas forestales y con setos con una anchura igual o mayor a 1 metro. El cociente entre la longitud del borde en contacto con zona forestal o seto y la superficie total de la parcela fueron los índices forestal y seto respectivamente (Morilhat et al. 2008).

De cada parcela se registró también la altitud sobre el nivel del mar, la pendiente media y la pluviometría acumulada durante los tres meses previos al muestreo (Giraudoux et al. 2019) en la estación meteorológica más cercana de las 3 existentes en la zona. Este último dato se extrajo de la web www.meteonavarra.es.

Gestión agro-ganadera

De cara a testar también el posible papel de la gestión agro-ganadera sobre la abundancia de rata topera, se caracterizó el manejo seguido en los últimos años en cada parcela muestreada mediante entrevistas con los agricultores (Morilhat et al. 2007) incluyendo en los análisis la presencia de trébol, el uso de abono, si se trataba de una pradera sembrada o un prado y el tipo de aprovechamiento ganadero (oveja, vaca o yegua).

Análisis de datos

Para el análisis de los datos se realizaron modelos lineales mixtos generalizados (GLMMs) con la función 'glmer', ajustando los modelos a una distribución binomial. La abundancia de toperas activas fue la variable dependiente. Aunque la categorización inicial fue de 5 niveles (ver arriba), posteriormente se reagruparon en dos categorías donde 1-3 se consideran como "baja abundancia" y 4-5 como parcelas con "alta abundancia", clasificaciones que se podrían traducir como parcelas sin conflicto y parcelas con conflicto por los daños (Berthier et al. 2014; Truchetet et al. 2014). Por tanto, la variable dependiente fue la abundancia de toperas, codificada en dos categorías como "baja abundancia" o "alta abundancia" (0 y 1 respectivamente). En todos los casos, se incluyó la variable "municipio" y "año" como factores aleatorios para evitar problemas de pseudoreplicación debido a la no independencia de los valores de abundancia de toperas dentro de cada municipio y año.

Se observó una variación en la abundancia de toperas entre años, con una mayor incidencia significativamente mayor en los

años 2016 y 2020 ($z=10.63$, $p<0.0001$ y Fig. 2), por lo que los años se categorizaron como de alta o baja incidencia denominada "incidencia anual". La variable "incidencia anual", se refiere a la incidencia de daños entre años, diferenciándose de la variable abundancia que está calculada a nivel de parcela. Esto nos permite explorar cómo las abundancias de daños en las parcelas en relación a una variable ambiental o de gestión está mediada por años de baja o alta incidencia. Por tanto, la variable "incidencia anual" se consideró como variable explicativa de 2 niveles ("alta" o "baja" incidencia).

Se detectaron diferencias significativas en el grado de afección en función de la época del año, siendo mayores las abundancias detectadas en primavera que en verano ($z=-7.57$, $p<0.0001$, Fig. 3). Debido a que la presencia de toperas activas en verano fue casi anecdótica, el análisis del efecto de los distintos factores sobre la abundancia de rata topera se llevó a cabo sólo con los datos de primavera. Como variables explicativas, consideramos las variables ambientales y de gestión descritas anteriormente. Se exploró la colinearidad de todas estas variables, independientemente de que fueran variables de gestión o ambientales, para no violar la independencia de las variables explicativas en los modelos de análisis de varianza. Se obtuvo la colinearidad de las variables a través de los VIFs (Variation Inflation Factor, en sus siglas en inglés). Sólo las variables con valores menores de 2 fueron usadas en los análisis (Tabla 1).

El proceso de modelización se realizó en tres pasos para evitar problemas de convergencia de los modelos: un primer modelo completo con todas las variables ambientales, un segundo modelo con todas las variables de gestión y un tercer modelo en el que sólo se consideraron las variables que tuvieron una significación de $p<0.005$ en los primeros dos modelos. Además, se exploraron las posibles interacciones de las variables seleccionadas con los años agrupados por su mayor o menor abundancia de toperas activas.

Todos los análisis se realizaron usando R (R Core Team 2014), con los paquetes 'lme4' y 'car' (Brooks et al. 2017),

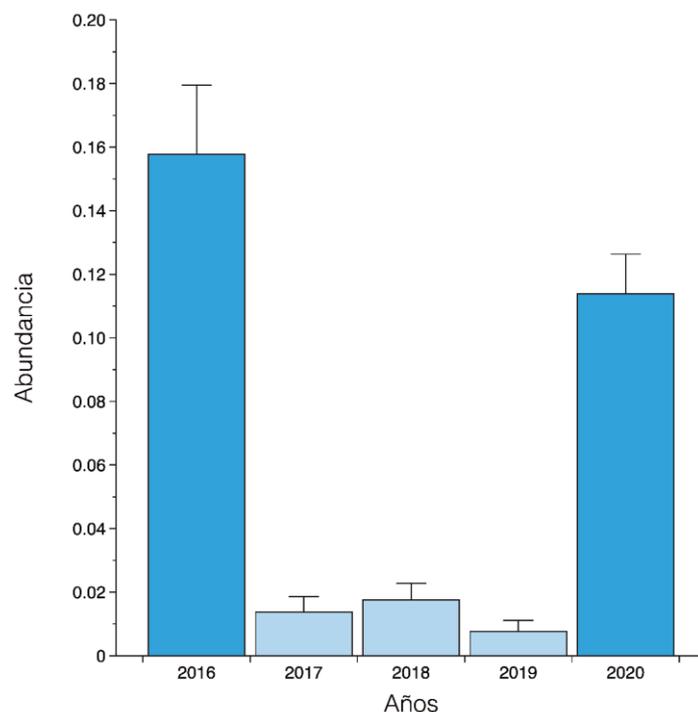


Figura 2. Abundancia medida como frecuencia relativa (media y error estándar) de toperas activas para cada uno de los años de muestreo. Los años 2016 y 2020 se consideraron como de alta incidencia y el resto, como de baja.

Figure 2. Abundance, as relative frequency, (mean and standard error) of active burrows in each study year. Years 2016 and 2020 were considered as high impact, and low impact the rest of the years

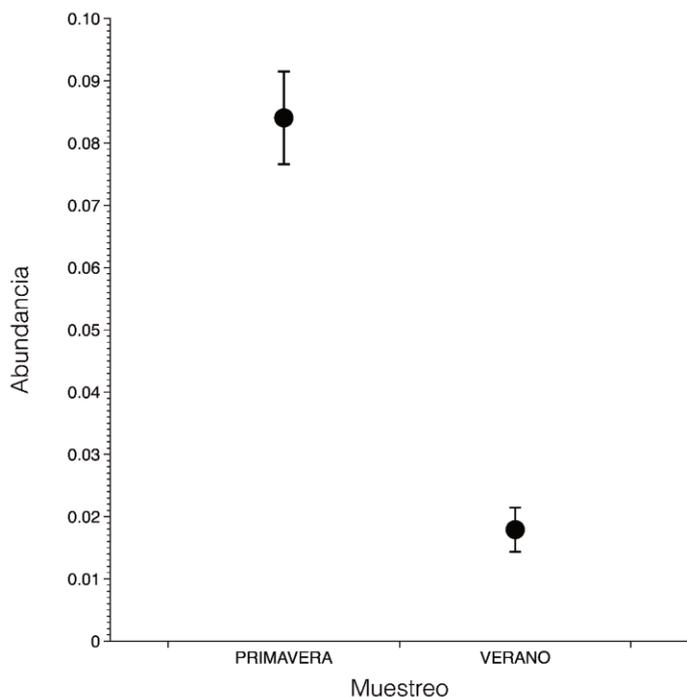


Figura 3. Abundancia medida como frecuencia relativa (media y error estándar) de toperas activas encontrados en primavera y verano.

Figure 3. Relative frequency (mean and standard error) of active burrows found in spring and summer.

Tabla 1. Selección de variables dependientes en función de la colinealidad entre las variables. Se indica la varianza explicada (R^2), la tolerancia y el índice de colinealidad (VIF). Nótese que una vez la variable "Índice de seto" fue excluida, los valores VIFs del resto de variables fueron menor de 2, lo que indica una baja colinealidad entre variables, permitiendo su uso como variables explicativas en el mismo modelo.

Table 1. Analysis collinearity of dependent variables. Total variance (R^2) is shown, as well as tolerance and collinearity index (VIF). Note that when the variable "Índice de seto [hedgerow index]" was excluded, VIFs values of the remaining variables were <2 , suggesting a low collinearity among variables, allowing their use as explanatory terms in the models.

Variable	R2	Tolerancia	VIF
Pasto	0.477	0.523	1.912
Sinuosidad	0.429	0.571	1.751
Trébol	0.426	0.574	1.744
Pendiente media	0.360	0.640	1.561
Superficie	0.331	0.669	1.495
Altitud	0.278	0.722	1.385
Abono	0.262	0.738	1.354
Índice forestal	0.226	0.774	1.293
Ovejas	0.145	0.855	1.169
Vacas	0.112	0.888	1.126
Yeguas	0.068	0.932	1.073
Pluviometría	0.037	0.963	1.038
Índice seto	0.837	0.163	6.149

Resultados

En el primer modelo explicativo de la probabilidad de aparición de parcelas con daños en función de las variables ambientales, sólo la pluviometría de los meses previos al muestreo mostró una correlación estadísticamente significativa, incrementándose la abundancia conforme aumentaba esta variable (Fig. 4).

En el segundo modelo, que pretendía explicar la influencia de las variables de gestión en la aparición de parcelas con toperas activas, la presencia de ovejas fue el único factor que mostró un efecto significativo, siendo mayores las abundancias en aquellas parcelas en las que se realizaba un aprovechamiento con ganado ovino (Fig. 5).

En el modelo final, que agrupaba los factores seleccionados en los dos anteriores, la pluviometría previa al muestreo y la presencia de aprovechamiento con ovejas siguieron mostrando un efecto significativo sobre la abundancia de toperas activas (Tabla 2).

Aunque el resto de variables estudiadas no alcanzaron el nivel de significación exigido para permanecer en los modelos predictivos, sí se pudo identificar una tendencia a que el grado de afectación fuese mayor en praderas sin laboreo, con presencia de trébol y abonadas y que las parcelas con alta densidad de toperas activas tuviesen un mayor tamaño, una menor sinuosidad y unos menores índices forestal y seto (Tabla 3).

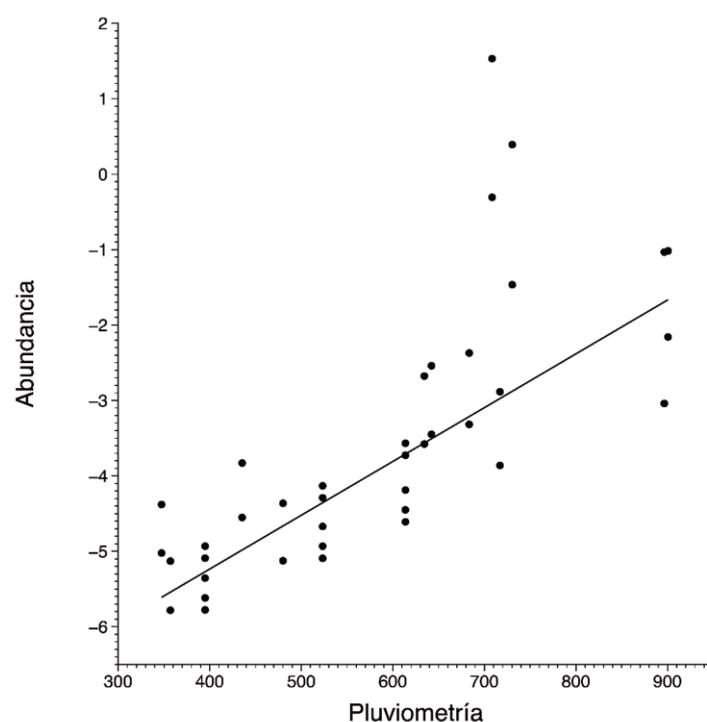


Figura 4. Relación significativa entre la pluviometría y la probabilidad predicha de abundancia alta de toperas.

Figure 4. Positive relationship between rainfall and predicted high abundance of active burrows.

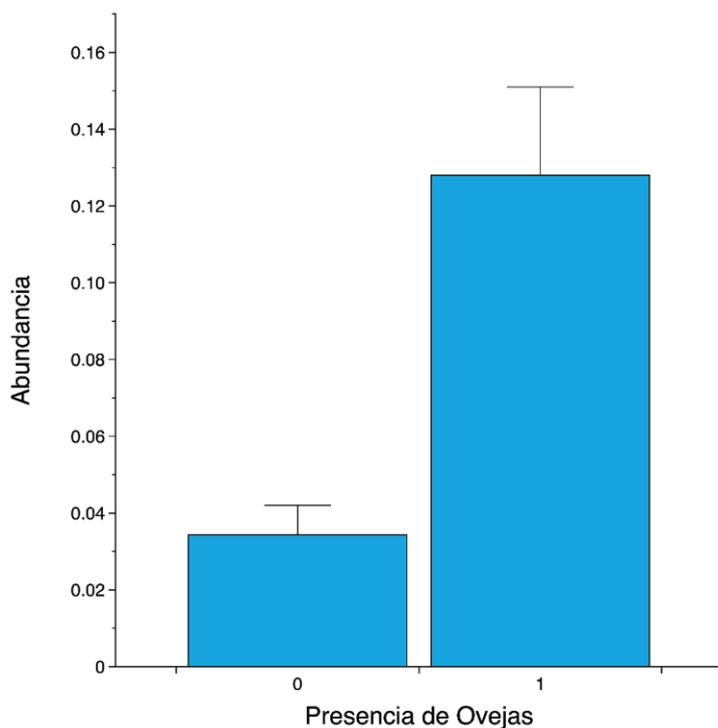


Figura 5. Promedio y error estándar de abundancia de toperas activas en parcelas con (1) y sin (0) presencia de ovejas.

Figure 5. Mean abundance of active burrows and standard error in areas with (1) and without (0) sheep management.

Tabla 2. Modelo GLMM predictivo de la abundancia de toperas activas en las parcelas en función de variables de gestión y ambientales previamente seleccionadas. En negrita se indican las variables o interacciones significativas. En el caso de la abundancia, esta variable es un factor categórico de dos niveles que indica los años de mayor abundancia o menor abundancia (ver Material y Métodos o Resultados).

Table 2. GLMM model that predicts the abundance of active burrows at plot level as function of management practices and environmental factors previously selected. Statistically significant terms are shown in bold. The variable "Incidencia anual [Yearly impact]" is a categorical two-level factor that reflects the years when damages were high or low (see Material and Methods or Result section).

	Estimador	Error estándar	z	Pr(> z)
(Intercept)	-4.375	0.575	-7.605	< 0.0001
Oveja	1.181	0.383	3.081	0.002
Incidencia anual	1.349	0.450	2.994	0.003
Pluviometría	0.998	0.332	3.010	0.003
Oveja*pluviometría	0.140	0.457	0.306	0.759
Oveja*incidencia anual	1.211	0.708	1.711	0.087

Tabla 3. Valores medios de las variables no incluidas en los modelos predictivos en las parcelas con abundancia alta y baja de toperas activas en primavera. Estas variables no fueron incluidas en los modelos porque no alcanzaron el nivel de significación exigido.

Table 3. Values (mean and standard error) for the variables not included in the models in plots with high and low abundance of active burrows in spring.

	Parcelas con baja abundancia		Parcelas con alta abundancia	
	Media	Error estándar	Media	Error estándar
Superficie	2.87	0.53	3.19	0.12
Sinuosidad	516.75	21.75	476.48	8.91
Índice forestal	94.35	13.32	46.99	10.24
Índice seto	150.59	11.99	119.84	9.84
Pendiente media	14.52	0.26	14.60	0.74

Discusión

Validez de la metodología de muestreo

La monitorización de las poblaciones resulta vital en la gestión de cualquier especie silvestre (Valente et al. 2018). Los roedores no son una excepción, y existen multitud de trabajos en los que se describen y valoran diferentes metodologías de censo o estimas de abundancia (p.e. Jareño et al. 2014 o Torre et al. 2018). Las más frecuentemente utilizadas son las basadas en protocolos de captura-recaptura de ejemplares con diferentes modelos de trampa (Jareño et al. 2014; Torre et al. 2018), el análisis de los restos óseos presentes en egagrópilas de rapaces nocturnas (Millán de la Peña et al. 2003; Balestrieri et al. 2019) o el seguimiento de indicios de presencia, generalmente toperas activas (Giraudoux et al. 1995; Jareño et al. 2014; Paz-Luna et al. 2020). La elección de uno u otro método de censo depende sobre todo de la especie que se pretenda monitorizar, del grado de precisión que se necesite y de la superficie a muestrear (Jareño et al. 2014; Torre et al. 2018). En el caso de la monitorización de la rata topera en grandes extensiones de terreno enfocada a la gestión de los daños agrícolas, la metodología más empleada es la basada en la densidad de toperas activas en las parcelas, descrita por Giraudoux et al. 1995 y adaptada por la FREDON para la monitorización de esta especie en Francia y Suiza (Duhamelle et al. 2000; Morilhat et al. 2007). En el presente trabajo, esta última metodología se ha mostrado lo suficientemente sensible como para detectar los cambios en la abundancia y lo suficientemente sencilla y barata como para poder aplicarla a gran escala. El coste de estos muestreos es mucho menor que el que tendría un seguimiento con trampas de captura en vivo (trampas Sherman), tanto desde el punto de vista económico al no requerir de 4 días de muestreo por cada punto, ni de la adquisición de las trampas (Giraudoux et al. 1995; Torre et al. 2018), como por el bajo impacto en especies no diana, ya que no se producen capturas de especies protegidas como comadrejas (*Mustela nivalis*) (Mougeot et al. 2019) o lagartos ocelados (*Lacerta lepida*) (Amo et al. 2005), lo cual podría suponer un riesgo si el trabajo no lo realiza personal especializado. Además, resulta altamente repetible, comparable y permite obtener información de amplias extensiones de terreno (Giraudoux et al. 1995; Fichet-Calvet et al. 2000; Morilhat et al. 2007), tal y como se conseguiría con un muestreo de egagrópilas (Balestrieri et al. 2019) pero permitiendo asignar un valor concreto a cada parcela, lo cual resulta imposible con esa otra metodología (Millán de la Peña et al. 2003).

Variaciones de la abundancia

Los datos de censo obtenidos han puesto de manifiesto las grandes oscilaciones que esta especie muestra en el Pirineo, tanto a lo largo del año como entre diferentes temporadas. La caída del número de toperas activas detectada durante los muestreos de verano es esperable, teniendo en cuenta la gran influencia que ejercen sobre la actividad cavadora de esta especie las lluvias, al facilitar la excavación de las galerías en un terreno menos compactado (Giraudoux et al. 1995). Este efecto ha sido comprobado en Francia (Giraudoux et al. 1995), y cabría esperar que fuese todavía más evidente en una región más meridional como la nuestra, donde la pluviometría estival es muy escasa, incluso en la zona central del Pirineo navarro (www.meteonavarra.es). Este resultado sugiere, de cara a monitorizar la especie en nuestra región, que lo más práctico sea concentrar los muestreos en primavera, tal y como se hace al norte del Pirineo (Morilhat et al. 2007), ya que será entonces cuando mayor sea la detectabilidad de la misma.

Además de la variación estacional, han podido registrarse grandes cambios de abundancia entre años, siendo patente la existencia de temporadas de alta densidad o “picos de abundancia” y temporadas de baja densidad. El tiempo transcurrido entre dos picos ha sido de 4 años (primaveras de 2016 y de 2020), cifra comparable a la descrita en los ciclos del Jura y el macizo central en Francia (Saucy 1994; Giraudoux et al. 1997; Berthier et al. 2013, 2014). En nuestro caso, el número de años monitorizado no es lo suficientemente amplio como para poder hablar de ciclos, pero estos primeros datos inducen a pensar que la población de rata topera del Pirineo podría seguir, tal vez, un patrón similar al de las poblaciones más norteñas que presentan fluctuaciones interanuales más o menos regulares.

En nuestras latitudes, el efecto de la pluviometría parece capaz, no solo de modular la variación de la actividad cavadora a lo largo del año como hace en el norte de Europa (Giraudoux et al. 1995), sino incluso de condicionar la aparición de los picos de abundancia. El análisis de una serie de años mayor o incluso la realización de muestreos basados en la captura y estudio de los parámetros reproductivos de los ejemplares, permitiría valorar mejor este efecto de cara a confirmar o desmentir su papel en la dinámica poblacional de la especie, tal y como se ha podido estudiar en otras regiones (Ventura y Gosálbez 1990; Somoano et al. 2017). Además, en un escenario de cambio climático como el presente en el cual la distribución de las lluvias está viéndose alterada (Sun et al. 2018), el análisis de la relación de este parámetro meteorológico con la abundancia de la rata topera puede resultar vital de cara a predecir la aparición de los picos de abundancia poblacional y por tanto el daño en los prados y praderas.

El otro factor que ha mostrado un efecto significativo sobre la abundancia de rata topera en nuestro trabajo ha sido el aprovechamiento por ganado ovino lo cual resulta llamativo, ya que los trabajos previos realizados en Francia concluían que el aprovechamiento a diente tenía un efecto negativo sobre la abundancia de rata topera (Morilhat et al. 2007). Estas diferencias pueden deberse a que en el trabajo de Morilhat et al. (2007) no se especifica si el pastoreo es con ovejas, vacas o yeguas, especies que, según nuestros resultados, ejercen un papel muy diferente sobre la abundancia de rata topera. Esta diferente respuesta ante la acción de las diferentes especies de ganado podría estar reflejando el distinto efecto que vacas, yeguas y ovejas ejercen sobre los pastos, tanto a nivel de compactación como de abonado (Borrelli y Oliva 2001; Casasús et al. 2007; Medina 2016). Así pues, con el ganado ovino se estaría llevando a cabo un mayor abonado de la parcela (Borrelli y Oliva 2001), lo cual se ha comprobado que ejerce un efecto positivo sobre la abundancia de rata topera (Morilhat et al. 2007). Por otra parte, la menor compactación del suelo que se produce con el ganado ovino al compararla con la causada por vacas o yeguas (Borrelli y Oliva 2001), hace que las ovejas no dificulten tanto como estas otras especies de ganado la actividad cavadora de la rata topera y, por lo tanto, no ejerzan el efecto negativo de la compactación del terreno sobre las poblaciones del roedor (Giraudoux et al. 1995).

El papel de la estructura del paisaje y el manejo agrícola

La mayoría de los trabajos previos realizados en el Norte de Europa coinciden en la gran importancia de la estructura del paisaje y el manejo agrícola en las variaciones de abundancia de la rata topera (Giraudoux et al. 1995, 1997; Duhamel et al. 2000; Fichet-Calvet et al. 2000; Morilhat et al. 2007, 2008; Berthier et al. 2013, 2014). Todos ellos concluyen que los ambientes simplificados con predominio de praderas intensivas sujetas a escaso laboreo y con alto grado de abonado junto con la escasa presencia de setos o bosque favorecen el incremento y expansión de este roedor. En nuestro caso, esta relación entre el incremento de la rata topera y la estructura de paisaje o el manejo agrícola se intuye, pero no llega a alcanzar el nivel de significación exigido para considerarse una variable explicativa de la variación de abundancia poblacional. Esta diferencia con los trabajos del Norte de Europa podría deberse a la mayor importancia que la pluviometría pudiera tener en nuestras latitudes, y que pueda enmascarar el papel de otras variables. También podría estar motivada simplemente por un tamaño de muestra todavía insuficiente o una escala de análisis del paisaje demasiado pequeña en nuestro caso. Cabe esperar que un seguimiento más prolongado o con una mayor intensidad, permitan profundizar en el papel de estos factores. No obstante, con la información obtenida hasta el momento, se puede afirmar que las parcelas que mostraban alta densidad de rata topera tendían a ser las de mayor tamaño, con una menor sinuosidad y unos menores índices de seto y forestal, lo cual coincide con lo descrito para las poblaciones del Norte de Europa (Giraudoux et al. 1997; Duhamel et al. 2000; Fichet-Calvet et al. 2000; Morilhat et al. 2007; Berthier et al. 2013, 2014). Estos parámetros están muy relacionados entre sí, ya que las parcelas de mayor tamaño son aquellas obtenidas tras los procesos de concentración parcelaria en los cuales se unen varias parcelas más pequeñas, con la consiguiente eliminación de linderos existentes entre las mismas, y se redefinen los límites de las fincas buscando formas más regulares que faciliten el laboreo, con lo que la sinuosidad también se ve reducida (Rodríguez y Wiegand 2009). Esta simplificación del hábitat favorece tanto la aparición de los daños por rata topera (Giraudoux et al. 1995, 1997; Duhamel et al. 2000; Morilhat et al. 2008), como la expansión hacia nuevas zonas (Giraudoux et al. 1997; Berthier et al. 2013, 2014), y podría estar detrás de la reciente aparición de los daños por rata topera en la zona, que eran prácticamente inexistentes en la década de los 80 (Castián 1993).

En cuanto a la posible influencia de la gestión ganadera, la tendencia obtenida en el presente trabajo es también coincidente con los estudios realizados en el Norte de Europa. Saucy et al. (1999) ya describían la selección que la rata topera mostraba por el trébol, sobre todo por algunas variedades concretas de *Trifolium repens*. El efecto positivo del abonado sobre la abundancia de rata topera era registrado por Morilhat et al. (2007), los cuales argumentaban que, el mayor crecimiento de las praderas tras el abonado, suponía un incremento de la disponibilidad de alimento para este roedor a la par que aportaba una mayor defensa frente a los depredadores. También aventuraban otro efecto positivo indirecto de este manejo agrícola a través del aumento de la presencia de topes (*Talpa europaea*) en las praderas abonadas como consecuencia del aumento de lombrices en las mismas (López-Hernández et al. 2004). Estos micromamíferos facilitarían la colonización de las praderas por parte de la rata topera al crear galerías que podría ocupar (DeLattre et al. 2006; Morilhat et al. 2007). Por último, la aparente mayor presencia de rata topera en los prados sin laboreo encontrada en nuestro seguimiento en comparación con las praderas cultivadas, habría sido también descrita anteriormente (Duhamel et al. 2000; Morilhat et al. 2007). Esta menor presencia de rata topera en las parcelas que son periódicamente labradas, se debería al efecto negativo que este manejo supone para el roedor por la destrucción directa de las madrigueras (Kopp 1993), la reducción de la disponibilidad de alimento al matar las plantas (Jacob 2003) y la reducción del refugio y defensa frente a los depredadores (White et al. 1998).

Conclusiones

La abundancia de la rata topera en el Pirineo varía a lo largo del año, con valores mayores al inicio de la primavera y menores a final del verano, y entre años, con temporadas de alta densidad o "pico" y temporadas de baja densidad.

La pluviometría en los meses previos al muestreo es el factor más influyente en estos cambios, con un incremento de la abundancia de este roedor al aumentar la pluviometría.

El pastoreo con ovejas también ha mostrado un efecto significativo sobre la abundancia de rata topera, con densidades mayores en las praderas sujetas a este tipo de aprovechamiento.

Nuestros resultados no apoyan la interacción entre estructura (tamaño, sinuosidad, presencia de seto y superficie forestal), y manejo (presencia de trébol y abonado) con la abundancia de rata topera. Estos resultados no son concordantes con los encontrados en otras zonas de Europa y no se puede descartar que puedan tener un papel relevante en la abundancia y dinámica poblacional de la especie. Dada la fuerte influencia de estos factores, consideramos que descartar estos factores es aún prematuro y sería necesario un seguimiento más prolongado e intenso para confirmar los patrones encontrados.

Contribución de los autores

Diego Villanúa: Conceptualización, Metodología, Redacción – Revisión y edición. Pablo Díez-Huguet: Supervisión, Recursos y Adquisición de fondos. Isabel Leránoz, Ainhoa Mateo-Moriones y Juan Markina: Conceptualización y Metodología. Vanesa Alzaga: Curaduría de datos, Redacción – Revisión y edición. Carlos Astrain: Conceptualización, Redacción – Revisión y edición y Adquisición de fondos. Jesús Martínez-Padilla: Análisis formal, Redacción – Revisión y edición.

Agradecimientos

Los resultados presentados en el presente trabajo provienen de la asistencia técnica para el control biológico de plagas realizada por la Gestión Ambiental de Navarra (GAN-NIK) y financiada por la Sección de Sanidad Vegetal del Departamento de Agricultura del Gobierno de Navarra. Los ayuntamientos y ganaderos de la zona han mostrado una excelente colaboración en la elaboración de las encuestas.

Referencias

Amo, L., Fargallo, J.A., Martínez-Padilla, J., Millán, J., López, P., Martín, J. 2005. Prevalence and intensity of blood and intestinal parasites in a field population of a Mediterranean lizard, *Lacerta lepida*. *Parasitology Research* 96: 413-417.

Balestrieri, A., Gazzola, A., Formenton, G., Canova, L. 2019. Long-term impact of agricultural practices on the diversity of small mammal communities: a case study based on owl pellets. *Environmental Monitoring and Assessment* 191:725.

Barraquand, F., Pinot, A., Yoccoz, N.G., Bretagnolle, V. 2014. Overcompensation and phase effects in a cyclic common vole population: between first and second-order cycles. *Journal of Animal Ecology* 83: 1367-1378.

Berthier, K., Piry, S., Cosson, J.F., Giraudoux, P., Foltete, J.C., Defaut, R., Truchetet, D., Lambin, X. 2013. Dispersal, landscape and travelling waves in cyclic vole populations. *Ecology Letters* 17: 53-64.

Berthier, K., Foltete, J.C., Giraudoux, P. 2014. Hétérogénéité du paysage et diffusion des pullulations de campagnols terrestres. *Fourrages* 220: 319-326.

Blanco-Aguilar, J.A., Delibes-Mateos, M., Arroyo, B., Viñuela, J. 2012. Is the interaction between rabbit hemorrhagic disease and hyperpredation by raptors a major cause of the red-legged partridge decline in Spain? *European Journal of Wildlife Research* 58: 433-439.

Borrelli, P., Oliva, G. 2001. Efectos de los animales sobre los pastizales. En: Borrelli, P., Oliva, G (eds.), *Ganadería sustentable en la Patagonia Austral*, pp. 99-128. INTA, Centro Regional Patagonia Sur. Buenos Aires, Argentina.

Brooks, M.E., Kristensen, K.J., van Benthem, A. Magnusson, C.W., Berg, A. Nielsen, H.J., et al. 2017. GlmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* 9.

Casasús, I., Bernués, A., Sanz, A., Villaba, D., Riedel, J.L., Revilla, R. 2007. Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 121: 365-370.

Castián, E. 1993. *Estudio bioecológico de la comunidad de micromamíferos (Insectívora y Rodentia) de un hayedo acidófilo*. Tesis de Doctorado, Universidade de Santiago de Compostela. Santiago, España.

Castián, E., Gosálbez, J. 1992. Distribución de micromamíferos (Insectívora y Rodentia) en Navarra. *Miscellanea Zoologica* 16: 183-195.

Chevret, P., Renaud, S., Helvací, Z., Ulrich, R.G., Quéré, J.P., Michaux J.R. 2020. Genetic structure, ecological versatility, and skull shape differentiation in *Arvicola* water voles (Rodentia, Cricetidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 58: 1323-1334

Delattre, P., Clarac, R., Melis, J.P., Pleydell, D.R.J., Giraudoux, P. 2006. How moles contribute to colonization success of water voles in grassland: implications for control. *Journal of Applied Ecology* 43: 353-359.

Delibes-Mateos, M., Smith, A.T., Slobodchikof, C.N., Swenson, J.E. 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation* 144: 1335-1346.

Duhamel, R., Quéré, J.P., Delattre, P., Giraudoux, P. 2000. Landscape effects on the population dynamics of the fossorial form of the water vole (*Arvicola terrestris sherman*). *Landscape Ecology* 15: 89-98.

Fichet-Calvet, E., Pradier, B., Quéré, J.P., Giraudoux, P., Delattre, P. 2000. Landscape composition and vole outbreaks: evidence from an eight year study of *Arvicola terrestris scherman*. *Ecography* 23: 659-668.

Giraudoux, P., Pradier, B., Delattre, P., Deblay, S., Salvi, D., Defaut, R. 1995. Estimation of water vole abundance by using surface indices. *Acta Theriologica* 40: 77-96.

Giraudoux, P., Delattre, P., Habert, M., Quéré, J.P., Deblaya, S., Defaut, R., et al. 1997. Population dynamics of fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*): a land use and landscape perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 66: 47-60.

Giraudoux, P., Villette, P., Quéré, J.P., Damange, J.P., Delattre, P. 2019. Weather influences *M. arvalis* reproduction but not population dynamics in a 17-year time series. *Scientific Reports*, 9: 13942.

Giraudoux, P., Levret, A., Alfonso, E., Coeurdassier, M., Couval, G. 2020. Numerical response of predators to large variations of grassland vole abundance and long-term community changes. *Ecology and Evolution* 00:1-21.

Jacob, J. 2003. Short-term effects of farming practices on populations of common voles. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 321-325.

Jareño, D., Viñuela, J., Luque-Larena, J.J., Arroyo, L., Arroyo, B., Mougeot, F. 2014. A comparison of methods for estimating common vole (*Microtus arvalis*) abundance in agricultural habitats. *Ecological Indicators* 36: 111-119.

Jareño, D., Viñuela, J., Luque-Larena, J.J., Arroyo, L., Arroyo, B., Mougeot, F. 2015. Factors associated with the colonization of agricultural areas by common voles *Microtus arvalis* in NW Spain. *Biological Invasions* 17: 2315-2327.

Kopp, R. 1993. *Etude de l'impact de la forme fouisseuse du campagnol terrestre, Arvicola terrestris scherman (Shaw) sur la végétation d'une prairie*. Tesis de Doctorado. Lausanne University, Lausanne, Suiza.

Korpimäki, E., Sulkava, S. 1987. Diet and breeding performance of Ural Owls *Strix uralensis* under fluctuating food conditions. *Ornis Fennica* 64: 57-66.

Korpimäki, E., Oksanen, L., Oksanen, T., Klemola, T., Norrdahl, K., Banks, P.B. 2005. Vole cycles and predation in temperate and boreal zones of Europe. *Journal of Animal Ecology* 74: 1150-1159.

Lauret, V., Delibes-Mateos, M., Mougeot, F., Arroyo, B. 2019. Understanding conservation conflicts associated with rodent outbreaks in farmland areas. *Ambio* 49: 1122-1133.

López-Hernández, D., Araujo, Y., López, A., Hernández-Valencia, I., Hernández, C. 2004. Changes in soil properties and earthworm populations induced by long-term organic fertilization of a sandy soil in the Venezuelan Amazonia. *Soil Science* 169: 188-194.

Mahmoudi, A., Maul, L.C., Khoshyar, M., Darvish, J., Aliabadian, M., Kryštufek, B. 2020. Evolutionary history of water voles revisited: Confronting a new phylogenetic model from molecular data with the fossil record. *Mammalia*, 84: 171-184

- Masoero, G. 2020. *Food hoarding of an avian predator under food limitation and climate change*. Tesis de Doctorado, Universidad de Turku, Turku, Finlandia.
- Medina, M.C. 2016. Effects of soil compaction by trampling of animals in soil productivity. remediations. *Revista Colombiana de Ciencia Animal* 8:88-93.
- Millán de la Peña, N., Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P. Le Du, L., Burel, F. 2003. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 265-278.
- MITECO 2020. *Inventario español de especies terrestres. Fauna vertebrada, mamíferos*. Disponible en https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-especies-terrestres/ie_et_mamiferos.aspx
- Morilhat, C., Bernard, N., Bournais, C., Meyer, C., Lamboley, C., Giraudoux, P. 2007. Responses of *Arvicola terrestris scherman* populations to agricultural practices, and to *Talpa europaea* abundance in eastern France. *Agriculture Ecosystems and Environment* 122: 392-398.
- Morilhat, C., Bernard, N., Foltete, J.C., Giraudoux, P. 2008. Neighbourhood landscape effect on population kinetics of the fossorial water vole (*Arvicola terrestris scherman*). *Landscape Ecology* 23: 569-579.
- Mougeot, F., Lambin, X., Rodríguez-Pastor, R., Romairone, J., Luque-Larena, J.J. 2019. Numerical response of a mammalian specialist predator to multiple prey dynamics in Mediterranean farmlands. *Ecology* 100: e02776.
- Musser, G.G., Carleton, M.C. 2005. *Arvicola Lacépède*, 1799; *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758); *Arvicola scherman* (Shaw, 1801). En: Wilson DE, Reeder DM (eds.), *Mammal species of the world. A taxonomic and geographic reference*, 3rd edn, pp: 963-966. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Estados Unidos.
- Nicod, C., Couval, G., Giraudoux, P., Gillet, F. 2020. Vole disturbances and plant community diversity in a productive hay meadow. *Acta Oecologica* 1: 103585.
- Paz-Luna, A., Bintanel, H., Viñuela, J. y Villanúa, D. 2020. Nest-boxes for raptors as a biological control system of vole pests: High local success with moderate negative consequences for non-target species. *Biological Control* 146: 104267.
- Potapov, M.A., Rogov, V.R., Ovchinnikova, L.E., Muzyka, V.Y., Potapova, O.F. Bragin, A. V., Evsikov, V.I. 2004. The effect of winter food stores on body mass and winter survival of water voles, *Arvicola terrestris*, in Western Siberia: the implications for population dynamics. *Folia Zoologica* 53: 37-46.
- R Core Team 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. ISBN 3-900051-57-0, Viena, Austria.
- Reed, A.W., Slade, N.A. 2008. Density dependent recruitment in grassland small mammals. *Journal of Animal Ecology* 77: 57-65.
- Reichstein, H. 1982. Gattung *Arvicola Lacépède*, 1799. En: Niethammer, J., Krapp, F. (eds.), *Handbuch de Säugetiere Europas*, vol. 11, pp. 209-252. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Alemania.
- Rodríguez, C., Wiegand, K. 2009. Evaluating the trade-off between machinery efficiency and loss of biodiversity-friendly habitats in arable landscapes: The role of field size. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 361-366.
- Rodríguez, A., Urrea, F., Jubete, F., Román, J., Revilla, E., Palomares, F. 2020. Spatial Segregation between Red Foxes (*Vulpes vulpes*), European Wildcats (*Felis silvestris*) and Domestic Cats (*Felis catus*) in Pastures in a Livestock Area of Northern Spain. *Diversity* 12, 268.
- Saucy, F. 1994. Density dependence in time series of the fossorial form of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Oikos* 71: 381-392.
- Saucy, F., Studer, J., Aerni, V., Schneiter, B. 1999. Preference for acyanogenic White Clover (*Trifolium repens*) in the vole *Arvicola terrestris*: I. experiments with two varieties. *Journal of Chemical Ecology* 25: 1441-1454.
- Somoano, A. 2020. The role of the montane water vole (*Arvicola scherman*) as a crop pest in NW Spain: since when? *Galemys* 32: 61-63.
- Somoano, A., Ventura, J., Miñarro, M. 2017. Continuous breeding of fossorial water voles in northwestern Spain: potential impact on apple orchards. *Folia Zoologica* 66: 37-49
- Sun, F., Roderick, M.K., Farquhar, G.D. 2018. Rainfall statistics, stationarity, and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 2305-2310.
- Torre, I., Raspall, A., Arrizabalaga, A., Díaz, M. 2018. SEMICE: An unbiased and powerful monitoring protocol for small mammals in the Mediterranean Region. *Mammalian Biology* 88: 161-167.
- Truchetet, D., Couval, G., Michelin, Y., Giraudoux, P. 2014. Genèse de la problématique du campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) en prairies. *Fourrages* 220: 279-284.
- Tryjanowski P., Kuzniak, S. 2002. Population size and productivity of the White Stork *Ciconia ciconia* in relation to Common Vole *Microtus arvalis* density. *Ardea* 90: 213-217.
- Valente, A.M., Bintanel, G., Villanúa, D., Acevedo, P. 2018. Evaluation of methods to monitor wild mammals on Mediterranean farmland. *Mammalian Biology* 91: 23-29.
- Ventura, J. 2007. *Arvicola terrestris*. En: Palomo, L.J., Gisbert, J. (eds), *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*, pp. 401-404. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECSEM-SECEMU, Madrid, España.
- Ventura, J., Gosálbez, J. 1988. Revisión de la corología de *Arvicola terrestris* (Linnaeus, 1758) (*Rodentia, Arvicolidae*) en la Península Ibérica. *Miscelanea Zoologica* 12: 319-327.
- Ventura, J., Gosálbez, J. 1990. Reproduction cycle of *Arvicola terrestris* (*Rodentia, Arvicolidae*) in the Aran Valley, Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 55: 383-391.
- Vidal, D., Alzaga, V., Luque-Larena, J.J., Matero, R., Arroyo, B., Viñuela, J. 2009. Possible interaction between a rodenticide treatment and a pathogen in common vole (*Microtus arvalis*) during a population peak. *Science of the Total Environment* 408: 267-271.
- Villanúa, D., Díez-Huget, P., Lerános, I., López, A., Astrain, C. 2020. Rata Topera en las praderas del Pirineo. *Navarra agraria* 238: 15-18.
- Weber, J.M., Aubry, S., Ferrari, N., Fischer, C., Lachat-Feller, N., Meia, J.S., Meyer, S. 2002. Population Changes of Different Predators during a Water Vole Cycle in a Central European Mountainous Habitat. *Ecography* 25: 95-101.
- White, J., Wilson, J., Horskins, K. 1998. The control of rodent damage in Australian macadamia orchards by manipulation of adjacent non-crop habitats. *Crop Protect* 17: 353-357.
- Zhang, Y.M., Zhang, Z.B., Liu, J.K. 2003. Burrowing rodents are ecosystem engineers: the ecology and management of plateau zokors *Myospalax fontanierii* in alpine meadow ecosystems on the Tibetan Plateau. *Mammal Review* 33: 284-294