

ANÁLISIS DE RIESGOS

El sistema de evaluación empleado es un análisis de riesgos adaptado del sistema empleado en otros países europeos (Irlanda y Reino Unido) y se basa en los estudios de diferentes especialistas: Hiebert y Stubbendieck (1993), Panetta (1993), Tucker y Richardson (1995), Reichard y Hamilton (1997), Pheloung *et al.* (1999), Daehler y Carino (2000), FAO (2003), Daehler *et al.* (2004), Weber y Gut (2004) y DEFRA (1995).

Metodología detallada

Escenario - Evaluación

El análisis se basa en una evaluación que responde a diez preguntas diseñadas para determinar el nivel de riesgo y asigna a la especie una categoría (riesgo alto, medio o bajo) según las puntuaciones obtenidas. Las puntuaciones se justifican y argumentan con un comentario o referencia a las evidencias científicas y técnicas publicadas. Se consideran valores de bajo riesgo entre 0-12 puntos, riesgo medio entre 13-19 y alto riesgo los valores superiores a 19 (el límite son 21 puntos).

Las especies de riesgo alto se consideran susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos para la fauna española. Las especies de "riesgo medio", en aplicación del principio de precaución, se asimilan a las consideradas de "riesgo alto".

Para maximizar el principio de precaución, además, se ha modificado el sistema de puntuación original desarrollado por Irlanda y Reino Unido y se ha asignado la mayor puntuación a las situaciones en la que se produzca una incertidumbre o un desconocimiento por falta de estudios científico-técnicos.

EVALUACIÓN PARA LA FAMILIA Herpestidae

1. DESCRIPCIÓN DE LA FAMILIA Y SUS REQUERIMIENTOS

a. Taxonomía:

Reino: Animalia
Filo: Chordata
Clase: Mammalia
Orden: Carnivora
Familia: Herpestidae Bonaparte, 1845

Sinónimos:

- Herpestinae Bonaparte, 1845

Nombre común: mangostas, suricatos (ES); mangooses, meerkats (EN).

Géneros y especies de la familia Herpestidae:

- *Atilax* F. G. Cuvier, 1826
 - *Atilax paludinosus* (G.[Baron] Cuvier, 1829)
- *Bdeogale* Peters, 1850
 - *Bdeogale crassicauda* Peters, 1852
 - *Bdeogale jacksoni* (Thomas, 1894)
 - *Bdeogale nigripes* Pucheran, 1855
- *Crossarchus* F. G. Cuvier, 1825
 - *Crossarchus alexandri* Thomas and Wroughton, 1907
 - *Crossarchus ansorgei* Thomas, 1910
 - *Crossarchus obscurus* F. G. Cuvier, 1825
 - *Crossarchus platycephalus* Goldman, 1984
- *Cynictis* Ogilby, 1833
 - *Cynictis penicillata* (G. [Baron] Cuvier, 1829)
- *Dologale* Thomas, 1926
 - *Dologale dybowskii* (Pousargues, 1893)
- *Galerella* Gray, 1865
 - *Galerella flavescens* (Bocage, 1889)
 - *Galerella ochracea* (J. E. Gray, 1848)
 - *Galerella pulverulenta* (Wagner, 1839)
 - *Galerella sanguinea* (Rüppell, 1835)
- *Helogale* Gray, 1862
 - *Helogale hirtula* Thomas, 1904
 - *Helogale parvula* (Sundevall, 1847)
- *Herpestes* Illiger, 1811
 - *Herpestes auropunctatus* (Hodgson, 1836)
 - *Herpestes brachyurus* Gray, 1837
 - *Herpestes edwardsi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818)
 - *Herpestes fuscus* Waterhouse, 1838
 - *Herpestes ichneumon* (Linnaeus, 1758)
 - *Herpestes javanicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818)
 - *Herpestes naso* de Winton, 1901
 - *Herpestes semitorquatus* Gray, 1846
 - *Herpestes smithii* Gray, 1837
 - *Herpestes urva* (Hodgson, 1836)
 - *Herpestes vitticollis* Bennett, 1835
- *Ichneumia* l. Geoffroy Saint-Hilaire, 1837
 - *Ichneumia albicauda* (G.[Baron] Cuvier, 1829)
- *Liberiictis* Hayman, 1958
 - *Liberiictis kuhni* Hayman, 1958

- *Mungos* É. Geoffroy Saint-Hilaire and F. G. Cuvier, 1795
 - *Mungos gambianus* (Ogilby, 1835)
 - *Mungos mungo* (Gmelin, 1788)
- *Paracynictis* Pocock, 1916
 - *Paracynictis selousi* (de Winton, 1896)
- *Rhynchogale* Thomas, 1894
 - *Rhynchogale melleri* (Gray, 1865)
- *Suricata* Desmarest, 1804
 - *Suricata suricatta* (Schreber, 1776)

En esta clasificación se ha incluido a la especie *Herpestes auropunctatus* ya que, aunque a principios del siglo XXI se consideraba un sinónimo de *H. javanicus* (Wozencraft, 2005), publicaciones más recientes las consideran especies separadas en base a los estudios moleculares de Veron *et al.* (2007) y Patou *et al.* (2009). Muchas de las referencias publicadas de *H. javanicus* sensu lato en realidad se refieren a *H. auropunctatus*, incluyendo las poblaciones introducidas (CABI, 2021).

Aunque la clasificación del género *Galerella* ha sido apoyada por estudios moleculares (Rapson *et al.*, 2012), algunos autores consideran a *G. flavescens*, *G. ochracea*, *G. pulverulenta* y *G. sanguinea* como *Herpestes flavescens*, *H. ochraceus*, *H. pulverulentus* y *H. sanguineus* (Rapson & Rathbun, 2015; Taylor & Do Linh San, 2015; Do Linh San & Cavallini, 2015; Do Linh San & Maddock, 2016). Por último, algunas fuentes reconocen una especie adicional en el género *Bdeogale*, *B. omnivora* (Taylor, 2013a; Foley & Do Linh San, 2016), mientras que otros autores la consideran una subespecie de *B. crassicauda* (Wozencraft, 2005).

Se excluye a la especie *Herpestes ichneumon* del presente análisis de riegos puesto que es autóctona de la Península Ibérica.

b. Descripción:

Los herpéstidos son pequeños carnívoros, con una longitud corporal de 23-75 cm y un peso desde 200 g hasta 5-6 kg (Gilchrist *et al.*, 2009). La mayoría son de color pardo o gris, algunas especies son rayadas y muy pocas tienen cola bandeada. Las garras no son retráctiles. Suelen tener la cabeza pequeña, el hocico afilado y orejas cortas y redondeadas que no son tan erectas o puntiagudas como las de los vivérridos. La mayoría tienen glándulas anales que secretan una sustancia maloliente. Los machos tienen baculum (Myers, 2000).

c. Estado de conservación y usos:

En la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN figuran dos especies de herpéstidos en la categoría de "Vulnerable": *Liberiictis kuhni* y *Bdeogale omnivora* (= *B. crassicauda omnivora*); tres en la de "Casi Amenazada": *Herpestes brachyurus*, *H. semitorquatus* y *B. jacksoni*; una en "Datos deficientes": *Dologale dybowskii*; y todas las demás (29 especies) en la categoría de "Preocupación Menor".

Algunas especies del género *Herpestes* están incluidas en el Apéndice III del tratado CITES, concretamente *H. edwardsi*, *H. fuscus*, *H. javanicus*, *H. javanicus auropunctatus* (= *H. auropunctatus*), *H. smithii*, *H. urva* y *H. vitticollis*.

La principal amenaza que afecta a los herpéstidos es la pérdida de hábitat, como es el caso de *Atilax paludinosus* (Do Linh San *et al.*, 2015a), *B. jacksoni* (De Luca *et al.*, 2015) y *H. brachyurus*, cuyas poblaciones de Borneo han sufrido grandes declives debido a la deforestación a gran escala que ha tenido lugar en las últimas décadas (Duckworth *et al.*, 2016).

Algunas especies son cazadas por su carne (Do Linh San *et al.*, 2015a; Angelici & Do Lihn San, 2015a,c,d; Angelici & Do Lihn San, 2016; Ray *et al.*, 2015; Do Linh San & Maddock, 2016; Choudhury *et al.*, 2015; Mudappa *et al.*, 2016c; Taylor *et al.*, 2016; Sillero-Zubiri & Do Linh San, 2016; Gilchrist & Do Linh San, 2016), y en algunos casos por su pelo, que se utiliza para hacer pinceles y brochas de afeitarse (Jennings & Veron, 2016; CABI, 2021). En la India, todas las especies de mangosta son demandadas en el comercio de fauna (Van Rompaey & Jayakumar, 2003) tanto por estos motivos como por razones medicinales y para hacer amuletos de la buena suerte (Mudappa *et al.*, 2016a,b). Algunas son capturadas y vendidas como mascotas, por ejemplo *H. edwardsi* (Mudappa *et al.*, 2016a), *H. auropunctatus* (Jennings & Veron, 2016) y *Suricata suricatta* (Jordan & Do Linh San, 2015), cada vez más popular en nuestro país, pudiendo encontrarse fácilmente en páginas para su venta por internet.

En África también son perseguidas por ser consideradas plagas debido a la construcción de madrigueras en áreas de cultivo (Do Linh San *et al.*, 2015b) y por ser consideradas depredadoras de ganado menor (Duckworth *et al.*, 2016; Rapson & Rathbun, 2015). *G. flavescens* ha desaparecido de numerosas áreas en el norte de Namibia debido a la depredación por perros y la persecución por las comunidades locales para reducir las pérdidas de aves domésticas (Tromp, 2011). En otros casos, la caza y extracción no parece haber provocado impactos sobre las poblaciones, por ejemplo, *Cynictis penicillata* muestra mayores densidades en ambientes antropogénicos que en áreas naturales (Balmforth, 2004).

H. auropunctatus fue introducida desde finales del siglo XIX como agente de control biológico en islas como Mauricio, Fiji y Hawaii para controlar a las ratas, especialmente en cultivos de caña de azúcar, o a las serpientes venenosas en algunos casos. Sin embargo, no fue particularmente efectiva para estos propósitos excepto en Mljet (Croacia), donde erradicó a la víbora cornuda (*Vipera ammodytes*). En todo caso el impacto sobre las especies nativas superó con creces cualquier beneficio (GISD, 2021; CABI, 2021).

d. Ecoetología (comportamiento, alimentación y reproducción):

Ciclo de vida/Reproducción

H. auropunctatus se reproduce dos o tres veces al año, sin una estación de apareamiento definida, aunque sí hay picos de apareamiento. Ambos sexos son polígamos. El periodo de gestación dura 42-50 días, y las camadas son de 1-5 cachorros (Kettel & Barnes, 2020; GISD, 2021; CABI, 2021). Las crías abren los ojos a los 17-21 días, alrededor de las 4 semanas salen de la madriguera por primera vez, y a las 6 semanas siguen a su madre en busca de alimento (Jennings & Veron, 2016). El destete se produce a las 5 semanas y la madurez sexual se alcanza a los 10 meses, aunque la hembra preñada más joven que se ha encontrado en la naturaleza tenía una edad de 4 meses (Kettel & Barnes, 2020; GISD, 2021; CABI, 2021).

El ciclo de vida de otras especies podría mostrar variaciones. Por ejemplo, se cree que el periodo de gestación de *H. urva* es de unas nueve semanas, lo que probablemente significa que esta especie se reproduce más lentamente (Choudhury *et al.*, 2015). En cuanto a *Mungos mungo*, se ha observado que se reproduce hasta cuatro veces al año, aunque en regiones más secas se han registrado solo 1-2 camadas anuales. Su periodo de gestación es de 90 días y el tamaño medio de la camada es 3,32. El parto es sincrónico dentro de un grupo y la demografía grupal afecta al éxito reproductivo de las hembras via aborto, desalojo e infanticidio (Gilchrist & Do Linh San, 2016).

Alimentación

La mayoría de herpéstidos son depredadores generalistas. Se alimentan de una amplia variedad de animales incluyendo pequeños mamíferos y aves, reptiles (especialmente serpientes), huevos de ave, gran variedad de insectos y cangrejos.

Son famosos por su habilidad para matar serpientes venenosas como cobras y víboras debido a su velocidad y agilidad, ya que no son inmunes al veneno (Myers, 2000).

Cynictis penicillata, *Helogale parvula*, *Ichneumia albicauda*, *Mungus gambianus* y *Suricata suricatta* son predominantemente insectívoros (Do Linh San *et al.*, 2015b; Sharpe *et al.*, 2015; Do Linh San, 2015; Sillero-Zubiri & Do Linh San, 2016; Jordan & Do Linh San, 2015), pudiendo depredar sobre pequeños vertebrados de forma oportunista (Taylor, 2013b; Creel, 2013). Sin embargo, la mayoría de las especies se alimentan de todo tipo de animales, tanto invertebrados como vertebrados, como es el caso de *B. nigripes* (Angelici, 2014), *G. flavescens* (Rathbun & Cowley, 2008; Nakwaya, 2009; Warren *et al.*, 2009), *G. pulverulenta* (Cavallini & Nel, 1990b), *G. sanguinea* (Hoffmann & Taylor, 2013), *H. brachyurus* (Payne *et al.*, 1985), *H. edwardsii* (Santiapillai *et al.*, 2000), *H. urva* (Van Rompaey, 2001; Wang & Fuller, 2003), *H. viticollis* (Van Rompaey & Jayakumar, 2003), y *M. mungo* (Gilchrist *et al.*, 2009). Otras especies son más especialistas, por ejemplo, la dieta de *Atilax paludinosus* comprende principalmente presas acuáticas, siendo dominantes los crustáceos (Baker & Ray, 2013), y *Liberiictis kuhni* es especialista en lombrices, pero también puede tomar pequeños vertebrados, larvas de insectos y fruta (Taylor & Dunham, 2013). Algunas especies incluyen materia vegetal en su dieta, alimentándose de tubérculos, frutos y bayas (Myers, 2000), como es el caso de *L. kuhni* y *M. mungo*, que consumen frutos silvestres (Gilchrist *et al.*, 2009), y *H. viticollis*, que consume raíces (Mudappa *et al.*, 2016c). *B. crassicauda*, *H. naso* y *H. auropunctatus* son descritas como omnívoras (White *et al.*, 2016; Ray *et al.*, 2015; Jennings & Veron, 2016).

Esta última especie prospera en hábitats alterados antropogénicamente. En su área nativa se alimenta de roedores, serpientes, insectos, ciempiés y escorpiones (Jennings & Veron, 2016), y donde ha sido introducida su dieta normalmente consiste en mamíferos, aves, herpetofauna, invertebrados y materia vegetal, cuyas proporciones varían en función de la disponibilidad y localización. Algunas poblaciones son mayormente insectívoras, otras pueden alimentarse principalmente de fruta durante una parte del año (Hays & Conant, 2007). En Fiji la dieta depende del hábitat: los cangrejos constituyen el principal alimento en bosques de manglar, las ratas en cultivos de caña de azúcar y las cucarachas en áreas urbanas (Jennings & Veron, 2016). Esta gran flexibilidad de la dieta ha contribuido en su éxito como especie invasora (GISD, 2021; CABI, 2021).

Mortalidad

La esperanza de vida de *H. auropunctatus* en la naturaleza es de 3-4 años (GISD, 2021; CABI, 2021). Sin embargo, en el resto de especies podría ser bastante mayor, ya que *H. urva* y *H. viticollis* llegan a vivir 13 años en cautividad (Choudhury *et al.*, 2015; Van Rompaey & Jayakumar, 2003). La tasa de supervivencia de *M. mungo* es baja en cachorros (0,299) y alta en adultos (0,857) y su esperanza de vida máxima es de 13 años en machos y 11 en hembras (Gilchrist & Do Linh San, 2016).

Comportamiento

La mayoría de herpéstidos son diurnos. Algunos como *H. semitorquatus*, *H. fuscus* y *H. smithii* muestran hábitos más crepusculares o nocturnos, pero con una significativa actividad diurna (Mathai *et al.*, 2015; Mudappa & Jathanna, 2015; Mudappa *et al.*, 2016b). Son terrestres y a menudo construyen complejos sistemas de madrigueras (Myers, 2000), aunque algunos trepan a los árboles ocasionalmente (Mudappa *et al.*, 2016b).

Algunas especies son solitarias y territoriales, como *G. flavescens*, *H. brachyurus*, *H. fuscus*, *H. javanicus* y *H. semitorquatus*, aunque las tres últimas también han sido observadas ocasionalmente en dúos o pequeños grupos (Duckworth *et al.*, 2010; Cheyne *et al.*, 2010; Pusparini & Sibarani, 2014). Otras son gregarias y forman colonias muy numerosas. Por ejemplo, *M. gambianus* vive en grupos de 3-10 individuos, aunque se han registrado grupos de hasta 40 (Sillero-Zubiri & Bassignani,

2001), y *M. mungo* vive en grupos de 4-29 individuos con bajo sesgo reproductivo (Gilchrist *et al.*, 2009), lo que hace a sus poblaciones menos vulnerables a los efectos estocásticos que otras especies de mangostas.

Sus territorios a menudo se solapan y pueden incluir numerosas madrigueras. Pueden medir desde menos de un kilómetro cuadrado, como en el caso de *Helogale parvula* (0,25-0,35 km² de media) (Hoffmann *et al.*, 2014), *G. flavescens* (0,12-1,5 km² en Namibia, aunque pueden llegar hasta 4 km²) (Rathbun & Cowley, 2008; Tromp, 2011) y *M. mungo* (0,61-2,01 km² en Uganda, y mayores en áreas más áridas) (Gilchrist & Otali, 2002), hasta más de 100 ha en el caso de *H. auropunctatus*, cuyos territorios tienen un tamaño medio de de 2,2-3,1 ha en hembras y 3,6-4,2 en machos, pero según algunos estudios alcanzan 22-39 ha en Fiji, 25-100 ha en Hawaii, 3,2-19,4 ha en Puerto Rico y 25-110 ha en Mauricio. En el Caribe miden hasta más de 50 ha, y en Hawaii de 6 a más de 70 ha. Los machos suelen tener territorios más grandes y viajan distancias mayores que las hembras (Pitt *et al.*, 2015; Berentsen *et al.*, 2018), y tanto machos como hembras marcan su territorio con secreciones de sus glándulas anales. Las densidades de población varían entre menos de 10 y varios cientos de individuos/km² (Jennings & Veron, 2016), siendo la media de 2,5 individuos/ha en el Caribe (Pimentel, 1955).

Dispersión

Parece que la capacidad de dispersión de los herpéstidos es alta. *M. mungo* recorre distancias de alimentación de 2-10 km (Gilchrist & Do Linh San, 2016) y el seguimiento por radiotracking de *H. fuscus* mostró movimientos sorprendentemente extensos para un animal de su tamaño (Mudappa & Jathanna, 2015). Los machos de *H. auropunctatus* se mueven de madriguera en madriguera en noches sucesivas, al igual que las hembras excepto después del parto, cuando permanecen en la misma madriguera durante 20-22 días. En Hawaii, tanto machos como hembras mostraban dispersión natal en otoño, y los machos también durante la estación reproductora (Jennings & Veron, 2016).

H. auropunctatus ha sido introducida en muchas islas y se ha dispersado de forma natural desde los lugares de introducción. Aunque las poblaciones introducidas en la parte continental de Sudamérica no parecen haberse extendido mucho, las de Croacia y Bosnia Herzegovina están expandiéndose, han alcanzado Montenegro y preocupa que puedan dispersarse más ampliamente en el sudeste europeo y afectar a áreas de alta biodiversidad (Ćirović *et al.*, 2011). Puede trepar árboles y, aunque puede nadar, evita meterse en aguas de más de 5 cm de profundidad (Kettel & Barnes, 2020). Esto podría impedir que esta especie invada islas sin habitar, sin embargo, existe el riesgo de que sea introducida accidental o deliberadamente (CABI, 2021). Ocasionalmente se encuentra en contenedores de transporte marítimo y podría alcanzar nuevas localizaciones de esta forma (Barun *et al.*, 2011). El aumento de temperaturas debido al cambio climático también podría favorecer su dispersión por Europa (CABI, 2021).

Depredación

No se conocen depredadores en su área de introducción.

e. Selección de hábitat:

Los herpéstidos se encuentran en gran variedad de hábitats, desde desiertos hasta bosques tropicales (Myers, 2000). Algunas especies son principalmente forestales, propias de bosques caducifolios o selvas de sotobosque denso, como parece ser el caso de *B. jacksoni* (De Luca *et al.*, 2015), *B. nigripes* (Angelici & Do Lihn San, 2015a), *B. omnivora* (Foley & Do Linh San, 2016), *C. alexandri* (Angelici & Do Lihn San, 2015b), *C. ansorgei* (Angelici & Do Lihn San, 2015c), *C. platycephalus* (Angelici & Do Lihn San, 2016), *H. naso* (Ray *et al.*, 2015), *H. fuscus* (Mudappa & Jathanna, 2015), *L. kuhni* (Taylor *et al.*, 2016) y *M. gambianus* (Sillero-Zubiri & Do Linh San, 2016). Otras

ocupan hábitats forestales más abiertos, sabanas, matorrales o pastizales, como *Cynictis penicillata* (Do Linh San *et al.*, 2015b), *G. pulverulenta* (Do Linh San & Cavallini, 2015), *Helogale hirtula* (Do Linh San & Hoffmann, 2015), *Helogale parvula* (Sharpe *et al.*, 2015), *H. smithii* (Mudappa *et al.*, 2016b), *Ichneumia albicauda* (Do Linh San, 2015), *Paracynictis selousi* (Mateke *et al.*, 2016), *Rhynchogale melleri* (White *et al.*, 2015) y *S. suricatta* (Jordan & Do Linh San, 2015). Por último, algunas especies ocupan gran variedad de hábitats, como es el caso de *B. crassicauda* (bosques de todo tipo, sabana y afloramientos rocosos) (White *et al.*, 2016), *C. obscurus* (selva tropical, matorral agrícola, bosque talado, plantaciones, sabana húmeda, áreas abiertas de gramíneas y matorrales) (Angelici & Do Lihn San, 2015d), *G. sanguinea* (Do Linh San & Maddock, 2016), *M. mungo* (Gilchrist & Do Linh San, 2016), *H. brachyurus* (en Borneo se encuentra en diversos hábitats, incluyendo áreas altamente degradadas y fragmentadas, y en Malasia peninsular solo en bosques perennes) (Duckworth *et al.*, 2016), *H. urva* (áreas degradadas y fragmentadas, bosque perenne y caducifolio, matorral, áreas agrícolas, praderas de sabana) (Choudhury *et al.*, 2015), *H. viticollis* (bosques caducifolios y perennes, generalmente en claros pantanosos, a lo largo de cursos de agua y en matorral abierto, arrozales y plantaciones) (Mudappa *et al.*, 2016c), *H. semitorquatus* (áreas protegidas, bosques primarios mixtos, bosques talados o quemados, mosaicos de bosque secundario y plantaciones de acacia, bosques pantanosos de turbera) (Mathai *et al.*, 2015) y *H. javanicus* (gran variedad de hábitats incluyendo desiertos, praderas, bosques, áreas agrícolas y urbanas (Kettel & Barnes, 2020; Chutipong *et al.*, 2016).

La mayoría de registros de *H. javanicus* provienen de hábitats abiertos, antropogénicos o degradados, como jardines suburbanos, bordes de bosques, bosques de producción, pastizales y plantaciones de arroz, caña de azúcar, etc. También se encuentra en bosques caducifolios y perennes, aunque en el continente las citas en bosque perenne generalmente provienen de enclaves deforestados, cultivos o asentamientos humanos, más que del bosque en sí mismo (Duckworth *et al.*, 2010). Además de esta, otras especies toleran hábitats degradados o modificados antropogénicamente (*C. platycephalus*, *H. fuscus*, *H. smithii*, *H. viticollis* y *H. semitorquatus*) (Angelici & Do Lihn San, 2016; Mudappa & Jathanna, 2015; Mudappa *et al.*, 2016b,c; Mathai *et al.*, 2015) y se encuentran a menudo en áreas alteradas, paisajes agrícolas y cerca de asentamientos humanos (*C. alexandri*, *H. edwardsi*, *H. urva*, *G. pulverulenta*, *G. sanguinea*, *I. albicauda* y *M. mungo*) (Angelici & Do Lihn San, 2015b; Mudappa *et al.*, 2016a; Do Linh San & Cavallini, 2015; Do Linh San & Maddock, 2016; Choudhury *et al.*, 2015; Do Linh San, 2015; Gilchrist & Do Linh San, 2016).

En cuanto a las poblaciones introducidas por todo el mundo, se cree que son de *H. auropunctatus*, aunque está por confirmar. Hay poca información sobre su preferencia de hábitat en su área nativa, pero parece preferir praderas y crecimiento secundario antes que bosque denso (CABI, 2021), y a menudo se menciona su aversión por la lluvia y el agua, lo cual sugiere que prefiere hábitats secos (Kettel & Barnes, 2020). En islas caribeñas también ha mostrado una clara preferencia por áreas naturales secas frente a áreas lluviosas. En Mauricio suelen encontrarse en áreas rocosas, hábitats ribereños y bosques maduros frente a áreas de matorral, hierba alta (plantaciones de caña de azúcar), hierba corta y senderos (Roy *et al.*, 2002). Requiere un clima templado, lo cual podría ser un factor limitante en su distribución (CABI, 2021).

Algunas especies prefieren ambientes húmedos mientras que otras se encuentran en ambientes secos o incluso áridos. *A. paludinosus* ocupa hábitats ribereños (ríos, corrientes, pantanos, humedales y embalses) con cobertura vegetal adecuada, y también estuarios y áreas costeras (Do Linh San *et al.*, 2015a). *C. platycephalus*, *H. naso*, *H. urva* y *M. mungo* se encuentran preferentemente cerca de agua superficial (Angelici & Do Lihn San, 2016; Ray *et al.*, 2015; Choudhury *et al.*, 2015; Gilchrist & Do Linh San, 2016). *Helogale parvula*, *G. sanguinea*, *I. albicauda*, *M. mungo*, *P. selousi* y *S. suricatta* están ausentes en zonas áridas, desérticas o semidesérticas (Sharpe *et al.*, 2015; Do Linh San & Maddock, 2016; Do Linh San, 2015; Gilchrist & Do Linh San, 2016; Mateke *et al.*, 2016; Jordan & Do Linh San, 2015), mientras que al menos *C.*

penicillata, *G. ochracea* y *H. smithii* se encuentran o están principalmente adaptadas a hábitats áridos (Do Linh San *et al.*, 2015b; Taylor & Do Linh San, 2015; Mudappa *et al.*, 2016b).

Los herpéstidos ocupan un amplio rango altitudinal, encontrándose desde el nivel del mar hasta más de 2000 m (*C. alexandri*, *Helogale parvula*, *H. fuscus*, *H. smithii*, *G. sanguinea*,) (Angelici & Do Lihn San, 2015b; Sharpe *et al.*, 2015; Mudappa & Jathanna, 2015; Do Linh San & Maddock, 2016; Mudappa *et al.*, 2016b) o incluso 3000 m (*A. paludinosus*, *B. jacksoni*, *I. albicauda*) (Do Linh San *et al.*, 2015a; De Luca *et al.*, 2015; Do Linh San, 2015) de altitud. Sin embargo, la mayoría de especies se encuentran como máximo a 1500-1900 m (*B. crassicauda*, *B. omnivora*, *C. obscurus*, *C. platycephalus*, *G. pulverulenta*, *H. brachyurus* y *H. semitorquatus* en Borneo, *H. urva*, *M. mungo* y *R. melleri*) (White *et al.*, 2016; Foley & Do Linh San, 2016; Angelici & Do Lihn San, 2015d, 2016; Duckworth *et al.*, 2016; Mathai *et al.*, 2015; Do Linh San & Cavallini, 2015; Choudhury *et al.*, 2015; Gilchrist & Do Linh San, 2016; White *et al.*, 2015) y unas pocas se encuentran solo por debajo de los 1000 m de altitud (*B. nigripes*, *G. ochracea*, *Helogale hirtula*, *H. brachyurus* en Malasia peninsular, *H. edwardsii*, *H. naso* y *H. semitorquatus* en Sumatra) (Angelici & Do Lihn San, 2015a; Do Linh San & Hoffmann, 2015; Duckworth *et al.*, 2016; Mudappa *et al.*, 2016a; Ray *et al.*, 2015; Taylor & Do Linh San, 2015; Mathai *et al.*, 2015). Algunas tienen un rango altitudinal amplio mientras que otras están restringidas bien a tierras bajas y/o llanuras o bien a terreno montañoso y/o elevado.

La disponibilidad de refugios también condiciona la elección del hábitat, por ejemplo, *G. flavescens* tiene una distribución muy restringida asociada a hábitats con grandes bloques de granito (Rathbun & Cowley, 2008). *G. pulverulenta* se encuentra especialmente en hábitats de matorral con afloramientos rocosos que usa como refugio, evitando campo abierto de vegetación corta (Cavallini & Nel, 1990a). También utiliza bosques ribereños de *Combretum* y árboles huecos como refugio (Do Linh San & Cavallini, 2015). *Helogale parvula* se encuentra especialmente donde hay termiteros, grietas, afloramientos rocosos, troncos o árboles huecos que usan como madriguera (Creel, 2013; Hoffmann *et al.*, 2014). *M. mungo*, *Helogale hirtula* y *D. dybowskii* también utilizan termiteros como refugio (Gilchrist & Do Linh San, 2016; Do Linh San & Hoffmann, 2015; Aebischer *et al.*, 2015), y *C. penicillata* evita los suelos duros y rocosos debido a su hábito de escavar madrigueras (Taylor, 2013b).

f. Distribución natural e introducciones:

Los herpéstidos son principalmente africanos, con un género (*Herpestes*) también ampliamente extendido en Asia y el sur de Europa y ampliamente introducido en otros lugares (Myers, 2000).

Concretamente, las especies de la familia Herpestidae son nativas de:

- ***Atilax paludinosus***: Angola, Benin, Botsuana, Burkina Faso, Burundi, Camerún, República Centroafricana, Chad, Congo, República Democrática del Congo, Costa de Marfil, Guinea Ecuatorial, Etiopía, Gabón, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Kenia, Lesoto, Liberia, Malawi, Mozambique, Namibia, Níger, Nigeria, Ruanda, Senegal, Sierra Leona, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Tanzania, Togo, Uganda, Zambia, Zimbabwe (Do Linh San *et al.*, 2015a).
- ***Bdeogale crassicauda***: Kenia, República Democrática del Congo, Kenia, Malawi, Mozambique, Tanzania, Zambia, Zimbabwe (White *et al.*, 2016).
- ***Bdeogale jacksoni***: Kenia, Tanzania, Uganda (De Luca *et al.*, 2015).
- ***Bdeogale nigripes***: Camerún, República Centroafricana, Congo, República Democrática del Congo, Guinea Ecuatorial, Gabón, Nigeria (Angelici & Do Lihn San, 2015a).

- ***Crossarchus alexandri***: República Centroafricana, Congo, República Democrática del Congo, Uganda (Angelici & Do Lihn San, 2015b).
- ***Crossarchus ansorgei***: norte de Angola y sureste de la República Democrática del Congo (Angelici & Do Lihn San, 2015c).
- ***Crossarchus obscurus***: Costa de Marfil, Ghana, Guinea, Liberia, Sierra Leona (Angelici & Do Lihn San, 2015d).
- ***Crossarchus platycephalus***: Benin, Camerún; República Centroafricana, Congo, Guinea Ecuatorial, Gabón, Nigeria (Angelici & Do Lihn San, 2016).
- ***Cynictis penicillata***: sur de Angola, Botsuana, Namibia, Sudáfrica y suroeste de Zimbabue (Do Linh San *et al.*, 2015b).
- ***Dologale dybowskii***: República Centroafricana, noreste de la República Democrática del Congo, Sudán y oeste de Uganda (Aebischer *et al.*, 2015).
- ***Galerella flavescens***: sur de Angola, oeste y norte de Namibia (Rapson & Rathbun, 2015).
- ***Galerella ochracea***: Etiopía, Kenia, Somalia (Taylor & Do Linh San, 2015).
- ***Galerella pulverulenta***: Lesoto, Namibia, Sudáfrica (Do Linh San & Cavallini, 2015).
- ***Galerella sanguinea***: Angola, Benin, Botsuana, Burkina Faso, Camerún, República Centroafricana, Chad, Congo, República Democrática del Congo, Costa de Marfil, Guinea Ecuatorial, Eritrea, Etiopía, Gabón, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Kenia, Liberia, Malawi, Mauritania, Mozambique, Namibia, Níger, Nigeria, Ruanda, Senegal, Sierra Leona, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Tanzania, Togo, Uganda, Zambia, Zimbabue (Do Linh San & Maddock, 2016).
- ***Helogale hirtula***: sur de Etiopía, norte y oeste de Kenia, sur y oeste de Somalia (Do Linh San & Hoffmann, 2015).
- ***Helogale parvula***: Angola, Botsuana, República Democrática del Congo, Etiopía, Kenia, Malawi, Mozambique, Namibia, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Tanzania, Uganda, Zambia (Sharpe *et al.*, 2015).
- ***Herpestes auropunctatus***: Afganistán, Bangladesh, Bután, India, Irán, Irak, Jordania, Myanmar, Nepal, Omán, Pakistán, Arabia Saudí (Jennings & Veron, 2016).
- ***Herpestes brachyurus***: Brunei Darussalam, Indonesia, Malasia (Duckworth *et al.*, 2016).
- ***Herpestes edwardsii***: Afganistán, Bahrein, Bangladesh, Bután, India, Irán, Kuwait, Nepal, Pakistán, Arabia Saudí, Sri Lanka, Turquía, Emiratos Árabes Unidos (Mudappa *et al.*, 2016a).
- ***Herpestes fuscus***: suroeste de India y Sri Lanka (Mudappa & Jathanna, 2015).
- ***Herpestes javanicus***: Camboya, Indonesia (Bali, Jawa, Sumatra), Laos, Malasia, Myanmar, Tailandia, Vietnam (Chutipong *et al.*, 2016).
- ***Herpestes naso***: Camerún, República Centroafricana, Congo, República Democrática del Congo, Guinea Ecuatorial, Gabón, Nigeria (Ray *et al.*, 2015).
- ***Herpestes semitorquatus***: Indonesia (Kalimantan, Sumatra), Malasia (Sabah, Sarawak) (Mathai *et al.*, 2015).
- ***Herpestes smithii***: India, Nepal, Sri Lanka (Mudappa *et al.*, 2016b).
- ***Herpestes urva***: Bangladesh, Bután, Camboya, China, Hong Kong, India, Laos, Malasia, Myanmar, Nepal, Taiwan, Tailandia, Vietnam (Choudhury *et al.*, 2015).
- ***Herpestes vitticollis***: sur de India y Sri Lanka (Mudappa *et al.*, 2016c).
- ***Ichneumia albicauda***: Angola, Benin, Botsuana, Burkina Faso, Camerún, República Centroafricana, Chad, República Democrática del Congo, Costa de Marfil, Djibouti, Egipto, Eritrea, Etiopía, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Kenia, Lesoto, Malawi, Mali, Mozambique, Namibia, Níger, Nigeria, Omán, Arabia Saudí, Sierra Leona, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Uganda, Emiratos Árabes Unidos, Yemen, Zambia, Zimbabue (Do Linh San, 2015).
- ***Liberiictis kuhni***: Liberia y Costa de Marfil (Taylor *et al.*, 2016).

- ***Mungos gambianus***: Benin, Costa de Marfil, Gambia, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Nigeria, Senegal, Sierra Leona, Togo (Sillero-Zubiri & Do Linh San, 2016).
- ***Mungos mungo***: Angola, Botsuana, Burkina Faso, Burundi, Camerún, República Centroafricana, Chad, Congo, República Democrática del Congo, Costa de Marfil, Eritrea, Etiopía, Gabón, Gambia, Guinea, Guinea-Bissau, Kenia, Malawi, Mali, Mozambique, Namibia, Nigeria, Ruanda, Senegal, Somalia, Sudáfrica, Sudán, Swazilandia, Tanzania, Uganda, Zambia, Zimbabue (Gilchrist & Do Linh San, 2016).
- ***Paracynictis selousi***: Angola, Botsuana, Malawi, Mozambique, Namibia, Sudáfrica, Zambia y Zimbabue (Mateke *et al.*, 2016).
- ***Rhynchogale melleri***: República Democrática de Congo, Malawi, Mozambique, Sudáfrica, Tanzania, Zambia y Zimbabue (White *et al.*, 2015).
- ***Suricata suricatta***: Angola, sur de Botsuana, Namibia y Sudáfrica (Jordan & Do Linh San, 2015).

Las mangostas han sido introducidas en los siguientes países: Bosnia Herzegovina, Croacia (continente e islas), Colombia, Cuba, Estados Unidos (Hawái), Fiji, Guyana Francesa, Guyana, Haití, Honduras, Indonesia, Jamaica, Japón, Mauricio, Panamá, Puerto Rico, República Dominicana y Surinam, Trinidad y Tobago, Islas Vírgenes, y muchas más islas en regiones tropicales (GISD, 2021; CABI, 2021; Jennings & Veron, 2016). En total, al menos en 64 islas oceánicas (Kettel & Barnes, 2020) principalmente en áreas tropicales, pero también en islas del mar Adriático y en la península de Croacia y la costa noroeste de Sudamérica (GISD, 2021). En el continente europeo la introducción se produjo en Croacia en el siglo XX y desde esa se ha extendido a lo largo de la costa Dálmata y de Montenegro hasta Bosnia Herzegovina por el norte y Albania por el sur, con el potencial de dispersarse a otros países sureños de Europa (Kettel & Barnes, 2020).

En la literatura, la mangosta introducida es alternativamente identificada como *H. auropunctatus* o *H. javanicus*, que a veces se utilizan como sinónimo. Sin embargo, según los análisis genéticos de Veron *et al.* (2007), se trata de dos taxones distintos con rangos biogeográficos únicos: *H. auropunctatus* desde Oriente Medio hasta Myanmar y *H. javanicus* desde Myanmar hacia oriente, a lo largo del Sudeste asiático (Berentsen *et al.*, 2018). Basándose en su procedencia, se cree que todas las poblaciones introducidas pertenecen a *H. auropunctatus*. Según Veron *et al.* (2010), *H. fuscus* también ha sido introducida en Fiji. En GISD (2021) también aparecen *C. penicillata* y *G. pulverulenta* como introducidas en Namibia y Sudáfrica.

2. PROBABILIDAD DE ENTRADA, ESTABLECIMIENTO Y DIFUSIÓN

a. Historial de comportamiento invasor:

¿Existe historial de comportamiento invasor de las especies?

No - 0 Sí o incierto - 2

Varias especies de Herpestidae aparecen en bases de datos de especies invasoras:

- European Alien Species Information Network (EASIN): *H. javanicus*, con evidencia de alto impacto.
- Global Invasive Species Database (GISD): *C. penicillata*, *H. pulverulentus* (= *G. pulverulenta*) y *H. javanicus*.
- Invasive Species Compendium (CABI): *H. auropunctatus*.
- Invasive and Exotic Species of North America (Invasive.org): *Bdeogale* sp., *Helogale parvula*, *G. sanguinea*.
- GB Non-native Species Secretariat (NNSS): *H. javanicus*.

- Global Register of Introduced and Invasive Species (GRIIS): Herpestidae está incluida en las listas patrón de Saint Kitts y Nevis, Santa Lucía, San Vicente y las Granadinas, Sint Marteen (Países Bajos), Montenegro, Islas Vírgenes Británicas, Costa Rica, Jamaica, Bosnia Herzegovina, Panamá, Emiratos Árabes Unidos, Guyana, Barbados, isla de San Martín, Antigua y Barbuda, Croacia, España, Ecuador, Cuba, Estados Federados de Micronesia, Colombia, Comoros, Mauricio, Japón y México.

H. javanicus está incluida en el Listado de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea (Reglamento (UE) N° 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo de 22 de octubre de 2014) y en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto. Además, las especies *Cynictis penicillata* y *Suricatta suricatta* se incluyen en el Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y por el que se modifica el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

H. javanicus también figura en la lista de las 100 peores especies invasoras del mundo elaborada por la UICN (Lowe *et al.*, 2000), ya que se creía que esta especie había sido introducida como control biológico en numerosos lugares alrededor del mundo, llegando a constituir generalmente un problema mayor que las especies que se pretendía controlar. Sin embargo, actualmente se considera que las poblaciones introducidas son en realidad de *H. auropunctatus*. En cualquier caso, la depredación por parte de las mangostas ha provocado severos impactos en la biodiversidad produciendo el declive y extinción local de numerosas especies nativas. Además, son portadoras de enfermedades humanas y animales (Myers, 2000; GISD, 2021; CABI, 2021).

b. Similitud climática entre las áreas nativas (origen) y España:

¿Están presentes las especies en una región con condiciones climáticas similares a las presentes en el territorio español?

Mayor puntuación en el rango de 0-3 - 0
Mayor puntuación en el rango de 4-7 - 2
Mayor puntuación en el rango de 8-10 - 3

Para comparar el grado de similitud climática entre España y el área de distribución nativa de los herpestidos se ha utilizado la base de datos Climatch, que proporciona una interfaz para comparar las características del clima entre regiones, siendo útil para predecir la posible propagación de especies invasoras introducidas.

En lugar de realizar tantas comparaciones como especies contiene la familia Herpestidae, para aquellas cuya distribución nativa es similar se realizó una sola comparación seleccionando el área donde la distribución de dichas especies se solapa. Este fue el caso de: *A. paludinosus*, *G. sanguinea*, *I. albicauda* y *M. mungo* (**Figura 1**); *C. alexandri* y *C. ansorgei* (**Figura 2**); *C. obscurus* y *M. gambianus* (**Figura 4**); *H. auropunctatus* y *H. edwardsii* (**Figura 6**); *H. brachyurus* y *H. semitorquatus* (**Figura 9**); *H. vitticollis* y *H. fuscus* (**Figura 10**); *C. penicillata*, *S. suricatta* y *G. pulverulenta* (**Figura 13**). En los casos en los que una de las especies tiene una distribución más amplia, se comprobó que al seleccionar también el área adicional que ocupa, el resultado no variaba mucho respecto al que se obtenía al seleccionar únicamente el área compartida. En caso contrario, se realizaba la comparación de las especies por separado.

Las especies cuyo clima en el área de distribución se comparó con el de España de forma individual fueron *B. crassicauda* (**Figura 5**), *B. jacksoni* (**Figura 7**), *B. nigripes*

(Figura 8), *B. omnivora* (= *B. crassicauda omnivora*) (Figura 11), *C. platycephalus* (Figura 12), *D. dybowskii* (Figura 16), *G. flavescens* (Figura 14), *G. ochracea* (Figura 17), *H. javanicus* (Figura 18), *H. naso* (Figura 3), *H. smithii* (Figura 20), *H. urva* (Figura 21), *Helogale hirtula* (Figura 15), *Helogale parvula* (Figura 19), *L. kuhni* (Figura 22), *P. selousi* (Figura 23) y *R. melleri* (Figura 24).

La base de datos Climatch mostró una **similitud climática baja** entre el territorio español y el área de distribución de las siguientes especies: *C. alexandri* y *C. ansorgei* (Figura 2), *C. obscurus* y *M. gambianus* (Figura 4), *H. brachyurus* y *H. semitorquatus* (Figura 9), *C. platycephalus* (Figura 12), *H. javanicus* (Figura 18) y *L. kuhni* (Figura 22). Por lo tanto, se considera que el establecimiento de estas especies en España es poco probable. No obstante, dada su capacidad de adaptación y de reproducirse durante todo el año, no se puede descartar su supervivencia y reproducción al menos durante el periodo estival.

Las especies cuya área de distribución mostró una **similitud climática intermedia** y por lo tanto podrían establecerse en el territorio español fueron mayoría: *A. paludinosus*, *G. sanguinea*, *I. albicauda* y *M. mungo* (Figura 1), *B. crassicauda* (Figura 5), *H. auropunctatus* y *H. edwardsii* (Figura 6), *B. jacksoni* (Figura 7), *H. vitticollis* y *H. fuscus* (Figura 10), *D. dybowskii* (Figura 16), *G. ochracea* (Figura 17), *Helogale parvula* (Figura 19), *H. smithii* (Figura 20), *H. urva* (Figura 21), *P. selousi* (Figura 23) y *R. melleri* (Figura 24). En el caso de *H. naso* (Figura 3), *B. nigripes* (Figura 8), *B. omnivora* (Figura 11), *G. flavescens* (Figura 14) y *Helogale hirtula* (Figura 15), la similitud climática es baja en el centro peninsular, pero intermedia en algunas zonas (especialmente la costa Mediterránea y, en algunos casos, la costa cantábrica y/o las islas), por lo que se considera que podrían establecerse en estas áreas.

Por último, *C. penicillata*, *G. pulverulenta* y *S. suricatta* mostraron una **similitud climática alta** en prácticamente todo el territorio español (Figura 13). Esto es especialmente preocupante dada la creciente popularidad de esta última especie en el mercado de mascotas y la proliferación de su cría en cautividad en España durante los últimos años.

La población de *H. auropunctatus* establecida en las islas adriáticas y Croacia está geográficamente situada mucho más al norte que en cualquier otra zona de su distribución natural o introducida (Cavallini & Serafini, 1995). Por lo tanto, su área de distribución en Europa se caracteriza por un clima significativamente más frío que el de su área nativa, bastante por debajo del límite isotérmico conocido previamente para la especie (10 °C) (Ćirović *et al.*, 2011). Esto indica que la susceptibilidad de los herpéstidos para establecerse en Europa, especialmente en la región Mediterránea, podría ser incluso mayor de lo que sugieren los modelos climáticos. También hay que señalar que el método utilizado no tiene en cuenta el cambio climático, es decir, no hace previsiones de lo que pueda pasar a medio-largo plazo en cuanto al clima. El modelo climático de Louppe *et al.* (2020) muestra que la distribución de *H. auropunctatus* en Europa podría ampliarse como consecuencia del aumento de temperaturas debido al cambio climático. Del mismo modo, las áreas susceptibles de ser colonizadas por esta y otras especies de herpéstidos tanto en España como en el resto de Europa podrían aumentar.

c. Vías de entrada y propagación:

¿Existen vías de entrada intencional?

No – 0; Sí o incierto- 2

H. auropunctatus ha sido introducida en muchos lugares del mundo para el control de ratas y serpientes en hábitats agrícolas desde los cuales se dispersaron durante

décadas. Por lo tanto, existe el riesgo de que esta u otras especies sean trasladadas deliberadamente como organismos de control biológico. Sin embargo, más preocupante es la venta de algunos herpéctidos como mascotas que se ha popularizado en los últimos años, con el consiguiente riesgo de fuga y expansión que esto conlleva. En nuestro país ha proliferado especialmente la reproducción en cautividad del suricato (*S. suricatta*), creándose foros especializados sobre la cría de ésta y otras especies de pequeños carnívoros exóticos y siendo numerosos los comercios y particulares que ofertan su venta por internet (Comité Científico, 2016):

<http://almacenanimal.com/es/inicio/82-suricata-o-gato-de-roca-suricata-suricatta-.html>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/suricata-disponibles-386443767.htm>
<https://www.milanuncios.com/reptiles/suricatas-319557301.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/se-vende-suricato-364357822.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/suricato-macho-397861175.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/vendo-suricatas-360131710.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/suricato-388436114.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/se-venden-suricatos-395727074.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/suricatos-babys-392783238.htm>
<https://www.milanuncios.com/otros-animales/mangostas-amarilla-cynictis-penicillata-403139952.htm>

¿Existen vías de entrada no intencional?

No – 0;
Sí o incierto - 2

La traslocación de *H. auropunctatus* entre islas Hawaianas, del Caribe y entre el Caribe y los Cayos de Florida ha provocado preocupación sobre la introducción involuntaria de mangostas en continentes e islas libres de ella (Berentsen *et al.*, 2018). Parece ser que esta especie se encuentra ocasionalmente en contenedores de transporte marítimo y puede alcanzar nuevas localizaciones de esta forma. De hecho, en 2010 y 2016 se produjeron nuevos registros de individuos escapados de cargamentos procedentes de Fiji en Upolu (Samoa) y Tonga, respectivamente (Barun *et al.*, 2011; Cranwell, 2016), y también en 2016 se capturó a un ejemplar que escapó de un camión de reparto de alimentos en Florida. Su origen era desconocido, pero se trataba de la misma especie presente en el Caribe, lo cual demuestra su potencial para ser introducida inadvertidamente a través del comercio interestatal o internacional (Berentsen *et al.*, 2018). Este riesgo también existe en España, pudiendo llegar individuos de esta especie procedentes de Croacia, donde está establecida, o de otras especies nativas de África.

3. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL, DISPERSIÓN E IMPACTOS

a. Distribución potencial en España en caso de escape o liberación:

¿Son los hábitats españoles adecuados para permitir el establecimiento de las especies?

No – 0;
Sí o incierto - 2

Dado que las especies del género Herpestidae se encuentran en gran variedad de hábitats, la mayoría toleran hábitats degradados o modificados antropogénicamente y son de alimentación generalista, es muy probable que encuentren en España hábitats adecuados para su establecimiento. La disponibilidad de refugios no supondría un problema, ya que algunas especies cavan madrigueras y otras utilizan afloramientos rocosos, árboles huecos o matorral denso, ampliamente disponibles en nuestro país.

La mayoría de los herpéstidos son muy adaptables, encontrándose en hábitats de todo tipo, desde bosques hasta sabanas, pasando por plantaciones agrícolas y áreas degradadas e incluso urbanas, como es el caso de *B. crassicauda*, *C. obscurus*, *G. sanguinea*, *H. auropunctatus*, *H. brachyurus*, *H. edwardsii*, *H. javanicus*, *H. semitorquatus*, *H. urva*, *H. viticollis* y *M. mungo*. Las especies adaptadas a hábitats forestales abiertos, de matorral, sabana, etc. (*C. penicillata*, *G. pulverulenta*, *Helogale hirtula*, *Helogale parvula*, *H. smithii*, *I. albicauda*, *P. selousi*, *R. melleri* y *S. suricatta*) podrían encontrar hábitats adecuados en España, especialmente en la región Mediterránea de la Península Ibérica. Las especies que habitan principalmente en selvas tropicales (*B. jacksoni*, *B. nigripes*, *B. omnivora*, *C. alexandri*, *C. ansorgei*, *C. platycephalus*, *H. naso*, *H. fuscus*, *L. kuhni* y *M. gambianus*) no encontrarían en España hábitats similares, pero probablemente podrían adaptarse a otros hábitats forestales con cobertura adecuada. De hecho, sea cual sea su hábitat principal, algunas de estas especies se encuentran también en otros lugares incluyendo hábitats degradados, como en el caso de *C. platycephalus*, *H. fuscus*, *H. smithii*, *H. viticollis* y *H. semitorquatus*, o cerca de asentamientos humanos, como *C. alexandri*, *H. edwardsi*, *H. urva*, *G. pulverulenta*, *G. sanguinea*, *I. albicauda* y *M. mungo*, lo cual demuestra su gran capacidad de adaptación.

Algunas especies prefieren ambientes húmedos y/o se encuentran preferiblemente cerca de aguas superficiales, mientras que otras prefieren ambientes secos o incluso áridos. *A. paludinosus* es el único herpéstido de hábitats acuáticos (ríos, corrientes, pantanos, humedales y embalses), por lo que en caso de asilvestrarse podría competir con la nutria, turón y visón europeos (Comité Científico, 2016).

Los herpéstidos se encuentran también en un amplio rango altitudinal en su área nativa, desde el nivel del mar hasta más de 3000 m de altitud. Sin embargo, en España probablemente no puedan alcanzar zonas tan elevadas debido al clima más frío.

b. Posibles impactos ecológicos:

Si se estableciesen las especies, ¿podrían afectar de forma negativa a los objetivos de conservación de una región?

No - 0; Sí o incierto - 2

Las mangostas han provocado severos impactos sobre la biodiversidad en las áreas donde han sido introducidas, constituyendo una amenaza especialmente importante en medios insulares, donde la fauna nativa ha evolucionado en ausencia de mamíferos depredadores. La depredación por parte de las mangostas ha provocado el declive y extinción local de numerosas especies de aves, reptiles, anfibios y mamíferos en todo el mundo (Pitt *et al.*, 2015). Su impacto en las poblaciones de invertebrados, de los que también se alimentan, no ha sido estudiado (GISD, 2021). Aunque son depredadores oportunistas que consumen gran variedad de animales y algunas plantas, parecen haber provocado mayores impactos sobre los reptiles isleños y algunas aves que anidan en el suelo (Lewis *et al.*, 2010).

La dieta de *H. auropunctatus* incluye un gran número de especies nativas, endémicas y amenazadas (CABI, 2021). Por ejemplo, en el Caribe, depreda sobre las puestas de tortuga carey (*Eretmochelys imbricata*), catalogada como "Críticamente Amenazada" por la IUCN (GISD, 2021; CABI, 2021), y de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*), catalogada como "Vulnerable" (Gilchrist *et al.*, 2009; Jennings & Veron, 2016), y también existen registros de mangostas dañando nidos de las tortugas marinas *Chelonia mydas* y *Caretta caretta* (Berentsen *et al.*, 2018).

H. auropunctatus se considera responsable de la extinción de las aves *Nesoclopeus poecilopterus* en Fiji (Hays & Conant, 2007; CABI, 2021) y *Hypsirhynchus melanichnus* (= *Alsophis melanichnus*) en La Española (Hays & Conant, 2003), además de la posible extinción del petrel de Jamaica (*Pterodroma caribbaea*) (GISD, 2021; CABI, 2021). Solo en Jamaica, la extinción de seis especies endémicas de vertebrados (el lagarto *Celectus occiduus*, la serpiente *Alsophis ater*, tres especies de aves y uno de los dos mamíferos terrestres nativos de la isla) ha sido atribuida a las mangostas, además del declive de muchas otras especies como la iguana *Cyclura collei*, recientemente redescubierta y cuyo escaso reclutamiento podría deberse a la depredación de las mangostas sobre sus huevos y juveniles (Lewis *et al.*, 2010). Otras desapariciones también pueden atribuirse a la mangosta, pero en ningún caso hay evidencia definitiva disponible. Sin embargo, los impactos documentados en otras islas son indiscutibles. Por ejemplo, en Mauricio, ha provocado la extinción local de la pardela de Audubon (*Puffinus lherminieri*) y de las aves de caza introducidas, así como el declive de especies endémicas y amenazadas como la tórtola rosada (*Streptopelia mayeri*) (Roy *et al.*, 2002; Kettel & Barnes, 2020; GISD, 2021; CABI, 2021). En Hawaii, se sospecha que la mangosta ha contribuido al declive o extinción de varias especies de aves que anidan en el suelo (Berentsen *et al.*, 2018; Pitt *et al.*, 2015), y en Fiji fue la causante principal de la extinción de siete especies de aves (Smith & Remington, 1996). En el Caribe, además de varias extinciones, algunos reptiles han desaparecido en las islas principales y persisten solo en pequeños cayos costeros libres de depredadores, como es el caso de *Liophis cursor* en Martinica, *L. ornatus* en Santa Lucía y *Alsophis antiquae* en Antigua (Lewis *et al.*, 2010). En Japón, *H. auropunctatus* ha demostrado tener un fuerte impacto negativo sobre las poblaciones del amenazado conejo Amami (*Pentalagus furnessi*) (CABI, 2021; Kettel & Barnes, 2020; GISD, 2021; Yamada & Sugimura, 2004), y al menos siete especies de vertebrados nativos, incluyendo mamíferos, aves, reptiles y anfibios, han prácticamente desaparecido de la isla Amami-Oshima desde la introducción de la mangosta en 1979 (GISD, 2021).

Esto son solo algunos ejemplos. Hays & Conant (2007) proporcionan una revisión de las especies de aves, reptiles, anfibios y mamíferos cuya desaparición o declive está asociado con la introducción de mangostas en diversas partes del mundo. En general, la reputación de *H. auropunctatus* como uno de los depredadores introducidos más dañinos parece estar bien fundamentada (Hays & Conant, 2007; Lowe *et al.*, 2000; Lewis *et al.*, 2010). En caso de ser introducidos fuera de su área nativa, el impacto ecológico de otras especies de herpéctidos podría ser similar, teniendo en cuenta sus hábitos generalistas y similares características biológicas (Comité Científico, 2016).

España posee numerosas especies de fauna endémica y/o amenazada que podría verse afectada por la depredación de las mangostas en caso de que llegasen a establecerse, especialmente reptiles y anfibios como *Alytes muletensis*, (endémica de Baleares y catalogada como “En Peligro de Extinción” en el Catálogo español de especies Amenazadas), e importantes colonias de aves marinas y/o aves que nidifican en el suelo. Los mayores impactos ecológicos provocados por poblaciones introducidas de mangostas se han producido en islas como Amami-Oshima (Japón), Jamaica o Hawaii, por lo tanto, las islas Baleares y Canarias son especialmente susceptibles. La introducción de depredadores como el gato ha llevado casi a la extinción a algunas especies endémicas como los lagartos gigantes de Canarias (género *Gallotia*), por lo que la introducción de otros depredadores como las mangostas podría ser catastrófica para estas y otras especies.

c. Posibles impactos económicos:

¿Han producido las especies pérdidas económicas directas o indirectas en su área de distribución natural o donde se han convertido en invasoras?

Sin impacto económico - 0
Impacto económico bajo - 1
Impacto económico moderado - 2
Impacto económico alto o desconocido - 3

Algunas especies de herpéctidos son perseguidas en su área nativa por construir madrigueras en áreas de cultivo y depredar sobre ganado menor (Do Linh San *et al.*, 2015b; Duckworth *et al.*, 2016; Rapson & Rathbun, 2015). Fuera de su área nativa solo se tiene información de los impactos provocados por *H. auropunctatus* que, además de depredar sobre las especies nativas, depreda sobre aves domésticas y, en las islas Amami-Oshima (Japón), causa daños en cultivos de taro, batata, melón, sandía, etc. incluso mayores que los provocados por las ratas para cuyo control se había introducido esta especie. Las pérdidas económicas causadas por las mangostas en estas islas fueron de unos 7.000 dólares americanos en 1994, aumentando hasta 110.000 en 1997 y decreciendo ligeramente a posteriori (Yamada & Sugimura, 2004).

En el Caribe y Hawaii también se han documentado casos de daños a aves de corral y cultivos como la caña de azúcar (Berentsen *et al.*, 2018). Pimentel *et al.* (2005) estimaron que, solo en Hawaii y Puerto Rico, el impacto económico anual de *H. auropunctatus* asociado con la pérdida de aves domésticas, extinción de especies nativas e impacto sobre la salud pública es de aproximadamente 50 millones de dólares. Además de los daños provocados, los costes de los intentos de erradicación de *H. auropunctatus* son altos, por ejemplo, en Puerto Rico son de 10.000 dólares anuales, y del doble en Mauricio (Kettel & Barnes, 2020). En el programa de control de las islas Amami-Oshima se gastaron alrededor de 1.140.000 dólares en el periodo 2000-2004, y entre 2005 y 2009 más de 7 millones de dólares en el programa de erradicación. En Yambaru (Japón) se construyeron 4 km de valla a prueba de mangostas alrededor de un área de unas 30.000 ha donde se habían eliminado mediante trampas. El coste total de la erradicación fue de más de 5 millones de dólares desde 2005 hasta 2009 (Barun *et al.*, 2011).

d. Posibles impactos sobre la salud y sanitarios:

¿Son las especies venenosas o suponen algún otro riesgo para la salud humana, y/o para la sanidad animal o vegetal debido a sus parásitos o patógenos?

No supone riesgo para la salud humana o la sanidad animal o vegetal – 0
Es venenosa, parásita, portadora de patógenos o parásitos u otras especies exóticas con potencial invasor - 1

Los herpéctidos son vectores de enfermedades humanas y animales, como la rabia y el patógeno humano *Leptospira bacterium*, causante de la leptospirosis (CABI, 2021; GISD, 2021; Kettel & Barnes, 2020). También se han detectado casos de *Salmonella* spp. y *Campylobacter* spp. en mangostas en Barbados (Berentsen *et al.*, 2018), y la infección por tuberculosis (probablemente *Mycobacterium bovis*) parece común en *Suricata suricatta* (Drewe, 2010).

En algunas regiones, *H. auropunctatus* se ha convertido en un reservorio de rabia, leptospirosis y moquillo canino (Pitt *et al.*, 2015). De hecho, es el principal reservorio de rabia en Puerto Rico, Cuba, Granada, República Dominicana y probablemente Haití (Berentsen *et al.*, 2018), siendo la seroprevalencia de entre el 11,7 y el 40% en algunas islas (Zieger *et al.*, 2014). En Puerto Rico, el 70% de los animales que dieron positivo a rabia en 2013 eran mangostas (Dyer *et al.*, 2014).

Se han reportado casos de leptospirosis humana causada por mangostas en Puerto Rico (Pimentel, 1955), Trinidad y Granada (Everard *et al.*, 1976). Esta enfermedad

es altamente prevalente en Hawaii, con docenas de casos reportados, algunos de los cuales necesitaron hospitalización (Wong *et al.*, 2012).

4. MEDIDAS DE MANEJO DE LA ESPECIE

a. Medidas de control. Efectividad y viabilidad de las medidas:

¿Existen métodos de control efectivos que se puedan aplicar?

Altamente eficaz con requisitos bajos en recursos - **0**

La metodología de control es eficaz, pero necesita muchos recursos y produce una perturbación y / o destrucción ecológica mínima – **1**

Metodología de control no suficientemente eficaz o desconocida - **2**

Se han utilizado numerosas estrategias para reducir o eliminar las poblaciones invasoras de mangostas, incluyendo el trampeo y el uso cebos envenenados, principalmente para reducir la depredación en áreas ecológicamente sensibles, como por ejemplo colonias de aves que anidan en el suelo (Barun *et al.*, 2011; Berentsen *et al.*, 2018; Ruell *et al.*, 2019; Hays & Conant, 2007; Pitt *et al.*, 2015).

El primer intento de erradicación a gran escala se llevó a cabo de 1999 a 2003 en la isla Amami-Oshima (Japón) mediante trampeo intensivo (Yamada & Sugimura, 2004). La abundancia de mangostas puede ser drásticamente reducida empleado este método (Lewis *et al.*, 2010), sin embargo, tiene los inconvenientes de que no es muy efectivo cuando la densidad de población es baja o en áreas con alta densidad de presas, es demasiado laborioso para su uso en grandes superficies y el esfuerzo debe ser mantenido en el tiempo debido a la recolonización por las mangostas desde fuera de las áreas trampeadas (Hays & Conant, 2007; Barun *et al.*, 2011; Berentsen *et al.*, 2018; Ruell *et al.*, 2019; Yamada & Sugimura, 2004; GISD, 2021; CABI, 2021).

En cuanto al control químico, históricamente se han usado tóxicos agudos como sulfato de talio, estricnina y monouoroacetato de sodio. Más tarde, se empleó el anticoagulante Diphacinona, que resultó altamente efectivo a bajas dosis, minimizando el peligro para otras especies. Se ha utilizado para controlar a las mangostas en Hawaii y se ha considerado su uso en Mauricio (Roy *et al.*, 2002). Sin embargo, su administración es costosa (Berentsen *et al.*, 2018) y su uso como agente de control es todavía experimental (Hays & Conant, 2007).

Combinando los dos métodos conocidos, trampeo y envenenamiento, se ha logrado erradicar a las mangostas en seis islas de tamaño inferior a 115 ha (Barun *et al.*, 2011; Berentsen *et al.*, 2018). Sin embargo, se necesitan métodos más eficientes para que el control o erradicación a mayor escala sean factibles. Todavía está por desarrollarse un agente de control químico específico para las mangostas, así como cebos y señuelos no tóxicos con gran distancia de atracción que destaquen en ambientes ricos en presas. También son necesario métodos que permitan detectar y controlar a las mangostas a bajas densidades (Barun *et al.*, 2011; Pitt *et al.*, 2015; Lewis *et al.*, 2010; Ruell *et al.*, 2019; Berentsen *et al.*, 2018). Se están entrenando perros para esto (Fukuhara *et al.*, 2010), y en Mauricio se ha propuesto el vallado como posible método de control, pero las vallas a prueba de depredadores son caras e inflexibles en caso de que el área que debe ser protegida cambie (Roy *et al.*, 2002; CABI, 2021).

¿Existen factores sociales que puedan dificultar el control de las especies en caso de se establezcan?

Ninguno – **0**

Amplia opinión pública que puede favorecer a las especies establecidas – **1**

Dificultades asociadas con una respuesta coordinada - **2**

En caso de que alguna de estas especies se estableciese y hubiese que tomar medidas de control o erradicación, posiblemente habría colectivos animalistas que se posicionasen en contra de estas medidas por consideraciones éticas.

5. CONCLUSIÓN

RESULTADO TOTAL: 19

Por lo tanto, Herpestidae sería una familia de riesgo MEDIO. No obstante, considerando lo indicado en el apartado inicial sobre metodología, y teniendo en cuenta que alcanza una puntuación elevada (19 sobre 21 puntos), en aplicación del principio de precaución, el riesgo obtenido se asimila a “riesgo ALTO”.

Bibliografia citada

- Aebischer, T., Hickisch, R., Woolgar, J., Do Linh San, E. 2015. *Dologale dybowskii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41598A45205821. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41598A45205821.en>
- Angelici, F.M. 2014. Dietary habits of the Black-legged mongoose *Bdeogale nigripes* (Mammalia: Carnivora) in the rainforest of Southeastern Nigeria. *Italian Journal of Zoology*, 81: 544-551.
- Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2015a. *Bdeogale nigripes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41592A45205243. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41592A45205243.en>
- Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2015b. *Crossarchus alexandri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41593A45205341. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41593A45205341.en>
- Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2015c. *Crossarchus ansorgei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41594A45205422. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41594A45205422.en>
- Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2015d. *Crossarchus obscurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41595A45205532. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41595A45205532.en>
- Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2016. *Crossarchus platycephalus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41596A45205626. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41596A45205626.en>
- Baker, C.M., Ray, J.C. 2013. *Atilax paludinosus* Marsh Mongoose. En: J. Kingdon and M. Hoffmann (eds.), *The Mammals of Africa. V. Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses*, pp. 298-302. Bloomsbury, London, UK.
- Balmforth, Z.E. 2004. The demographics, spatial structure and behaviour of the yellow mongoose, *Cynictis penicillata*, with emphasis on cooperative breeding. PhD Thesis, University of Sussex.
- Barun, A., Hanson, C.C., Campbell, K.J., Simberloff, D. 2011. A review of small Indian mongoose management and eradications on islands. En: Veitch, C.R., Clout, M.N., Towns, D.R. (eds.). 2011. *Island invasives: eradication and management*. IUCN, Gland, Switzerland. Pp 17-25.
- Berentsen, A.R., Pitt, W.C., Sugihara, R.T. 2018. Ecology of the Small Indian Mongoose (*Herpestes auropunctatus*) in North America. USDA National Wildlife Research Center – Staff Publications. 2034. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/2034
- CABI, 2021. *Herpestes auropunctatus*. En: *Invasive Species Compendium*. Wallingford, UK: CAB International. www.cabi.org/isc.
- Cavallini, P., Nel, J.A.J. 1990a. Ranging behaviour of the Cape grey mongoose *Galerella pulverulenta* in a coastal area. *Journal of Zoology* (London), 222: 353-362.
- Cavallini, P., Nel, J.A.J. 1990b. The feeding ecology of the Cape grey mongoose, *Galerella pulverulenta* (Wagner, 1839) in a coastal area. *African Journal of Ecology*, 28: 123-130.
- Cavallini, P., Serafini, P. 1995. Winter diet of the small Indian mongoose *Herpestes auropunctatus*, on an Adriatic Island. *J Mammal*, 76: 569–574.

- Cheyne, S.M., Husson, S.J., Chadwick, R.J., Macdonald, D.W. 2010. Diversity and activity of small carnivores of the Sabangau Peat-swamp Forest, Indonesian Borneo. *Small Carnivore Conservation*, 43: 1–7.
- Choudhury, A., Timmins, R., Chutipong, W., Duckworth, J.W., Mudappa, D., Willcox, D.H.A. 2015. *Herpestes urva*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41618A86159618. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41618A45208308.en>
- Chutipong, W., Duckworth, J.W., Timmins, R., Willcox, D.H.A., Ario, A. 2016. *Herpestes javanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T70203940A45207619. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T70203940A45207619.en>
- Ćirović, D., Raković, M., Milenković, M., Paunović, M. 2011. Small Indian Mongoose *Herpestes auropunctatus* (Herpestidae, Carnivora): an invasive species in Montenegro). *Biological Invasions*, 13: 393-399. DOI 10.1007/s10530-010-9831-7
- Comité Científico. 2016. Dictamen CC 19/2016. Consulta sobre la propuesta de inclusión de seis nuevas especies de mamíferos en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Cranwell, S. 2016. Mongoose on the loose in Tonga. Cambridge, UK: BirdLife International: <http://www.birdlife.org/pacific/news/mongoose-loose-tonga>
- Creel, S. 2013. *Helogale parvula* Dwarf Mongoose. En: J. Kingdon & M. Hoffmann (eds.), The Mammals of Africa. V. Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses, pp. 368-373. Bloomsbury, London, UK.
- Daehler, C. C., Carino, D. A. 2000. Predicting invasive plants: Prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions*, 2(2): 93–102. <https://doi.org/10.1023/A:1010002005024>
- Daehler, C. C., Denslow, J. S., Ansari, S., Kuo, H. C. 2004. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology*, 18(2): 360–368. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00066.x>
- DEFRA. 1995. UK Non-native Organism Risk Assessment User Manual, Version 3.3.
- De Luca, W., Rovero, F., Do Linh San, E. 2015. *Bdeogale jacksoni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T2675A45196818. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T2675A45196818.en>
- Do Linh San, E. 2015. *Ichneumia albicauda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41620A45208640. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41620A45208640.en>
- Do Linh San, E., Angelici, F.M., Maddock, A.H., Baker, C.M., Ray, J. 2015a. *Atilax paludinosus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41590A45204865. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41590A45204865.en>
- Do Linh San, E., Cavallini, P., Taylor, P. 2015b. *Cynictis penicillata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41597A45205726. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41597A45205726.en>
- Do Linh San, E., Cavallini, P. 2015. *Herpestes pulverulentus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41600A45205999. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41600A45205999.en>
- Do Linh San, E., Hoffmann, M. 2015. *Helogale hirtula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41608A45206437. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41608A45206437.en>

- Do Linh San, E., Maddock, A.H. 2016. *Herpestes sanguineus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41606A45206143. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41606A45206143.en>
- Drewe, J.A. 2010. Who infects whom? Social networks and tuberculosis transmission in wild meerkats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277: 633-642.
- Duckworth, J.W., Mathai, J., Ross, J., Wilting, A. 2016. *Herpestes brachyurus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41610A45206655. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41610A45206655.en>
- Duckworth, J.W., Timmins, R.J., Tizard, T. 2010. Conservation status of Small Asian Mongoose *Herpestes javanicus* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1818) (Mammalia: Carnivora: Herpestidae) in Lao PDR. *Raffles Bulletin of Zoology*, 58: 403–410.
- Dyer, J.L., Yager, P., Orciari, L., Greenberg, L., Wallace, R., Hanlon, C. A., Blanton, J. D. 2014. Rabies surveillance in the United States during 2013. *Journal of the American Veterinary Medical Association*, 245: 1111–1123.
- Everard, C.O.R., Green, A.E., Glosser, J.W. 1976. Leptospirosis in Trinidad and Grenada, with special reference to the mongoose. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 70: 57–61.
- FAO. 2003. Pest risk analysis for quarantine pests including analysis of environmental risks. International Standards for Phytosanitary Measures. In Publication No. 11. Rev. 1. FAO (p. 16). Rome.
- Foley, C., Do Linh San, E. 2016. *Bdeogale omnivora*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T136686A45221619. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T136686A45221619.en>
- Fukuhara, R., Yamaguchi, T., Ukuta, H., Roy, S., Tanaka, J., Ogura, G. 2010. Development and introduction of detection dogs in surveying for scats of small Indian mongoose as invasive alien species. *Journal of Veterinary Behavior-Clinical Applications and Research*, 5(2): 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.jveb.2009.08.010>
- Gilchrist, J.S., Do Linh San, E. 2016. *Mungos mungo*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41621A45208886. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41621A45208886.en>
- Gilchrist, J.S., Jennings, A.P., Veron, G., Cavallini, P. 2009. Family Herpestidae. En: Wilson, D., Ruff, S. (Eds.), *Handbook of the Mammals of the World*, vol. 1. Carnivores. Lynx edicions, Barcelona.
- Gilchrist, J.S., Otali, E. 2002. The effects of refuse-feeding on home-range use, group size, and intergroup encounters in the banded mongoose. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 1795-1802.
- GISD (Global Invasive Species Database). 2021. Species profile: *Herpestes javanicus*. Consultado en <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Herpestes+javanicus> [14-06-2021].
- Hays, W.S.T., Conant, S. 2003. Male social activity in the small Indian mongoose *Herpestes javanicus*. *Acta Theriologica*, 48(4): 485–494.
- Hays, W.S.T., Conant, S. 2007. Biology and impacts of Pacific Island Invasive Species. 1. A Worldwide Review of Effects of the Small Indian Mongoose, *Herpestes javanicus* (Carnivora: Herpestidae). *Pacific Science*, 61(1): 3-16.

Hiebert, R., Stubbendieck, J. 1993. Handbook for ranking exotic plants for management and control. Denver: U. S. Department of the Interior. Consultado en <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.459.2665&rep=rep1&type=pdf>

Hoffmann, M., Roberts, R.L., Kern, J. 2014. Tree climbing and denning by Common Dwarf Mongoose *Helogale parvula*. *Small Carnivore Conservation*, 49: 66-67.

Jennings, A., Veron, G. 2016. *Herpestes auropunctatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T70204120A70204139. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T70204120A70204139.en>

Jordan, N.R., Do Linh San, E. 2015. *Suricata suricatta*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41624A45209377. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41624A45209377.en>

Kettel, E., Barnes, A. 2020. Small Asian mongoose, *Herpestes javanicus*. GB Non-native species secretariat. Consultado en: <http://www.nonnativespecies.org/factsheet/factsheet.cfm?speciesId=4380> [14/06/21].

Lewis, D.S., van Veen, R., Wilson, B.S: 2010. Conservation implications of small Indian mongoose (*Herpestes auropunctatus*) predation in a hotspot within a hotspot: the Hellshire Hills, Jamaica. *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-010-9781-0

Louppe, V., Leroy, B., Herrel, A., Veron, G. 2020. The globally invasive small Indian mongoose *Urva auropunctata* is likely to spread with climate change. *Scientific Reports*, 10: 17461. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64502-6>

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: a selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp.

Mateke, C.W., Bird, T.L.F., Swanepoel, L.H., Do Linh San, E. 2016. *Paracynictis selousi*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41622A45209173. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41622A45209173.en>

Mathai, J., Hearn, A., Brodie, J., Wilting, A., Duckworth, J.W., Ross, J., Holden, J., Gemita, E., Hon, J. 2015. *Herpestes semitorquatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41616A45208027. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41616A45208027.en>

Myers, P. 2000. "Herpestidae" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed June 14, 2021 at <https://animaldiversity.org/accounts/Herpestidae/>

Mudappa, D., Choudhury, A. 2016a. *Herpestes edwardsii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41611A45206787. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41611A45206787.en>

Mudappa, D., Choudhury, A. 2016b. *Herpestes smithii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41617A45208195. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41617A45208195.en>

Mudappa, D., Choudhury, A., Punjabi, G.A. 2016c. *Herpestes vitticollis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41619A45208503. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41619A45208503.en>

Mudappa, D., Jathanna, D. 2015. *Herpestes fuscus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41612A45207051. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41612A45207051.en>

- Nakwaya, D.N. 2009. The diet of the black mongoose (*Galerella nigrata*) (Carnivora: Herpestidae) in north-west (Hobabere Concession) and north-central (Erongo Conservancy), Namibia. M.Sc. Thesis, University of Namibia and Humboldt-Universität zu Berlin.
- Panetta, F. 1993. A system of assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly*, 8(1): 10–14.
- Patou, M-L., Mclenachan, P.A., Morley, C.G., Couloux, A., Jennings, A.P., Veron, G. 2009. Molecular phylogeny of the Herpestidae (Mammalia, Carnivora) with a special emphasis on the Asian *Herpestes*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 53: 59-80.
- Payne, J., Francis, C.M., Phillipps, K. 1985. A field guide to the mammals of Borneo. The Sabah Society and WWF Malaysia, Kota Kinabalu and Kuala Lumpur, Malaysia.
- Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239–251. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297>
- Pimentel, D. 1955. Biology of the Indian mongoose in Puerto Rico. *Journal of Mammalogy*, 36: 62-68.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273–288.
- Pitt, W.C., Sugihara, R.T., Berentsen, A.R. 2015. Effect of travel distance, home range, and bait on the management of small Indian mongooses, *Herpestes auropunctatus*. *Biological Invasions*, DOI 10.1007/s10530-014-0831-x
- Pusparini, W., Sibarani, M.C. 2014. The first record of Indonesian Mountain Weasel *Mustela lutreolina* from northern Sumatra, Indonesia. *Small Carnivore Conservation*, 51: 92–95.
- Rapson, S., Rathbun, G.B. 2015. *Herpestes flavescens*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41599A45205933. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41599A45205933.en>
- Rapson, S.A., Goldizen, A.W., Seddon, J. 2012. Species boundaries and hybridization between the black mongoose (*Galerella nigrata*) and the slender mongoose (*Galerella sanguinea*). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 65(3): 831-839.
- Rathbun, G.B., Cowley, T.E. 2008. Behavioural Ecology of the black mongoose (*Galerella nigrata*) in Namibia. *Mammalian Biology*, 73(6): 444-450.
- Ray, J., Bahaa-el-din, L., Angelici, F.M., Do Linh San, E. 2015. *Herpestes naso*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41615A45207915. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41615A45207915.en>
- Reichard, S. H., Hamilton, C. W. 1997. Predicting Invasions of Woody Plants Introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193–203. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95473.x>
- Roy, S.S., Jones, C.G., Harris, S. 2002. An ecological basis for control of mongoose *Herpestes javanicus* in Mauritius: is eradication possible? En: Turning the tide: the eradication of invasive species: 266-273. Veitch, C.R. and Clout, M.N.(eds.). IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN. Gland. Switzerland and Cambridge. UK.
- Ruell, E.W., Niebuhr, C.N., Sugihara, R.T., Siers, S.R. 2019. An evaluation of the registration and use prospects for four candidate toxicants for controlling invasive mongooses (*Herpestes javanicus auropunctatus*). USDA National Wildlife Research Center - Staff Publications. 2289. https://digitalcommons.unl.edu/icwdm_usdanwrc/2289

- Santiapillai, C. 2000. The status of mongooses (Family: Herpestidae) in Ruhuna National Park, Sri Lanka. *Journal of the Bombay Natural History Society*, 97: 208-214.
- Sharpe, L., Kern, J., Do Linh San, E. 2015. *Helogale parvula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41609A45206516. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41609A45206516.en>
- Sillero-Zubiri, C., Bassignani, F. 2001. Observation of a large group of Gambian mongooses (*Mungos gambianus*, Ogilby 1835) in southeastern Senegal. *Hystrix Italian Journal of Mammalogy* (n.s.), 12: 7-9.
- Sillero-Zubiri, C., Do Linh San, E. 2016. *Mungos gambianus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T13922A45199653. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T13922A45199653.en>
- Smith, H.R., Remington, C.L. 1996. Food specificity in interspecies competition: comparisons between terrestrial vertebrates and arthropods. *Bioscience*, 46: 436–447.
- Taylor, M.E. 2013a. *Bdeogale omnivora* Sokoke Bushy-tailed Mongoose. En: J. Kingdon & M. Hoffmann (eds.), The Mammals of Africa. V. Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses, pp. 328-330. Bloomsbury, London, UK.
- Taylor, P.J. 2013b. *Cynictis penicillata* Yellow Mongoose. En: J. Kingdon & M. Hoffmann (eds.), The Mammals of Africa. V. Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses, pp. 334-339. Bloomsbury, London, UK.
- Taylor, M.E., Do Linh San, E. 2015. *Herpestes ochraceus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41605A86159385. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41605A45206073.en>
- Taylor, M.E., Dunham, A.E. 2013. *Liberiictis kuhni* Liberian Mongoose. En: J. Kingdon & M. Hoffmann (eds.), The Mammals of Africa. V. Carnivores, Pangolins, Equids and Rhinoceroses, pp. 361-363. Bloomsbury, London, UK.
- Taylor, M.E., Greengrass, E.J., Dunham, A., Do Linh San, E. 2016. *Liberiictis kuhni*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T11933A45198780. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T11933A45198780.en>
- Tromp, S. 2011. The effects of past major climatic fluctuations on the genetic structures of fauna endemic to Namibia's granite inselbergs. Ph.D. Thesis, The University of Queensland.
- Tucker, K. C., Richardson, D. M. 1995. An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. *Journal of Environmental Management*, 44(4): 309–338. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(95\)90347-X](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(95)90347-X)
- Van Rompaey, H. 2001. The Crab-eating Mongoose, *Herpestes urva*. *Small Carnivore Conservation*, 25: 12-17.
- Van Rompaey, H., Jayakumar, M.N. 2003. The Stripe-necked Mongoose, *Herpestes vitticollis*. *Small Carnivore Conservation*, 28: 14-17.
- Veron, G., Patou, M-L., Pothet, G., Simberloff, D., Jennings, A.P. 2007. Systematic status and biogeography of the Javan and small Indian mongooses (Herpestidae, Carnivora). *Zoologica Scripta*, 36: 1-10.
- Veron, G., Patou, M.L., Simberloff, D., McLenachan, P.A., Morley, C.G. 2010. The Indian brown mongoose, yet another invader in Fiji. *Biological Invasions*, 12(7): 1947-1951.

- Wang, H., Fuller, T.H. 2003. Food habits of four sympatric carnivores in southeastern China. *Mammalia*, 67: 513-519.
- Warren, Y., Cunningham, P., Mbangi, A., Tutjavi, V. 2009. Preliminary observations of the diet of the black mongoose (*Galerella nigrata*, Thomas, 1928) in the Erongo Mountains, Namibia. *African Journal of Ecology*, 47: 801-803.
- Weber, E., Gut, D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12(3): 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.04.002>
- White, P.A., Fischer, C., Hausser, Y., Foley, C., Do Linh San, E. 2016. *Bdeogale crassicauda*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T41591A97163568. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T41591A97163568.en>
- White, P.A., Mateke, C.W., Bird, T.L.F., Swanepoel, L.H., Do Linh San, E. 2015. *Rhynchogale melleri*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T41623A45209275. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T41623A45209275.en>
- Wong, M., Katz, A. R., Li, D., Wilcox, B. A. 2012. Leptospira infection prevalence in small mammal host populations on three Hawaiian islands. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 87: 337–341.
- Wozencraft, W.C. 2005. Order Carnivora. En: Wilson, D.E., Reeder, D.M., eds. *Mammal Species of the World: A taxonomic and geographic reference* (3rd ed.). Baltimore, Maryland, USA: 532–628.
- Yamada, F., Sugimura, K. 2004. Negative impact of an Invasive Small Indian Mongoose *Herpestes javanicus* on Native Wildlife Species and Evaluation of a Control Project in Amami-Oshima and Okinawa Islands, Japan. *Global Environment Research*, 8(2): 117-124.
- Zieger, U., Marson, D.A., Sharma, R., Chikweto, A., Tiwari, K., Sayyid, M., Lousin B. 2014. The phylogeography of rabies in Grenada, West Indies, and implications for control. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 8(10): e3251.