

Mapache – *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758)

Iván Salgado

Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)

Fecha de publicación: 27-02-2015



Sistemática

La familia Procyonidae (Mammalia: Carnivora) incluía las subfamilias Potosinae (*Potos* y *Bassaricyon*; arborícolas y frugívoros) y Procyoninae (*Bassariscus*, *Nasua* y *Procyon*, más terrestres y omnívoros); una clasificación basada en caracteres morfológicos —dentición, cráneo, esqueleto postcraneal, cola anillada— (Decker y Wozencraft, 1991; Baskin, 2004). Pero la semejanza no se debe a parentesco sino a evolución convergente, por adaptación al hábitat y a la dieta; son grupos ecológicos, no evolutivos (Koepfli *et al.*, 2007; Fulton y Strobeck, 2007). Ahora se reconocen 3 linajes, mediante análisis de caracteres moleculares (Koepfli *et al.*, 2007; Fulton y Strobeck, 2007): los kinkajú (*Potos*); los olingos y coatíes (*Bassaricyon*, *Nasua*); y los gatos de cola anillada y mapaches (*Bassariscus*, *Procyon*).

El primer prociónido conocido (*Pseudobassaris riggsi*) se localiza en Europa Occidental y se data en el Oligoceno tardío, aunque la diversificación del grupo ocurre en los bosques tropicales de Centroamérica y el sur de Norteamérica durante el Mioceno (Koepfli *et al.*, 2007; Fulton y Strobeck, 2007). Es probable que el mecanismo de especiación fuera la competencia por recursos, que explicaría la coexistencia de distintos géneros de prociónidos en la misma comunidad (Koepfli *et al.*, 2007). El área de distribución actual de los prociónidos es el continente americano. El panda rojo asiático (*Ailurus fulgens*), que integra la familia monotípica Ailuridae, antes se definía como otra subfamilia de prociónidos (Fulton y Strobeck, 2007).

El género *Procyon* incluye tres especies:

-Mapache común o norteño (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758). En el Centro y Norte de América e introducido en islas caribeñas (las antes descritas como especies endémicas: *P. maynardi*, Bahamas; *P. minor*, Guadalupe; y *P. gloveralleni*, Barbados; Helgen *et al.*, 2008) y del Pacífico (*P. insularis*, Islas Marías; Helgen y Wilson, 2005), Alaska, Europa y Japón. En expansión a nivel mundial debido a la introducción del mapache por la industria peletera, como especie cinegética y mascota. Especie catalogada como Preocupación menor (Cuarón *et al.*, 2008).

-Mapache cangrejero o sureño (*Procyon cancrivorus* G. [Baron] Cuvier, 1798). En el Centro (en simpatria con el común) y Sur de América, también en Trinidad y Tobago. Especie no amenazada; Preocupación menor (Reid y Helgen, 2008).

-Mapache enano o de Cozumel (*Procyon pygmaeus* Merriam, 1901). Especie endémica de la isla Cozumel (478 km²), en la costa de la península de Yucatán, mar Caribe. De pequeño tamaño (un 20-40% menor que especie continental) y unos 3-4 kg de peso, por adaptación a la escasez de recursos y a la ausencia de depredadores (enanismo insular; McFadden y Meiri, 2013). En peligro crítico, alto riesgo de extinción en estado salvaje (Cuarón *et al.*, 2008).

Descripción

El mapache es un carnívoro de tamaño mediano. La masa corporal, entre 4 y 12 kg, depende de la latitud (mayor tamaño corporal de los individuos norteños, ajuste a la regla de Bergmann; Meiri *et al.*, 2004), el sexo (los machos son mayores, por selección sexual; Ritke, 1990a) y la estación del año (pérdida de peso en invierno, durante el letargo; Mech *et al.*, 1968). La cabeza es corta y ancha, el cuerpo rechoncho y las patas cortas. Las orejas están separadas y son redondeadas, los ojos son grandes y negros, y el hocico es corto y apuntado. El pelaje es largo y denso, de color gris, negruzco o rojizo, más claro en los flancos y las patas. El albinismo es raro, es un carácter recesivo (Hogan, 1988). Los rasgos distintivos del mapache son la cola anillada, entre 5 y 7 bandas oscuras, y la máscara facial negra a modo de antifaz.

El cráneo es compacto y alargado, la región facial es corta y la caja craneal amplia (Figura 1). La cresta sagital, sólo desarrollada en los adultos, no es conspicua. El arco cigomático es robusto. La órbita es grande, la cámara nasal amplia (Figuras 2a y c) y la bulla timpánica redonda y abombada (Stubbe, 1993).

La fórmula dentaria del mapache es: 3.1.4.2 / 3.1.4.2, 40 piezas en total. La dentición es primitiva, las cúspides de premolares y molares son redondeadas y aplanadas (bunodonto), propia de un hipocarnívoro, y es frecuente la oligodontia de los primeros premolares (Koepfli *et al.*, 2007).

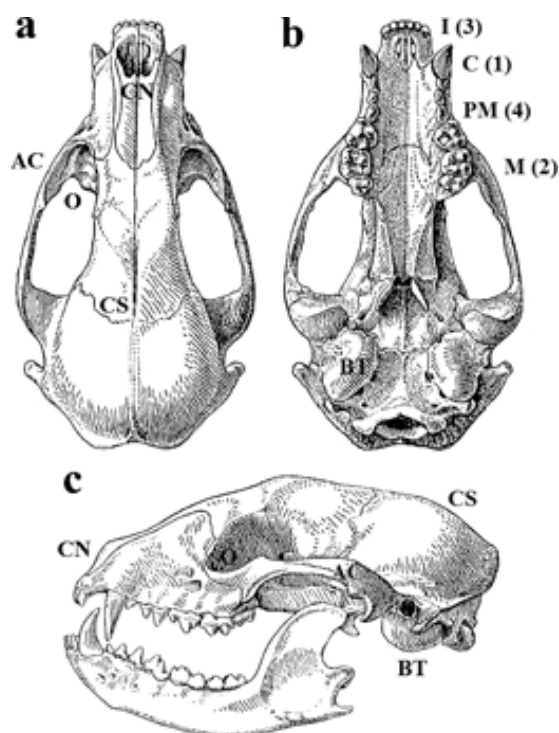


Figura 1. Vistas dorsal (a), ventral (b) y lateral (c) del cráneo, y oclusal de la serie yugal superior (c). AC: arco cigomático; BT: bulla timpánica; C: canino; CN: cámara nasal; CS: cresta sagital; I: incisivo; M: molar; O: Órbita; PM: premolar. (Modificado de Heptner y Naumov, 1967).

El báculo o hueso peneano es largo y curvo. La función del *baculum* es incierta; facilitar la penetración, asegurar la fecundación o estimular la ovulación de la hembra (Larivière y Ferguson, 2002). El báculo se usa para determinar la edad de los machos (Sanderson, 1961) o, al menos, distinguir entre jóvenes y adultos por el peso, la longitud y la osificación de la cabeza distal, que en los jóvenes es cartilaginosa (Schwery *et al.*, 2011).

La inteligencia del mapache es similar a la de los perros y gatos domésticos y menor que la de los primates, tiene gran capacidad de aprendizaje y los órganos de los sentidos desarrollados; oído y olfato finos, visión nocturna y agudeza del tacto en las manos (Lotze y Anderson, 1979).

La palabra mapache deriva de *mapachtli*, que en lengua *náhuatl* significa “el que tiene manos”, y el término inglés *raccoon* del algonquino *arahkunem*, “el que rasguña con las manos”; en referencia a la habilidad del mapache para manipular objetos. El mapache acostumbra a lavar el alimento antes de comerlo (el epíteto específico *lotor* significa lavador; también los nombres vernáculos en francés, *raton laveur*, y alemán, *waschbär*), aunque es más bien un comportamiento de exploración (Lotze y Anderson, 1979) y una técnica de caza, para localizar y capturar presas bajo el agua (cangrejos y otros invertebrados acuáticos, peces, ranas).

Identificación

El mapache puede confundirse con la jineta (*Genetta genetta*), por la cola anillada, y con el tejón (*Meles meles*), por la máscara facial y el aspecto general del cuerpo. La cola de la jineta es más larga y tiene entre 8 y 10 anillos, además el pelaje es moteado mientras que el del mapache es uniforme. La cola del tejón es corta, las patas son más robustas y las orejas y los ojos son pequeños. Además, la máscara facial es distinta: la del mapache se extiende alrededor de los ojos y las mejillas, la del tejón la forman dos bandas negras desde el hocico hasta las orejas.

Es muy frecuente la confusión entre el mapache y el perro mapache (*Nyctereutes procyonoides*), un cánido nativo de Asia Oriental y también invasor en Europa, introducido por la industria peletera (Kauhala y Kowalczyk, 2011).

Rastros

La observación de mapaches, esquivos y activos de noche, no es frecuente. Los rastros, en cambio, se encuentran sin apenas esfuerzo y la identificación es casi siempre segura (Figura 2). El rastreo es la mejor técnica para detectar al mapache (Salgado, 2012).

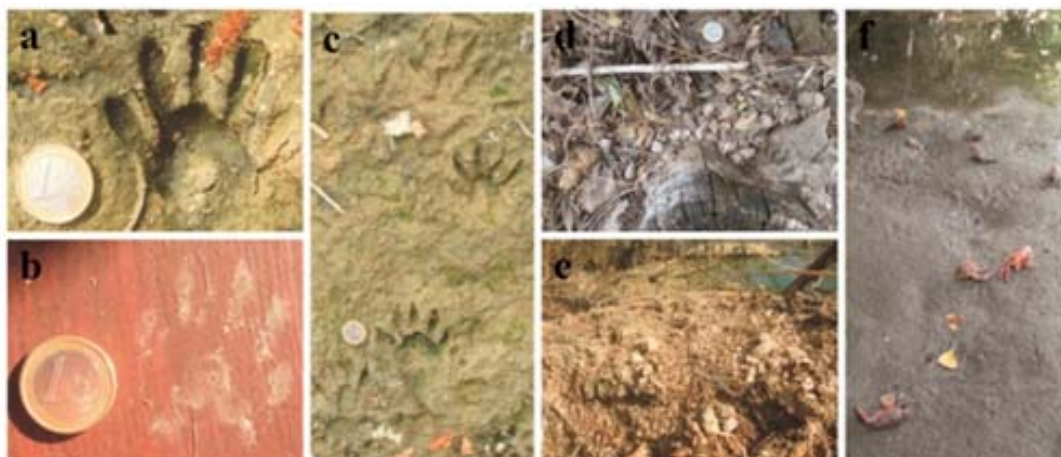


Figura 2. Rastros del mapache. a y b. Huellas de la mano y pie izquierdos. c. Pisada de mapache en la orilla del río Jarama. d y e. Letrinas, junto a un tocón y sobre un tronco. f. Restos de cangrejo rojo americano en el mismo lecho del río; el mapache sólo come el abdomen.

Huellas

El mapache es un animal plantígrado, apoya la planta del pie para andar (Figura 2). La almohadilla intermedia es semicircular, siempre marca los cinco dedos —largos, finos y separados— y rara vez las uñas —cortas, comprimidas y curvadas—. La huella del pie es mayor cuando imprime el talón. Suele andar al paso, el pie pisa detrás de la mano opuesta.

Excrementos

En general, el excremento de mapache es más parecido al de un cánido, grueso y corto, que al de un mustélido, largo y cilíndrico (Figura 2). Cuando come peces y cangrejos el excremento está formado por escamas y espinas y es de color grisáceo o negruzco, o por piezas del caparazón y es rojo intenso. Desprende un olor a pescado o marisco. Es deleznable y blanquea al envejecer. Si se alimenta de frutos e insectos el excremento se compone de las partes duras del fruto y los restos de la cutícula de artrópodos. Los formados por pelo de roedores y conejo pueden confundirse con los de zorro o gato, pero sin el extremo acabado en un penacho de pelo, característico de los cánidos, ni segmentado, propio de los félidos (además, el gato doméstico suele enterrarlo). El mapache usa letrinas, acumula los excrementos sobre troncos caídos y en horquillas de las grandes ramas de los árboles de ribera (Figura 2), incluso en el tejado de casetas y edificios.

Restos de alimento

En verano, cuando baja el nivel del agua, acude a la orilla o al propio lecho del río a comer cangrejos. Sólo aprovecha el abdomen, desprecia el cefalotórax (Figura 2). También caza aves acuáticas (pollos y adultos en muda, la “mancada”) y acostumbra a subir la presa a un árbol para devorarla. Sobre las ramas cuelgan los restos, muchas veces el cadáver despechugado. También ataca los nidos de galápago (Álvarez 2008), los excava para comer los huevos. Se reconocen entonces las áreas de desove por los hoyos y las cáscaras de huevo esparcidas.

Guarida

Durante el día descansa en cuevas, madrigueras abandonadas o entre marañas de vegetación, e incluso se guarece en casas e infraestructuras rurales y urbanas (Hoffmann y Gottschang, 1977). Las hembras usan los huecos de los grandes árboles como paridera y para la cría de los cachorros (Suzuki, 2003).

Biometría

Los machos son mayores que las hembras (Tabla 1). El dimorfismo sexual en tamaño es resultado de la selección sexual, por la competencia entre los machos por el territorio y el acceso a las hembras durante la estación reproductora (Ritke, 1990a). La cola es corta, la mitad de la longitud de cuerpo y cabeza. Las orejas son grandes. En la Tabla 1 se presentan las medidas corporales de machos y hembras de distintas poblaciones de mapache en las áreas de distribución natural e invadida.

Tabla 1. Medidas corporales (media o rango) de individuos adultos de distintas poblaciones de mapache norteamericanas, europeas y japonesas. Masa corporal (kg) y medidas morfométricas (mm): LT: longitud total, LCU: longitud del cuerpo, y LCO: longitud de la cola. *Las medidas corporales, de mapaches capturados, fueron tomadas en centros de recuperación de fauna salvaje (CRAS Madrid, CRFS Guadalajara, CAAE Baleares) y los datos cedidos por las Consejerías de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Comunidad de Madrid, de Agricultura de Castilla-La Mancha y de Agricultura, Medio Ambiente y Territorio de las Islas Baleares.

		Sexo	n	Masa corporal	LT	LCU	LCO	Referencia
<i>Área de distribución natural</i>								
Canadá		M	-	8,6				Banfield, 1974
		H	-	7,5	846	611	235	
Este de Canadá		-	-	5,4-13,6	655-960	-	200-275	Peterson, 1966
		M	-		634-950	-	200-405	
Norteamérica		H	-	1,8-22,2	603-909	-	192-340	Hall, 1959
<i>Área de distribución invadida</i>								
Alemania	Hesse	M	56-120	5,4	824	588	236	Lutz, 1995
		H	50-108	4,6	786	547	239	
España	Madrid	M	17	6,1	-	562	-	*
		H	32	5,6	-	514	-	
	Guadalajara	M	23	5,2	855	585	269	*
		H	15	5,1	817	554	264	
	Mallorca	M	8	4,9	893	609	285	*
		H	12	3,4	799	565	234	
Japón	Hokkaido	H	6	4,6	596	359	237	Suzuki <i>et al.</i> , 2003

Voz

Los mapaches emiten un sonido largo y trémulo, un quejumbroso *whoo-oo-oo-oo*, parecido al ulular de los búhos (Murie y Elbroch, 2005). El repertorio vocal del mapache es rico; llamadas de socorro a miembros del grupo, voces de amenaza para repeler a otros animales y de aproximación para establecer contacto con otros individuos (Sieber, 1984).

Variación geográfica

En el área de distribución natural, los mapaches norteños son más grandes que los del sur (Meiri *et al.*, 2004; Tabla 1); un patrón geográfico también longitudinal, la talla varía de noroeste a sureste de Norteamérica (Ritke y Kennedy, 1988).

Las medidas de cuerpo y cráneo de los mapaches establecidos en Europa corresponden a la especie de Norteamérica (Tabla 1). En el área de introducción principal, en Hesse (Alemania), es frecuente la ausencia de los primeros premolares (Lutz, 1995); por efecto fundador; la población deriva de unos pocos individuos (Frantz *et al.*, 2013).

En general, la baja diversidad génica y los efectos de cuello de botella es resultado del proceso de fundación de las poblaciones de mapache europeas, casi siempre por unos pocos individuos liberados o escapados (Biedrzycka *et al.*, 2013). Nuevas introducciones o la conexión entre poblaciones en expansión incrementaría la variabilidad genética por flujo génico y, por tanto, la viabilidad de la especie en el ecosistema receptor. En el interior de la península ibérica, entre 2 y 4 individuos fundan las subpoblaciones de los ríos Jarama y Henares, que están ahora en contacto (Alda *et al.* 2012).

Muda

El largo, suave y denso pelaje de invierno es protector, impermeable y aislante térmico. En primavera lo muda y el pelo es entonces más corto y fino (Goldman, 1950). Debido a la densidad y la textura del pelaje invernal, la piel de mapache es apreciada en peletería para la confección de prendas de abrigo.

Hábitat

En el área de distribución natural, los mapaches se adaptan y explotan distintos hábitats, desde la pradera americana hasta el bosque tropical húmedo, excepto la alta montaña y los desiertos. A escala de paisaje, la cobertura forestal y la proximidad al agua definen el hábitat del mapache; el bosque caducifolio maduro, los robledales y hayedos, cerca de ríos y lagos (Baldwin *et al.* 2006). Aunque también viven en las praderas (Larivière, 2004), marismas, pantanos y manglares (Dorney, 1954; Urban, 1970), en la costa (Guerrero *et al.*, 2000), incluso en campos de cultivo (Beasley *et al.*, 2007a), plantaciones madereras (Chamberlain *et al.*, 2002) y áreas urbanas (Prange *et al.*, 2003; Smith, 2002). La presencia de agua es un requerimiento de hábitat, que controla el uso del espacio del mapache (Gehrt y Fritzell, 1998). Las riberas de los ríos y los humedales son las principales áreas de alimentación de los mapaches y se guarecen en cuevas, madrigueras abandonadas, marañas de vegetación, y también en construcciones, para descansar durante el día. Las hembras usan las oquedades de los grandes árboles como paridera y para la cría de los cachorros (Endres y Smith, 1993; Henner *et al.*, 2004). Los mapaches encuentran en el bosque refugio para pasar el invierno, aletargados debido a las bajas temperaturas y la escasez de alimento, y en primavera, cuando las hembras cuidan a los cachorros en los huecos de los grandes árboles. El 40% de los sitios de descanso y más del 90% de los cubiles para la cría de los cachorros son huecos de grandes árboles (Wilson y Nielsen, 2007; Smith y Endres, 2012).

En Europa, los mapaches viven en bosques caducifolios y humedales (Bartoszewicz *et al.*, 2008; Köhneemann, 2008), pero también en mosaicos de bosque, pasto y campo de cultivo (Frantz *et al.*, 2005). Incluso se establecen a las afueras de ciudades y en las inmediaciones de áreas residenciales (Bartoszewicz *et al.*, 2008). Se acercan a los campos de cultivo y las huertas por grano y frutos (Lutz, 1996). En Japón, los mapaches también viven en bosques (Okabe y Agetsuma, 2007), mosaicos de pastizal, arrozal y bosque (*satoyama*, paisaje cultural japonés; Rika y Keiji, 2009), humedales (Suzuki *et al.*, 2003) y en la periferia de las ciudades (Ikeda *et al.*, 2004).

En la región mediterránea, los mapaches habitan los bosques de galería, parajes casi siempre cerca de núcleos urbanos. Encuentran refugio en los grandes árboles de ribera y alimento en las orillas de los ríos. Los mapaches no sólo se establecen en las riberas de los ríos, también son corredores que facilitan la dispersión de los individuos jóvenes (García *et al.*, 2012).

En general, los requerimientos de hábitat del mapache son manchas de bosque maduro, donde encuentra refugio para el reposo diurno, durante el invierno y para la cría, y cuerpos de agua, las áreas de alimentación. La disponibilidad de agua es el principal factor limitante de la distribución y abundancia del mapache (Beasley *et al.*, 2007a). También aprovecha otras fuentes de alimentación como basureros y se refugia en edificios; se establece en las inmediaciones de núcleos de población, incluso de grandes ciudades, como comensal del hombre.

Abundancia

La densidad de población de los mapaches en el área de distribución natural es de 10-100 individuos/km² (Wilson, 2005). El tamaño de las poblaciones de mapache es fluctuante, depende del hábitat y también de la estación (Lotze y Anderson, 1979). La abundancia del mapache es mayor en los bordes de bosque que lindan con campos de cultivo y arroyos (Dijak y Thompson, 2000). En la pradera americana la densidad de población es baja debido a la dispersión de los recursos tróficos y es alta en humedales, áreas urbanas y suburbanas debido a la concentración y abundancia de alimento y a la disponibilidad de refugio (Tabla 2).

Se desconoce la densidad de las poblaciones de mapache ibéricas y baleares aunque los datos de captura y los indicios de presencia indican una alta densidad de individuos (Tabla 3). La población del interior peninsular se estima en más de 500 individuos.

Estado de conservación

Categoría global IUCN (2008): Preocupación menor LC (Cuarón *et al.*, 2008).

Especie común en el área de distribución natural, el centro y norte de América. En expansión a nivel mundial debido al comercio de la piel y como mascota, tanto en el área de distribución natural como en la invadida. Es objetivo de programas de control y erradicación de especies exóticas invasoras. En España, el mapache está catalogado como especie exótica invasora (BOE núm. 185, de 3 de agosto de 2013).

Amenazas

El mapache es una amenaza potencial a la diversidad biológica nativa (Kahuala, 1996) y también comporta riesgo sanitario para el hombre y los animales domésticos (Beltrán-Beck *et al.*, 2012). Se ha establecido en el interior y el norte de la península ibérica, en las cuencas de los ríos Jarama, Henares y Miño, y también en Mallorca, y se ha detectado individuos asilvestrados en otras regiones, incluso en las islas Canarias (García *et al.*, 2012; Pinya *et al.*, 2009; Fernández-Aguilar *et al.*, 2012; Layna *et al.*, 2013). La introducción se debe al comercio del mapache como animal de compañía exótico. Los dueños lo sueltan cuando es adulto, agresivo y molesto. Y aunque se ha prohibido la venta, algunos propietarios mantienen aún el animal en casa.

Depredación de especies amenazadas

El incremento de la presión de depredación sobre especies raras y amenazadas podría causar la extinción local de especies autóctonas. En las áreas urbanas y humedales, donde el mapache es abundante, la depredación de presas nativas debe de ser alta. Las aves que nidifican en el suelo o en huras, como las acuáticas y las marinas, son las más vulnerables; el mapache es un depredador de nidos (Hartman y Eastman, 1999). También devora las puestas de las tortugas marinas y dulceacuícolas (Davis y Whiting, 1977). Los anfibios, los cangrejos de río y otros invertebrados acuáticos son las principales especies presa.

En las islas del Pacífico, el mapache caza las aves marinas que anidan en huecos de acantilados o huras (huevos, pollos y adultos; Hartman y Eastman, 1999); el mérgulo antiguo (*Synthliboramphus antiquus*), la alcuela de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*), los paíños rabihorcado (*Oceanodroma furcata*) y boreal (*O. leucorhoa*), el alca unicórnea (*Cerorhinca monocerata*) y el frailecillo coletudo (*Fratercula cirrhata*). En las islas caribeñas, el mapache depreda iguanas, tortugas marinas, y a la cotorra de las Bahamas (*Amazona leucocephala bahamensis*), endémica de las islas Abaco e Inagua.

Tabla 2. Densidad de población y proporción de sexos de mapaches en hábitat urbano (ciudad), suburbano (área residencial) y rural (mosaico forestal-agrícola y humedales). Estimación por métodos de captura-recaptura y bolsas de caza. Las poblaciones de mapache en las áreas de distribución invadida se marcan en gris.

Hábitat	Densidad (individuos/km ²)	Sex ratio (M:H)	Referencia
Rural	250		Twichell y Dill, 1949
Urbano	125	1,4:1	Riley <i>et al.</i> , 1998
Urbano	111,1	-	Schinner y Cauley, 1974
Urbano	100	~1:1	Michler y Hohmann, 2005
Suburbano	66,7	0,9:1	Hoffman y Gottschang, 1977
Suburbano	55,6	-	Slate, 1980
Urbano	55,6	-	Rosatte <i>et al.</i> , 1990
Rural	55,6	-	Lehman, 1977
Rural	43,5	-	Hable <i>et al.</i> , 1992
Urbano	35,7	-	Jacobsen, 1982
Rural	27	-	Jacobsen, 1982
Rural	17,5	-	Urban, 1970
Rural	17,5	-	Hasbrouck, 1991
Rural	17,2	-	Sonenshine y Winslow, 1972
Rural	13,9	-	Moore and Kennedy, 1985a
Rural	12,8	-	Slate, 1980
Rural	12,7	-	Kennedy <i>et al.</i> , 1991
Rural	12	-	Parsons <i>et al.</i> , 2013
Rural	11,8	-	Johnson, 1970
Rural	11,8	-	Lehman, 1984
Rural	11,8	0,9:1	Perry <i>et al.</i> , 1989
Rural	10,5	-	Leberg y Kennedy, 1988
Rural	≤10	~1:1	Michler y Hohmann, 2005
Rural	8,5	-	Rosatte <i>et al.</i> , 2010
Rural	8,0	-	VanDruff, 1971
Rural	7,9	-	Hoff <i>et al.</i> , 1977
Suburbano	6,7	-	Hoffman, 1979
Rural	6,5	1:01	Arjo <i>et al.</i> , 2005
Rural	6,5	-	Nixon <i>et al.</i> , 1993
Rural	6,5		Asada y Shinoara, 2009
Rural	5,6	-	Lehman, 1980
Rural	5,4	-	Rosatte <i>et al.</i> , 2007
Rural	5	-	Köhnemann <i>et al.</i> , 2008
Rural	4,4	-	Bigler <i>et al.</i> , 1981
Rural	3,6	-	Nottingham <i>et al.</i> , 1982
Rural	2,5	-	Hohmann, 1998
Rural	1,7	-	Ratnaswamy <i>et al.</i> , 1997
Rural	1,4	-	Mech <i>et al.</i> , 1968
Rural	0,9	-	Orloff, 1980
Rural	0,7	-	Fritzell, 1978a
Rural	0,7	2,5:1	Larivière <i>et al.</i> , 2010
Rural	0,6	-	Kobayashi <i>et al.</i> , 2014

Tabla 3. Datos de las capturas de mapaches en la Península Ibérica y las islas Baleares. No se indica el esfuerzo de captura, no es posible inferir la tendencia de la población.

Provincia/año	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Total
Madrid	15	5	26	31	41	188	101	407
Guadalajara								-
Mallorca								-
Lugo							30	30
Sevilla						11		11

En Japón, la mayoría de presas vive o se reproduce en ambientes acuáticos (Asano *et al.*, 2003). El mapache depreda la almeja de agua dulce (*Corbicula leana*), el cangrejo de río japonés (*Cambaroides japonicus*), los cangrejos de mar (*Helice tridens* y *Holometopus haematocheir*), las salamandras de Hokkaido (*Hynobius retardatus*) y Tokyo (*Hynobius tokyoensis*) (Hayama *et al.*, 2006). También ataca a aves acuáticas (Ikeda *et al.*, 2004).

En Europa, aunque depreda sobre algunas especies amenazadas, todavía no se ha demostrado un impacto negativo en la fauna autóctona (Kahuala, 1996; Lutz 1996). Es probable que el crecimiento de las poblaciones de mapache afecte a las especies presa (Hayama *et al.*, 2006). En la península ibérica, las presas del mapache no son especies amenazadas. En las islas Baleares, el establecimiento del mapache es una amenaza para la biodiversidad local; para el sapillo balear o *ferreret* (*Alytes muletensis*), especie endémica que sólo habita en la Sierra Tramontana, y el sapo verde o *calàpet* (*Bufo balearicus*), ya amenazado por otros depredadores introducidos como la rana verde (*Pelophylax perezi*), la culebra viperina, (*Natrix maura*) y la comadreja (*Mustela nivalis*). En Lanzarote un sólo individuo cazó más de cien pardelas (*Calonectris diomedea*; García *et al.*, 2012).

Competencia con carnívoros nativos

En Japón, el mapache desplazaría a los competidores, los medianos carnívoros (el perro mapache, *Nyctereutes procyonoides*, y el zorro rojo, *Vulpes vulpes*), a un hábitat subóptimo por solapamiento de nicho ecológico (Ikeda *et al.*, 2004). Aunque el mapache usa los campos de cultivo y el perro mapache sólo el bosque, no hay evidencia de solapamiento de hábitat (Abe *et al.*, 2006; Okabe y Agetsuma, 2007). También ocupan el cubil de aves rapaces (Ikeda *et al.*, 2004), como el cárabo uralense (*Strix uralensis*) o el búho manchú (*Ketupa blakistoni*), una especie amenazada (Kobayashi *et al.*, 2013).

En España, el mapache podría desplazar a los medianos carnívoros ibéricos de hábito acuático, como la nutria paleártica (*Lutra lutra*), el visón europeo (*Mustela lutreola*) o el turón (*Mustela putorius*), por competencia por explotación de recursos (solapamiento de dieta) y por interferencia (expulsión del territorio, el mapache es agresivo). No hay evidencia de que el mapache desplace a especies nativas, aunque la competencia por recursos debe de ser intensa si la densidad de individuos es alta.

Transmisión de enfermedades

La introducción del mapache comporta riesgo sanitario para el hombre, los animales domésticos y la fauna salvaje (Beltrán-Beck *et al.*, 2012). Es reservorio del parásito *Baylisascaris procyonis* y de otros muchos agentes patógenos (Beltrán-Beck *et al.*, 2012). En Japón, la mayoría de individuos cautivos están infestados y se considera un problema de salud pública (Ikeda *et al.*, 2004). En 1991 se registra el primer caso de baylisascariasis en Alemania (Lutz, 1996). La transmisión de patógenos amenaza la fauna nativa, por enfermedad letal o grave para la especie autóctona; la de *B. procyonis* provoca la extinción local de la rata de la madera de Allegheny, *Neotoma magister* (Logiudice, 2003).

Impacto económico

El coste de las campañas de vacunación para prevenir el contagio y de los tratamientos de la rabia y otras enfermedades a población humana y animales domésticos y salvajes. Los daños a la agricultura y la acuicultura, en los cultivos de maíz (*Zea mays*) y en piscifactorías (Beasley *et al.*, 2008; Rivest *et al.*, 1981; Asano *et al.*, 2003); el mapache es considerado plaga agrícola

(DeVault *et al.*, 2007). Las molestias en áreas urbanas y zonas residenciales y los accidentes de tráfico; el atropello es la principal causa de mortalidad no natural del mapache en suburbios y áreas rurales (Prange *et al.*, 2003). El deterioro de infraestructuras, edificios y jardines en áreas urbanas (Rosatte, 2000). El mapache también es depredador de especies de caza como el guajolote gallipavo (*Meleagris gallopavo*) o el colín de Virginia (*Colinus virginianus*), que nidifican en el suelo (Chamberlain *et al.*, 2003).

Medidas de conservación

“Impedir que se introduzcan, controlar o erradicar las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies” (artículo 8, Convenio sobre Diversidad Biológica, Río de Janeiro 1993).

En España se aprueban medidas de control de especies exóticas invasoras: el Decreto 213/2009, para la prevención de la introducción y proliferación de especies exóticas invasoras, en cumplimiento del artículo 61.6 de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y Biodiversidad. Las comunidades autónomas establecen los planes de erradicación y control de la especie.

En Alemania no es considerada una especie problemática, siquiera en zonas residenciales (Lutz, 1996). La erradicación del mapache no es viable en Alemania (Lutz, 1996). En otros países, la introducción del mapache es reciente y sí se debería acometer. En Japón también se aprueba un plan de erradicación del mapache en un plazo de 10 años pero no se ejecuta por falta de presupuesto (Ikeda *et al.*, 2004). En algunas prefecturas también se controla la población de mapache (Ikeda *et al.*, 2004). Está incluido en la lista japonesa de las 100 especies invasoras más dañinas debido a la depredación de fauna autóctona (Murakami y Washitani, 2002)

Prevención

-*Promoción de campañas de educación y divulgación.* Concienciar sobre la tenencia responsable de especies exóticas como animales de compañía e informar de la pérdida de biodiversidad, el riesgo sanitario y el coste económico de las invasiones biológicas.

-*Control de la vías de entrada.* Prohibición de la importación y el comercio del mapache como animal de compañía exótico. Registro de los propietarios, que deben declarar la tenencia del animal y adoptar medidas preventivas, e imposición de una sanción por la suelta o el escape de la mascota (En Hokkaido, se dicta una ordenanza municipal que obliga a los criadores a notificar la tenencia de mapaches y resulta una medida eficaz para evitar las sueltas; Ikeda *et al.*, 2004).

Control y erradicación

-*Diseño de planes de contingencia.* Localización de los individuos y e intensificación del esfuerzo de captura antes del establecimiento de la especie, cuando aun no se reproduce en estado salvaje y todavía no es abundante. La erradicación sólo es posible en islas pequeñas y en los primeros estadios de invasión.

-*Definición de un protocolo de seguimiento y vigilancia de las poblaciones de mapache.* Creación de un banco de datos y recopilación de información sobre el estatus de la especie y una red de detección temprana, integrada por agentes medioambientales, técnicos de parques naturales, naturalistas y cazadores para el seguimiento de las poblaciones de mapache y la planificación de actuaciones de control. Muchas veces, la detección del mapache es por caza accidental o atropello (Gehrt *et al.*, 2002; Gehrt, 2003). El Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras, establece la creación de una red de alerta para la detección y el seguimiento de especies alóctonas con potencial invasor. El objetivo del programa de seguimiento de la especie sería detectar pronto a individuos asilvestrados, definir el área de distribución invadida y estimar la abundancia y la tendencia de las poblaciones. La determinación de otros parámetros demográficos como la tasa de crecimiento de población y la fecundidad, mortalidad y longevidad requiere captura y marcaje de individuos.

-*Identificación de impactos ecológicos.* Estudiar la dieta para valorar el efecto del mapache sobre la fauna nativa por depredación, y la selección y preferencia de hábitat para determinar el solapamiento de nicho ecológico con carnívoros autóctonos.

-**Control sanitario.** Determinar la prevalencia de agentes patógenos en las poblaciones de mapaches, incluso en los que aún se mantienen como animal de compañía. Valorar el riesgo de propagación de enfermedades y establecer medidas de prevención. Preparación de un plan de contingencia para casos de emergencia.

-**Elaboración de un plan de gestión de la especie.** Una estrategia mixta, de contención, control y erradicación, y a distinta escala: contener la expansión del mapache en los bordes de distribución y controlar la densidad de individuos en la población fuente, e identificar espacios naturales de especial interés o vulnerables (humedales) en riesgo para evitar la incursión del mapache y, en tal caso, implementar un plan de erradicación a escala local. Evaluación periódica de la estrategia de gestión de las poblaciones de mapache para redefinir objetivos y planear actuaciones.

-**Coordinación de las administraciones** (Ministerio, Comunidad Autónoma, Ayuntamiento, Confederación Hidrográfica); definición de objetivos comunes. La expansión del mapache por la red fluvial es un problema a escala regional.

-**Colaboración entre las administraciones y los centros de investigación.** La complementación entre gestores y técnicos de fauna salvaje e investigadores es imprescindible para entender el proceso de invasión del mapache, cuantificar el impacto ecológico y valorar el riesgo sanitario y así mejorar el plan de gestión de la especie.

Métodos y técnicas

Trampeo. Captura selectiva con jaulas-trampa. Requiere personal especializado y un esfuerzo intenso y continuo. La eficacia de captura depende de la edad y el sexo (más capturas de jóvenes y hembras), y también de la época del año: más eficaz durante la primavera (un periodo crítico debido a la baja condición física de los individuos tras el invierno; Mech *et al.*, 1968) y el verano, cuando los mapaches se agregan cerca de cuerpos de agua, las hembras para hacer acopio de alimento y los machos para emparejarse. El agua es el factor limitante que determina la distribución y el éxito reproductor del mapache (Beasley *et al.*, 2007); localizar las áreas de alimentación de las hembras en verano, siempre junto a cuerpos de agua, e intensificar allí la captura. Los animales capturados ingresan en un centro de recuperación de fauna o parque zoológico. Algunos individuos se mantiene en cautividad para actividades de educación ambiental, el resto se sacrifican y los cadáveres se incineran. El trampeo supone un alto coste económico sin apenas garantías de éxito (ninguna población de mapache ya establecida se ha erradicado en Europa). La alta tasa de reclutamiento de las poblaciones de mapache hace que, aunque el esfuerzo de captura sea intenso, tan solo ralentice el crecimiento de la población (Prange *et al.*, 2003). Incluso el mapache recoloniza hábitat de calidad después de una erradicación local (Prange *et al.*, 2003)

Caza. El mapache es especie cinegética en Alemania, Polonia y en la región del Cáucaso pero no es una medida de control efectiva y no ha sido suficiente para contener la expansión del mapache (Lutz, 1995; Bartosiewicz *et al.*, 2008). En otoño, cuando es más activo. Además, el interés de la caza del mapache para el comercio de la piel depende del precio en el mercado (Sanderson, 1987; Gehrt *et al.*, 2002). La eliminación por disparo o trampeo y sacrificio se ha aplicado a escala local para proteger los nidos de tortugas y aves marinas (Engeman *et al.*, 2003; Parsons *et al.*, 2013) y para reducir el coste del daño agrícola (Kotani *et al.*, 2009).

Vallado de exclusión. La exclusión de los mapaches por vallado de fincas (Boggess, 1994; Smith, 2013) no es una medida eficaz para grandes extensiones de cultivos de bajo valor productivo como el maíz y la soja (Conover, 2002).

Manejo del hábitat. Eliminación de fuentes de alimentación, incluso de los sitios de descanso y cría, en entornos urbanos, como vertederos y desperdicios, para evitar el crecimiento de la población de mapaches (Prange *et al.*, 2003; Parsons, *et al.*, 2013). Incluso la inhabilitación de cubiles de cría (Beasley *et al.* 2007b).

Distribución geográfica

El mapache habitaba los bosques caducifolios del centro y norte de América, entre la costa este de Norteamérica y las Montañas Rocosas. Durante el siglo XIX se expande y ocupa otros hábitats debido a la liberación de individuos para la caza y para controlar, por competencia, a otros depredadores (zorro rojo, *Vulpes vulpes*; coyote, *Canis latrans*; lince, *Lynx rufus*; búhos), a la instalación de granjas peleteras, y también por los cambios en el uso del suelo (agricultura, urbanización) e incluso a causa del cambio climático (Larivière, 2004). La caída del precio de la piel en el mercado pudo favorecer el crecimiento de la población y la expansión del mapache por el continente americano (Gehrt *et al.*, 2002).

El éxito de la introducción del mapache en 2 regiones biogeográficas —Paleártica y Neotropical— y en 3 continentes —América, Asia y Europa— (Figura 3) indica la adaptabilidad y el potencial invasor de la especie.



Figura 3. Rango geográfico del mapache común; área de distribución natural (en gris) e invadida (en rojo). Elaboración propia.

Islas del Pacífico

A mediados de los años 1940, el mapache es introducido en el archipiélago Queen Charlotte Islands, en la Columbia Británica, costa oeste de Canadá (Figura 1). Se liberan 5 individuos en la isla Graham, con el apoyo de la Comisión Provincial de Caza, para el comercio de piel. En 1980 ya ocupa toda la isla, y coloniza (o se introduce) la de Moresby y al menos 13 islas menores (Hartman y Eastman, 1999). La erradicación del mapache en las islas principales, Graham y Moresby (población fuente), se considera inviable. El objetivo es contener la población, impedir que el mapache acceda a los islotes (a nado cubre largas distancias), donde nidifican las aves marinas (Hartman y Eastman, 1999).

En los años 1930, también se introduce en las islas Baranof, Prince of Wales y Long Island, del archipiélago Alexander, y otros lugares de Alaska (Figura 1). La población establecida es pequeña y no se considera una amenaza para los ecosistemas costeros.

El mapache también se ha introducido en el archipiélago Islas Marías, en las islas de María Madre y María Magdalena, México (Figura 1). Es el mapache de las Tres Marías, otrora considerado especie endémica (*P. insularis*) y en peligro de extinción (Helgen y Wilson, 2005).

Islas del Caribe

Introducido en Bahamas y las Antillas Menores (Figura 1); son los antes llamados mapaches de Bahamas (*Procyon maynardi*), Guadalupe (*P. minor*) y Barbados (*P. gloveralleni*; población local ya extinta). Las descripciones se basaron en un sólo espécimen (el holotipo) y, además, inmaduro; son casos de introducción de la especie continental *P. lotor* (Helgen *et al.*, 2008).

La introducción del mapache en Barbados (Figura 1) ocurre entre 1650 y 1680 (Helgen y Wilson, 2002); a la sazón escala en la ruta comercial entre las colonias británicas de Norteamérica (importación del azúcar producido en la isla) y los puertos de África Occidental (trata de esclavos, para trabajar en las plantaciones). Se extingue por deforestación y caza. El último registro es de un macho atropellado en 1972.

A principios del siglo XVIII es introducido en Nueva Providencia, Bahamas (Figura 1), y es posible que también en Jamaica (Helgen y Wilson, 2002). En 1932-1933 se liberan dos individuos en la isla Gran Bahama, que proceden de Florida. Desde hace unos años también está presente en la isla de Abaco.

Antes de 1886 se establece la población de Guadalupe (Figura 1; Helgen y Wilson, 2002). También presente en María-Galante, La Deseada, Martinica (al menos desde 1954) y San Martín (1985). Aunque está aún por confirmar, es posible que también se haya introducido el mapache cangrejero.

Después de modificar el estatus de conservación del mapache en las islas caribeñas, de especie endémica a exótica e invasora (Helgen y Wilson, 2003), se identificaron las amenazas

y se definieron nuevas estrategias de gestión de la especie. En Bahamas se recomienda la erradicación; en Nueva Providencia y Gran Bahama, el control (BEST Commission, 2003). Sin embargo, en Guadalupe el mapache es muy popular y es el emblema del Parque Nacional (Helgen y Wilson, 2003).

Europa

Los primeros mapaches son liberados de un parque zoológico de Hamburgo en 1927 y en 1934 se sueltan 4 individuos más. Durante la Segunda Guerra Mundial, debido a la escasez de alimento, se liberan más individuos y otros escapan de las granjas peleteras de los alrededores de Berlín (Lutz, 1996). El resultado es la fundación de la primera población salvaje de mapaches en Europa.

Hasta 1960 es periodo de latencia, el mapache se adapta a las condiciones ambientales europeas. Entre 1960 y 1975, la población crece en el área de introducción y se expande, también se introduce, a otras regiones del centro y norte del continente (Lutz, 1996); Francia (1934), Holanda (1960), Austria (1974), Suiza (1975-76), Luxemburgo (1979), Hungría (1982), Bélgica (1986), Dinamarca y Polonia (1945). La introducción del mapache en Italia (2004; Canova y Rossi, 2008) y España (2001; García *et al.*, 2012) es reciente y se debe al comercio de especies exóticas como animales de compañía.

También se introduce en la antigua URSS (1936) con el propósito de “mejora y reconstrucción de la Naturaleza”, y también para la cría en granjas peleteras y como especie cinegética. Primero se liberan 22 individuos de parques zoológicos (Aliev y Sanderson, 1966). Entre 1936 y 1958 se liberan 1243 individuos; los primeros son criados en cautividad, luego se capturan y se traslocan individuos asilvestrados (Aliev y Sanderson, 1966). El mapache se ha establecido en la región del Cáucaso (Georgia, Armenia y Azerbaiyán) y el sur de Bielorrusia.

Japón

El mapache está naturalizado en 42 de las 47 prefecturas de Japón (Figura 1; Ikeda *et al.*, 2004) debido a la importación de animales para la cría en cautividad y al comercio de mascotas. Los individuos escapados o liberados se establecen en áreas rurales y urbanas y fundan poblaciones salvajes.

La primera población de mapache establecida en Japón es la de Inuyama, Aichi, en 1962. También se establece en la prefectura de Gifu debido al escape de individuos de un parque zoológico. En 1982, un criador abandona 40 más en Kani aunque la mayoría son capturados.

En 1979, se introduce en Einawa, Hokkaido. Diez mapaches escapan de un centro de cría en cautividad y se establecen en áreas rurales. Nuevos escapes y abandonos refuerzan la población, que se expande por la isla. En los campos de cultivo encuentran alimento (grano, frutos, etc.) y refugio (los fardos de paja). Además, acuden a piscifactorías a cazar.

En 1988, un grupo de mapaches escapa y se establece en áreas urbanas, en Kamakura, Kanagawa. Los mapaches se alimentan de desperdicios, pero también cazan peces en las charcas y las fuentes de los jardines, y se refugian en los conductos de ventilación de las viviendas. En Julio de 1990 se confirma la reproducción en estado salvaje.

Península Ibérica

El mapache se ha establecido en la península ibérica y en la isla de Mallorca, y son frecuentes las observaciones de individuos asilvestrados (Figura 4).

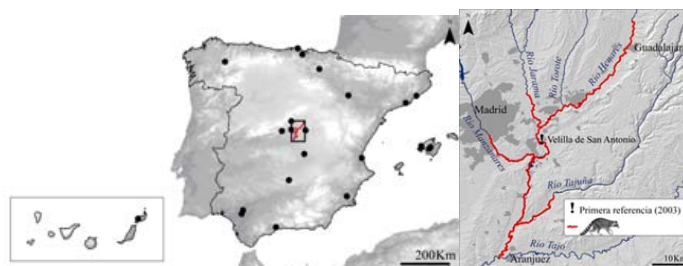


Figura 4. Izquierda: Observaciones de mapaches en la península ibérica, las islas Baleares y Canarias. Derecha: Distribución de la población de mapaches del interior peninsular (Salgado, 2012).

Mallorca

El primer registro de mapache en España es de 2001, en Algaida (Mallorca), un cazador lo encuentra en el campo y lo abate. En 2006 se encuentran pelos y huellas de dos individuos en Puigpunyent y se fotografía otro en Lloret de Vistalegre. En verano de 2009, técnicos de la Consejería de Medio Ambiente fotografían uno en la finca pública Planícia cuando trabajaban en el seguimiento de mamíferos del Paraje Natural de la Sierra Tramontana con dispositivos de fototrampeo. La consejería solicita la colaboración ciudadana (Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears, 2009) para la localizar individuos asilvestrados. En Mallorca también se ha establecido el coati (*Nasua nasua*). Está incluido como especie cazable en la orden de vedas de caza, se han organizado batidas, incluso un programa de adiestramiento de perros de caza porque, aunque gregario y diurno, el coati es esquivo.

Madrid y Guadalajara

Los primeros indicios de la presencia de mapache en el interior de la península ibérica se encuentran en la confluencia de los ríos Jarama y Manzanares, el Soto de las Juntas, y en las lagunas de Velilla de San Antonio (Parque Regional del Sureste, Madrid). En el verano de 2007 se capturan 15 individuos, 7 son jóvenes del año (García *et al.*, 2007). Se constata la reproducción del mapache en estado salvaje. La introducción es debida tanto a escapes como sueltas, particulares que liberan al animal cuando es adulto, agresivo y molesto. La población de mapache se establece desde, al menos, 2004 (García *et al.*, 2007). Desde entonces se han capturado más de 400 individuos, en las riberas de los ríos Jarama y Henares (Tabla 4). También se encuentran individuos en otros municipios de la Comunidad de Madrid (Manzanares el Real, Chapinería, Aldea del Fresno, Casa de Campo de Madrid; García, *et al.*, 2009; Figura 4) debido a la suelta de mascotas. Muchos individuos liberados o escapados son atropellados. La orden 1613/2013, de 25 de junio, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se fijan las limitaciones y épocas hábiles de caza que regirán durante la temporada 2013-2014, incluye un artículo sobre medidas de lucha contra las especies exóticas invasoras y se permite la captura y muerte de cualquier ejemplar de mapache durante la práctica de cualquier actividad cinegética autorizada, incluidas las contempladas durante el período hábil de caza (BOCM, núm. 166, de 15 de julio de 2013).

Tabla 4. Poblaciones de mapaches en la Península Ibérica e islas Baleares; año de detección, vía de introducción, fase de invasión (definido por distribución y abundancia) y estrategia de gestión de la especie.

Población	Detección	Introducción	Estatus	Estrategia
Mallorca	2001	Comercio de mascotas	Establecimiento	Erradicación/control
Madrid-Guadalajara	2003	Comercio de mascotas	Establecimiento/Invasión	Erradicación/control
Sevilla	2011	Núcleo zoológico	Erradicación	Erradicación
Lugo	2012	Núcleo zoológico	Establecimiento	Erradicación
Alicante	2013	Comercio de mascotas	Establecimiento	Erradicación

Comunidad Valenciana

En Valencia, desde el año 2000, varios individuos ingresan en centros de recuperación de fauna debido a escapes y sueltas de mascotas en los alrededores de zonas residenciales. La mayoría en Valencia y Alicante, sólo una cita en Castellón, en 2008. Casos de ataques y mordeduras a vecinos de Torrent y Llíria, en Valencia. No se ha constatado reproducción en Valencia, todavía no se ha establecido, pero sí en Alicante; en 2013, un cazador encuentra un mapache atrapado en un lazo y lo sacrifica, avisa a los técnicos de un centro de recuperación de fauna, que detectan por fototrampeo una población de mapaches en el embalse de Guadalest y capturan algunos individuos. El Decreto 213/2009, de 20 de noviembre, del Consell, establece las medidas para el control de especies exóticas invasoras en la Comunidad Valenciana, en cumplimiento del artículo 61.6 de la Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y Biodiversidad. Se prohíbe la liberación y el comercio, tráfico o cesión de las especies incluidas

en el Anexo 1 (caso del mapache), y se obliga a los propietarios a declarar la tenencia y a tomar medidas de prevención para evitar la fuga. Se promueve la creación de un banco de datos y una red de detección temprana integrada por agentes medioambientales, técnicos de parques naturales y particulares para el seguimiento de las poblaciones de especies exóticas y la planificación de actuaciones de control. También se promueven campañas de divulgación sobre la tenencia responsable de especies exóticas.

Andalucía

En septiembre de 2011 se detecta el mapache en el Parque Nacional de Doñana; un dispositivo de fototrampeo captura la imagen de un individuo en las Marismillas (Fernández-Aguilar *et al.*, 2012). También se encuentran huellas en los límites del espacio natural, en el arroyo Algarve. La Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente recurre entonces a rastreadores profesionales para prospectar el entorno de Doñana, detectan a un grupo de mapaches en el arroyo Majaberraque, en Bollullos de la Mitación (Sevilla) y los técnicos capturan 11 individuos con jaulas-trampa cebadas, 8 jóvenes y 3 adultos, dos hembras y un macho. Se encuentran otros 5 individuos en una finca privada. Se sospecha que el propietario mantenía los animales en cautividad y los liberó o se escaparon; se abre un expediente para averiguar lo ocurrido. Esta población se considera erradicada y desde entonces no se ha localizado otros individuos en Doñana.

Galicia

Un ejemplar fue atropellado en 2010 en la A-6 a su paso por Furco (Becerreá, Lugo) (De Castro y Pérez-Vázquez, 2011). A finales del 2012, se detecta una población de mapache en la cuenca del río Miño, en Lugo (Galicia). Varios individuos atropellados alertan a los técnicos de medioambiente, que por rastreo y fototrampeo constatan el establecimiento del mapache. El foco es el núcleo zoológico de Marcelle, los mapaches escaparon tras una fuerte tormenta, aunque no se descarta la suelta de mascotas. La Consejería de Medio Ambiente emprende un programa de erradicación y los técnicos capturan más de 30 individuos en los alrededores de Lugo y encuentran otros 5 atropellados. Aunque se estima que ahora la densidad de individuos es baja, no se ha erradicado aun la población de mapaches. Se continúa la campaña de trampeo para definir la distribución de la especie mediante la búsqueda de rastros y la instalación de cámaras fotográficas de disparo automático para luego acometer la captura de los mapaches. La Dirección General de Conservación de la Naturaleza solicita la colaboración ciudadana para localizar individuos asilvestrados, e insta a los propietarios de mapaches a que no los liberen.

Cantabria, Cataluña, Canarias

En 2006, se fotografía un individuo en el monte Buciero, Santoña (Cantabria); se intenta la captura, sin éxito. Otro se encuentra atropellado en la autovía Bilbao-Santander, en Laredo. También se detectan indicios de presencia en El Sorbal, junto a la cárcel de El Dueso, al pie del monte Buciero y junto a las marismas de Santoña. Alto riesgo de establecimiento si se introducen más individuos y amenaza para invertebrados, anfibios, aves marinas y otras acuáticas. También se introduce en Barcelona, en parajes de la periferia de la ciudad y el área metropolitana. En Canarias, un individuo capturado, cazaba pardela cenicienta, *Calonectris diomedea*, y dio muerte a más de cien (García *et al.*, 2012).

Se desconoce el área de distribución de la especie, la detección de las poblaciones de mapache es casi siempre fortuita y son frecuentes las citas de individuos atropellados. En general, las poblaciones de mapache se fundan a las afueras de núcleos urbanos, cerca de ríos; los lugares de liberación de las mascotas. El bosque de ribera es un ambiente benigno, abunda el alimento (cangrejos, peces, frutos, huevos de aves y galápagos) y los mapaches encuentran refugio entre las marañas de vegetación, en las madrigueras subterráneas que excavan otros animales y las oquedades de grandes árboles; la alta densidad de población local se debe a la capacidad de carga del hábitat ripario.

La expansión del mapache se debe a los múltiples eventos de introducción y la fundación de nuevas poblaciones, y a la colonización de nuevos territorios y conexión de poblaciones, cuando la densidad de población es alta y los jóvenes se dispersan por la red fluvial para establecer territorio, o por movimientos de exploración de individuos adultos.

Ecología trófica

El mapache es omnívoro y oportunista, la disponibilidad de recursos tróficos determina la composición de la dieta (Rulison *et al.*, 2012; Bartoszewicz *et al.*, 2008), aunque es selectivo si abunda el alimento (Lotze y Anderson, 1979). La variación estacional y local de la dieta es resultado de la adaptación del mapache a distintos ambientes. La habilidad para explotar nuevos recursos tróficos explicaría en parte la expansión del mapache (Rulison *et al.*, 2012).

El mapache es un cazador versátil; ágil en carrera, hábil trepador y buen nadador. El nicho trófico es amplio y la dieta diversa, los mapaches comen caracoles, cangrejos y otros artrópodos, peces, anfibios, huevos de galápagos y tortugas marinas, aves acuáticas, y musarañas, roedores, conejos y liebres, también consumen frutos silvestres o cultivados y grano, y aprovechan las carroñas (Tabla 5; DeVault *et al.*, 2011) e incluso los desperdicios en áreas urbanas (Bozek *et al.*, 2007; Prange, *et al.*, 2004).

Tabla 5. Dieta del mapache común de distintas poblaciones nativas americanas e invasoras europeas. La dieta se determina por el contenido estomacal e intestinal (EsIn) o por análisis de excrementos (Ex). Las categorías de presa son: M, mamíferos; Av, aves R, reptiles An, anfibios P, peces I, invertebrados V, material vegetal, frutos y grano. La composición de la dieta (en porcentaje) se expresa como: FRA, frecuencia relativa de aparición (total de cada tipo de presa/total de presas); FA, frecuencia de aparición (excrementos que contienen cada tipo de presa/total de excrementos); B, biomasa. Si el periodo de estudio es de varios años se calcula el promedio. Se calcula la diversidad de dieta (índice de diversidad de Shannon; H') y la amplitud de nicho trófico (B). Las poblaciones de mapache en las áreas de distribución invadida se marcan en gris. Referencias: a) Azevedo *et al.*, 2005; b) Rulison *et al.*, 2012; c) Schoonover y Marshall, 1951; d) Tyler *et al.*, 2000; e) Tabatabai y Kennedy, 1988; f) Guerrero *et al.*, 2000; g) Carrillo *et al.*, 2001; h) Lutz, 1980; i) Bartoszewicz *et al.*, 2008; j) García *et al.*, 2012; k) Heptner *et al.*, 1967; l) Matsuo y Ochiai, 2009.

Hábitat	Periodo	n	Muestra	Medida	M	Av	R	An	P	I	V	H'	B	Referencia
Pradera	Primavera	114	EsIn	FRA	11	38	0	3	0	20	23	1,38	3,6	a
				FA	23	76	0	7	0	41	46	-	-	
Humedal	Anual	161	Ex	B	6	6	1	0	7	54	24	1,25	2,7	b
				FA	13	9	5	0	12	79	55	-	-	
Humedal	Verano	135	Ex	B	3	1	0	0	2	43	45	0,95	2,3	c
				FRA	6	2	0	2	4	47	31	1,17	2,6	
Pradera	Invierno	152	EsIn	B	10	1	0	0	8	0	78	0,67	1,5	d
				FA	19	4	0	1	16	3	69	-	-	
Humedal	Anual	207	EsIn	B	3	3	0	2	0	4	88	0,53	1,3	e
				FRA	6	5	0	1	1	35	52	1,12	2,5	
Costa	Anual	260	Ex	FRA	3	7	2	2	4	38	41	1,31	2,9	f
				FA	5	11	3	3	7	74	70	-	-	
Bosque	Anual	134	Ex	FA	0	0	0	0	0	75	32	-	-	g
Bosque	Anual	150	EsIn	FRA	10	12	0	1	2	33	38	1,34	3,3	h
				FA	24	29	0	4	5	78	92	-	-	
				FRA	9	5	0	1	5	36	41	1,3	3	
Humedal	Anual	150	Ex	B	44	16	0	13	13	12	2	1,52	3,7	i
				FRA	25	14	0	4	11	42	4	1,49	3,7	
Ripisilva	Anual	10	EsIn	FA	0	50	0	0	0	60	0	-	-	j
				FA	15	20	0	0	0	0	100	-	-	
Bosque	Anual	612	Ex	FA	6	12	13	53	2	82	64	-	-	k
Satoyama	Primavera	35	EsIn	FA	0	3	3	29	0	60	51	-	-	l
	Verano	61		FA	0	5	0	13	2	82	54	-	-	

En el interior de la península ibérica, el mapache se alimenta de cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), aves acuáticas (ánade friso, *Anas strepera*; ánade real, *Anas platyrhynchos*; gallineta común *Gallinula chloropus*), ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), conejo (*Oryctolagus cuniculus*), frutos (uvas, *Vitis vinifera*; higos, *Ficus carica*; y zarzamoras, *Rubus ulmifolius*) y grano (García *et al.*, 2012). También depreda los huevos de galápago leproso, *Mauremys leprosa* (Álvarez, 2008). La base de la dieta del mapache son los cangrejos, las aves acuáticas y los frutos, abundantes en el hábitat de ribera.

Biología de la reproducción

El sistema de emparejamiento de los mapaches es de tipo poligínico-promiscuo; los machos dominantes se aparean con la mayoría de las hembras, que se suelen emparejar con un solo macho (Gehrt y Fitzell, 1999a). Las luchas entre machos son frecuentes durante la estación de reproducción (Gehrt y Fitzell, 1999a). La competencia entre machos (los atributos de los machos, como el peso corporal o el tamaño de los caninos, son para el combate) y no tanto la elección de la hembra (porque la filopatria y la agregación de las hembras en las áreas de alimentación limita las oportunidades de emparejamiento) es el mecanismo de selección sexual. Cuando el estro es sincrónico, los machos subordinados, y también individuos solitarios que se internan en el territorio, acceden a hembras en celo (Gehrt y Fitzell, 1999a). Los grupos de machos son efímeros porque el dominante acapara las hembras. Los subordinados abandonan el grupo para establecerse en un territorio adyacente en solitario o con otros machos de menor rango. Algunos subordinados permanecen a la espera para reemplazar al dominante o adoptan otras estrategias de emparejamiento como encontrar antes a una hembra receptiva o aprovechar la sincronía del celo para aparearse con otra hembra (Gehrt y Fitzell, 1999a). Las hembras se aparean con varios machos para asegurar la fecundación o incluso evitar el infanticidio, también es un mecanismo de selección sexual por competencia espermática (Gehrt y Fitzell, 1999a).

A finales del invierno o al principio de la primavera, entre febrero y marzo, los machos visitan a las hembras del territorio. Las hembras son receptivas sólo durante unos 3 días (Gehrt y Fitzell, 1999a). La ovulación de las hembras no es espontánea, es inducida por la estimulación del macho durante la cópula (Llewellyn y Enders, 1954). La gestación dura unos 60 días, los partos son entre abril y mayo y el tamaño de la camada es de 1 a 7 crías, entre 2 y 5 de media (Lotze y Anderson, 1979; Ritke, 1990b). Son frecuentes las camadas tardías cuando el estro se retrasa por un invierno largo y severo, si la hembra es primeriza o pierde la camada y, entonces, vuelve a entrar en celo (Gehrt y Fitzell, 1996).

Las hembras crían a los cachorros en solitario, el éxito reproductor depende su habilidad para explotar las áreas de alimentación, cerca de cuerpos de agua (Gehrt y Fitzell, 1998). El crecimiento de los cachorros es rápido y antes del segundo año el tamaño es ya de adulto (Gehrt y Fitzell, 1999b). Antes de la siguiente estación reproductora, los machos jóvenes se dispersan para establecerse en un territorio; las hembras suelen permanecer en el área natal (filopatria; Gehrt y Fitzell, 1998).

Estructura y dinámica de poblaciones

La proporción de sexos es 1:1 al nacer (Lotze y Anderson, 1979). La mortalidad juvenil de los machos es mayor. Durante la fase de dispersión, los machos jóvenes abandonan el territorio natal y vagan hasta encontrar territorio. Muchos mueren por atropello o inanición. La supervivencia de las hembras jóvenes, que permanecen en el territorio familiar, es alta (Gehrt y Fitzell, 1998). El sesgo de la razón de sexos se debería a la diferente mortalidad juvenil entre sexos.

Los mapaches en cautividad viven unos 16 años y en estado salvaje hasta los 12 aunque la mayoría muere antes de los 5 años (Lotze y Anderson, 1979). El tiempo de reemplazamiento de una población de mapaches se estima en unos 10 años (Johnson, 1970; Sanderson, 1951).

El tamaño de camada es indicador de la tendencia de la población; es menor al límite de la capacidad de carga del hábitat (Clutton-Brock *et al.*, 1985).

La mortalidad natural es baja (Clark y Fritzell, 1992). Las principales causas de mortalidad son la escasez de alimento, las enfermedades, los atropellos (Gehrt *et al.*, 2002) y la caza (Lotze y Anderson, 1979). La mortalidad de jóvenes es baja en verano y otoño pero alta en invierno, por inanición y parásitos (Mech *et al.*, 1968). En las áreas de introducción, muchos de los individuos recién liberados o escapados mueren por atropello. El atropello no es raro, es el principal factor de mortalidad en áreas rurales y suburbios de Norteamérica (Prange *et al.*, 2003).

Las enfermedades como el moquillo o la rabia regulan las poblaciones de mapache (Schubert *et al.*, 1998). El contacto entre individuos durante la época de reproducción incrementa la incidencia del moquillo (Roscoe 1993, Chamberlain *et al.*, 1999) e impacta en la población (Riley *et al.*, 1998) cíclico (Hoff *et al.*, 1974, Roscoe 1993)

En la península ibérica, los datos de captura muestran una estructura de edades en pirámide (alta proporción de individuos jóvenes), típica de una población en crecimiento (García *et al.*, 2012); un sesgo en la estructura de edades hacia población adulta indicaría saturación de hábitat. Se desconoce la expectativa de vida de los mapaches en la península ibérica y las islas Baleares. No se han estimado los parámetros demográficos básicos, tasas de natalidad y mortalidad, supervivencia y reclutamiento, y dispersión juvenil.

Interacciones con otras especies

El éxito de la invasión del mapache se debe en parte a la ausencia de enemigos naturales en el área de distribución invadida; los patógenos y depredadores del ecosistema receptor serían agentes de control de la especie exótica (hipótesis de la ausencia de enemigos; Colautti *et al.*, 2004).

Depredadores

En América, el mapache es presa de lobos (*Canis lupus*), coyotes (*Canis latrans*), pumas (*Puma concolor*) y lince (*Felis rufus*), superdepredadores que controlan las poblaciones de carnívoros generalistas (Crooks, 1999; Gehrt y Prange, 2007). También es presa ocasional del aligátor americano, *Alligator mississippiensis* (Giles y Childs, 1949). Aunque la depredación no es una de las principales causas de mortalidad del mapache (Gehrt, 2003).

Parásitos y patógenos

El mapache es un hospedador natural del nemátodo *Baylisascaris procyonis*, una lombriz intestinal. La infestación en humanos es rara (Murray, 2002), por ingestión accidental de huevos (transmisión oral), excretados con las heces (dispersión fecal). La larva migra al tejido nervioso, los ojos y otros órganos y causa encefalopatías y ceguera, incluso puede resultar letal (Murray, 2002). El grupo de riesgo son los niños, cuando conviven con las mascotas. No existe tratamiento, se recomienda incinerar los excrementos (Murray, 2002). La alteración de la disponibilidad y la distribución de los recursos, en las áreas urbanas y rurales, aumenta la prevalencia por contacto entre individuos, agregados (Gompper y Wright, 2005). La baylisascariasis está considerada zoonosis emergente (Sorvillo *et al.*, 2002). La prevalencia es alta en poblaciones de mapache americanas (68–82%; Page *et al.*, 2005) y también en algunas europeas (71%, Gey, 1998; 39%, Winter, 2005), sin embargo, no se ha detectado el parásito en Japón (Matoba *et al.*, 2006). Otros helmintos que parasitan al mapache y también son patógenos para el hombre son *Strongyloides procyonis* y *Trichinella* sp.

Otras enfermedades parasitarias de los mapaches son causadas por los protozoos: *Toxoplasma gondii*, *Sarcocystis neurona*, *Sarcocystis kirkpatricki*, *Eimeria procyonis*, *E. nuttalli*, *Babesia*, *Neospora caninum*, *Cryptosporidium* sp. y *Trypanosoma cruzi*.

Además, los mapaches soportan la carga de ectoparásitos hematófagos (piojos: *Trichodectes octomaculatus*; pulgas: *Orchopeas howardi*; y garrapatas: *Dermacentor variabilis*, *Amblyomma americanum*, *Ixodes texanus*, *I. cookie*, y *I. scapularis*) y sufren los ácaros de la sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*), demodécica (*Demodex* sp.) y notoédrica (*Notoedres cati*).

Padecen también enfermedades infectocontagiosas de tipo viral (la rabia, *Lyssavirus*; el moquillo, *Morbillivirus*; los parvovirus felino y canino, *Parvovirus*; y la enfermedad de Aujeszky o pseudorabia, *Herpesvirus*) y bacteriano (leptospirosis, *Leptospira interrogans*; tularemia, *Francisella tularensis*; tuberculosis *Mycobacterium bovis*; y paratuberculosis, *Mycobacterium avium paratuberculosis*).

Las epizootías, sobre todo por rabia y moquillo, son frecuentes, pero el impacto en las poblaciones de mapache no es determinante, apenas afectan a la densidad de población (Rosatte, 2000; Schubert *et al.*, 1998).

En la revisión de Beltrán-Beck *et al.* (2012) se identifican y describen las enfermedades víricas, bacterianas y parasitarias de los mapaches y se alerta del riesgo sanitario para el hombre, los animales domésticos y la fauna salvaje; la transmisión de agentes patógenos es una amenaza a la salud pública y a la biodiversidad, además del gasto económico en la prevención de enfermedades y el tratamiento médico y veterinario.

Actividad

Es un animal nocturno y crepuscular (Urban, 1970), por el día descansa en refugios repartidos por el territorio. La principal actividad durante la noche es la búsqueda de alimento y el desplazamiento entre las áreas de alimentación (Greenwood, 1982). La actividad del mapache se centra en torno a cuerpos de agua (Gehrt y Fitzell, 1998).

En verano y otoño es muy activo, engorda para pasar el invierno (Mech *et al.*, 1968; Hoffman, 1979). Cuando baja la temperatura y el alimento escasea permanece aletargado en la guarida, aunque sale a alimentarse los días más cálidos. Entra en hibernación sólo si el frío es extremo. La pérdida de peso en invierno es de hasta el 50% (Mech *et al.*, 1968).

Dominio vital

El área de campeo de los machos es mayor (Tabla 6), no sólo por requerimiento energético (dimorfismo sexual: Harestad y Bunnell, 1979; McNab, 1963) sino también por comportamiento social (Gehrt y Fitzell, 1998): la hembra asegura los recursos para la cría de los cachorros, y el macho, el acceso a las hembras. En primavera y verano las hembras se establecen en las zonas de alimentación y en invierno acuden al bosque para guarecerse en el cubil. Los territorios de los machos abarcan los de varias hembras (territorialidad intrasexual), que se agregan en torno a cuerpos de agua permanentes (Gehrt y Fitzell, 1999). La extensión del territorio del macho se relaciona con la probabilidad de encuentro de una hembra receptiva durante la estación reproductora (Chamberlain *et al.*, 2003). El patrón espacial de las hembras está determinado por la distribución de los recursos y el patrón espacial de los machos está determinado por la distribución de las hembras y la interacción social entre machos (Gehrt y Fitzell, 1998). El área de campeo estival es mayor que la invernal en poblaciones norteafricanas, los mapaches son menos activos por baja temperatura y escasez de alimento (Kamler y Gipson, 2003); en otras regiones, los machos mantienen y defienden el territorio durante el año y el dominio vital de las hembras depende de la disponibilidad de alimento y el cuidado de los cachorros (Gehrt y Fitzell, 1997). El tamaño del núcleo de actividad es estable y no varía entre estaciones (Chamberlain *et al.*, 2003), es la parte del dominio vital de uso frecuente por contener recursos importantes (Samuel *et al.*, 1985); las áreas de alimentación, el cubil de cría, los sitios de descanso, los refugios y las vías de escape.

El tamaño del área de campeo depende de la calidad del hábitat (Fretwell y Lucas, 1970). La actividad del hombre afecta a la disponibilidad y distribución de los recursos (Prange *et al.*, 2004). El área de campeo se reduce y estabiliza en áreas urbanas debido a la abundancia y concentración de recursos, alimento y también refugio (Prange *et al.*, 2004; Bozek *et al.*, 2007; Tabla 6). La alta densidad de las poblaciones urbanas se debe a la supervivencia, el éxito reproductor y la fidelidad al territorio de los mapaches en ciudades y áreas residenciales (Prange *et al.*, 2003).

Tabla 6. Área de campeo y núcleo de actividad del mapache común en las áreas de distribución natural e invadida. Seguimiento de individuos adultos por telemetría terrestre (VHF). Los métodos para estimar el área de campeo y el núcleo de actividad son el kernel fijo o adaptado (isolíneas del 95% y del 50%) y el mínimo polígono convexo del 95% ó 100% (MPC). En hábitat urbano (ciudad), suburbano (área residencial) y rural (mosaico forestal-agrícola-pratense y humedales). Ordenación por tamaño de área de campeo y sexo. Las poblaciones de mapache en las áreas de distribución invadida se marcan en gris en la referencia.

Sexo	Hábitat	Periodo	n	Área de campeo			Referencia
				núcleo de actividad (ha)		MPC	
				Kernel 95%	50%		
M	Rural	Anual	2	1712	-	3997,5	Bartoszewicz <i>et al.</i> , 2008
H	Rural	Anual	2	567	-	1074	
M	Rural	Anual	3	-	-	1048	Ikeda <i>et al.</i> 2004
H	Rural	Anual	6	-	-	325	
M	Rural	Anual	2	-	-	795	García <i>et al.</i> , 2012
M	Rural	Anual	11	423	-	374	Gehrt y Fritzell, 1997
H	Rural	Anual	19	94	-	92	
M	Rural	Anual	99	244	40	-	Chamberlain <i>et al.</i> , 2003
H	Rural	Anual	32	153	24	-	
M	Rural	Verano	13	243	-	-	Bozek <i>et al.</i> 2007
H	Rural	Verano	20	216	-	-	
M	Urbano	Anual	8	210	-	-	Michler y Hohmann, 2005
H	Urbano	Anual	9	36	-	-	
H	Rural	Anual	6	183	24	-	Suzuki <i>et al.</i> 2003
H	Rural	Primavera	1	175	-	484	Frantz <i>et al.</i> , 2005
M	Rural	Anual	4	-	-	266	Kamler y Gipson, 2003
H	Rural	Anual	8	-	-	122	
M	Suburbano	Anual	1	137	-	232	Bartoszewicz <i>et al.</i> , 2008
M	Urbano	Verano	21	129	-	-	Bozek <i>et al.</i> 2007
H	Urbano	Verano	25	127	-	-	
M	Suburbano	Verano	18	98	-	-	Bozek <i>et al.</i> 2007
H	Suburbano	Verano	23	68	-	-	
M	Rural	Verano	13	68,6	9,1	54,5	Barding y Nelson 2008
H	Rural	Verano	8	47,5	6,6	36,2	
M	Rural	Anual	33	92	20	70	Beasley, 2005
H	Rural	Anual	27	58	13	52	
M	Urbano	Anual	18	86	12	-	Gross <i>et al.</i> , 2012
H	Urbano	Anual	16	26	3	-	
M	Rural	Anual	20	67	12	423	Rosatte <i>et al.</i> , 2010
H	Rural	Anual	8	46	10	221	
M	Suburbano	Anual	2	-	-	168	Ikeda <i>et al.</i> 2004
H	Suburbano	Anual	2	-	-	126	
M	Suburbano	Primavera	2	-	-	110,5	Ikeda <i>et al.</i> 2004
H	Suburbano	Anual	2	-	-	90,5	
M	Urbano	Otoño	2	-	-	43,5	Ikeda <i>et al.</i> 2004
H	Urbano	Otoño	2	-	-	54,5	

Movimientos

Durante las salidas nocturnas, los machos adultos recorren distancias más largas que las hembras y los jóvenes (Greenwood, 1982). La distancia máxima que recorrieron 2 machos

adultos radiomarcados en el entorno del Jarama (Madrid) fue de 5,5 km y 10,2 km (García *et al.*, 2012) y no se alejaron del río. El mapache se mueve a lo largo de ríos y por las orillas de lagos (Beasley *et al.*, 2007).

La distancia de dispersión de los machos jóvenes es de hasta más de 20 km (Gehrt y Fitzell, 1998). Además, los mapaches cruzan los ríos a nado, incluso alcanzan islas cercanas a la costa (Hartman y Eastman, 1999). Las carreteras tampoco limitan el paso a los mapaches. Sólo las más altas cadenas montañosas y los grandes ríos son barreras naturales de dispersión, aunque semipermeables. La dispersión a larga distancia y la colonización de nuevos territorios es el mecanismo de expansión del mapache. La dispersión natal afecta a la dinámica de poblaciones, determina la distribución y abundancia de la especie y el flujo génico. Es un parámetro demográfico básico para diseñar planes de contención del mapache y también de control de enfermedades infecciosas (Root *et al.*, 2009).

Patrón social y comportamiento

El macho adulto es solitario y territorial aunque también campea en grupo; el dominante junto a 2-3 subordinados, inmigrantes (Gehrt y Fox, 2004; Gehrt y Fitzell, 1998). Los grupos familiares están compuestos por la hembra y los jóvenes del año. La hembra no es territorial, las áreas de campeo solapan, aunque el núcleo sí es exclusivo (Gehrt y Fitzell, 1998; Fitzell, 1978). Las hembras del año permanecen en el territorio natal (filopatría). Los machos jóvenes emigran, entre abril y mayo del año siguiente (dispersión natal), para establecer territorio y evitar la competencia, por recursos y pareja, un mecanismo social que además evita la endogamia.

Cuando la distribución de los recursos es dispersa y no son limitantes, las hembras se agregan y los machos forman un grupo jerárquico; si es uniforme, las hembras se separan y los machos son solitarios. Es probable que las hembras vecinas se toleren, comparten refugio y se alimentan en los mismos comederos, debido a vínculos familiares. Los grupos de machos se mantienen por relaciones de jerarquía. La distribución y la abundancia de los recursos determina la formación de grupos sociales, individuos que se agregan y no compiten (Gehrt y Fitzell, 1998).

Bibliografía

- Abe, G., Ikeda, T., Tatsuzawa, S. (2006). Differences in habitat use of the native raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides albus*) and the invasive alien raccoon (*Procyon lotor*) in the Nopporo Natural Forest Park, Hokkaido, Japan. En: Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M., Iwatsuki, K. (eds.). *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Pp. 116-121. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japón y IUCN, Gland, Suiza.
- Alda, F., Ruiz-López, M. J., García, F. J., Gompper, M. E., Eggert, L. S., García, J. T. (2013). Genetic evidence for multiple introduction events of raccoons (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 15(3): 687-698.
- Aliev, F. F., Sanderson, G. C. (1966). Distribution and status of the raccoon in the Soviet Union. *Journal of Wildlife Management*, 30(3): 497-502.
- Álvarez, A. (2008). Predación de nidos de galápago leproso (*Mauremys leprosa*) por mapaches. *Quercus*, 269: 49.
- Arjo, W. M., Fisher, C. E., Armstrong, J., Johnson, D., Boyd, F. (2005). Monitoring raccoon rabies in Alabama: the potential effects of habitat and demographics. *Wildlife Damage Management Conference*, 11: 14-22.
- Asada, M., Shinohara, E. (2009). Trial calculation of the population estimation for raccoon in 2009 in Chiba Prefecture, Japan. *Research Paper of Chiba Biodiversity Center*, 1: 30-40.
- Asano, M., Matoba, Y., Ikeda, T., Suzuki, M., Asakawa, M., Ohtaishi, N. (2003). Reproductive characteristics of the feral raccoon (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. *Journal of Veterinary Medical Science*, 65(3): 369-73.

- Azevedo, F. C. C., Lester, V., Gorsuch, W., Larivière, S., Wirsing, A. J., Murray, D. L. (2006). Dietary breadth and overlap among five sympatric prairie carnivores. *Journal of Zoology*, 269(1): 127-135.
- Baldwin, R. A., Houston, A. E., Kennedy, M. L., Liu, P-S. (2006). Predicting Raccoon, *Procyon lotor*, occurrence through the use of microhabitat variables. *Canadian Field Naturalist*, 120(2): 225-231.
- Banfield, A. W. F. (1974). *Mammals of Canada*. University of Toronto Press. Toronto, Ontario, Canadá. 438 pp.
- Baskin, J. A. (2004). *Bassariscus* and *Probassariscus* (Mammalia, Carnivora, Procyonidae) from the early Barstovian (Middle Miocene). *Journal of Vertebrate Paleontology*, 24(3), 709-720.
- Bartoszewicz, M., Okarma, H., Zalewski, A., Szczesna, J. (2008). Ecology of the raccoon from western Poland. *Annales Zoologici Fennici*, 45(4), 291-298.
- Beasley, J. C., DeVault, T. L., Retamosa, M. I., Rhodes, O. E. (2007a). A Hierarchical Analysis of Habitat Selection by Raccoons in Northern Indiana. *The Journal of Wildlife Management*, 71(4): 1125-1133.
- Beasley, J. C., DeVault, T. L., Rhodes, O. E. Jr. (2007b). Home range attributes of raccoons in a fragmented agricultural region of northern Indiana. *Journal of Wildlife Management*, 71(3): 844-850.
- Beasley, J. C., Rhodes, O. E. Jr. (2008). Relationship between raccoon abundance and crop damage. *Human-Wildlife Conflicts* 2(2): 248-259.
- Beltrán-Beck, B., García, F. J., Gortázar, C. (2012) Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research*, 58(1): 5-15.
- BEST Commission. (2003). The National Invasive Species Strategy for The Bahamas. BEST, Nassau, The Bahamas, 34 pp.
- Biedrzycka, A., Zalewski, A., Bartoszewicz, M., Okarma, H., Jędrzejewska, E. (2014). The genetic structure of raccoon introduced in Central Europe reflects multiple invasion pathways. *Biological Invasions*, 16(8): 1611-1625.
- Bigler, W. J., Hoff, G. L., Johnson, A. S. (1981). Population characteristics of *Procyon lotor marinus* in estuarine mangrove swamps of Southern Florida. *Florida Scientist*, 44(3): 151-157.
- Boggess, E. (1994). Raccoons. En: Hygnstrom, S. Timm, R., Larson, G. (eds.). *The Handbook: Prevention and Control of Wildlife Damage*. University of Nebraska Cooperative Extension, Lincoln, EE.UU.
- Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid. (2013). Orden 1613/2013, de 25 de junio, de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, por la que se fijan las limitaciones y épocas hábiles de caza que regirán durante la temporada 2013-2014. BOCM, de 15 de julio de 2013, núm. 166, pp. 76-104.
- Boletín Oficial del Estado. (2013). Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE, 3 de agosto de 2013, núm. 185, pp. 56764- 56786.
- Bozek, C. K., Prange, S., Gehrt, S. D. (2007). The influence of anthropogenic resources on multi-scale habitat selection by raccoons. *Urban Ecosystems*, 10(4): 413-425.
- Canova, L., Rossi, S. (2008). First records of the northern raccoon *Procyon lotor* in Italy. *Hystrix Italian Journal Mammalogy*, 19(2): 99-102.
- Carrillo, E., Wong, G., Rodríguez, M. A. (2001). Hábitos alimentarios del mapachín (*Procyon lotor*) (Carnivora: Procyonidae) en un bosque muy húmedo tropical costero de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 49: 1193-1197.

- Chamberlain, M. J., Conner, L. M., Leopold, B. D., Hodges K. M. (2003). Space use and multi-scale habitat selection of adult raccoons in Central Mississippi. *Journal of Wildlife Management*, 67(1): 334-340.
- Colautti, R. I., Ricciardi, A., Grigorovich, I. A., Maclsaac, H. J. (2004) Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecology Letters*, 7(8): 721-733.
- Conover, M. R. (2002). *Resolving human-wildlife conflicts: the science of wildlife damage management*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EE.UU. 440 pp.
- Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. (2009). Tècnics de la Conselleria de Medi Ambient detecten la presència d'un ós rentador al paratge natural de la Serra de Tramuntana. Nota informativa.
- Clutton-Brock, T. H., Major, M., Guinness, F. E. (1985). Population regulation in male and female red deer. *Journal of Animal Ecology*, 54(3): 831-846.
- Crooks, K. R., Soulé, M. E. (1999). Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*, 400: 563-566.
- Cuarón, A. D., de Grammont, P. C., Vázquez-Domínguez, E., Valenzuela-Galván, D., García-Vasco, D., Reid, F., Helgen, K. (2008). *Procyon pygmaeus*. En: UICN 2009. UICN Lista Roja de Especies Amenazadas.
- Cuarón, A. D., Reid, F., Helgen, K. (2008). *Procyon lotor*. En: UICN 2014. UICN Lista Roja de Especies Amenazadas.
- Davis, G. E., Whiting, M. C. (1977). Loggerhead sea turtle nesting in Everglades National Park, Florida, U.S.A. *Herpetologica*, 33(1): 18-28.
- De Castro, A., Pérez-Vázquez, D. (2011). Mapache atopelado en Becerreá (Lugo). *Chioglossa*, 3: 111-112.
- Decker, D. M., Wozencraft, W. C. (1991). Phylogenetic analysis of recent procyonid genera. *Journal of Mammalogy*, 72(1), 42-55.
- DeVault, T. L., Beasley, J. C., Humberg, L. A., Macgowan, B. J., Retamosa, M. I., Rhodes, O. E. Jr. (2007). Intrafield patterns of wildlife damage to corn and soybeans in northern Indiana. *Human-Wildlife Conflicts*, 1(2): 205-213.
- DeVault, T. L., Olson, Z. H., Beasley J. C., Rhodes, O. E. Jr. (2011). Mesopredators dominate competition for carrion in an agricultural landscape. *Basic and Applied Ecology*, 12(3): 268-274.
- Dijak, W. D., Thompson, F. R. (2000). Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. *Journal of Wildlife Management*, 64(1): 209-216.
- Dorney, R. S. (1954). Ecology of Marsh Raccoons. *The Journal of Wildlife Management*, 18(2): 217-225.
- Endres, K. M., Smith, W. P. (1993). Influence of age, sex, season, and availability on den selection by raccoons within the central basin of Tennessee. *American Midland Naturalist*, 129(1): 116-131.
- Engeman, R. M., Martin, R. E., Constantin, B., Noel, R., Woolard, J. (2003). Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest protection. *Biological Conservation*, 113(2): 171-8.
- Fernández-Aguilar, X., Molina-Vacas, G., Ramiro, V., Carro, F. A., Barasosa, J. A., Vicente, J., Gutiérrez, C. (2012). Presence of raccoon (*Procyon lotor*) in Doñana National Park and its surroundings. *Galemys*, 24: 76-79.
- Frantz, A. C., Cyriacks, P., Schley, L. (2005). Spatial behaviour of a female raccoon *Procyon lotor* at the edge of the species European distribution range. *European Journal of Wildlife Research*, 51(2): 126-130.

- Frantz, A. C., Heddergott, M., Lang, J., Schulze, C., Ansorge, H., Runge, M. (2013). Limited mitochondrial DNA diversity is indicative of a small number of founders of the German raccoon (*Procyon lotor*) population. *European Journal of Wildlife Research*, 59(5): 665-674.
- Fretwell S. D., Lucas H. L. Jr. (1970). On territorial behaviour and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica*, 19(1): 16-36.
- Fritzell, E. K. (1978a). Aspects of raccoon (*Procyon lotor*) social organization. *Canadian Journal of Zoology*, 56(2): 260-271.
- Fritzell, E. K. (1978b). Reproduction of raccoons (*Procyon lotor*) in North Dakota. *American Midland Naturalist*, 100(1): 253-256.
- Fulton, T. L., Strobeck, C. (2007). Novel phylogeny of the raccoon family (Procyonidae: Carnivora) based on nuclear and mitochondrial DNA evidence. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 43(3): 1171-1177.
- García, F. J., Cortés, Y., Herrera, J., García-Román, L., Aramburu, M. J., Prieto, B., Pliego, B. (2009). El mapache (*Procyon lotor*) en el centro peninsular. Estudio y propuestas de gestión y control de una especie alóctona invasora. En: *Libro de resúmenes de las IX Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*, p. 83. Málaga, España.
- García, J. T., García F. J., Alda, F., González, J.L., Aramburu, M. J., Cortés, Y., Prieto, B., Pliego, B., Pérez, M., Herrera, J., García-Román, L. (2012). Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions*, 14(7): 1305-1310.
- García, F. J., González, J. L., Aramburu, M. J., Pliego, B., Prieto, B., Prada, C. (2007). Gestión de la poblaciones de mapaches (*Procyon lotor*) en la Comunidad Autónoma de Madrid. En: *Libro de resúmenes de las VIII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*, p. 79. Huelva, España.
- Gehrt, S. D. (2003). Raccoons and allies. En: Feldhamer, G. A., Thompson, B. C., Chapman, J. A. (eds.). *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation*. Pp. 611-633. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, EE.UU.
- Gehrt, S. D., Fox, L. B. (2004). Spatial patterns and dynamic interaction among raccoons in eastern Kansas. *Southwestern Naturalist*, 49(1): 116-121.
- Gehrt, S. D., Fritzell, E. K. (1996). Second estrus and late litters in raccoons. *Journal of Mammalogy*, 77(2): 388-393.
- Gehrt, S. D., Fritzell, E. K. (1997). Sexual differences in home ranges of raccoons. *Journal of Mammalogy*, 78(3): 921-931.
- Gehrt, S. D., Fritzell, E. K. (1998). Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour*, 55(5): 1211-1227.
- Gehrt, S. D., Fritzell, E. K. (1999a). Behavioural aspects of the raccoon mating system: determinants of consortship success. *Animal Behaviour*, 57(3): 593-601.
- Gehrt, S. D., Fritzell, E. K. (1999b). Growth rates and intraspecific variation in body weights of raccoons (*Procyon lotor*) in southern Texas. *American Midland Naturalist*, 141(1): 19-27.
- Gehrt, S. D., Hubert, G. F., Ellis, J. A. (2002). Long-term population trends of raccoons in Illinois. *Wildlife Society Bulletin*, 30(2): 457-463.
- Gehrt, S. D., Prange, S. (2007). Interference competition between coyotes and raccoons: A test of the mesopredator release hypothesis. *Behavioral Ecology*, 18(1): 204-214.
- Gey, A. B. (1998). Synopsis der Parasitenfauna des Waschbärn (*Procyon lotor*) unter Berücksichtigung von Befunden aus Hessen. Endoparasite fauna of the racoon (*Procyon lotor*) in Hesse, Germany). Tesis doctoral. Universidad de Giessen, Alemania. 203 pp.

- Giles, L. W., Childs, V. L. (1949). Alligator management of the Sabine National Wildlife Refuge. *Journal of Wildlife Management*, 13(1): 16-28.
- Goldman, E. A. (1950). Raccoons of North and Middle America. *North American Fauna*, 60: 1-153. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, D.C.
- Gompper, M. E., Wright, A. N. (2005). Altered prevalence of raccoon roundworm (*Baylisascaris procyonis*) owing to manipulated contact rates of hosts. *Journal of Zoology*, 266(2): 215-219.
- Greenwood, R. J. (1982). Nocturnal activity and foraging of prairie raccoons *Procyon lotor* in North Dakota. *American Midland Naturalist*, 107(2): 238-243.
- Gross, J., Elvinger, F., Hungerford, L. L., Gehrt, S. D. (2012). Raccoon use of the urban matrix in the Baltimore Metropolitan Area, Maryland. *Urban Ecosystems*, 15(3): 667-682.
- Guerrero, S., Sandoval, Ma. R., Zalapa, S. S. (2000). Determinación de la dieta del mapache (*Procyon lotor hernandezii* Wagler, 1831) en la costa sur de Jalisco México. *Acta Zoológica Mexicana*, 80: 211-221.
- Hable, C. P., Hamir, A. N., Snyder, D. E., Joyner, R., French, J., Nettles, V., Hanlon, C., Rupprecht, C. E. (1992). Prerequisites for oral immunization of free-ranging raccoons (*Procyon lotor*) with a recombinant rabies virus vaccine: study site ecology and bait system development. *Journal of Wildlife Disease*, 28(1): 64-79.
- Hall, E. R. y Kelson, K. R. (1959). The mammals of North America. Ronald Press Company. New York, EE.UU. 1083 pp.
- Harestad, A. S., Bunnell, F. L. (1979). Home range and body weight –a reevaluation. *Ecology*, 60(2): 389-402.
- Hartman, L. H., Eastman, D. S. (1999). Distribution of introduced raccoons *Procyon lotor* on the Queen Charlotte Islands: implications for burrow-nesting seabirds. *Biological Conservation*, 88(1): 1-13.
- Hasbrouck, J. J. (1991). Demographic responses of raccoons to varying exploitation rates. Tesis doctoral. Iowa State University, Ames, Iowa, EE.UU.
- Hayama, H., Kaneda, M., Tabata M. (2006). Rapid range expansion of the feral raccoon (*Procyon lotor*) in Kanagawa Prefecture, Japan, and its impact on native organisms. En: Koike, F., Clout, M. N., Kawamichi, M., De Poorter, M., Iwatsuki, K. (eds.). *Assessment and Control of Biological Invasion Risks*. Pp. 196-199. Shoukadoh Book Sellers, Kyoto, Japón, y IUCN, Gland, Suiza.
- Helgen, K. M., Maldonado, J. E., Wilson, D. E., Buckner, S. D. (2008). Molecular Confirmation of the Origin and Invasive Status of West Indian Raccoons. *Journal of Mammalogy*, 89(2): 282-291.
- Helgen, K. M., Wilson, D. E. (2002). The history of the raccoons of the West Indies. *Journal of the Barbados Museum and Historical Society*, 48: 1-11.
- Helgen, K. M., Wilson, D. E. (2003). Taxonomic status and conservation relevance of the raccoons (*Procyon* spp.) of the West Indies. *Journal of Zoology*, 259(1): 69-76.
- Helgen, K. M., Wilson, D. E. (2005). A systematic and zoogeographic overview of the raccoons of Mexico and Central America. En: Sanchez-Cordero V., Medellín R. A. (eds.). *Contribuciones Mastozoológicas: en Homenaje a Bernardo Villa*. Pp. 221-236. Instituto de Biología e Instituto de Ecología, UNAM, México.
- Henner, C. M., Chamberlain, M. J., Leopold, B. D., Burger, L. W. Jr. (2004). A multi-resolution assessment of raccoon den selection. *Journal of Wildlife Management*, 68(1): 179-187.
- Heptner, V. G., Naumov, N. P., Yurgesson, P. B., Sludsky, A. A., Chirkova, A. F., Bannikov, A. G. (1967). *Mammals of the USSR*. volumen II, parte 1b. Moscú.

- Hoff, G. L., Bigler, W. L., McKinnon, J. G. (1977). Heavy metal concentrations in kidneys of estuarine raccoons from Florida. *Journal of Wildlife Diseases*, 13(1): 101-102.
- Hoffman, C. O. (1979). Weights of suburban raccoons in southwestern Ohio. *Ohio Journal of Science*, 79(3): 139-142.
- Hoffmann, C. O., Gottschang, J. L. (1977). Numbers, distribution and movements of a raccoon population in a suburban residential community. *Journal of Mammalogy*, 58(4): 623-636.
- Hogan, A. (1988). Two independent loci for albinism in raccoons *Procyon lotor*. *Journal of Heredity*, 79(5): 387-389.
- Hohmann, U. (1998). Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer. Tesis doctoral. Universität Göttingen, Alemania. 153 pp.
- Ikeda, T., Asano, M., Matoba, Y., Go, A. (2004). Present status of invasive alien raccoon and its impact in Japan. *Global Environmental Research*, 8(2): 125-131.
- Jacobsen, J. E. (1982). Parasite relationships between an urban and a rural raccoon population. Tesis de maestría. Purdue University, West Lafayette, Indiana, EE.UU.
- Johnson, A. S. (1970). Biology of the raccoon (*Procyon lotor varius* Nelson & Goldman) in Alabama. *Agricultural Experiment Station Auburn University Bulletin*, 402: 1-148.
- Kamler, J. F., Gipson, P. S. (2003). Space and habitat use by male and female raccoons, *Procyon lotor*, in Kansas. *Canadian Field-Naturalist*, 117(2): 218-223.
- Kauhala, K., Kowalczyk, R. (2011). Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna—a review. *Current Zoology*, 57(5): 584-598.
- Keeler, E. W. (1978). Some aspects of the natural history of the raccoon (*Procyon lotor*) in Cades Cove, The Great Smoky Mountains National Park. Tesis doctoral. University of Tennessee, Knoxville, Tennessee, EE.UU.
- Kennedy, M. L., Nelson, J. P. Jr., Weckerly, F. W., Sugg, D. W., Stroh, J. C. (1991). An assessment of selected forest factors and lake level in raccoon management. *Wildlife Society Bulletin*, 19(2): 151-154.
- Kobayashi, F., Toyama, M., Koizumi, I. (2014) Potential resource competition between an invasive mammal and native birds: overlap in tree cavity preferences of feral raccoons and Ural owls. *Biological Invasions*, 16(7), 1453-1464.
- Koepfli, K.-P., Gompper, M. E., Eizirik, E., Ho, C.-C., Linden, L., Maldonado, J. E., Wayne, R. K. (2007). Phylogeny of the Procyonidae (Mammalia: Carnivora): molecules, morphology and the Great American Interchange. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 43(3): 1076-1095.
- Köhnemann, B. A., Michler, F. -U., Ganzhorn, J., Roth, M. (2008). Bog and swamp areas in the north east German lowlands - ideal habitats for raccoons? En: Número especial de *Mammalian Biology*, 73. *Libro de resúmenes del 82 encuentro anual de la Sociedad Alemana de Mastozoología*, en Viena. Elsevier-Publishing, Jena, Alemania.
- Kotani, K., Ishii, H., Matsuda, H., Ikeda, T. (2009). Invasive species management in two-patch environments: agricultural damage control in the raccoon (*Procyon lotor*) problem, Hokkaido, Japan. *Population Ecology*, 51(4): 493-504.
- Larivière, S. (2004). Range expansion of raccoons in the Canadian prairies: review of hypotheses. *Wildlife Society Bulletin*, 32(3): 955-963.
- Larivière, S., Ferguson, S. H. (2002). On the evolution of the mammalian baculum: vaginal friction, prolonged intromission or induced ovulation? *Mammal Review*, 32(4): 283-294.

- Larivière, S., Lester, V., Gorsuch, W. (2010). Sex Ratio, Body Mass, and Harvest Rates for Five Sympatric Mammalian Carnivores in the Canadian Prairies. *Canadian Field-Naturalist* 124(3): 204-208.
- Layna, J. F., Herrera, J., González, J. L. (2013). El mapache (*Procyon lotor*) en Galicia: nuevo punto de presencia en España de una especie invasora conflictiva. En: *Libro de resúmenes de las XI Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos (SECEM)*. Avilés, España.
- Leberg, P. L., Kennedy, M. L. (1988). Demography and habitat relationships of raccoons in western Tennessee. *Proceedings of the Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 42: 272-282.
- Lehman, L. E. (1977). Population ecology of the raccoon of the Jasper-Pulaski wildlife study area. *Pittman-Robertson Bulletin*, 9. Indiana Department of Natural Resources, Indianapolis, Indiana, EE.UU.
- Lehman, L. E. (1980). Raccoon population ecology on the Brownstown Ranger District, Hoosier National Forest. *Pittman-Robertson Bulletin*, 11. Indiana Department of Natural Resources, Indianapolis, Indiana, EE.UU.
- Lehman, L. E. (1984). Raccoon density, home range, and habitat use on south-central Indiana farmland. *Pittman-Robertson Bulletin*, 15. Indiana Department of Natural Resources, Indianapolis, Indiana, EE.UU.
- Llewellyn, L. M., Enders, R. K. (1954). Ovulation in the raccoon. *Journal of Mammalogy*, 35(3): 440.
- Logiudice, K. (2003). Trophically Transmitted Parasites and the Conservation of Small Populations: Raccoon Roundworm and the Imperiled Allegheny Woodrat. *Conservation Biology*, 17(1): 258-266.
- Lotze, J. H., Anderson, S. (1979). *Procyon lotor*. *Mammalian Species*, 119: 1-8.
- Lutz, W. (1980). Teilergebnisse der Nahrungsanalysen am Waschbären (*Procyon lotor* L.) in Nordhessen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft*, 26(2): 61-66.
- Lutz, W. (1995). Occurrence and morphometrics of the racoon *Procyon lotor* L. in Germany. *Annales Zoologici Fennici*, 32(1): 15-20.
- Lutz, W. (1996). The introduced raccoon *Procyon lotor* population in Germany. *Wildlife Biology*, 2: 228.
- Matoba, Y., Yamada, D., Asano, M., Oku, Y., Kitamura, K., Yagi, K., Tenora, F., Asakawa, M. (2006). Parasitic helminths from feral raccoons (*Procyon lotor*) in Japan. *Helminthologia*, 43(3): 139-146.
- Matsuo, R., Ochiai, K. (2009). Dietary overlap among two introduced and one native sympatric carnivore species, the raccoon, the masked palm civet, and the raccoon dog, in Chiba Prefecture, Japan. *Mammal Study*, 34(4): 187-194.
- McFadden, K. W., Meiri, S. (2013). Dwarfism in insular carnivores: a case study of the pygmy raccoon. *Journal of Zoology*, 289(3): 213-221.
- McNab, B. K. (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *The American Naturalist*, 97: 133-140.
- Mech, L. D., Barnes, D. M., Tester, J. R. (1968). Seasonal weight changes, mortality, and population structure of raccoons in Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 49(1): 63-73.
- Meiri, S., Dayan, T., Simberloff, D. (2004). Carnivores, biases and Bergmann's rule. *Biological Journal of the Linnean Society*, 81(4): 579-588.

- Michler, F. U., Hohmann, U. (2005). Investigations on the ethological adaptations of the raccoon (*Procyon lotor* L., 1758) in the urban habitat using the example of the city of Kassel, North Hessen (Germany), and the resulting conclusions for conflict management. En: Pohlmeier, K (ed.). En: *Libro de resúmenes del XXVII Congreso de la Unión Internacional de Biólogos de Caza*, p. 417. Hannover, Alemania.
- Moore, D. W., Kennedy, M. L. (1985). Factors affecting response of raccoons to traps and population size estimation. *American Midland Naturalist*, 114(1): 192-197.
- Murie, O. J. (1974). *Animals Track. Peterson Field Guild Series* (2ª edición). Houghton Mifflin, Boston. 375 pp.
- Murray, W. J. (2002). Human infections caused by the raccoon roundworm, *Baylisascaris procyonis*. *Clinical Microbiology Newsletter*, 24(1): 1-7.
- Nixon, C. M., Sullivan, J. B., Koerkenmeier, R., Esker, T., Lang, G. R., Hungerford, L. L., Mitchell, M., Demonceaux, G. A., Hubert, G. F., Jr., Bluett, R. D. (1993). Illinois raccoon investigations. Final report, Project W-104-R-1,2,3, Center for Wildlife Ecology, Illinois Natural History Survey, Champaign, Illinois, EE.UU.
- Nottingham, B. G., Johnson, K. G., Woods, J. W., Pelton, M. R. (1982). Population characteristics and harvest relationships of a raccoon population in east Tennessee. *Proceedings Annual Conference Southeastern Association of Fish and Wildlife Agencies*, 36: 691-700.
- Okabe, F., Agetsuma, N. (2007) Habitat use by introduced raccoons and native raccoon dogs in a deciduous forest of Japan. *Journal of Mammalogy*, 88(4): 1090-1097.
- Orloff, S. (1980). Raccoon status in Contra Costa and Alameda counties. Job progress report, Project W-54-R-12, California Department of Fish and Game, Nongame Wildlife Investigations, Sacramento, California, EE.UU.
- Page, L. K., Gehrt, S. D., Titcombe, K. K., Robinson, N. P. (2005). Measuring prevalence of raccoon roundworm (*Baylisascaris procyonis*): A comparison of common techniques. *Wildlife Society Bulletin*, 33(4): 1406-1412.
- Parsons, A. W., Simons, T. R., O'Connell, A. F., Stoskopf, M. K. (2013). Demographics, diet, movements, and survival of an isolated, unmanaged raccoon *Procyon lotor* (Procyonidea, Carnivora) population on the Outer Banks of North Carolina. *Mammalia*, 77(1): 21-30.
- Perry, B. D., Garner, N., Jenkins, S. R., McCloskey, K., Johnston, D. H. (1989). A study of techniques for the distribution of oral rabies vaccine to wild raccoon populations. *Journal of Wildlife Disease*, 25(2): 206-217.
- Peterson, R. L. (1966). *The mammals of Eastern Canada*. Oxford University Press. Toronto, Ontario, Canadá. 465 pp.
- Pinya, S., Perelló, E., Álvarez, C. (2009). Sobre la presencia del mapache (*Procyon lotor*) en la Isla de Mallorca. *Galemys*, 21(2): 61-64.
- Prange, S., Gehrt, S. D., Wiggers, E. P. (2003). Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. *Journal of Wildlife Management*, 67(2): 324-333.
- Prange, S., Gehrt, S. D., Wiggers, E. P. (2004). Influences of anthropogenic resources on raccoon (*Procyon lotor*) movements and spatial distribution. *Journal of Mammalogy*, 85(3): 483-490.
- Rabinowitz, A. R. (1981). The ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) in Cades Cove, Great Smoky Mountains National Park. Tesis doctoral. University of Tennessee, Knoxville, Tennessee, EE.UU.
- Ratnaswamy, M. J., Warren, R. J. (1998). Removing raccoons to protect sea turtle nests: are there implications for ecosystem management? *Wildlife Society Bulletin*, 26(4): 846-850.

- Ratnaswamy, M. J., Warren, R. J., Kramer, M. T., Adam, M. D. (1997). Comparisons of lethal and nonlethal techniques to reduce raccoon depredation of sea turtle nests. *Journal Wildlife Management*, 61(2): 368-376.
- Reid, F., Helgen, K. (2008). *Procyon cancrivorus*. En: IUCN 2013. UICN Lista Roja de Especies Amenazadas.
- Rika, M., Keiji O. (2009). Dietary overlap among two introduced and one native sympatric carnivore species, the raccoon, the masked palm civet, and the raccoon dog, in Chiba Prefecture, Japan. *Mammal Study*, 34(4): 187-194.
- Riley, S. P. D., Hadidian, J., Manski, D. A. (1998). Population density, survival, and rabies in raccoons in an urban national park. *Canadian Journal of Zoology*, 76(6): 1153-1164.
- Ritke, M. E. (1990a). Sexual dimorphism in the raccoon *Procyon lotor*: morphological evidence for intrasexual selection. *American Midland Naturalist*, 124(2): 342-351.
- Ritke, M. E. (1990b) Quantitative assessment of variation in litter size of the raccoon *Procyon lotor*. *American Midland Naturalist*, 123(2): 390-398.
- Ritke, M. E., Kennedy, M. L. (1988). Intraspecific morphological variation in the raccoon (*Procyon lotor*) and its relationship to selected environmental variables. *Southwestern Naturalist*, 33(3): 295-314.
- Rivest, P., Bergeron, J. M. (1981). Density, food habits, and economic importance of raccoons (*Procyon lotor*) in Quebec agrosystems. *Canadian Journal of Zoology*, 59(9): 1755-1762.
- Rogers, C. M., Caro, M. J. (1998). Song sparrows, top carnivores, and nest predation: a test of the mesopredator release hypothesis. *Oecologia*, 116(1-2): 227-233.
- Root, J. J., Puskas, R. B., Fischer, J. W., Swope, C. B., Neubaum, M. A., Reeder, S. A., Piaggio A. J. (2009). Landscape genetics of raccoons (*Procyon lotor*) associated with ridges and valleys of Pennsylvania: implications for oral rabies vaccination programs. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, 9(6): 583-588.
- Rosatte, R. (2000). Management of raccoons (*Procyon lotor*) in Ontario, Canada: do human intervention and disease have a significant impact on raccoon populations? *Mammalia*, 64(4): 369-390.
- Rosatte, R., Macdonald, E., Sobey, K., Donovan, D., Bruce, L., Allan, M., Silver, A., Bennett, K., Brown, L., Macdonald, K., Gibson, M., Buchanan, T., Stevenson, B., Davies, C., Wandeler, A. & Muldoon, F. (2007). The elimination of Raccoon rabies from Wolfe Island, Ontario: animal density and movements. *Journal of Wildlife Diseases*, 43(2): 242-250.
- Rosatte, R., Power, M. J., MacInnes, C. D., Lawson, K. F. (1990). Rabies control for urban foxes, skunks, and raccoons. En: Davis, L. R., Marsh, R. E. *Proceedings of the 14th Vertebrate Pest Conference*. Pp. 160–167. Sacramento, California, 6-8 Marzo, 1990. University of California, Davis, California, EE.UU.
- Rosatte, R. C., Power, M. J., MacInnes, C. D. (1992). Density, dispersion, movements and habitat preference of skunks (*Mephitis mephitis*), and raccoons (*Procyon lotor*) in metropolitan Toronto. En: McCullough, D. R., Barrett, R. (eds.). *Wildlife 2001: Populations*. Pp. 932-944. Elsevier Science Publication, Londres, Reino Unido.
- Rosatte, R., Ryckman, M., Ing, K., Proceviat, S., Allan, M., Bruce, L., Donovan, D. Davies, J. C. (2010). Density, movements, and survival of raccoons in Ontario, Canada: implications for disease spread and management. *Journal of Mammalogy*, 91(1):122-135.
- Rulison, E. L., Luiselli, L., Burke, R. (2012). Relative impacts of habitat and geography on raccoon diets. *American Midland Naturalist*, 168(2): 231-246.
- Salgado, I. (2012). Guía de identificación de los rastros del mapache común (*Procyon lotor*): aplicación de las técnicas de rastreo a la detección de especies exóticas invasoras. (2012) En: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed.). *EEI 2012 Notas Científicas*. Pp. 213-

215. 4º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2012". GEIB, Serie Técnica Nº 5. León, 218 pp.

Samuel, M. D., Pierce, D. J., Garton, E. O. (1985). Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology*, 54(3): 711-719.

Sanderson, G. C. (1951). Breeding habits and a history of the Missouri raccoon population from 1941 to 1948. *Transactions of the North American Wildlife Conference*, 16: 445-460.

Sanderson, G. C. (1961). Techniques for determining age of raccoons. *Illinois Natural History Survey, Biological Notes*, 45: 1-16.

Sanderson, G. C. (1987). Raccoon. En: Nowak, M., Baker, J. A., Obbard, M. E., Malloch, B. (eds.). *Wild Furbearer management and conservation in North America*. Pp. 486-499. Asociación de Tramperos de Ontario, North Bay, Ontario, EE.UU.

Schinner, J. R., Cauley, D. (1974). The ecology of urban raccoons in Cincinnati, Ohio. En: Noyes, J. H., Progulske, D. R. (eds.). *Wildlife in an urbanizing environment*. Pp. 125-130. University of Massachusetts, Springfield, EE.UU.

Schoonover, L. J., Marshall, W. H. (1951). Food habits of the raccoon (*Procyon lotor hirtus*) in north-central Minnesota. *Journal of Mammalogy*, 32(4): 422-428.

Schubert, C. A., Barker, I. K., Rosatte, R. C., MacInnes, C. D., Nudds, T. D. (1998). Effect of canine distemper on an urban raccoon population: An experiment. *Ecological Applications*, 8(2): 379-387.

Schwery, O., Köhnemann, B. A., Michler, F.-U., Brinkmann, W. (2011). Morphometrical characterization of a raccoon (*Procyon lotor* L.) population from Müritz National Park (Germany) by means of the Os baculum. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 36: 605-617.

Sieber, O. J. (1984). Vocal communication in raccoons (*Procyon lotor*). *Behaviour*, 90(1-3): 80-113.

Slate, D. (1980). Raccoon population dynamics in different habitat types in New Jersey. Fish and Wildlife Reference Service Document MIN 298280351, U.S. Fish and Wildlife Service, Bethesda, Maryland.

Smith, H. T. (2002). An extraordinary raccoon, *Procyon lotor*, density at an urban park. *Canadian Field-Naturalist*, 116(4): 636-639.

Smith, W. P., Endres, K. M. (2012). Raccoon use of den trees and plant associations in western mesophytic forests: tree attributes and availability or landscape heterogeneity? *Natural Resources*, 3(3): 75-87.

Smith, L. L., Steen, D. A., Conner, L. M., Rutledge, J. C. (2013). Effects of predator exclusion on nest and hatchling survival in the gopher tortoise. *The Journal of Wildlife Management*, 77(2): 352-358.

Sonenshine, D. E., Winslow, E. L. (1972). Contrasts in distribution of raccoons in 2 Virginia localities. *Journal of Wildlife Management*, 36(3): 838.

Sorvillo, F., Ash, L. R., Berlin, O. G. W., Yatabe, J. A., Degiorgio, C., Morse, S. A. (2002). *Baylisascaris procyonis*: an emerging helminthic zoonosis. *Emerging Infectious Diseases*, 8(4): 355-359.

Stubbe, M. (1993). *Procyon lotor* (Linné, 1758) – Waschbär. Pp. 331-364. En: Stubbe, M., Krapp, F. (Eds.). Band 5: Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia). Teil I: Canidae, Ursidae, Procyonidae, Mustelidae 1. En: Niethammer, J., Krapp, F. (Eds.). *Handbuch der Säugetiere Europas*. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Suzuki, T., Toshiki, A., Maekawa, K. (2003). Spacing pattern of introduced female raccoons (*Procyon lotor*) in Hokkaido, Japan. *Mammal Study*, 28(2): 121-128.

- Tabatabai, F. R., Kennedy, M. L. (1988). Food habits of the raccoon (*Procyon lotor*) in Tennessee. *The Journal of the Tennessee Academy of Science*, 63: 89-94.
- Twichell, A. R., Dill, H. H. (1949). One hundred raccoons from one hundred and two acres. *Journal of Mammalogy*, 30(2): 130-133.
- Tyler, J. D., Haynie, M., Bordner, C., Bay, M. (2000). Notes on winter food habits of raccoons from western Oklahoma. *Proceedings of the Oklahoma Academy of Science*, 80: 115-117.
- Urban, D. (1970). Raccoon populations, movement patterns, and predation on a managed waterfowl marsh. *Journal of Wildlife Management*, 34(2): 372-382.
- VanDruff, L. W. (1971). The ecology of the raccoon and opossum, with emphasis on their role as waterfowl nest predators. Tesis doctoral. Cornell University, Ithaca, New York, EE.UU.
- Wilson, S. E. (2005). Demographic characteristics and habitat use of unexploited raccoons in southern Illinois. Tesis de maestría. Southern Illinois University, EE.UU. 64 pp.
- Wilson, S. E., Nielsen, C. K. (2007). Habitat characteristics of raccoon daytime resting sites in southern Illinois. *American Midland Naturalist*, 157(1): 175-186.
- Winter, M., Stubbe, M., Heidecke, D. (2005). Zur Ökologie des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Sachsen-Anhalt. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, 30: 303-322.