

Rodenticidas anticoagulantes en mesocarnívoros de la Península Ibérica

David Fernández-Casado^{1,*} , Javier García-Muñoz¹ , Marcos Pérez-López¹ , Francisco Soler-Rodríguez¹ 

(1) Área de Toxicología, Departamento de Sanidad Animal, Facultad de Veterinaria, Universidad de Extremadura, Avenida de la Universidad s/n, 10003 Cáceres, España.

*Autor de correspondencia: D. Fernández-Casado [davikfc@gmail.com]

> Recibido el 13 de septiembre de 2023 - Aceptado el 22 de noviembre de 2023

Como citar: Fernández-Casado, D., García Muñoz, J., Pérez López, M., Soler Rodríguez, F. 2023. Rodenticidas anticoagulantes en mesocarnívoros de la Península Ibérica *Ecosistemas* 32(3):2629. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2629>

Rodenticidas anticoagulantes en mesocarnívoros de la Península Ibérica

Resumen: Los rodenticidas anticoagulantes (RA) tienen un uso muy extendido en el control de plagas de roedores, pero no solo ellos se ven comprometidos por estos compuestos, sino que también se da la exposición en especies “no objetivo”, cobrando una gran relevancia las intoxicaciones secundarias. Uno de los grupos biológicos que se ve más afectado por este tipo de intoxicación son los mesocarnívoros, tanto en la Península Ibérica como a nivel mundial. Esto es debido a factores tan variados como la dieta que poseen y los nuevos cambios que esta está experimentando (disminución de principales presas, convivencia con súperdepredadores, etc.), las adaptaciones a los nuevos medios que están colonizando (antropización del ecosistema, sistemas agroganaderos y núcleos urbanos) y su etología, cobrando gran importancia en este caso el carroñerismo (unido a la práctica de colocación de cebos ilegales). Los mesocarnívoros conforman el segundo grupo de animales más afectado por las intoxicaciones secundarias por rodenticidas anticoagulantes, únicamente precedido por las aves rapaces; sin embargo, se desconoce el impacto real de estos compuestos en sus poblaciones, creyéndose mucho mayor. Esto se debe, principalmente, a la notoria falta de estudios específicos sobre esta problemática en nuestro país (únicamente dos), en comparación a otros como Gran Bretaña o Francia, que aun sin ser numerosos, sobrepasan con creces los propios. A los pocos estudios de impacto poblacional se suma la falta de artículos de investigación sobre los síntomas y problemas que acarrear las exposiciones subletales a estos tóxicos, que pueden llevar a la muerte del depredador sin ser la causa principal de ella. Se requiere por tanto un análisis y estudio más exhaustivo de las implicaciones reales de los rodenticidas anticoagulantes en los mesocarnívoros peninsulares, los procedimientos de minimización de riesgos en cuanto a su uso y nuevas alternativas para el control de plagas.

Palabras clave: anticoagulante; carroñerismo; intoxicación secundaria; mesocarnívoro, rodenticida; roedor

Anticoagulant rodenticides in mesocarnivores of the Iberian Peninsula

Abstract: Anticoagulant rodenticides are widely used in rodent pest control; nevertheless, not only rodents are compromised by these compounds, but also non-targeted species are exposed, and secondary poisonings are therefore gaining relevance. One of the biological groups most affected by this type of poisoning are mesocarnivores, both in the Iberian Peninsula and worldwide. This is due to factors as varied as: their diet and the new changes it is undergoing (decrease in their main prey, coexistence with super-predators, etc.), adaptations to the new environments they are colonising (anthropisation of the ecosystem, farming systems and urban areas) and their ethology, with scavenging (together with the practice of illegal baiting) becoming very important in this case. Mesocarnivores are the second group of animals most affected by secondary poisonings by anticoagulant rodenticides, only preceded by raptors; however, the real impact of these compounds on their populations is not known and is believed to be much greater. This is mainly due to the notorious lack of specific studies on this problem in our country (only two), in comparison to others such as Great Britain or France, which, although not numerous, far outnumber our own. In addition to the few population impact studies, there is a lack of research articles on the symptoms and problems caused by sublethal exposure to these toxins, which can lead to the death of the predator without being the main cause. A more exhaustive analysis and study of the real implications of anticoagulant rodenticides on peninsular mesocarnivores, the risks mitigation procedures for their use and the new alternatives for pest control is therefore required.

Key words: anticoagulant; scavenging; secondary poisoning; mesocarnivore; rodenticide; rodent

Introducción

Los mesocarnívoros, están paulatina y progresivamente conformando el grueso de la población de carnívoros en la gran mayoría de ecosistemas (Prugh et al. 2009; Roemer et al. 2009). Esto se debe, en gran parte, al sustancial declive de las comunidades de grandes depredadores como ocurre, por ejemplo, en el caso de la Península Ibérica con el oso pardo (*Ursus arctos*), el lobo ibérico (*Canis lupus signatus*) y el lince ibérico (*Lynx*

pardinus) (Ferrerías et al. 2016; Garrote y Pérez de Ayala 2019; Burgos et al. 2022). Por este motivo, los mesocarnívoros cada vez tienen más importancia en el medio como estabilizadores de las cadenas tróficas e indicadores del estado de los diferentes ecosistemas (McDonald y Thom 2001; Salo et al. 2007; Berger et al. 2008), sin olvidar funciones tan importantes que ya desempeñaban como diseminadores de semillas (Burgos et al. 2022; Nakashima y Do Linh San 2022) y controladores de plagas (roedores principalmente) (Streicher et al. 2022).

Sumado a esta última función citada aparece un cambio en la dieta de los mesocarnívoros, causado por un descenso en las poblaciones de sus principales presas, como es el caso del conejo de campo (*Oryctolagus cuniculus*) en la Península Ibérica (Carvalho y Gomes 2004; Palacín y Calleja 2015), y una adaptación a ecosistemas cada vez más extendidos como los campos de cultivo (Palacín y Calleja 2015; Salvador et al. 2017; Katna et al. 2022) y núcleos urbanos y sus proximidades (Streicher et al. 2022; Torre et al. 2022); derivando esto en un marcado crecimiento del porcentaje de roedores y micromamíferos del total de la dieta de este tipo de carnívoros (Carvalho y Gomes 2004; Vilella et al. 2020).

Así es como se establece el principal nexo de unión entre los mesocarnívoros y los tratamientos contra roedores y micromamíferos en general (Geduhn et al. 2015; Lotts y Stapp 2020; Baldwin et al. 2021), conformados en su gran mayoría por los abusivamente empleados rodenticidas anticoagulantes (RA) (Buckle y Smith 2015) y constituyéndolos como un potencial peligro para sus poblaciones debido a las intoxicaciones tanto primarias (ingestión directa de los cebos raticidas) (Soler et al. 2006; Ibáñez-Pernia et al. 2022; Olea et al. 2022) como, sobre todo, secundarias (depredación sobre animales vivos afectados por los RA o ingesta de sus cadáveres) (Gillies y Pierce 1999; Erickson y Urban 2004; Laakso et al. 2010; Sánchez-Barbudo et al. 2012; Nakayama et al. 2019).

Hasta ahora no se había realizado una recopilación de información para conocer la situación de la presencia de RA en mesocarnívoros de la Península Ibérica, con el fin de confirmar el potencial peligro que estos suponen para sus poblaciones. Para ello, hemos llevado a cabo una revisión de los hábitos y dieta de estos depredadores, teniendo en cuenta aspectos como su relación con otros carnívoros y con el ser humano, la práctica de la colocación de cebos ilegales; los mecanismos de acción de estos tóxicos y sus consecuencias clínicas (tanto letales como subletales) y los mecanismos de mitigación de riesgos establecidos para el uso de estos compuestos.

Rodenticidas anticoagulantes: mecanismos de acción, sintomatología y consecuencias de la intoxicación en mesocarnívoros

Los RA nacieron de forma casual, tras el estudio de un caso de síndrome hemorrágico grave que se cobró la vida de numerosas cabezas de ganado bovino y equino en Estados Unidos alimentados de heno de trébol dulce (*Melilotus alba*) en estado mohoso. Se descubrió el compuesto que lo originó, el dicumarol, que se convirtió en el primer raticida anticoagulante que se comercializó, alrededor del año 1940, bajo el nombre de Warfarina (identificada como 4-hidroxicoumarina) (Murphy 2018).

El mecanismo de acción de estos compuestos se basa principalmente en la inhibición de la enzima "complejo 1 de la epóxido reductasa de Vitamina K" (VKOR), que es la encargada de la síntesis y activación de los factores de coagulación sanguínea dependientes de Vitamina K, que son: II o protrombina, VII, IX y X (Ecobichon 1991; Ishizuka et al. 2008; Laurie 2008). Estos factores de coagulación tienen una larga vida media por lo que el efecto del tóxico no será inmediato; pudiendo llegar a aparecer incluso días después, cuando se han agotado en sangre, reflejándose clínicamente en una prolongación del tiempo de protrombina, que puede aparecer desde las primeras 24 h desde la ingestión del tóxico hasta llegar incluso a retrasarse a las 72 h (Ansell et al. 2008; Isaza et al. 2010). Esta "lenta inhibición" de los factores de coagulación tiene lugar a nivel hepático, convirtiéndose este órgano en el lugar de depósito de los rodenticidas (Hadler et al. 1992).

Esta larga vida media, sumada a su capacidad de bioacumulación y poder tóxico, convierte a los RA en un arma de doble filo muy a tener en cuenta a la hora de su uso como controladores de plagas. Un uso que, hace años, pasó a ser abusivo y desen-

cadenó, entre otros factores, en el desarrollo de resistencias en las especies diana (Barbara et al. 2005; Buckle et al. 2020; Bermejo-Nogales et al. 2022). Esto llevó al nacimiento de los RA de segunda generación, compuestos que desempeñarían la misma función pero de forma mucho más letal, con un aumento sustancial en cuanto a las tres características citadas (Hadler y Buckle 1992; Ishizuka et al. 2008). Este aumento de vida media y de capacidad de bioacumulación se comprobó en hígado de ratas marrones (*Rattus norvegicus*) (220 días postingestión), cerdos (Eason et al. 2002), ratones de agua (*Arvicola amphibius*) y topillos campesinos (*Microtus arvalis*) (135 días tras campaña de exterminio) (Sage et al. 2008). Esto no solo convertía en "bombas de relojería" a las especies diana cuando se encontraban intoxicadas, sino también a sus cadáveres, lo que da, de nuevo, un papel protagonista al carroñerismo como nexo de unión de estos tóxicos con los mesocarnívoros aparte de la predación.

Si la exposición a RA es reiterada y continua, se produce la intoxicación caracterizada por una coagulopatía generalizada muy marcada (Joermann 1998; Berny 2007; Lichtenberger 2007). Esta se suele manifestar con equimosis subcutáneas (zona abdominal, sobre todo), petequias, sangrados profusos procedentes de heridas superficiales y una fuerte anemia, la cual se traduce en mucosas pálidas, hipotermia, taquicardia y un estado deprimido permanente, con claros signos de debilidad (Lichtenberger 2007; Hernández-Moreno et al. 2013; Hydock et al. 2017). Estos síntomas de debilidad conllevan a una exposición mayor a depredadores o a la falta de energías destinadas a la caza, lo que supone una pérdida de peso, seguido normalmente por la muerte (Berny 2007; Franklin et al. 2018).

El verdadero problema, sin embargo, se da por la ingestión de dosis subletales de forma continuada, conllevando a una serie de síntomas inespecíficos que los llevarán a la muerte por otros mecanismos (Eason y Murphy 2001; Berny 2007; Erofeeva et al. 2022). Esto ha acarreado graves consecuencias a nivel analítico, ya que en muchos estudios de impacto ambiental no se ha considerado esta posibilidad como causa de la muerte de mesocarnívoros en casos, por ejemplo, de atropellos o enfermedades infecciosas (Shore et al. 2003; Fournier-Chambrillon et al. 2004; Berny 2007).

Entre los años 2000 y 2010 se llevó a cabo un estudio monitoreado de numerosas explotaciones agrícolas que utilizaban RA como principal mecanismo de control de plagas y el análisis de canales de rapaces que se localizaban en los alrededores de dichas zonas. Se confirmaron valores de exposición a estos tóxicos altamente preocupantes, aunque aparecieron también numerosos casos de atropellos e inanición, hecho a tener en cuenta cuando se dan exposiciones subletales (Hughes et al. 2013).

Es interesante en este punto resaltar que se han llevado a cabo muy pocos estudios acerca de los efectos que pueden provocar las dosis subletales de RA en la fauna salvaje (Eason y Murphy 2001; Berny 2007; Hughes et al. 2013).

Entre los años 1990 y 2002, se llevó a cabo un estudio en Francia para evaluar la influencia de estos tóxicos en el visón europeo, cuyas poblaciones se encuentran en peligro crítico de extinción. Se analizaron 122 cadáveres de 4 especies diferentes de mustélidos y encontraron restos evidentes en 11 ejemplares (9%), y únicamente en tres se estableció que la causa principal de la muerte fue la intoxicación. En estos casos los síntomas principales fueron hemorragias generalizadas masivas y anemia y deshidratación graves. Para el resto de animales que habían sufrido exposición las causas de la muerte fueron variadas. Dos turones y dos nutrias fueron atropellados, seis visones americanos por proyectos de control poblacional y un turón al ser depredado por otro carnívoro (Fournier-Chambrillon et al. 2004).

Los animales expuestos a dosis subletales de RA van a mostrarse ligeramente más débiles, con disminución tanto de los reflejos como de sus movimientos, que van a ir entorpeciendo con el paso del tiempo haciéndolos más susceptibles al atropello, a ser cazados por depredadores (menor capacidad de

huida), o incapaces de conseguir alimento provocando así un aumento de probabilidades a la hora de caer en trampas de vida con cebos (Shore et al. 2003; Fournier-Chambrillon et al. 2004; Berny 2007; Hughes et al. 2013).

En un estudio en California (Estados Unidos) sobre la dieta de los coyotes (*Canis latrans*) usando cadáveres que habían sufrido atropellos en carreteras, se comprobó que los mesocarnívoros (que tenían una exposición muy elevada) fueron la vía principal de ingestión de RA para estos súperdepredadores, ya que los roedores conformaban un porcentaje sumamente bajo en su alimentación (Shedden et al. 2020).

Sin embargo, los problemas derivados de la exposición subletal a RA pueden ir más allá e incluso provocar alteraciones en el sistema inmunitario de los depredadores, traduciéndose esto en la muerte por otras causas, como enfermedades infecciosas o parasitarias. En 2018 se publicó un estudio que se llevó a cabo en California y en el que se trató la influencia tanto de la antropización del medio como de la exposición a estos tóxicos en la población de lince rojo (*Lynx rufus*) del sur de California, la cual había sufrido un descenso preocupante entre los años 2002 y 2005 por un brote de sarna notoédrica. La resistencia de los felinos frente a los RA es mayor que la de otros vertebrados carnívoros (Rudd et al. 2018; Serieys et al. 2018), lo que los hace más susceptible a sufrir los efectos de una intoxicación subletal crónica (Serieys et al. 2018) (Fig. 1).

Tanto la antropización del medio como la exposición a RA afectaban de manera significativa a las funciones inmunitarias de estos depredadores, teniendo esta última una influencia mucho mayor. En el estudio se notificaron impactos a nivel celular

en neutrófilos y linfocitos, así como en los niveles de citoquinas, fósforo y bilirrubina total en sangre. Estos hechos disminuyen y debilitan en gran medida las respuestas inmunitaria e inflamatoria, pudiendo llevar a la muerte del animal por, como ocurrió en este caso, una enfermedad parasitaria que en otras condiciones no tendría por qué suponer un problema mortal (Serieys et al. 2018). Este trabajo se ve implementado por otro sobre estos mismos animales. En él se confirmó la influencia de los RA en dosis subletales sobre la expresión génica, afectando principalmente a la población leucocitaria (Fraser et al. 2018). Esto ayuda a comprender los diversos problemas inmunitarios observados en el artículo anterior.

Aunque el lince rojo no es un mesocarnívoro como tal, queda evidenciada la importancia y el papel que toman los RA en las poblaciones de depredadores salvajes. Ya sea de forma directa o indirecta, estos tóxicos tienen la capacidad de ser letales para los mesocarnívoros provocando problemas metabólicos, inmunitarios o incluso psicomotrices. Se establece también una relación entre la magnificación de dichos problemas y la antropización del ecosistema que, teniendo en cuenta su velocidad de crecimiento y expansión, así como las adaptaciones que estos carnívoros están desarrollando para sobrevivir en torno a medios urbanos, hace que aumenten de forma exponencial los problemas poblacionales por el uso de estos rodenticidas (Van den Brink et al. 2018). Por ello, existe una imperiosa necesidad del estudio y análisis en mayor profundidad de todas estas posibles implicaciones y efectos secundarios derivados de exposiciones subletales de estos compuestos en los mesocarnívoros (Shore et al. 2003; Fournier-Chambrillon et al. 2004; Berny 2007; Serieys et al. 2018; Shedden et al. 2020; Erofeeva et al. 2022).

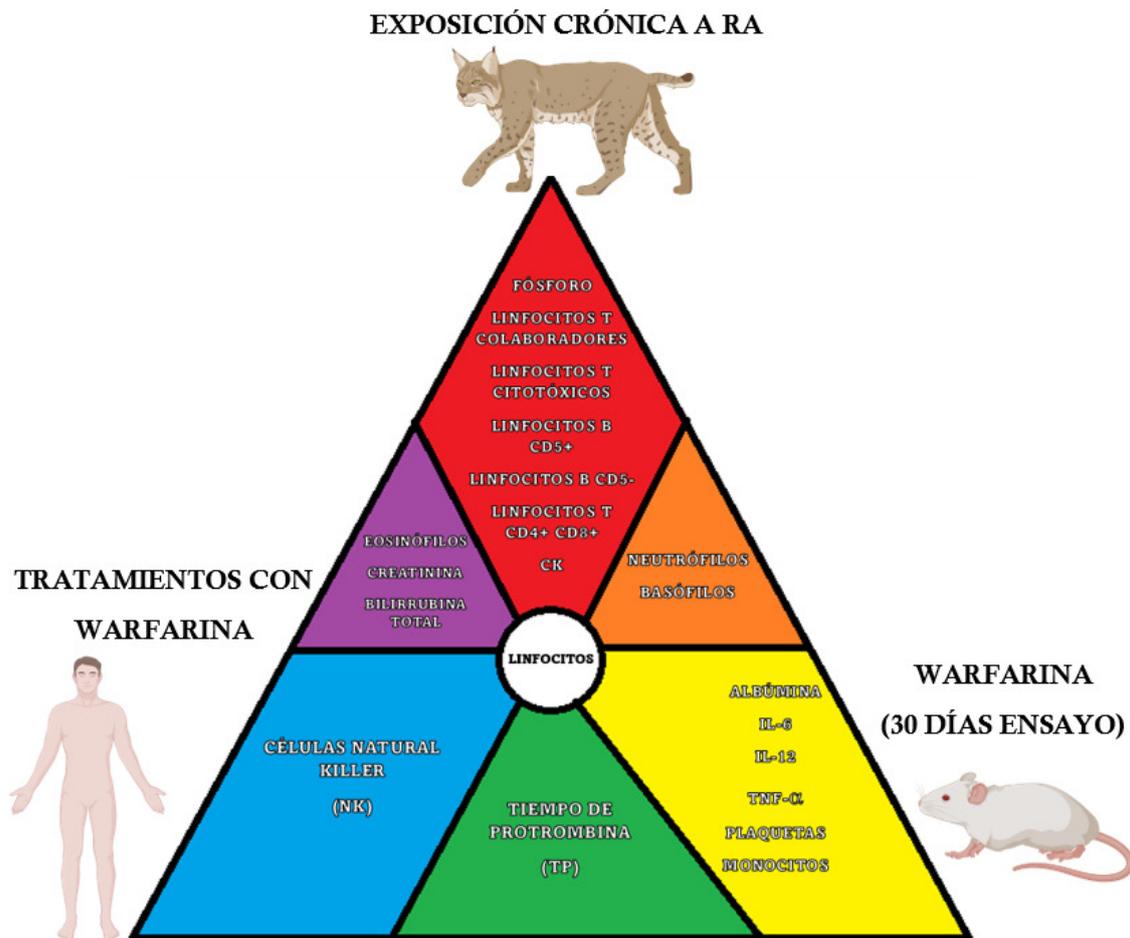


Figura 1. Diagrama de Venn que muestra parámetros de salud significativos que se superponen con estudios de laboratorio publicados en roedores y humanos, así como con los nuevos parámetros descubiertos en la población de lince rojos (Adaptado de Serieys et al. 2018).

Figure 1. Venn diagram showing significant health parameters overlapping with published laboratory studies in rodents and humans, as well as the new parameters discovered in the bobcat population. (Adapted from Serieys et al. 2018).

Mesocarnívoros peninsulares y su dieta

Los mesocarnívoros, mamíferos del Orden Carnívora de tamaño medio, son un grupo de animales generalistas y oportunistas que basan su dieta y la adaptan dependiendo de las condiciones del medio en el que habitan (Roemer et al. 2009), tales como las climáticas (Barrul et al. 2013), la presencia o no de súperdepredadores (Burgos et al. 2022), como el linco ibérico (Garrote y Pérez de Ayala 2019), o la biodisponibilidad de un tipo de presa u otro (Palacín y Calleja 2015; Vilella et al. 2020).

Generalmente, son dietas omnívoras basadas en gran parte en la caza de presas (desde insectos hasta otros mamíferos) o carroñeo, acompañadas por una gran variedad de tubérculos, bayas y frutos salvajes (Padial et al. 2002; Ferreras et al. 2016).

En el año 2000 se llevó a cabo una campaña de muestreo en el Parque Nacional de Peneda-Geres (noroeste de Portugal), para evaluar las relaciones tróficas entre cuatro especies de mesocarnívoros simpátricos de distintos tamaño y peso corporal: el zorro (*Vulpes vulpes*), el gato montés (*Felis silvestris*), la gineta (*Genetta genetta*) y la garduña (*Martes foina*) (Carvalho y Gomes 2004). El porcentaje de la dieta que ocupaban los roedores en este estudio es muy elevado, hecho más notorio en determinadas épocas del año y cuando se da un descenso en la actividad y población de lagomorfos (Fig. 2), los cuales habían constituido siempre casi la totalidad de la dieta cárnica de los mesocarnívoros en la Península Ibérica (Carvalho y Gomes 2004; Vilella et al. 2020), exceptuando a depredadores especializados en micromamíferos como la gineta (Gil-Sánchez 1998; Camps y Van den Broek 2016). Esto cambió cuando las poblaciones de conejo de campo y liebre ibérica (*Lepus granatensis*) se vieron fuertemente mermadas por, entre otros factores, la mixomatosis (Simón et al. 1998; Cabral et al. 2005; España 2011), una enfermedad infecciosa mortal que arrasó con las comunidades de ambas especies en la gran mayoría de espacios que ocupaban en la península. Por ello, estos depredadores se adaptaron y comenzaron a basar gran parte de su dieta en sustitutos como los roedores, algo que ya se daba de forma natural en ecosistemas de la zona euroasiática y del norte y centro de Europa, donde las poblaciones de lagomorfos son mucho más escasas o incluso inexistentes (Jedrezejewska y Jedrezejewski 1998; Lanszki et al. 1999).

Cabe mencionar el caso de mesocarnívoros como el tejón europeo (*Meles meles*), cuyo aporte proteico en la dieta no solo corresponde a roedores y micromamíferos (Requena-Mullor et al. 2016), sino también a una importante cantidad de invertebrados (Zabala et al. 2002; Hipólito et al. 2016). Esto también ocurre con el meloncillo (*Herpestes ichneumon*), cuya dieta también

contiene un alto porcentaje de reptiles (Delibes et al. 1984). Otro importante aporte en la alimentación en este tipo de depredadores es la carroña (Padial et al. 2002; Carvalho y Gomes 2004; Ferreras et al. 2016), normalmente proveniente de la caza mayor y que constituye un suplemento cada vez más común en momentos de escasez de presas vivas (Barrul et al. 2013).

La especialización en depredación de micromamíferos de la gineta (Camps y Van den Broek 2016) no es un caso único, ya que también ocurre en la nutria (*Lutra lutra*) y el visón europeo (*Mustela lutreola*) en la península ibérica, especializados en el medio acuático (Callejo y Delibes 1987; Palazón 2010). Es importante recordar que los mesocarnívoros, como animales generalistas y oportunistas, aunque algunos especializados, siguen teniendo una dieta muy variada. Esto se puede comprobar gracias a estudios como el realizado entre los años 1992 y 1997 sobre las dietas de los tres mesocarnívoros citados en otoño e invierno en los ríos Ega (Navarra) y Ebro, Najerilla e Iregua (La Rioja) (Palazón et al. 2008). Gran parte de la dieta del visón europeo, aunque especialista en peces, la conformaban también micromamíferos y aves, siendo estas últimas también parte muy importante de la dieta de la gineta. El caso de la nutria fue más extremo, aunque apareció un aporte de reptiles notable teniendo en cuenta que se trata de un estudio llevado a cabo en otoño e invierno, época de hibernación de este tipo de presas.

Se puede comprobar, por tanto, la estrecha relación entre los mesocarnívoros con los roedores y micromamíferos, lo que origina una clara vulnerabilidad de estos depredadores frente a los tratamientos contra estas presas con, sobre todo, los RA. De hecho, varios estudios han demostrado que la mayoría de estas presas corren un potencial riesgo de intoxicación (Erickson y Urban 2004; Sánchez-Barbudo et al. 2012).

Presencia de RA en mesocarnívoros peninsulares

El uso de RA es el principal arma del ser humano frente a las plagas de roedores, tanto en ambientes urbanos como agrícolas y ganaderos (Vidal et al. 2009; Tosh et al. 2011). Pese a su efectividad, algunas de las características de estos compuestos, como por ejemplo su permanencia en el medio y tiempo de acción (Ishizuka et al. 2008; Isaza et al. 2010), así como el desarrollo de resistencias en las especies diana (Vein et al. 2011; Buckle et al. 2020; Bermejo-Nogales et al. 2022), están causando estragos en poblaciones de animales no diana que están viéndose afectadas de forma directa o indirecta (Geduhn et al. 2014; Nakayama et al. 2019; Rodríguez-Estival y Mateo 2019). Esto lleva ocurriendo y estudiándose a nivel mundial desde incluso los años 60 y 70 (Evans y Ward 1967; Harradine 1976; Townsend et al. 1984).

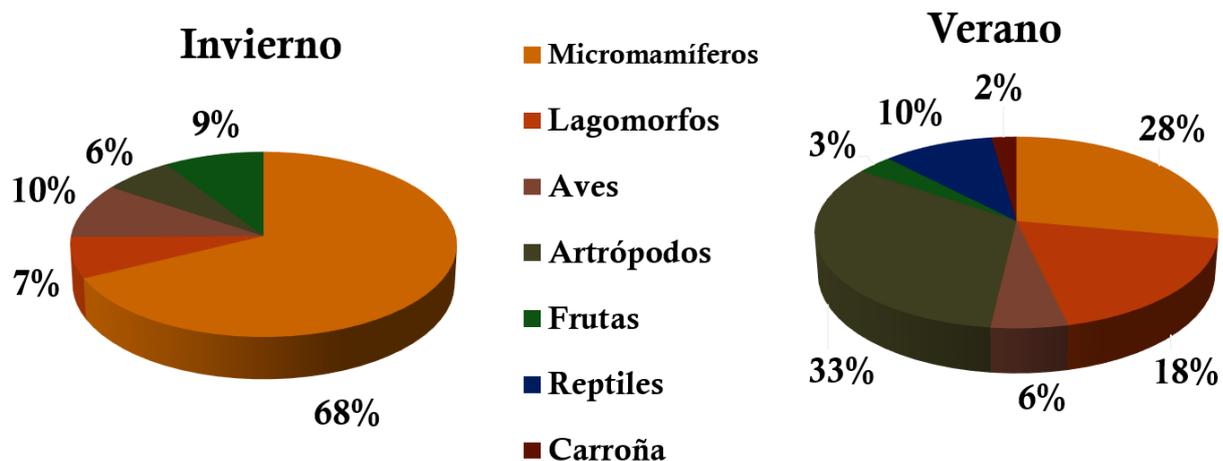


Figura 2. Comparativa de la dieta del zorro (*Vulpes vulpes*) en verano e invierno en el Parque Nacional de Peneda-Geres (Portugal) con indicación de la frecuencia de aparición (%) de cada alimento en la dieta de este animal en el año 2000 (Adaptado de Carvalho y Gomes 2004)

Figure 2. Comparative of the red fox's diet (*Vulpes vulpes*) in summer and winter in the Peneda-Geres National Park, Portugal, indicating the frequency of appearance (%) of each food in the diet of this animal in 2000 (Adapted from Carvalho y Gomes 2004).

Por tanto, la ingestión de roedores y micromamíferos afectados por RA son causa y efecto de intoxicaciones secundarias en mesocarnívoros (Laakso et al. 2010).

Si bien los compuestos anticoagulantes se usan como rodenticidas, aparecen problemas como la falta de regulación de este tipo de tratamientos o la nula especificidad de las trampas o cebos con respecto a otras especies animales que pueden llegar a tener contacto directo con ellos (Olea et al. 2009; Hernández-Moreno et al. 2013; Baldwin et al. 2021). Esto propicia tanto intoxicaciones primarias como secundarias en otros elementos importantes de la dieta de los mesocarnívoros como invertebrados (Del Broke et al. 2013; Hernández-Moreno et al. 2013; Alomar et al. 2018), reptiles (Lettoof et al. 2020), aves (Sánchez-Barbudo et al. 2012) y carroña (Eason et al. 1999; Alabau et al. 2020; Lotts y Stapp 2020).

La intoxicación de mesocarnívoros por RA está mermando y afectando a poblaciones a nivel mundial (Nakayama et al. 2019). Claros ejemplos son el caso del turón europeo (*Mustela putorius*) en Gran Bretaña por tratamientos en explotaciones agroganaderas (Shore et al. 1999), el de armiños (*Mustela erminea*), garduñas y zorros en Francia por un tratamiento contra topillos de agua (*Arvicola amphibius*) (Sage et al. 2008); el de comadreja (*Mustela nivalis*) y armiños en Nueva Zelanda por un tratamiento contra roedores y zarigüeyas cola de cepillo (*Trichosurus vulpecula*) (Alterio et al. 1997), el de los zorros en Suecia (Asaa et al. 2019) o el que afectó a la especie en riesgo de entrar en la lista de animales en peligro de extinción en varios estados, la marta pescadora (*Pekania pennanti*), en las proximidades de cultivos de marihuana en California, Estados Unidos de América (Gabriel et al. 2012; Gabriel et al. 2015).

La península ibérica no es ninguna excepción, siendo un territorio con una arraigada y fuerte tradición agroganadera y una visión arcaica acerca de los mesocarnívoros, repudiados y a menudo tratados como "alimañas". A esto habría que sumar, como ya se indicó, los cambios de comportamiento y adaptación de la dieta a medios más humanizados, no solo campos de cultivo (Palacín y Calleja 2015; Katna et al. 2022), sino también la proximidad a núcleos urbanos, que estos depredadores están experimentando (Streicher et al. 2022; Torre et al. 2022).

La presencia de RA en mesocarnívoros y su relación con las explotaciones agrícolas, ganaderas y medios urbanos se ha

visto plasmada gracias a varios estudios, como por ejemplo el que se llevó a cabo entre los años 2005 y 2010 en la Península Ibérica (Sánchez-Barbudo et al. 2012) (Tabla 1). En él, se analizaron 1792 muestras de animales (mayoritariamente salvajes) con posible intoxicación por RA. Se observó una clara relación entre la aparición de intoxicación y el uso de estos compuestos en tratamientos de cultivos usándolos en formulación granulada, sin estaciones de cebo, en 2007, coincidiendo con un tratamiento contra campañoles (*Arvicolinae spp.*) en una zona de Castilla y León. Los mamíferos carnívoros, con un 38% de prevalencia, fueron el segundo grupo más afectado como consumidores secundarios de RA, únicamente por detrás de las aves rapaces.

Contemporáneamente, entre 2007 y 2016, se llevaba a cabo otro estudio en Aragón, en el que se analizaron muestras de 244 vertebrados encontrados muertos, confirmándose la presencia de RA en 83 de ellas. Las especies de mesocarnívoros incluidas en dicho estudio fueron el tejón europeo (14% positivos), la garduña (58% positivos), el zorro (60% positivos), la gineta (50% positivos) y el visón americano (*Neovison vison*), especie exótica invasora (25% positivos) (Tabla 1). Las conclusiones de este estudio resultaron esclarecedoras y se relacionó de forma más estrecha la presencia de RA en mesocarnívoros y otro tipo de depredadores, como las aves rapaces, con el uso para tratamientos contra roedores en zonas urbanas y ganaderas, no solo apareciendo estos casos en relación a los tratamientos fitosanitarios en campos de cultivo (López-Perea et al. 2018).

La influencia de estos tratamientos fitosanitarios con RA quedó plasmada en un estudio llevado a cabo entre 2010 y 2017 en Castilla y León, en el que se tomaron y analizaron muestras de comadreas recogidas en zonas de cultivos tratados con RA. El 22% de los individuos estaba expuesto a bromadiolona, apareciendo los mayores picos de concentración del tóxico en hígado en épocas de tratamientos de los cultivos contra campañoles (Fernández-de-Simón et al. 2022). También se ha establecido una relación clara entre estos casos y la antropización del medio (Geduhn et al. 2015; López-Perea et al. 2015; Van den Brink et al. 2018; Rodríguez-Estival y Mateo 2019; Serieys et al. 2019), con las consiguientes adaptaciones y cambios de dieta (Sánchez-Barbudo et al. 2012; López-Perea et al. 2018; Burgos et al. 2022; Torre et al. 2022).

Tabla 1. Recopilación de datos sobre la presencia de RA en mesocarnívoros de la península ibérica entre los años 2012 y 2018 (adaptado de López-Perea et al. 2018 (1) y Sánchez-Barbudo et al. 2012 (2)).

Table 1. Compilation of data on the presence of AR in mesocarnivores in the Iberian Peninsula between 2012 and 2018. (Adapted from López-Perea et al. 2018 (1) and Sánchez-Barbudo et al. 2012 (2)).

Lugar de procedencia del animal objeto de estudio	Especies	Rodenticidas			Compuestos analizados					Ref.
		nº animales	nº positivos	% positivos	Brodifacoum	Bromadiolona	Difenacoum	Flocoumafen	Difethialona	
Cantabria, Navarra, Aragón, Cataluña, Madrid, Castilla-La Mancha y Castilla y León	<i>Gennetta genetta</i> (Gineta Común)	7	2	28.57%	2	2	1	1	-	1
	<i>Lutra lutra</i> (Nutria euroasiática)	3	1	33.33%	-	-	-	1	-	1
	<i>Martes foina</i> (Garduña)	19	11	57.89%	5	6	3	5	1	1
	<i>Mustela nivalis</i> (Comadreja)	1	1	100%	1	-	-	-	-	1
	<i>Procyon lotor</i> (Mapache)	10	2	20%	-	2	-	-	-	1
	<i>Vulpes vulpes</i> (Zorro)	31	12	38.70%	5	8	1	-	-	1
Aragón	<i>Gennetta genetta</i> (Gineta Común)	6	3	50%	-	3 (infinito)	-	-	-	2
	<i>Lutra lutra</i> (Nutria euroasiática)	2	0	0%	-	-	-	-	-	2
	<i>Martes foina</i> (Garduña)	26	15	57.69%	-	15 (infinito)	-	-	-	2
	<i>Martes martes</i> (Marta)	1	0	0%	-	-	-	-	-	2
	<i>Meles meles</i> (Tejón europeo)	14	2	14.28%	2 (infinito)	-	-	-	-	2
	<i>Mustela putorius</i> (Turón europeo)	1	0	0%	-	-	-	-	-	2
	<i>Neovison vison</i> (Visón americano)	4	1	25%	-	1	-	-	-	2
	<i>Vulpes vulpes</i> (Zorro)	10	6	60%	-	6 (infinito)	-	-	-	2

Esta antropización acarrea aún más problemas y genera otros focos de exposición a RA. A raíz de la ya mencionada arcaica visión sobre los mesocarnívoros ("alimañas"), y de la percepción tan perjudicial que se tiene de ellos en sectores como los agroganaderos y cinegéticos (Delibes et al. 2021), aparece una nueva problemática: la colocación de cebos ilegales.

Esta práctica ilegal supone un impacto a nivel ambiental mucho mayor del que se cree (Ribas-Ozonas et al. 2002), ya que la gran mayoría de casos de envenenamiento intencionado de fauna salvaje pasa desapercibida (Estrada-Pacheco et al. 2020; Olea et al. 2022). Mayoritariamente, tanto en la península ibérica como a nivel mundial, el objetivo principal de esta práctica son los grandes depredadores y los mesocarnívoros, considerados un grave problema sobre todo para ganaderos, agricultores y cazadores (Soler et al. 2003; Woodroffe et al. 2005; Mateo-Tomás et al. 2012; Estrada-Pacheco et al. 2020). Entre los compuestos más utilizados para ello figuran los RA (Motas-Guzmán et al. 2003; Berny 2007) que suponen un foco no solo de intoxicaciones primarias, sino también secundarias e incluso terciarias (propiciadas por el carroñerismo) en mesocarnívoros (Mateo-Tomás et al. 2012; Ferreras et al. 2016).

En el año 2022 se desarrolló un estudio de campo a gran escala, con el fin de aproximarse lo máximo posible al verdadero impacto ambiental ocasionado por la colocación de cebos ilegales en la fauna salvaje de la península ibérica. Se llevó a cabo una monitorización mediante cámaras de fototrampeo de 590 cebos de varios tamaños, repartidos en 25 áreas diferentes de la geografía peninsular. De esta manera, se recopiló una importante cantidad de datos acerca de la cantidad de especies afectadas, número de individuos y grado de exposición de cada una de ellas frente a esta práctica. Los resultados obtenidos situaron a los mesocarnívoros como el segundo grupo de verte-

brados (21%) más afectado por la colocación de cebos ilegales, únicamente por debajo de las aves rapaces (25%), si bien esto solo se refiere a los casos de intoxicación primaria por ingestión directa del cebo monitoreado. A esto se sumaría la probabilidad de intoxicación secundaria (predación) o terciaria (carroñerismo) de otras especies objeto del estudio que se alimentaron de estos cebos como por ejemplo los córvidos (13%), roedores (8%) o incluso reptiles (5%) (Fig. 3) (Olea et al. 2022). Se consolida así que los mesocarnívoros están ampliamente afectados por la colocación de cebos ilegales, hecho que también se ve influenciado por la clara intencionalidad de que estos depredadores sean el objetivo principal (Motas-Guzmán et al. 2003; Mateo-Tomás et al. 2012; Olea et al. 2022).

El carroñerismo cobró gran importancia en otro estudio que tuvo lugar en la península ibérica entre los años 2000 y 2010, en el que se llevó a cabo un exhaustivo análisis de 112 casos de envenenamientos ilegales y de los cuales el 95.2% eran animales con hábitos carroñeros. Los mamíferos carnívoros conformaron el 38.2% de los casos de estudio, de nuevo siendo únicamente superado por las aves rapaces con un 52.6% (Mateo-Tomás et al. 2012).

Los compuestos tóxicos empleados a la hora de elaborar los cebos ilegales son numerosos, siendo los más comunes los carbamatos y los RA, hecho que se da tanto en Europa como en Estados Unidos (Motas-Guzmán et al. 2003; Berny 2007). Este hecho se ve respaldado por los estudios realizados por la Unidad de Toxicología de la Facultad de Veterinaria de Cáceres (Universidad de Extremadura) en conjunto con la Consejería de Medio Ambiente del gobierno autonómico. La finalidad de dicho estudio era el análisis de diferentes muestras debido a la creciente preocupación por parte de las autoridades extremeñas por el uso de este tipo de cebos en una región con un altísimo

GRUPOS BIOLÓGICOS MÁS AFECTADOS POR LA COLOCACIÓN DE CEBOS ILEGALES

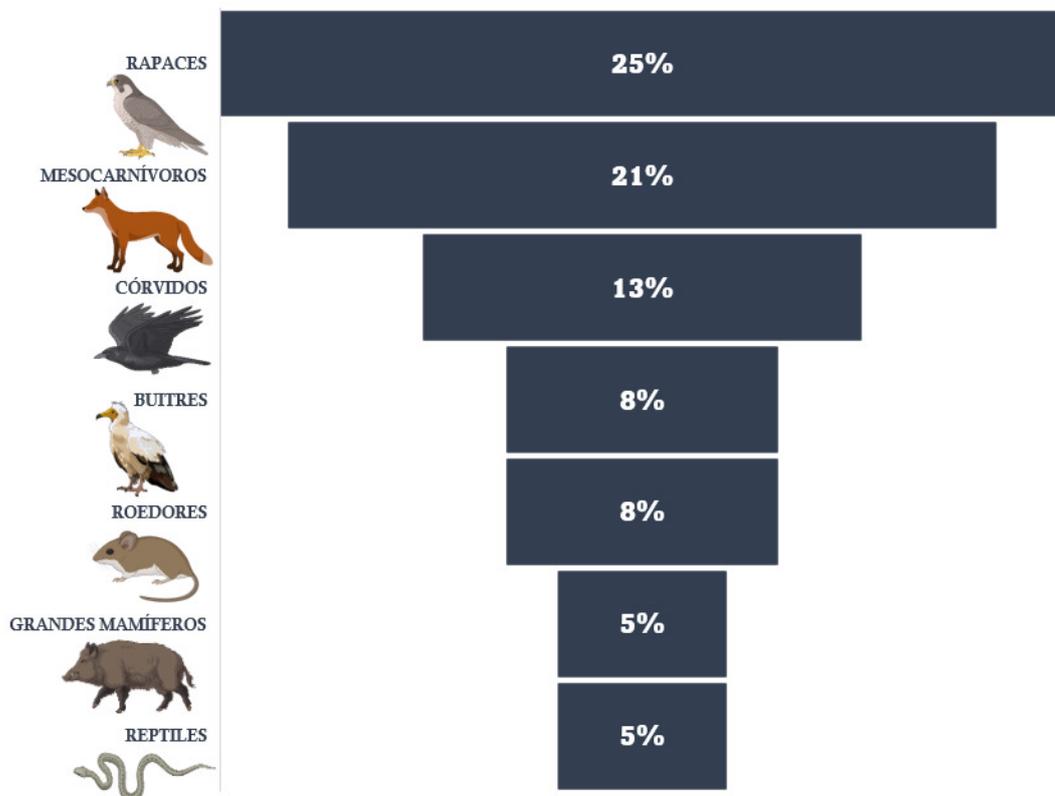


Figura 3. Comparativa (%) de los grupos biológicos más afectados por la práctica de colocación de cebos ilegales según el consumo de 618 cebos monitoreados en 25 áreas de estudio ubicadas en España y Portugal entre los años 2011 y 2021 (Adaptado de Olea et al. 2022).

Figure 3. Comparison (%) of the biological groups most affected by the practice of illegal baiting according to the consumption of 618 baits monitored in 25 study areas located in Spain and Portugal between 2011 and 2021 (Adapted from Olea et al. 2022).

nivel de biodiversidad. Pese a que compuestos como el carbófurano y el aldicarb superan con creces a los RA en su empleo en cebos ilegales, su presencia y uso sigue mostrando valores preocupantes (Soler et al. 2006; Ibáñez-Pernia et al. 2022).

Con estos datos se establece por tanto otro claro foco de exposición de los mesocarnívoros a los RA. Siendo esto un hecho preocupante por la unión de, principalmente, dos factores: los hábitos alimenticios de estos depredadores, cobrando una importancia superlativa el carroñerismo, con cada vez más estudios que lo respaldan (Sebastián-González et al. 2023) y; desgraciadamente, el aumento con el paso de los años de esta práctica de colocación de cebos ilegales (Motas-Guzmán et al. 2003; Soler et al. 2006).

Mecanismos para evitar la intoxicación en mesocarnívoros y minimización de riesgos

Las intoxicaciones primarias en animales salvajes se dan cuando estas especies no diana acceden sin ningún tipo de problema al tóxico y lo ingieren directamente, ya sea por falta de protección del cebo utilizado o por su dilución en ríos o mares (Gómez-Canela et al. 2014; Erofeeva et al. 2022). Sin embargo, el cada vez más extendido uso de estaciones de cebo aseguradas evita en gran medida este tipo de exposición. Por el contrario, las intoxicaciones secundarias son una problemática mucho mayor. Con esta premisa, es difícil discriminar una simple exposición e intoxicación en la vida silvestre. De hecho, al igual que en animales domésticos, las dosis tóxicas no están bien descritas para las especies silvestres (Erickson y Urban 2004; Berny et al. 2010). Además, la mayoría de los estudios de exposición se realizan en animales muertos, y como la lesión inducida por los RA no es específica, puede ser difícil concluir sus implicaciones. Aun así, gracias al desarrollo de técnicas analíticas más sensibles basadas en la cromatografía de líquidos acoplada a espectrometría de masas (LC-MS), el número de especies no diana en las que se detectan residuos de estos tóxicos ha aumentado considerablemente (Dowding et al. 2010), lo que da una idea general del impacto que puede llegar a tener esta problemática en las distintas poblaciones de animales silvestres.

Cabe destacar también la enorme diferencia que ha habido durante años entre España y el resto de países de la Unión Europea en cuanto a formulados de RA registrados. En el año 2004, se llevó a cabo un estudio pormenorizado en el que se contabilizaron 416 formulados registrados en España (siendo la bromadiolona y el brodifacoum los más empleados), excediendo a, por ejemplo, Alemania, que tenía únicamente 51 (Moreno et al. 2004).

Por estos motivos, cobran gran importancia los procedimientos de mitigación de riesgos a la hora del uso de estos compuestos, que deben tratar de reducir en la medida de lo posible la exposición a la fauna salvaje o no diana (Berny et al. 2010; Van den Brink et al. 2018).

La colocación de estaciones de cebo enfocadas a las especies diana de los tratamientos de control de plagas se consideró como un gran comienzo que, indudablemente, redujo el riesgo de exposición en comparación a los tratamientos basados en la diseminación indiscriminada de gránulos de RA a lo largo de, por ejemplo, campos de cultivo. Este último método de uso se comprobó que llegaba directamente no sólo a los mesocarnívoros, sino también a sus presas (aves granívoras, reptiles o invertebrados) y a una gran proporción de la fauna salvaje de la zona tratada (Shore et al. 1999; Olea et al. 2009; Sánchez-Barbudo et al. 2012).

Estas estaciones de cebo, sin embargo, no se fabricaron de manera que fuesen únicamente específicas para especies diana. Apareció así un nuevo problema al no haber tenido en cuenta posibles especies no diana que podrían llevar a provocar episodios de intoxicaciones secundarias (Elliot et al. 2016). Como ejemplo, hay que citar la intoxicación secundaria de aves en un

centro de avifauna de Galicia debido al consumo de gasterópodos contaminados con RA a los que habían accedido en cebos trampa (Hernández Moreno et al. 2013).

Para compensar esta falta de especificidad se han barajado varias opciones, algunas de las cuales se sometieron a estudio, como la colocación de estas estaciones de cebo en alto. En Orange County (California, Estados Unidos) se llevó a cabo un estudio de monitoreo de estaciones de cebo colocadas tanto en el suelo como en altura (árboles o vallados) en diferentes jardines entre los años 2017 y 2019 (Burke et al. 2021). Los resultados obtenidos fueron ligeramente esperanzadores, ya que la rata negra (*Rattus rattus*), especie diana, no mostró predilección alguna por ninguna de las dos opciones, utilizando ambas estaciones de cebo por igual. En el caso de los mamíferos silvestres la preferencia por las colocadas en el suelo fue mucho mayor (Burke et al. 2021). Esto puede ayudar a reducir la exposición de especies no objetivo en muchas zonas del mundo, pero no es una solución definitiva, ni mucho menos, sobre todo si se tienen en cuenta especies de mesocarnívoros con hábitos arborícolas como la gineta o la garduña.

Contemporáneamente a este último estudio citado y también en California, se llevó a cabo un trabajo comparativo sobre las diferentes formas de aplicación de los cebos con RA en el tratamiento del ardillón de California (*Otospermophilus beecheyi*) y sus posibles impactos hacia la fauna salvaje. Se obtuvieron mayores resultados en cuanto a eficacia con el uso de estaciones de cebo (Baldwin et al. 2021), siendo también la forma de presentación que menos riesgo de exposición primaria al resto de fauna silvestre implica. Sin embargo, la aplicación de estaciones de cebo supone más trabajo y un mayor coste para, en este caso, el agricultor, para el que resultaría mucho más cómodo y económico la aplicación al voleo o por esparcimiento (Sánchez-Barbudo et al. 2012). También se tuvo en cuenta a la hora del estudio la posibilidad de que los ardillones ingiriesen una cantidad superior de cebo con difacinona cuando se empleaban las estaciones de cebo por la constante disponibilidad a una cantidad mayor de tóxico, pero al final se comprobó que los valores de residuos de RA en hígado de los cadáveres no variaban con respecto a los otros métodos de presentación. Rechazándose así la idea de que el uso de estaciones de cebo supusiese un mayor peligro de cara a las intoxicaciones secundarias en fauna salvaje por el mayor acúmulo de tóxico en los ardillones. Se llegó, por tanto, a la conclusión de que esa gran cantidad de gránulos extraída de las estaciones no se había ingerido, sino que se había acumulado en despensas subterráneas para épocas de falta de alimento como el invierno (Baldwin et al. 2021).

También se tuvieron en cuenta otros estudios a la hora de la colocación de las estaciones de cebo, ya que cabía la posibilidad de que se perdiese parte de la eficacia de este método de presentación por conflictos de dominancia y territorios entre individuos de la misma especie (Whisson y Salmon 2009). Sin embargo, colocándose estas en la distancia y de la forma adecuada, la eficacia no se vio afectada (Baldwin et al. 2021).

Por último, cabe destacar que cualquiera de los tres métodos analizados en este trabajo supondría un riesgo mucho menor de exposición a mesocarnívoros y demás fauna si se llevase a cabo un trabajo de recogida de cadáveres diario durante los tratamientos de control de plagas (Montez et al. 2014; Buckle y Prescott 2018; Baldwin et al. 2021). Esto queda respaldado por estudios como el que se realizó en Orange County (California) entre febrero y marzo de 2019, que analizó la cantidad de cadáveres que se retiraban de diferentes medios por carroñeros como los mesocarnívoros. Se observó que, en medios urbanos, el 65% de los restos de rata (*Rattus norvegicus domestica*) se retiraban en el transcurso de las primeras 24 horas, mientras que en campos de cultivo era el 38% (Lotts y Stapp 2020). Valores muy altos como para pasar por alto la importancia tanto del carroñerismo como de la posibilidad de realizar dichos trabajos de recogidas de cadáveres. (Buckle y Prescott 2018; Lotts y Stapp 2020; Baldwin et al. 2021).

Por todo lo anterior, se llega a la conclusión de que las estaciones de cebo son el método de presentación más eficaz y con menor riesgo de exposición (primaria, sobre todo) de los tóxicos a la fauna salvaje, si bien encarecen, en comparación, los procesos de control de plagas, lo que no todas las personas están dispuestas a asumir (Baldwin et al. 2021).

Otro tipo de mecanismo de minimización de riesgos es la búsqueda de alternativas para el uso de estos tóxicos, como por ejemplo la que se lleva a cabo realizando ensayos con gases como el monóxido de carbono, en busca de un procedimiento de control de plagas más sostenible, rentable y humano (Baldwin y Meinerz 2016). Por otra parte, también se valoran opciones como la reintroducción de depredadores de roedores “plaga” o la destrucción mecánica de sus túneles y madrigueras (Coeurdassier et al. 2014).

Estas últimas opciones citadas se consideran alternativas que se alejan de los tratamientos químicos, si bien algunos estudios revelan una falta de eficacia de los procedimientos de minimización de riesgos propuestos hasta la fecha. Eficacia comprobada, por ejemplo, en un estudio llevado a cabo en Dinamarca y publicado en el año 2018; en el cual se confirmó un aumento de exposición de RA a mustélidos en el momento de uso de técnicas de reducción de riesgos (Elmeros et al. 2018). Este hecho vuelve a incidir en la necesidad de enfocar el problema de otro modo y no solo teniendo en cuenta la problemática únicamente a la hora de cómo y dónde colocar el compuesto (Topping y Elmeros 2016; Elmeros et al. 2018).

Este cambio de enfoque puede ir orientado, por ejemplo, a la adición de sabores desagradables (medida tomada específicamente para los humanos) o la colaboración por parte de las empresas manufactureras de estos cebos, los distribuidores y los profesionales de las empresas de exterminación de plagas. Esta colaboración consistiría en una mayor formación para los trabajadores de este tipo de empresas y el uso de publicidad, con el fin de concienciar a los usuarios y consumidores de a pie sobre los costes a nivel ambiental y riesgos que conlleva el abuso de estos compuestos (Elliott et al. 2016; Rached et al. 2020). Concienciación que no solo se basaría en estos aspectos, sino también en los socioeconómicos; ayudando a comprender que un correcto uso de estos tóxicos, pese a suponer un mayor coste económico, evitaría, a todas luces, un precio a pagar a nivel ecológico mucho mayor en el futuro (Buckle y Prescott 2018). También existe la necesidad urgente de crear un código de conducta o pautas de mejores prácticas sobre el control de roedores para todo el personal implicado (agricultores y ganaderos en su mayoría), pero aún no hay una organización competente que se haya lanzado a controlar seriamente dicha orientación (Olea et al. 2009; Elliott et al. 2016; Rached et al. 2020). Es innegable que el arma principal para reducir los efectos dañinos de los RA ha pasado a ser el asesoramiento y la orientación, por lo que existe la necesidad de aumentar la vigilancia y el monitoreo del uso de estos compuestos también.

Por otra parte, se están llevando a cabo estudios con el fin de poder realizar cambios en los diastereoisómeros de compuestos como el difenacoum (Damin-Pernik et al. 2016) o la bromadiolona, la cual es una suma de dos de ellos, la trans-bromadiolona (70-90%) y la cis-bromadiolona (10-30%). Se pretende la sustitución en la mayor medida de lo posible de la trans-bromadiolona por el otro estereoisómero, que tiene una persistencia en los tejidos de cadáveres de rata mucho más reducida que el primero, pero manteniendo el poder tóxico de cara al control de roedores (Fourel et al. 2018). Estas diferencias en las características entre estos dos estereoisómeros se analizaron, por ejemplo, en un estudio desarrollado en el año 2018 en Francia. En este, se recogieron muestras de hígado y heces de zorro a lo largo de los años 2007 y 2011, en zonas de cultivo donde se habían llevado a cabo tratamientos con bromadiolona. El tóxico apareció en 39 muestras de hígado (81% del total recolectado), de las cuales solo 4 contenían cis-bromadiolona y en concentraciones muy bajas; y de las 37 muestras de heces positivas (23% del total),

este estereoisómero apareció en 11, también en bajas concentraciones (Fourel et al. 2018). Estos resultados evidenciaron la gran diferencia existente entre las características de ambos y pusieron sobre la mesa la posibilidad a la par que necesidad de tratar de conseguir un cambio entre las proporciones de dichos estereoisómeros. Todo esto conduce también al desarrollo de nuevas moléculas que basan su estereoquímica en la de los RA de segunda generación, buscando con ello una persistencia reducida, pero toxicidad equivalente, lo que puede llevar a un descenso considerable de los niveles de exposición secundaria a los que se ve expuesta la fauna salvaje (Damin-Pernik et al. 2016, 2017; Fourel et al. 2018). Sin embargo, ya se han comenzado a utilizar algunas de estas moléculas en otros lugares y están acarreamo graves problemas a los profesionales veterinarios. Este es el caso, por ejemplo, de la brometalina en América del Norte (Pérez-López et al. 2017).

Otra opción que se valora en los últimos años es el uso de biomarcadores como herramientas para una mejor evaluación de los tratamientos para el control de plagas, tanto en especies diana como no diana. Considerándose también útiles para reducir el impacto de dichos tratamientos en la fauna salvaje y conseguir una minimización de riesgos más acertada. Sin embargo, aún queda mucho camino por recorrer y, pese a que ya existen algunos biomarcadores que resultan muy útiles, como el tiempo de protrombina (PT) o el conteo de proteínas dependientes de vitamina K, la gran mayoría necesitan aún ser desarrollados para poder emplearse tanto en monitoreos en campo como en investigación con fauna salvaje (Rached et al. 2020).

Conclusiones

Es un hecho innegable la existencia de una estrecha relación entre el uso de RA y las poblaciones de mesocarnívoros, no solo a nivel peninsular, sino mundial (Shore et al. 1999; Gabriel et al. 2015). Tras la revisión de, únicamente, dos estudios (Sánchez-Barbudo et al. 2012; López-Perea et al. 2018) se evidencia la presencia de estos compuestos en este tipo de carnívoros en diferentes zonas de la Península Ibérica, así como la innegable falta de estudios específicos enfocados en este grupo de animales en distintas zonas de nuestro país. Los datos existentes llevan a la sospecha de que la problemática sea aún mayor de lo considerado requiriendo de forma urgente más análisis y estudios sobre los impactos poblacionales que estos tóxicos suponen para los mesocarnívoros (Johnson 2019).

Con respecto a las vías de exposición, en los últimos años están acaeciando una serie de cambios que están provocando que el estudio de éstas cobre una importancia mucho mayor como, por ejemplo, el aumento de roedores y micromamíferos que está conformando el grueso de la dieta de los mesocarnívoros debido a la casi total desaparición de lagomorfos de muchas partes de la península (Carvalho y Gomes 2004; Vilella et al. 2020). A esto se añade la sobreexplotación del terreno y destrucción de hábitats naturales, destinándose cada vez más hectáreas a la agricultura, ganadería y extensión de núcleos urbanos. Esto ha provocado que los mesocarnívoros, gracias a su adaptabilidad, comiencen a frecuentar y habitar de forma permanente estos ecosistemas (Geduhn et al. 2015; Katna et al. 2022; Torre et al. 2022), aumentando radicalmente la exposición; no solo a los RA, sino a numerosos problemas ambientales de origen antrópico (Rodríguez-Estival y Mateo 2019; Serieys et al. 2019).

Cabe destacar también la concepción que parte de la sociedad tiene acerca de estos depredadores, siendo considerados “alimañas”, para los que se colocan de forma ilegal cebos envenenados con el fin de reducir sus poblaciones (Motas-Guzmán et al. 2003; Berny et al. 2005; Soler et al. 2006; Berny 2007; Mateo-Tomás et al. 2012; Estrada Pacheco et al. 2020). Esta práctica se está convirtiendo en algo cada vez más común, sobre todo en determinadas zonas de la península, por la disconformidad de ciertos colectivos ante los trabajos de reintroducción de grandes depredadores como el lobo y el lince ibéricos. La

importancia que cobran aquí los hábitos carroñeros de los mesocarnívoros es enorme, convirtiéndose así en una de las principales vías de exposición de estos compuestos (Mateo-Tomás et al. 2012; Ferreras et al. 2016).

También es necesario recordar los problemas intrínsecos de los RA, que se convierten en un peligro para la fauna salvaje no solo por su poder tóxico, sino también por su lento tiempo de acción, su permanencia en el medio y las resistencias que llevan años desarrollando las especies diana (Ishizuka et al. 2008; Isaza et al. 2010; Vein et al. 2011; Bermejo-Nogales et al. 2022). Resistencias que han influido enormemente en la exposición subletal de estos compuestos en mesocarnívoros y otros depredadores y que, de forma directa o indirecta, han llevado a la muerte a estos animales (Shore et al. 2003; Fournier-Chambrillon et al. 2004; Bery 2007; Lichtenberger 2007; Erofeeva et al. 2022).

Quedan evidenciados del mismo modo, los muchos problemas que conlleva el uso de RA y los numerosos errores que se cometen en su empleo para tratamientos de control de plagas, obviándose en la mayoría de ocasiones las consecuencias que pueden suponer a nivel ambiental (Olea et al. 2009; Buckle y Prescott 2018; Baldwin et al. 2021). Todo esto confluye en el mismo punto: el arma principal de los programas de minimización de riesgos es la concienciación colectiva enfocada, sobre todo, a agricultores y ganaderos (principales consumidores de este producto) (Elliott et al. 2016; Pérez-López et al. 2017; Buckle y Prescott 2018).

Todos estos factores se traducen en una exposición fatal a los RA en los mesocarnívoros, no solo a nivel peninsular, sino mundial, convirtiéndose en un claro efecto negativo para sus poblaciones y conllevando a un desequilibrio en el ecosistema al "dejar huérfano" un importante nicho ecológico (Berger et al. 2008; Burgos et al. 2022; Streicher et al. 2022).

Contribución de los autores

David Fernández Casado: Conceptualización, Metodología, Investigación, Redacción – borrador inicial, Visualización. Javier García-Muñoz: Redacción – revisión y edición, Visualización. Marcos Pérez López: Redacción – revisión y edición, Validación, Visualización. Francisco Soler Rodríguez: Administración del proyecto, Conceptualización, Recursos, Redacción – revisión y edición; Supervisión, Validación, Visualización.

Referencias

Alabau, E., Mentaberre, G., Camarero, P.R., Castillo-Contreras, R., Sánchez-Barbudo, I.S., Conejero, C., Fernández-Bocharán, M.S., et al. 2020. Accumulation of diastereomers of anticoagulant rodenticides in wild boar from suburban areas: Implications for human consumers. *Science of The Total Environment*, 738: 139828.

Alomar, H., Chabert, A., Coeurdassier, M., Vey, D., Bery, P. 2018. Accumulation of anticoagulant rodenticides (chlorophacinone, bromadiolone and brodifacoum) in a non-target invertebrate, the slug, *Deroceras reticulatum*. *Science of The Total Environment*, 610-611: 576-582.

Alterio, N., Brown, K., Moller, H. 1997. Secondary poisoning of mustelids in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Journal of Zoology*, 243: 863-869.

Ansell, J., Hirsh, J., Hylek, E., Jacobson, A., Crowther, M., Palareti, G. 2008. Pharmacology and management of the vitamin K antagonists. *Chest*, 133: 160S-198S.

Asaa, J., Sandberg, J., Viktor, T., Fång, J. 2019. Rodenticide screening 2016–2018 - Exposures in birds (raptors and gulls) and red foxes. IVL Swedish Environmental Research Institute, R: C-440.

Baldwin, R.A., Meinerz, R. 2016. Assessing the efficacy of carbon monoxide producing machines at controlling burrowing rodents. University of California, Davis. Final Report to CDFA.

Baldwin, R.A., Becchetti, T.A., Meinerz, R., Quinn, N. 2021. Potential impact of diphacinone application strategies on secondary exposure risk in a common rodent pest: implications for management of California ground squirrels. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 45891-45902.

Barbara, E.W., Alex, T.P., Sally, M.B., Allister, V. 2005. Anticoagulant rodenticides. *Toxicological Reviews*, 4: 259-269.

Barrull, J., Mate, I., Ruiz-Olmo, J., Casanovas, J.G., Gosàlbez, J., Salicrú, M. 2013. Factors and mechanisms that explain coexistence in a Mediterranean carnivore assemblage: an integrated study based on camera trapping and diet. *Mammalian Biology*, 79(2): 123-131.

Berger, K.M., Gese, E.M., Berger, J. 2008. Indirect effects and traditional trophic cascades: A test involving wolves, coyotes, and pronghorn. *Ecology*, 89(3): 818-828.

Bermejo-Nogales, A., Rodríguez-Martín, J.A., Coll, J., Navas, J.M. 2022. VKORC1 single nucleotide polymorphisms in rodents in Spain. *Chemosphere*, 308(1): 136021.

Bery, P. 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 30: 93-100.

Bery, P., Alves, L., Simon, V., Rossi, S. 2005. Intoxication des ruminants par les raticides anticoagulants: quelle réalité? *Revue de Medecine Veterinaire*, 156: 8-9.

Bery, P., Caloni, F., Croubels, S., Sachana, M., Vandenbroucke, V., Davanzo, F., Guitart, R. 2010. Animal poisoning in Europe. Part 2: Companion animals. *The Veterinary Journal*, 183(3): 255-259.

Buckle, A.P., Smith, R.H. 2015. *Rodent Pests and Their Control, Second edition*. CAB International, Wallingford, Oxfordshire.

Buckle, A., Prescott, C. 2018. Anticoagulants and risk mitigation. En: Van den Brink, N.W., Elliott, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. (Eds) *Anticoagulant rodenticides and wildlife. Emerging Topics in Ecotoxicology*, 5: 319-355.

Buckle, A.P., Jones, C.R., Rymer, D.J., Coan, E.E., Prescott, C.V. 2020. The Hampshire-Berkshire focus of L120Q anticoagulant resistance in the Norway rat (*Rattus norvegicus*) and field trials of bromadiolone, difenacoum and brodifacoum. *Crop Protection*, 137: 105301.

Burgos, T., Fedriani, J.M., Escribano-Ávila, G., Seoane, J., Hernández-Hernández, J., Virgós, E. 2022. Predation risk can modify the foraging behaviour of frugivorous carnivores: Implications of rewinding apex predators for plant-animal mutualisms. *Journal of Animal Ecology*, 91:1024-1035.

Burke, C.B., Quinn, N.M., Stapp, P. 2021. Use of rodenticide bait stations by commensal rodents at the urban-wildland interface: Insights for management to reduce nontarget exposure. *Pest Management Science*, 77(7): 3126-3134.

Cabral, M.J., Almeida, J., Almeida, P.R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M.E., Palmeirim, et al. (Eds.) 2005. *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa, Portugal.

Callejo, A., Delibes, M. 1987. Dieta de la nutria (*Lutra lutra*) (Linnaeus, 1758) en la cuenca del alto Ebro, norte de España. *Miscel.lània Zoològica*, 11: 353-362.

Camps, D., Van den Broek, K. 2016. First data on the presence and diet of common genet (*Genetta genetta*, Linnaeus 1758) in the Ebro Delta (NE Iberian Peninsula). *Mammalia*, 80(6): 613-617.

Carvalho, J.C., Gomes, P. 2004. Feeding resource partitioning among four sympatric carnivores in the Peneda-Gerês National Park (Portugal). *Journal of Zoology*, 263: 275-283.

Coeurdassier, M., Riols, R., Decors, A., Mionnet, A., Fabienne, D., Quintaine, T., Truchetet, D., et al. 2014. Unintentional wildlife poisoning and proposals for sustainable management of rodents. *Conservation Biology*, 28(2): 315-321.

Damin-Pernik, M., Espana, B., Besse, S., Fourel, I., Popowycz, F., Benoit, E., Lattard, V. 2016. Development of an ecofriendly anticoagulant rodenticide based on the stereochemistry of difenacoum. *Drug Metabolism and Disposition*, 44:1872-1880.

Damin-Pernik, M., Espana, B., Lefebvre, S., Fourel, I., Caruel, H., Benoit, E., Lattard, V. 2017. Management of rodent populations by anticoagulant rodenticides: toward third-generation anticoagulant rodenticides. *Drug Metabolism and Disposition*, 45(2): 160-165.

Del Brooke, M., Cuthbert, R.J., Harrison, G., Gordon, C., Taggart, M.A. 2013. Persistence of brodifacoum in cockroach and woodlice: Implications for secondary poisoning during rodent eradications. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97: 183-188.

Delibes, M., Aymerich, M., Cuesta, L. 1984. Feeding habits of the Egyptian mongoose or *ichneumon* in Spain. *Acta Theriologica*, 29(16): 205-218.

- Delibes-Mateo, M., Descalzo, E., Soliño, M., Díaz-Ruiz, F., Anne-Glikman, J., Ferreras, P., Martínez-Jauregui, M. 2021. Percepciones y preferencias de la sociedad rural sobre el meloncillo y su gestión en Castilla – La Mancha. En: *Actas del XV Congreso de la SECEM, 4-7 diciembre 2021, Córdoba, España*, pp. 39. SECEM. Sevilla, España.
- Dowding, C.V., Shore, R.F., Worgan, A., Baker, P.J., Harris, S. 2010. Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution*, 158: 161-166.
- Eason, C.T., Milne, L., Potts, M., Morriss, G., Wright, G.R.G., Sutherland, O.R.W. 1999. Secondary and tertiary poisoning risks associated with brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology*, 23(2): 219-224.
- Eason, C.T., Murphy, E. 2001. Recognising and reducing secondary and tertiary risks associated with brodifacoum. En: Johnston, J.J. (ed). *Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium*, 771: 157-163.
- Eason, C.T., Murphy, E.C., Wright, G.R., Spurr, E.B. 2002. Assessment of risks of brodifacoum to non target birds and mammals in New Zealand. *Ecotoxicology*, 11: 35-48.
- Ecobichon, D.J. 1991. Toxic effects of pesticides in Casarett and Doull's toxicology. *The Basic Science of Poisons*, 763-810.
- Elliott, J.E., Rattner, B.A., Shore, R.F., Van Den Brink, N. 2016. Paying the pipers: mitigating the impact of anticoagulant rodenticides on predators and scavengers. *BioScience*, 66(5): 401-407.
- Elmeros, M., Lassen, P., Bossi, R., Topping, C.J. 2018. Exposure of stone marten (*Martes foina*) and polecat (*Mustela putorius*) to anticoagulant rodenticides: Effects of regulatory restrictions of rodenticide use. *Science of the Total Environment*, 612: 1358-1364.
- Erickson, W.A., Urban, D.J. 2004. *Potential risks of nine rodenticides to birds and nontarget mammals: a comparative approach*. Office of Pesticides Programs Environmental Fate and Effects Division. US Environmental protection Agency. Washington D.C., Estados Unidos
- Erofeeva, E.V., Surkova, J.E., Shubkina, A.V. 2022. Rodenticides and wildlife extermination. *Biology Bulletin Reviews*, 12: 178-188.
- España 2011. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE* nº 46, de 23 de febrero de 2011
- Estrada-Pacheco, R., Jácome, N.L., Astore, V., Borghi, C.E., Piña, C.I. 2020. Pesticides: the most threat to the conservation of the Andean condor (*Vultur gryphus*). *Biological Conservation*, 242: 108418.
- Evans, J., Ward, J.L. 1967. Secondary poisoning associated with anticoagulant treated nutria. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 151: 856-861.
- Fernández-de-Simon, J., Díaz-Ruiz, F., Jareño, D., Domínguez, J.C., Lima-Barbero, J.F., De Diego, N., Santamaría, A.E., et al. 2022. Weasel exposure to the anticoagulant rodenticide bromadiolone in agrarian landscapes of southwestern Europe. *Science of The Total Environment*, 838(1): 155914.
- Ferreras, P., Díaz-Ruiz, F., Célio-Alves, P., Monterroso, P. 2016. Factores de la coexistencia de mesocarnívoros en parques nacionales de ambiente mediterráneo. En: Organismo Autónomo Parques Nacionales (España) (ed). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2011-2014*: 321-339. OAPN, Madrid, España.
- Fourel, I., Sage, M., Benoit, E., Lattard, V. 2018. Liver and fecal samples suggest differential exposure of red fox (*Vulpes vulpes*) to trans- and cis-bromadiolone in areas from France treated with plant protection products. *Science of the Total Environment*, 622-623: 924-929.
- Fournier-Chambrillon, C., Berny, P., Coiffier, O., Barbedienne, P., Dasse, B., Delas, G., Galineau, H., et al. 2004. Field evidence of secondary poisoning of freeranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for the conservation of the European mink (*Mustela lutreola*). *Journal of Wildlife Diseases*, 40: 688-695.
- Franklin, A.B., Carlson, P.C., Rex, A., Rockweit, J.T., Garza, D., Culhane, E., Volker, S.F., et al. 2018. Grass is not always greener: rodenticide exposure of a threatened species near marijuana growing operations. *BMC Research Notes*, 2(11): 94.
- Fraser, D., Mouton, A., Serieys, L.E.K., Cole, S., Carver, S., Vandewoude, S., Lappin, M., et al. 2018. Genome-wide expression reveals multiple systemic effects associated with detection of anticoagulant poisons in bobcats (*Lynx rufus*). En: John Wiley & Sons Ltd (ed). *Molecular Ecology*, 27(5): 1170-1187.
- Gabriel, M.W., Woods, L.W., Wengert, G.M., Higley, J.M., Thompson, C., Matthews, S.M., Sweitzer, R.A., et al. 2012. Anticoagulant rodenticides on our public and community lands: spatial distribution of exposure and poisoning of a rare forest carnivore. *PLoS ONE*, 7(7): e40163.
- Gabriel, M.W., Woods, L.W., Wengert, G.M., Stephenson, N., Higley, J.M., Thompson, C., Matthews, S.M., et al. 2015. Patterns of natural and human-caused mortality factors of a rare forest carnivore, the fisher (*Pekania pennanti*) in California. *PLoS ONE*, 10(11): e0140640.
- Garrote, G., Pérez de Ayala, R. 2019. Spatial segregation between *Iberian lynx* and other carnivores. *Animal Biodiversity and Conservation*, 42(2): 347-354.
- Geduhn, A., Alexandra, E., Detlef, S., Doreen, G., Jens, J. 2014. Prey composition modulates exposure risk to anticoagulant rodenticides in a sentinel predator, the barn owl. *Science of the Total Environment*, 544: 150-157.
- Geduhn, A., Jacob, J., Schenke, D., Keller, B., Kleinschmidt, S., Esther, A. 2015. Relation between intensity of biocide practice and residues of anticoagulant rodenticides in red foxes (*Vulpes vulpes*). *PLoS ONE*, 10(9): e0139191.
- Gil-Sánchez, J. M., 1998. Dieta comparada del gato montés (*Felis silvestris*) y la jineta (*Genetta genetta*) en un área de simpatria de las Sierras Subbéticas (SE España). *Miscel.lània Zoològica*, 21(2): 57-64.
- Gillies, C.A., Pierce, R.J. 1999. Secondary poisoning of mammalian predators during possum and rodent control operations at Trounson Kauri Park, Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 23(2): 183-192.
- Gómez-Canela, C., Barata, C., Lacorte, S. 2014. Occurrence, elimination, and risk of anticoagulant rodenticides and drugs during wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 21: 7194-7203.
- Hadler, M.R., Buckle, A.P. 1992. Forty five years of anticoagulant rodenticides - Past, present and future trends. En: Borrecco J.E., Marsh, R.E. (Eds.). *Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, Newport Beach, California* 15: 148-155.
- Harradine, J.P. 1976. *Anticoagulant rodenticides and non-target wildlife: an ecological evaluation of permanent baiting in rural rat control*. Ph.D. Thesis, Univ. Edinburgh, Edinburgh, Scotland, 419.
- Hernández-Moreno, D., De la Casa-Resino, I., Lopez-Beceiro, A., Fidalgo, L.E., Soler, F., Pérez-López, M. 2013. Secondary poisoning of non-target animals in an ornithological zoo in Galicia (NW Spain) with anticoagulant rodenticides: a case report. *Veterinarni Medicina*, 58(10): 553-559.
- Hipólito, D., Santos-Reis, M., Rosalino, L.M. 2016. European badger (*Meles meles*) diet in an agroforestry and cattle ranching area of central-west Portugal. *Wildlife Biology in Practice*, 12(3): 1-13.
- Hughes, J., Sharp, E., Taylor, M.J., Melton, L., Hartley, G. 2013. Monitoring agricultural rodenticide use and secondary exposure of raptors in Scotland. *Ecotoxicology*, 22: 974-984.
- Hydock, K.L., De Clementi, C., Fish, P.H. 2016. Second-generation anticoagulant rodenticide poisoning in a captive Andean Condor (*Vultur gryphus*). *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 31(3): 256-261.
- Ibáñez-Pernía, Y., Hernández-Moreno, D., Pérez-López, M., Soler-Rodríguez, F. 2022. Use of poisoned baits against wildlife. A retrospective 17-year study in the natural environment of Extremadura (Spain). *Environmental Pollution*, 303: 119098.
- Isaza, C., Henao, J., Beltrán, L. 2010. Resistencia y sensibilidad a warfarina. *Investigaciones Andina*, 12: 30-40.
- Ishizuka, M., Tanikawa, T., Tanaka, K.D., Heewon, M., Okajima, F., Sakamoto, K.Q., Fujita, S. 2008. Pesticide resistance in wild mammals-mechanisms of anticoagulant resistance in wildrodents. *Journal of Toxicological Sciences*, 33: 283-291.
- Jedrezejewska, B., Jedrezejewski, W. 1998. *Predation in vertebrate communities: the Bialowieza Primeval Forest as a case study*. Springer-Verlag. Berlin, Alemania.
- Joermann, G. 1998. A review of secondary-poisoning studies with rodenticides. *Bulletin OEPP/EPPO*, 28: 157-176.
- Johnson, A.C. 2019. The necessity for wildlife population studies to assess real chemical impacts. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11:A1-A3.
- Katna, A., Kulkarni, A., Thaker, M., Vanak, A.T. 2022. Habitat specificity drives differences in space-use patterns of multiple mesocarnivores in an agroecosystem. *Journal of Zoology*, 316: 92-103.

- Laakso, S., Suomalainen, K., Koivisto, S. 2010. Literature review on residues of anticoagulant rodenticides in non-target animals. *TemaNord*, 2010: 541.
- Lanszki, J., Kormendi, S., Hancz, C., Zalewski, A. 1999. Feeding habits and trophic niche overlap in a Carnivora community of Hungary. *Acta Theriologica*, 44: 429-442.
- Laurie, G.J.M.D. 2008. Warfarin pharmacology, clinical management, and evaluation of hemorrhagic risk for the elderly. *Cardiology Clinics*, 26(2): 157-167.
- Lettoof, D.C., Lohr, M.T., Busetti, F., Bateman, P.W., Davis, R.A. 2020. Toxic time bombs: Frequent detection of anticoagulant rodenticides in urban reptiles at multiple trophic levels. *Science of The Total Environment*, 724: 138218.
- Lichtenberger, M. 2007. Evaluation of partial thromboplastin time and prothrombin time in ferrets using two different tests. *Association of Avian Veterinarians*, 185.
- López-Perea, J.J., Camarero, P.R., Molina-López, R.A., Parpal, L., Obón, E., Solá, J., Mateo, R. 2015. Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of the Total Environment*, 511: 259-267.
- López-Perea, J.J., Camarero, P.R., Sánchez-Barbudo, I.S., Mateo, R. 2018. Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of nontarget wildlife. *Environmental Pollution*, 244: 801-808.
- Lotts, B., Stapp, P. 2020. Consumption of rat carcasses as a pathway of rodenticide exposure of wildlife in southern California. En: Woods, D.M. (Ed.), Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, 29. Santa Barbara, California.
- Macdonald, D.W., Thom, M.D. 2001. Alien carnivores: Unwelcome experiments in ecological theory. En Gittleman J, Funk S.M., Macdonald D.W., Wayne R.K., (ed). *Carnivore Conservation*, pp. 93-122. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Mateo-Tomás, P., Olea, P.P., Sánchez-Barbudo, I.S., Mateo, R. 2012. Alleviating human-wildlife conflicts: Identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology*, 49(2): 376-385.
- Montaz, J., Jacquot, M., Coeurdassier, M. 2014. Scavenging of rodent carcasses following simulated mortality due to field applications of anticoagulant rodenticide. *Ecotoxicology*, 23: 1671-1680.
- Moreno, J.M., López, J.F., Jiménez, R.P. 2004. Rodent control: review of rodenticides registered in the field of environmental health in Spain. *Revista Española de Salud Pública*, 78(1): 5-16.
- Motas-Guzmán, M., Marla-Mojica, P., Romero, D., Martínez-López, E., García-Fernández, A.J. 2003. Intentional poisoning of animals in southeastern Spain: a review of the veterinary toxicology service from Murcia, Spain. *Veterinary and Human Toxicology*, 45(1): 47-50.
- Murphy, M.J. 2018. Anticoagulant Rodenticides. En: Gupta, R.C. (ed). *Veterinary Toxicology (Third Edition) Basic and Clinical Principles*, 46: 583-612.
- Nakashima, Y., Do Linh San, E. 2022. Seed dispersal by mesocarnivores. Importance and functional uniqueness in a changing world. En: Do Linh San E., Sato J.L., Belant J., Somers, M.J. (ed). *Small Carnivores: Evolution, Ecology, Behaviour and Conservation*, pp. pp. 347-91. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ, EE.UU.
- Nakayama, S.M.M., Morita, A., Ikenaka, Y., Mizukawa, H., Ishizuka, M. 2019. A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *The Journal of Veterinary Medical Science*, 81(2): 298-313.
- Olea, P. P., Sánchez-Barbudo, I.S., Viñuela, J., Barja, I., Mateo-Tomás, P., Pineiro, A., Mateo, R., et al. 2009. Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections. *Environmental Conservation*, 36:1-4.
- Olea, P.P., Fernández-García, M., López-Bao, J.V., Viñuela, J., Valente e Santos, J.P., Rodríguez-Pérez, J., Sotelo, L., et al. 2022. Unraveling the real magnitude of illegal wildlife poisoning to halt cryptic biodiversity loss. *Biological Conservation*, 273.
- Padial, J.M., Ávila, E., Gil-Sánchez, J.M. 2002. Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67: 137-146.
- Palacín, C., Calleja, I. 2015. Importancia de los paisajes agrícolas tradicionales para la conservación del turón (*Mustela putorius*). En: *Actas del XII Congreso de la SECEM (Burgos)*, 105. SECEM, Sevilla, España.
- Palazón, S., Ruiz-Olmo, J., Gosálbez, J. 2008. Autumn-winter diet of three carnivores, European mink (*Mustela lutreola*), Eurasian otter (*Lutra lutra*) and small-spotted genet (*Genetta genetta*), in northern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 31(2): 37-43.
- Palazón, S. 2010. Visión europeo – *Mustela lutreola*. En: Salvador, A., Cassinello, J. (Eds.). *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, España.
- Pérez-López, M., Sobhakumari, A., Filigenzi, M., Poppenga, R.H. 2017. Presente y futuro de un nuevo rodenticida dentro de la Unión Europea: la Brometalina. *Anales de Veterinaria*, 33: 49-54.
- Prugh, L.R., Stoner, C.J., Epps, C.W., Bean, W.T., Ripple, W.J., Laliberte, A.S. y Brashares, J.S. 2009. The rise of the mesopredator. *BioScience*, 59: 779-791.
- Rached, A., Moriceau, M.A., Serfaty, X., Lefebvre, S., Lattard, V. 2020. Biomarkers potency to monitor non-target fauna poisoning by anticoagulant rodenticides. *Frontiers in Veterinary Science*, 7(616276).
- Requena-Mullor, J.M., López, E., Castro, A.J., Virgós, E., Castro, H. 2016. Landscape influence on the feeding habits of European badger (*Meles meles*) in arid Spain. *Mammal Research*, 61: 197-207.
- Ribas-Ozonas, B., Pérez-Calvo, M., Núñez-García, M., Garrido-Ramallo, J.A., Folgueiras-Alonso, M.L., González-García, L.M., Heredia-Armada, B. 2002. Incidencia de plaguicidas en relación con el 'Catálogo Nacional de Especies Amenazadas'. *Revista de Toxicología*, 19: 97-144.
- Rodríguez-Estival, J., Mateo, R. 2019. Exposure to anthropogenic chemicals in wild carnivores: a silent conservation threat demanding long-term surveillance. Johnson, A.C. (ed). *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 11:21-25.
- Roemer, G.W., Gompper, M.E., Van Valkenburgh, B. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59: 165-173.
- Rudd, J. L., McMillin, S. C., Kenyon, M. W., Clifford, D. L., Poppenga, R. H. 2018. Prevalence of first and second-generation anticoagulant rodenticide exposure in California mountain lions (*Puma concolor*). En: Woods, D.M. (Ed.), Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, 28. Rohnert Park, California.
- Sage, M., Coeurdassier, M., Defaut, R., Gimbert, F., Berny, P., Giraudoux, P. 2008. Kinetics of bromadiolone in rodent populations and implications for predators after field control of the water vole, *Arvicola terrestris*. *Science of The Total Environment*, 407(1): 211-222.
- Salo, P., Korpimäki, E., Banks, P.B., Nordström, M., Dickman, C.R. 2007. Alien predators are more dangerous than native predators to prey populations. *Proceedings of the Royal Society of London*, 214: 1237-1243.
- Salvador, S., Pou, Q., Cruset, E., Llopart, X., Palazón, S. 2017. El turón en Cataluña: descifrando las claves de su actual regresión. *Quercus*, 375: 12-19.
- Sánchez-Barbudo, I.S., Camarero, P.R., Mateo, R. 2012. Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of the Total Environment*, 420: 280-288.
- Sebastián-González, E., Morant, J., Moleón, M., Redondo-Gómez, D., Morales-Reyes, Z., Pascual-Rico, R., Pérez-García, J.M., et al. 2023. The underestimated role of carrion in vertebrates' diet studies. *Global Ecology and Biogeography*, 00: 1-9.
- Serieys, L.E.K., Lea, A.J., Epeldegui, M., Armenta, T.C., Moriarty, J., Van-deWoude, S., Carver, S., et al. 2018. Urbanization and anticoagulant poisons promote immune dysfunction in bobcats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285: 20172533.
- Serieys, L.E.K., Bishop, J., Okes, N., Broadfield, J., Winterton, D.J., Poppenga, R.H., Viljoen, S., et al. 2019. Widespread anticoagulant poison exposure in predators in a rapidly growing South African city. *Science of the Total Environment*, 666: 581-590.
- Shedden, J. M., Bucklin, D. M., Quinn, N. M., Stapp, P. 2020. Do coyotes eat mesocarnivores in southern California? A molecular genetic analysis. En: Woods, D.M. (Ed.), Proceedings of the Vertebrate Pest Conference, 29. Santa Barbara, California.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Freestone, P. 1999. Exposure of non-target vertebrates to second-generation rodenticides in Britain, with partic-

- ular reference to the polecat *Mustela putorius*. *New Zealand Journal of Ecology*, 23(2): 199-206.
- Shore, R.F., Birks, J.D.S., Afsar, A., Wienburg, C.L., Kitchener, A.C. 2003. Spatial and temporal analysis of second-generation anticoagulant rodenticide residues in polecats (*Mustela putorius*) from throughout their range in Britain, 1992–1999. *Environmental Pollution*, 122: 183-193.
- Simón, M.C., Ortega, C., Maynar, P., Muzquiz, J.L., De Blas, I., Girones, O., Alonso, J.L., et al. 1998. Situación epidemiológica de la mixomatosis en conejo silvestre en Navarra: ¿Es la mixomatosis un riesgo para los conejos de abasto? En: Miguel Servet (ed). *Infectious diseases and Epidemiology. Asociación Española de Cunicultura (ASESCU) - XXIII Symposium de cunicultura*, pp. 93-118. ASESCU, Barcelona, España.
- Soler, F., Oropesa, A.L., Miguez, M.P., García, J.P. 2003. Incidencia del uso de cebos envenenados en el medio natural de Extremadura. *Revista de Toxicología*, 20(2): 150.
- Soler, F., Oropesa, A.L., Pérez-López, M. 2006. Análisis de los envenenamientos en fauna silvestre. Situación en Extremadura. Jornada Técnica sobre Intoxicaciones y Envenenamientos en Fauna Silvestre y Doméstica. *Revista de Toxicología*, 23: 35-38.
- Streicher, J.P., Streicher, M.B., Ramesh, T., Downs, C.T. 2022. Diet of a generalist mammalian mesocarnivore in an urban matrix. *African Zoology*, 57(2): 126-132.
- Topping, C.J., Elmeros, M. 2016. Modeling exposure of mammalian predators to anticoagulant rodenticides. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00080>
- Torre, I., Pulido, T., Vilella, M., Díaz, M. 2022. Mesocarnivore distribution along gradients of anthropogenic disturbance in Mediterranean landscapes. *Diversity*, 14(2): 133.
- Tosh, D.G., Shore, R.F., Jess, S., Withers, A., Bearhop, S., Montgomery, W.I., McDonald, R.A. 2011. User behaviour, best practice and the risks of non-target exposure associated with anticoagulant rodenticide use. *Journal of Environmental Management*, 92: 1503-1508.
- Townsend, M.G., Bunyan, P.J., Odam, E.M., Stanley, P.I., Wardall, H.P. 1984. Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasels. *The Journal of Wildlife Management*, 48(2): 628-632.
- Van den Brink, N.W., Elliot, J.E., Shore, R.F., Rattner, B.A. 2018. Anticoagulant rodenticides and Wildlife. En: Shugart, L.R. (ed). *Emerging Topics in Ecotoxicology. Principles, Approaches and Perspectives Series* (Vol. 5). Springer. Cham, Suiza.
- Vein, J., Grandemange, A., Cosson, J.F., Benoit, E., Berny, P.J. 2011. Are water vole resistant to anticoagulant rodenticides following field treatments? *Ecotoxicology*, 20: 1432-1441.
- Vidal, D., Alzaga, V., Luque-Larena, J.J., Mateo, R., Arroyo, L., 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.
- Vilella, M., Ferrandiz-Rovira, M., Sayol, F. 2020. Coexistence of predators in time: Effects of season and prey availability on species activity within a Mediterranean carnivore guild. *Ecology and Evolution*, 10(20): 11408-11422.
- Whisson, D.A., Salmon, T.P. 2009. Assessing the effectiveness of bait stations for controlling California ground squirrels (*Spermophilus beecheyi*). *Crop Protection*, 28: 690-695.
- Woodroffe, R., Thirgood, S., Rabinowitz, A. 2005. *People and Wildlife, Conflict or Coexistence?* Cambridge University Press, Vol. 9. Cambridge, Reino Unido.
- Zabala, J., Garin, I., Zuberogoitia, I., Aihartzu, J. 2002. Habitat selection and diet of badgers (*Meles meles*) in Biscay (northern Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology*, 69(3): 233-238.