

Resultados del primer Sondeo de Rata de Agua, *Arvicola sapidus* Miller 1908, en España

Results of the First Southern Water Vole Survey, *Arvicola sapidus* Miller 1908, in Spain

Jacinto Román

Departamento de Biología de la Conservación, Estación Biológica de Doñana (CSIC), Avda. Américo Vespucio 26, 41092 Sevilla, España.

jroman@ebd.csic.es

Resumen

Se presentan los resultados del primer sondeo de rata de agua en España. El sondeo se realizó entre el 19 de marzo de 2011 y el 10 de junio de 2012 y en el mismo participaron 310 voluntarios, de los que prácticamente la mitad lo hicieron como acompañantes. Se seleccionaron *a priori* 1.000 cuadrículas UTM de 10x10 km, con una distribución uniforme por toda España peninsular. En cada cuadrícula el observador elegía tres puntos de muestreo, con las siguientes condiciones: presencia de hábitat favorable, fácil acceso y distancia mínima entre puntos de muestreo de 2.500 m. Más de la mitad de las cuadrículas fueron muestreadas por un solo observador y el 97% de los puntos positivos lo fue antes de los 25 minutos de muestreo. Se obtuvieron datos de 995 cuadrículas de las 1.000 planeadas inicialmente. En 542 (54,5%) de ellas se detectó la presencia de rata de agua: 218 con un punto positivo (40,2 % de las positivas), 174 con dos (32,1%) y 150 con tres (27,7 %). El total de puntos muestreados fue de 2.914, de los que 1.016 (34,9 %) resultaron positivos.

Palabras clave: seguimiento, ciencia ciudadana, voluntarios, rata de agua, SECEM, mamíferos semiacuáticos.

Abstract

The results of the first Spanish southern water vole (*Arvicola sapidus*) survey are presented in this paper. The survey was carried out between March 19, 2011 and June 10, 2012 and 310 volunteers participated in it, of which almost half did so as companions. A total of 1,000 UTM grids of 10x10 km were selected *a priori*, with a uniform distribution throughout peninsular Spain. In each grid the observer chose three sampling points, with the following conditions: presence of favorable habitat, easy access and minimum distance between sampling points of 2,500 m. More than half of the grids were sampled by a single observer and 97% of the positive points were before 25 minutes of sampling. Data was obtained from 995 grids of the 1,000 initially planned. The presence of southern water vole was detected in 542 (54.5%) of grids: 218 with one positive point (40.2% of the positive ones), 174 with two (32.1%) and 150 with three (27.7%). The total number of points sampled was 2,914, of which 1,016 (34.9%) were positive.

Keywords: monitoring, citizen science, volunteers, water vole, SECEM, semiaquatic mammals.

Introducción

Una de las formas habituales de establecer la tendencia de las poblaciones de una especie es definir el estado de la población en un momento dado, de modo que sirva de situación de partida sobre el que identificar cambios futuros (Elzinga *et*

al. 2001). Para poder realizar este trabajo a una escala espacial amplia, debe utilizarse un índice apropiado para el taxón, optimizar las probabilidades de detección y reducir los errores de identificación y el sesgo espacial (Hellawell 1991, Thompson *et al.* 1998, Yoccoz *et al.* 2001, Lindenmayer & Likens 2010). Además, para aumentar el poder estadístico

y, por lo tanto, la capacidad de detectar patrones y tendencias biológicas, es necesario recoger grandes cantidades de datos (Strayer 1999, Nielsen *et al.* 2009); todo ello sin obviar que los esfuerzos deben ser asumibles, pues de nada sirve un gran diseño si luego no se puede realizar (Sutherland 1996).

Cuando se trata de especies elusivas, crípticas y pequeñas, la recopilación de los datos de campo puede resultar difícil y costosa. En estos casos, la participación de voluntarios y el uso de técnicas no invasivas se plantea como uno de los enfoques más eficientes (Newman *et al.* 2003, McComb *et al.* 2010, Hochachka *et al.* 2012, Noon *et al.* 2012).

Los programas de ciencia ciudadana están bien establecidos en muchos países y han demostrado ser una de las formas más efectivas de obtener grandes volúmenes de datos para la monitorización de las poblaciones de especies animales (Silvertown 2009). Además, este enfoque es, sobre todo, relevante para establecer datos de referencia (Dickinson *et al.* 2012). Por otro lado, el registro de los indicios de presencia es una herramienta poderosa y, para muchas especies de mamíferos terrestres, casi su única forma de detección (Wilson & Delahay 2001). Esta metodología ha sido habitualmente utilizada en el caso de los roedores herbívoros asociados a humedales y áreas ribereñas (Strachan & Jefferies 1993, Fedriani *et al.* 2002, Schooley & Branch 2005, Lesmeister & Nielsen 2011, Pita *et al.* 2013).

En este trabajo se presentan los resultados del sondeo de un pequeño roedor, la rata de agua (*Arvicola sapidus* Miller, 1908), realizado en España por voluntarios y promovido por la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM). La rata de agua es un roedor perteneciente a la subfamilia Arvicolinae, que vive en las proximidades de ríos, estanques y humedales con vegetación ribereña o macrófita (Fedriani *et al.* 2002, Pita *et al.* 2011, Mate *et al.* 2013). A nivel global ha sido incluida en la categoría de Vulnerable por la UICN, por la marcada reducción tanto en el número absoluto de individuos como en el de sus subpoblaciones ubicadas a lo largo de su área de distribución tradicional en Francia, España y Portugal, (Rigaux *et al.* 2008). No obstante, no existen unos datos de referencia, más allá de los de distribución, sobre la tendencia de sus poblaciones. Solo en Francia una encuesta reciente proporciona datos sobre su distribución actual, que es de menor extensión que la conocida previamente (Rigaux 2015).

Material y métodos

Como unidad espacial se ha utilizado la cuadrícula UTM de 10x10 km, la recomendada en estudios de distribución de mamíferos a escala nacional (Palomo & Gisbert 2002, Palomo *et al.* 2007).

El tamaño de muestra se estableció en 1.000 cuadrículas, aproximadamente el 20% del total de las existentes en la España peninsular (Román 2010). La distribución espacial de las cuadrículas fue uniforme (Fig. 1). Para ello, se eligió una de las cuadrículas al azar y el resto se seleccionó siguiendo el patrón de movimiento del caballo de ajedrez. Pensamos que este muestreo sistematizado es el más adecuado, porque no esperamos ningún patrón ecológico regular y así el esfuerzo es el mismo en todo el territorio. Este tipo de muestreo se puede considerar representativo geográficamente (Manly & Navarro 2015).

En cada cuadrícula debía muestrearse en tres lugares previamente seleccionados, para lo que se recomendaba el uso de la herramienta Street View de Google Earth, que permite ver el entorno del lugar. También se aconsejaba seleccionar algún punto adicional, por si alguno de los elegidos en primer lugar no resultaba accesible, o las condiciones observadas en el campo desaconsejaban su muestreo. Estos puntos debían cumplir tres criterios: 1) disponer de hábitat favorable, especialmente vegetación de ribera y macrófitas; 2) tener acceso sencillo; 3) una distancia mínima de 2.500 m a los otros puntos de muestreo. La presencia de la especie se estableció a partir de sus indicios característicos: excrementos, letrinas, comederos, madrigueras, etc. (Román 2003, 2010). En cada punto se buscaba activamente hasta detectar los primeros signos de presencia, momento en el que se anotaba el tiempo transcurrido. Si los indicios resultaban ser excrementos o una letrina, el punto era considerado como positivo. Si se encontraba otro tipo de indicios, se continuaban buscando excrementos o letrinas, y si no se localizaba este tipo de indicio durante 30 minutos, el punto se consideraba negativo.

El protocolo de muestreo se publicó en un manual (Román 2010) que se distribuyó gratuitamente entre todos los miembros de la SECEM.

El sondeo se dio a conocer por correo electrónico a la lista de distribución y en la web de la SECEM. Además, durante 2011 se impartieron 11 cursos distribuidos por toda la geografía del país (Fig. 1), con los objetivos de enseñar a identificar los

indicios y resolver dudas sobre el protocolo a aplicar. Para facilitar el trabajo, 28 coordinadores de voluntarios, regionales o provinciales, se encargaron de la docencia y organización local del resto de voluntarios que participaron en el trabajo de campo. A los voluntarios se les pidió que se hicieran cargo de, al menos, cinco cuadrículas.

Los resultados del muestreo se expresan como número y porcentaje de cuadrículas o puntos positivos, de la siguiente forma: si en uno de los tres puntos de cada cuadrícula hay indicios de presencia de la especie, la cuadrícula es considerada positiva y, si en ninguno de los tres sitios se encuentran indicios, la cuadrícula es considerada negativa. Además, se obtiene un índice, que puede considerarse de abundancia relativa en cada cuadrícula, que va de 0 a 3 y refleja el número de puntos positivos.

Resultados

El sondeo se desarrolló entre el 19 de marzo de 2011 y el 10 de junio de 2012. A los cursos acudieron un total de 137 participantes y el número de voluntarios que realizó muestreo de

campo ascendió a 310. La distribución del número de cuadrículas muestreadas por cada voluntario se detalla en la Figura 2A. Destacan 22 observadores que muestrearon 10 o más cuadrículas, entre ellos el coordinador general (114) y los responsables locales de Zaragoza (31) y Navarra (21), y 123 observadores (40,3%) que muestrearon al menos las cinco cuadrículas que se les solicitó. En el otro extremo, 133 (43%) observadores participaron en el muestreo de sólo 1 ó 2 cuadrículas, pero en este caso lo hicieron mayoritariamente como acompañantes, pues tan solo tres observadores muestrearon en solitario una sola cuadrícula y 10 hicieron dos cuadrículas.

En cuanto al número de observadores que prospectaron cada cuadrícula (Fig. 2B), excluyendo las cuadrículas muestreadas durante los cursos, 584 cuadrículas fueron muestreadas por un solo observador y 258 por dos. En este último caso nos consta que muchas de ellas fueron firmadas en equipo, aunque fueran muestreadas por un solo observador, pero desconocemos el número exacto. Menos del 10% de las cuadrículas fue prospectada por más de tres observadores, con un caso extremo

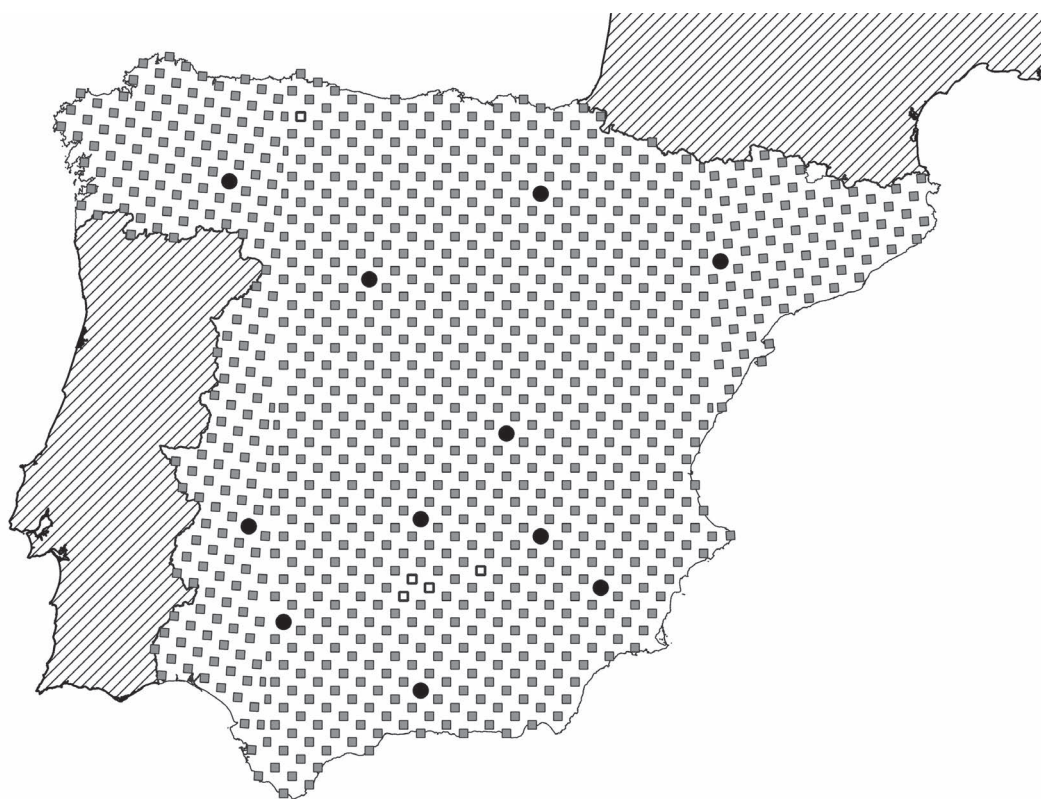


Figura 1. Distribución de las cuadrículas UTM 10x10 km seleccionadas para el sondeo nacional de rata de agua. En gris se indican las cuadrículas que finalmente se muestrearon y en blanco las cinco cuadrículas que no se pudieron muestrear. Los puntos indican las cuadrículas en las que se realizaron los cursosillos de formación de los voluntarios.

de una cuadrícula con ocho observadores anotados. Los resultados del sondeo se detallan en la tabla 1, agrupados por unidades administrativas, y en el mapa con las cuadrículas positivas (Fig. 3). En éste se indican con un punto ubicado en el centroide de cada cuadrícula, con distinto tamaño en función del

número de positivos (1, 2 ó 3) para esa cuadrícula.

Los voluntarios visitaron 995 de las 1.000 cuadrículas inicialmente previstas. Sólo cinco cuadrículas no fueron visitadas, una por un error en la lectura de las coordenadas, que llevó a visitar dos veces una misma cuadrícula por observadores

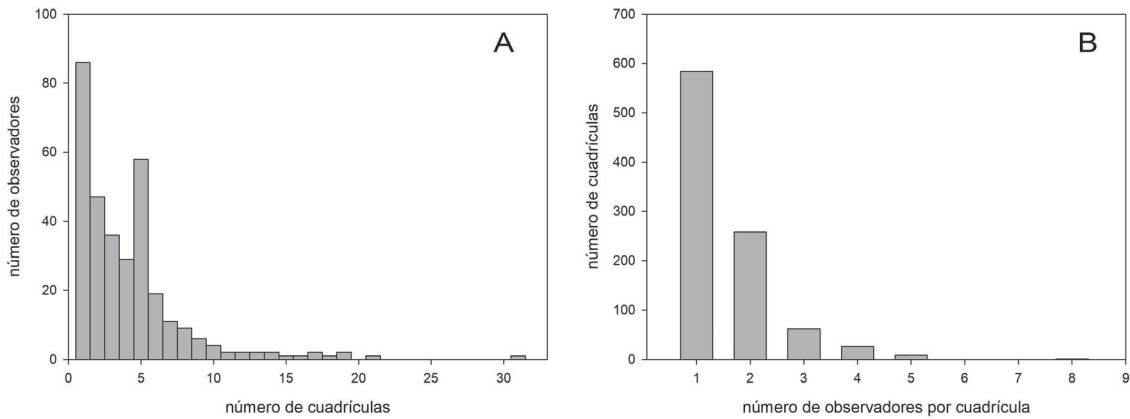


Figura 2. A. Número de observadores en función del número de cuadrículas muestreadas; no se incluye el dato de las cuadrículas muestreadas por el coordinador general del sondeo. B. Número de cuadrículas muestreadas en función del número de observadores de dicha cuadrícula.

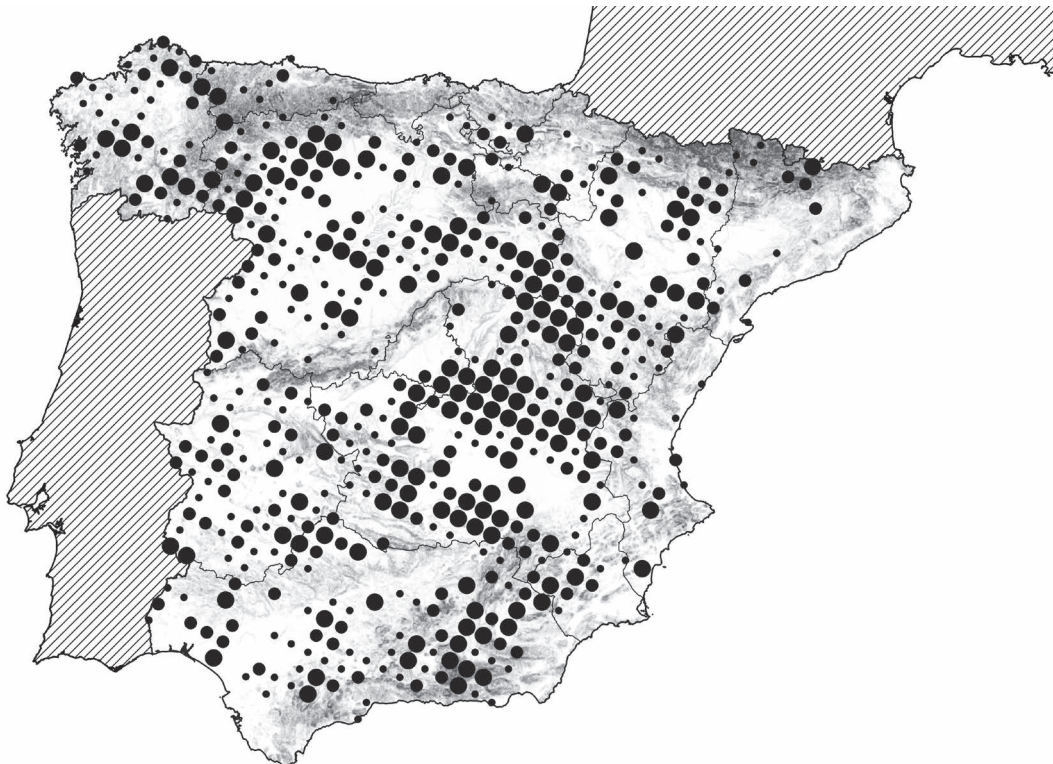


Figura 3. Distribución de las cuadrículas UTM de 10x10 km con resultado positivo en el sondeo nacional de rata de agua. El punto más pequeño indica que sólo se encontró un punto de muestreo positivo, el intermedio indica dos puntos positivos y el punto de mayor tamaño indica que en los tres puntos de muestreo se encontraron indicios.

diferentes, que en ambas visitas resultó positiva, por lo que quedó una cuadrícula sin visitar, y otras cuatro por falta de acceso al estar en zonas privadas (Fig. 1).

Se muestrearon un total de 2.914 puntos, repartidos de la siguiente forma: 955 cuadrículas con tres puntos, 20 con dos puntos, 9 con un punto y 11 con ningún punto. Las cuadrículas con menos de tres puntos prospectados se debieron a no encontrarse ubicaciones que cumplieran con los requisitos de disponibilidad de hábitat (vegetación de ribera o presencia de macrófitos) y estaban ubicadas, principalmente, en las zonas secas del país (Tabla 1). Las cuadrículas en las que no se realizó ningún muestreo de campo por no encontrarse hábitats favorables, han sido consideradas negativas.

En total, 542 cuadrículas resultaron positivas, algo más de la mitad de las muestreadas (54,5%): 218 con un punto positivo (40,2% de las positivas), 174 con dos (32,1%) y 150 con tres (27,7%); lo que supone un total de 1.016 puntos positivos (34,9% de los muestreados) (Tabla 1, Fig. 3). Se anotaron datos del tiempo de detección del primer indicio en 1.004 puntos de muestreo positivos: el 57,9% de los indicios se encontraron en los primeros 5 minutos, el 17,5% entre el minuto 6 y el 10, el 10,4 % entre el 11 y el 15, el 7,8 % entre el 16 y el 20, el 3,7 % entre el 21 y el 25 y tan solo el 2,8 % de los indicios se encontraron entre el minuto 25 y el 30.

Discusión

En España las iniciativas de ciencia ciudadana para el seguimiento de mamíferos han sido escasas, lo que condujo a una considerable incertidumbre inicial sobre la viabilidad del sondeo de rata de agua. Sin embargo, en poco más de un año se muestreó el 99,5% de las cuadrículas inicialmente previstas, por lo que el sondeo de rata de agua puede considerarse un éxito en cuanto a colaboración ciudadana. Pensamos que detrás del mismo estuvo la definición de un protocolo no demasiado complejo y el compromiso con los voluntarios (Pocock *et al.* 2014).

Con el objeto de establecer un protocolo no demasiado complejo, en un proyecto previo (Román 2009) se evaluó el esfuerzo a realizar (número de cuadrículas, número de sitios a visitar en cada cuadrícula y tiempo de muestreo). Esto permitió que cualquier voluntario pudiera realizar el trabajo de forma similar a como lo haría un profesional. Además, permitía completar el muestreo de una

cuadrícula en solo una mañana de trabajo, lo que favorecía que los voluntarios se responsabilizaran de nuevas cuadrículas.

En cuanto al compromiso con los voluntarios, hubo un esfuerzo por enseñar a través de los cursos de formación práctica y la edición del manual (Román 2010), que pretendía ser accesible y detallado. Además, se mantuvo un contacto personal estrecho con todos los voluntarios. Por ejemplo, durante el desarrollo del sondeo se escribieron 3.223 correos electrónicos y se recibieron 1.823 correos sobre el sondeo.

Los voluntarios de este tipo de actividades pueden recopilar, principalmente, dos tipos de datos: registros biológicos ocasionales o toma de datos basada en diseños protocolizados. Este primer tipo de datos se caracteriza por tener importantes sesgos de muestreo, debido a la falta de información sobre cobertura espacial, esfuerzo de muestreo o detectabilidad (Isaac & Pocock 2015, Sutherland *et al.* 2015), mientras que de los datos procedentes del monitoreo estandarizado se pueden obtener estimaciones sólidas del estado y las tendencias poblacionales (Gregory *et al.* 2005, van Swaay *et al.* 2008).

En el presente sondeo de rata de agua se optó por la opción de obtener datos de presencia / ausencia de la especie en un lugar y en un momento determinados, con una distribución de unidades de muestreo uniforme y un esfuerzo conocido. Los datos de detección y no detección son más eficientes, puesto que estimar el número de individuos en un área es más costoso que determinar si una especie está simplemente presente en un lugar determinado (Zuckerberg *et al.* 2009, Noon *et al.* 2012). Además, existe una relación positiva bien documentada entre la abundancia regional y la proporción de sitios ocupados (Gaston *et al.* 2000, Zuckerberg *et al.* 2009).

Como se ha mencionado, en el sondeo de rata de agua la cobertura espacial y el esfuerzo de muestreo se han distribuido uniformemente en todo el país, pero la detectabilidad podría ser variable según la experiencia del observador y las características de los puntos. No obstante, ni en los estudios realizados para la preparación del sondeo, ni en estudios similares con esta especie, se encuentran diferencias significativas en las tasas de detectabilidad entre observadores experimentados y no experimentados (Román 2009, Peralta *et al.* 2016). Además, Peralta *et al.* (2016) no encuentran diferencias en la tasa de detectabilidad de la especie invirtiendo 15, 30 ó 60

Tabla 1. Resultados del primer sondeo nacional de rata de agua. Se muestran los resultados por comunidades autónomas y provincias. Se indica el número de cuadrículas, número de cuadrículas muestreadas, número de cuadrículas con resultado positivo (% de las muestreadas), número de puntos muestreados y número de puntos con resultado positivo (% de los muestreados).

Comunidades autónomas Provincias	Número de cuadrículas	Cuadrículas muestreadas	Cuadrículas positivas (%)	Puntos muestreados	Puntos positivos (%)
ANDALUCÍA	177	173	88 (50,9)	512	160 (31,3)
Almería	18	18	7 (38,9)	50	12 (24,0)
Cádiz	14	14	4 (28,6)	42	4 (9,5)
Córdoba	27	26	12 (46,2)	77	24 (31,2)
Granada	25	25	21 (84,0)	74	46 (62,2)
Huelva	22	22	11 (50,0)	66	21 (31,8)
Jaén	27	24	10 (41,7)	72	18 (25,0)
Málaga	17	17	8 (47,1)	50	12 (24,0)
Sevilla	27	27	15 (55,6)	81	23 (28,4)
ARAGÓN	97	97	59 (60,8)	289	112 (38,8)
Huesca	33	33	18 (54,5)	98	31 (31,6)
Teruel	28	28	25 (89,3)	83	45 (54,2)
Zaragoza	36	36	16 (44,4)	108	36 (33,3)
ASTURIAS	23	22	10 (45,5)	65	15 (23,1)
CANTABRIA	10	10	0 (0)	30	0 (0,0)
CASTILLA-LA MANCHA	158	158	112 (70,9)	455	245 (54,0)
Albacete	28	28	15 (53,6)	77	33 (42,9)
Ciudad Real	40	40	28 (70,0)	113	61 (55,0)
Cuenca	36	36	32 (88,9)	103	74 (71,8)
Guadalajara	25	25	18 (72,0)	75	41 (54,7)
Toledo	29	29	19 (65,5)	87	36 (41,8)
CASTILLA Y LEÓN	187	187	118 (63,1)	559	217 (38,8)
Ávila	18	18	8 (44,4)	52	12 (23,1)
Burgos	29	29	17 (58,6)	87	33 (37,9)
León	31	31	24 (77,4)	93	48 (51,6)
Palencia	16	16	5 (31,3)	48	9 (18,8)
Salamanca	23	23	14 (60,9)	69	23 (33,3)
Segovia	14	14	7 (50,0)	42	14 (33,3)
Soria	19	19	14 (73,7)	57	28 (49,1)
Valladolid	15	15	11 (73,3)	45	21 (46,7)
Zamora	22	22	18 (81,8)	66	29 (43,9)
CATALUÑA	64	64	12 (19,4)	175	19 (10,9)
Barcelona	15	15	2 (13,3)	39	4 (10,3)
Girona	12	12	1 (8,3)	35	3 (8,6)
Lleida	23	23	4 (17,4)	65	5 (7,7)
Tarragona	14	14	5 (35,7)	36	7 (19,4)

Continuación Tabla 1					
COM. VALENCIANA	46	46	15 (32,6)	132	29 (22,0)
Alicante	11	11	1 (9,1)	33	3 (9,1)
Castellón	14	14	3 (21,4)	38	5 (13,2)
Valencia	21	21	11 (52,4)	61	21 (34,4)
EXTREMADURA	84	84	56 (66,7)	252	91 (36,1)
Badajoz	44	44	33 (75,0)	132	55 (41,7)
Cáceres	40	40	23 (57,5)	120	36 (30,0)
GALICIA	64	64	41 (64,1)	192	71 (37,0)
A Coruña	19	19	13 (68,4)	57	16 (28,1)
Lugo	19	19	12 (63,2)	57	21 (36,8)
Ourense	16	16	10 (62,5)	48	21 (43,8)
Pontevedra	10	10	6 (60,0)	30	13 (43,3)
COM. DE MADRID	17	17	6 (35,3)	48	14 (29,2)
REGIÓN DE MURCIA	24	24	10 (41,7)	59	18 (30,5)
NAVARRA	21	21	4 (19,0)	63	5 (7,9)
PAÍS VASCO	17	17	7 (41,2)	50	12 (24,0)
Álava	8	8	6 (75,0)	24	11 (45,8)
Guipúzcoa	4	4	0 (0,0)	11	0 (0,0)
Vizcaya	5	5	1 (20,0)	15	1 (6,7)
LA RIOJA	11	11	4 (36,4)	33	8 (24,2)
TOTAL ESPAÑA	1.000	995	542 (54,5)	2.914	1.016 (34,9)

minutos en su búsqueda en parches de hábitat de diferentes tamaños, y Román (2009) no encuentra diferencias en el tiempo de detección del primer indicio empleado por observadores experimentados y no experimentados, encontrándose todos los positivos en los primeros 30 minutos. Por todo ello, se estableció un tiempo de muestreo de 30 minutos como suficiente para detectar la presencia de rata de agua en un punto dado. El tiempo de detección del primer indicio anotado por los voluntarios durante el sondeo ha respaldado los resultados previos, pues más del 97% de los puntos que resultaron positivos, lo fueron antes de los 25 minutos de muestreo, con casi un 60% de los positivos en los cinco primeros minutos.

La lectura de los resultados de este sondeo debe hacerse en términos de detección en función del esfuerzo. Por ello, a pesar de existir amplias comarcas en las que la especie no se ha podido detectar, las ausencias observadas no deben considerarse ausencias reales en esas zonas, pues estas son mucho más difíciles de confirmar y requerirían un esfuerzo

específico y mayor en esas comarcas. No obstante, y debido a que se dispone de un esfuerzo uniforme en todo el país, estas ausencias sí que nos informan de la escasez de la especie en determinadas zonas frente a otras donde resulta más abundante.

Según el mapa resultante (Fig. 3), la especie es más frecuente en ambas mesetas y los sistemas montañosos Bético e Ibérico. Por el contrario, parece ser escasa, principalmente, en las zonas cercanas a la costa: en la costa norte, no se ha encontrado en la mitad oriental, desde Asturias hasta Francia; y en el litoral sur y mediterráneo sólo se la ha encontrado en unos pocos lugares normalmente asociados a la proximidad del Sistema Bético y de los principales humedales (Delta del Ebro, Albufera de Valencia, El Hondo, Doñana). En el interior de España es escasa en las zonas secas del Valle del Ebro y en varios sistemas montañosos: Pirineos, Sistema Central, Cordillera Cantábrica y Sierra Morena (Fig. 3).

Como se ha indicado, el sondeo pretende establecer una imagen del estado de las poblaciones de rata de agua en un momento dado. El

establecimiento de este punto no supone que este sea un punto ideal de conservación de la especie, aunque si valdrá para comparar la tendencia futura. Además, a partir de los datos de un único sondeo no se pueden realizar estimas de la tendencia de la población al no disponer de datos previos con los que realizar comparaciones directas.

Aunque las distintas evidencias indirectas apuntan hacia una evolución poco favorable de la especie (Román 2007), sería necesario repetir este sondeo para poder obtener una idea clara de la situación y tendencia de la rata de agua en España. Sería recomendable su repetición con una cadencia de, al menos, 10 años, al ser este un periodo habitualmente empleado en la definición de los criterios de amenaza de las especies (UICN 2012).

Agradecimientos

Este Sondeo no hubiera sido posible sin la implicación de los 310 voluntarios que participaron en el mismo y es, por lo tanto, el resultado de su trabajo. Para el sondeo la SECEM contó con una ayuda del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.

Referencias

- Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. & Santos-Reis M. 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 659 pp.
- Dickinson J.L., Shirk J., Bonter D., Bonney R., Crain R.L., Martin J., Phillips T. & Purcell K. 2012. The current state of citizen science as a tool for ecological research and public engagement. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10 (6): 291-297. DOI: [10.1890/110236](https://doi.org/10.1890/110236)
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W. & Gibbs J.P. 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science. Massachusetts, USA. 359 pp.
- Fedriani J.M., Delibes M., Ferreras P. & Román J. 2002. Local and landscape habitat determinants of water vole distribution in a patchy Mediterranean environment. *Ecoscience*, 9 (1): 12-19. DOI: [10.1080/11956860.2002.11682685](https://doi.org/10.1080/11956860.2002.11682685)
- Gaston K.J., Blackburn T.M., Greenwood J.J.D., Gregory R.D., Quinn R.M. & Lawton J.H. 2000. Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37: 39-59. DOI: [10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00485.x)
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Meyling A.W.G., Noble D.G., Foppen R.P.B. & Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* (2005) 360, 269-288. DOI: [10.1098/rstb.2004.1602](https://doi.org/10.1098/rstb.2004.1602)
- Hellawell J.M. 1991. Development of a rationale for monitoring. Pp: 1-14. In: Goldsmith FB (ed.) *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall. London. DOI: [10.1007/978-94-011-3086-8_1](https://doi.org/10.1007/978-94-011-3086-8_1)
- Hochachka W.M., Fink D. & Zuckerberg B. 2012. Use of citizen-science monitoring for pattern discovery and biological inference. Pp: 460-477. In: R.A. Gitzén, J.J. Millsbaugh, A.B. Cooper & D.S. Licht (eds.) *Design and Analysis of Long-term Ecological Monitoring Studies*, Cambridge University Press, UK.
- Isaac N.J.B. & Pocock M.J.O. 2015. Bias and information in biological records. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115: 522-531. DOI: [10.1111/bij.12532](https://doi.org/10.1111/bij.12532)
- Lesmeister D.B. & Nielsen C.K. 2011. Protocol for large-scale monitoring of riparian mammals. *Wildlife Biology in Practice*, 7 (2): 55-70.
- Lindenmayer D.B. & Likens G.E. 2010. *Effective ecological monitoring*. CSIRO publishing. London. 184 pp. DOI: [10.1071/9780643100190](https://doi.org/10.1071/9780643100190)
- Manly B.F.J. & Navarro J.A. 2015. *Introduction to ecological sampling*. Chapman & Hall/CRC. Applied Environmental Statistics. New York. 228 pp.
- Mate I., Barrull J., Salicrú M., Ruiz-Olmo J. & Gosálbez J. 2013. Habitat selection by Southern water vole (*Arvicola sapidus*) in riparian environments of Mediterranean mountain areas: a conservation tool for the species. *Acta Theriologica*, 58: 25-37. DOI: [10.1007/s13364-012-0090-0](https://doi.org/10.1007/s13364-012-0090-0)
- McComb B., Zuckerberg B., Vesely D. & Jordan C. 2010. *Monitoring Animal Populations and Their Habitats*. A practitioner's Guide. CRC Press. 298 pp.
- Newman C., Buesching C.D. & Macdonald D.W. 2003. Validating mammal monitoring methods and assessing the performance of volunteers in wildlife conservation—"Sed quis custodiet ipsos custodiet?" *Biological Conservation*, 113: 189-197. DOI: [10.1016/S0006-3207\(02\)00374-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00374-9)
- Nielsen S.E., Haughland D.L., Bayne E. & Schieck J. 2009. Capacity of large-scale, long-term biodiversity monitoring programmes to detect trends in species prevalence. *Biodiversity Conservation*, 18: 2961-2978. DOI: [10.1007/s10531-009-9619-1](https://doi.org/10.1007/s10531-009-9619-1)
- Noon B.R., Bailey L.L., Sisk T.D. & McKelvey K.S. 2012. Efficient Species-Level Monitoring at the Landscape Scale. *Conservation Biology*, 26 (3): 432-441. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2012.01855.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01855.x)
- Palomo L.J. & Gisbert J. 2002. *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid. 564 pp.
- Palomo L.J., Gisbert J. & Blanco J.C. 2007. *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid. 586 pp.
- Peralta D., Leitão I., Ferreira A., Mira A., Beja P. & Pita R. 2016. Factors affecting southern water vole (*Arvicola*

- sapidus*) detection and occupancy probabilities in Mediterranean farmland. *Mammalian Biology*, 81: 123-129. DOI: [10.1016/j.mambio.2015.10.006](https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.10.006)
- Pita R., Mira A. & Beja P. 2011. Assessing habitat differentiation between coexisting species: The role of spatial scale. *Acta Oecologica*, 37: 124-132. DOI: [10.1016/j.actao.2011.01.006](https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.01.006)
- Pita R., Mira A. & Beja P. 2013. Influence of Land Mosaic Composition and Structure on Patchy Populations: The Case of the Water Vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean Farmland. *PLoS ONE*, 8(7): e69976. DOI: [10.1371/journal.pone.0069976](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069976)
- Pocock M.J.O., Chapman D.S., Sheppard L.J. & Roy H.E. 2014. *A Strategic Framework to Support the Implementation of Citizen Science for Environmental Monitoring*. Final Report to SEPA. Centre for Ecology & Hydrology, Wallingford, Oxfordshire. 65 pp.
- Rigaux P. 2015. *Les campagnols aquatiques en France. Histoire, écologie, bilan de l'enquête 2009-2014*. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. 164 pp.
- Rigaux P., Vaslin M., Noblet J.F., Amori G. & Palomo L.J. 2008. *Arvicola sapidus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T2150A9290712. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T2150A9290712.en>. Downloaded on 30 September 2020.
- Román J. 2003. Guía de indicios de los mamíferos. Rata de agua *Arvicola sapidus* Miller 1908. *Galemys*, 15: 55-59.
- Román J. 2007. *Arvicola sapidus* Miller, 1908. Ficha Libro Rojo. Pp: 408-409. En: L.J. Palomo, J. Gisbert & J.C. Blanco (eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Román J. 2009. Evaluación y propuesta de un protocolo de seguimiento de la rata de agua (*Arvicola sapidus*) a nivel nacional. *Resúmenes IX Jornadas de la SECEM*. Bilbao. Pp: 181.
- Román J. 2010. Manual de campo para un sondeo de rata de agua (*Arvicola sapidus*). *Colección Manuales de Mastozoología*. Ed. SECEM. 34 pp. <http://www.secem.es/wp-content/uploads/2012/06/Manual-Arvicola-WEB.pdf>
- Schooley R.L. & Branch L.C. 2005. Survey Techniques for Determining Occupancy of Isolated Wetlands by Round-tailed Muskrats. *Southeastern Naturalist*, 4 (4): 745-756. DOI: [10.1656/1528-7092\(2005\)004\[0745:STFDOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1656/1528-7092(2005)004[0745:STFDOO]2.0.CO;2)
- Silvertown J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology and Evolution*, 24 (9): 467-471. DOI: [10.1016/j.tree.2009.03.017](https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.017)
- Strachan R. & Jefferies D.J. 1993. *The water vole Arvicola terrestris in Britain 1989-1990: its distribution and changing status*. The Vincent Wildlife Trust. England. 136 pp.
- Strayer D.L. 1999. Statistical power of presence-absence data to detect population declines. *Conservation Biology*, 13(5): 1034-1038. <https://www.jstor.org/stable/2641736>
- Sutherland W.J. 1996. *Ecological census handbook*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 336 pp.
- Sutherland W.J., Roy D.B. & Amano T. 2015. An agenda for the future of biological recording for ecological monitoring and citizen science. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115: 779-784. DOI: [10.1111/bij.12576](https://doi.org/10.1111/bij.12576)
- Temple H.J. & Terry A. 2009. European mammals: Red List status, trends, and conservation priorities. *Folia Zoologica*, 58 (3): 248-269.
- Thompson W.L., White G.C. & Gowan C. 1998. *Monitoring vertebrate populations*. Academic Press. London. 365 pp.
- UICN. 2012. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: UICN. vi + 34pp. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).
- van Swaay C.A.M., Nowicki P., Settele J. & van Strien A.J. 2008. Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3455-3469, DOI: [10.1007/s10531-008-9491-4](https://doi.org/10.1007/s10531-008-9491-4)
- Ventura J. 2002. Rata de agua, *Arvicola sapidus*. Pp: 362-365. En: Palomo L.J. & Gisbert J. (eds.) *Atlas de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU. Madrid.
- Ventura J. 2007. Rata de agua, *Arvicola sapidus*. Pp: 405-407. En: Palomo L.J., Gisbert J. & Blanco J.C. (eds.) *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SECEM-SECEMU, Madrid.
- Wilson G. & Delahay R.J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28: 151-164. DOI: [10.1071/WR00033](https://doi.org/10.1071/WR00033)
- Yoccoz N.G., Nichols J.D. & Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 16 (8): 446-453. DOI: [10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- Zuckerberg B., Porter W.F. & Corwin K. 2009. The consistency and stability of abundance-occupancy relationships in large-scale population dynamics. *Journal of Animal Ecology*, 78: 172-181. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2008.01463.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01463.x)

Recibido: 9 de octubre de 2020

Aceptado: 18 de noviembre de 2020

Editor asociado Ignasi Torre