GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

CATÁLOGO ESPAÑOL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS

Messor cephalotes (Emery, 1895) Memoria Técnica Justificativa

Nombre vulgar	Castellano: Inglés:
Posición taxonómica	Reino: Animalia Phylum: Arthropoda Clase: Insecta Orden: Hymenoptera Familia: Formicidae Subfamilia: Myrmicinae Género: *Messor* Especie: *Messor cephalotes* (Emery, 1895)
Observaciones taxonómicas	Sinónimos (Catalogue of life, 2025): • *Stenamma barbarum cephalotes* Emery, 1895 • *Messor plinii* Santschi, 1912 El término “hormiga recolectora” se refiere comúnmente a las hormigas de los géneros *Pogonomyrmex, Veromessor* y *Messor*. Este último ha recibido una significativa revisión taxonómica recientemente, situando a las especies del Nuevo Mundo en el género *Veromessor* mientras que las 126 especies del Viejo Mundo (Bolton, 2021) se mantienen en *Messor* (Ward *et al*., 2015). La mayor parte de bibliografía disponible sobre hormigas recolectoras se refiere a las del Nuevo Mundo. En el género *Messor* existe especiación críptica (Steiner *et al*., 2018), que dificulta la distinción de especies ya que las diferencias interespecíficas son pequeñas y la variación intraespecífica es alta (Orou *et al.,* 2023).
Resumen de su situación e impacto en España	*M. cephalotes* es una hormiga recolectora originaria de África y presente en el mercado de mascotas. Las hormigas se sitúan entre las peores especies invasoras debido a sus enormes impactos ecológicos y económicos, y las hormigas recolectoras son consideradas ingenieras de los ecosistemas ya que regulan la composición y estructura de las comunidades, por lo que sus efectos podrían ser especialmente importantes en caso de ser introducidas fuera de su área nativa.
Normativa nacional	No incluida en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013.
Normativa autonómica	
Normativa europea	No incluida en el Listado de Especies Exóticas Preocupantes para la UE, regulado por Reglamento UE 1143/2014.
Acuerdos y Convenios Internacionales	No incluida en acuerdos y convenios internacionales.
Listas y Atlas de Especies Exóticas Invasoras	

Área de distribución y evolución de la población	**<u>Área de distribución natural</u>** África (Kenia, Etiopía y Tanzania) (www.antmaps.org). **<u>Área de distribución mundial</u>** No ha sido introducida fuera de su área nativa. No obstante, Gippet y Bertelsmeier (2021) señalan que las áreas afrotropicales tienen una fauna de hormigas especialmente rica y diversa pero su participación en el mercado de mascotas es todavía escasa, por lo que estas especies pueden no haber tenido la oportunidad de invadir nuevos hábitats por el momento, pero es probable que se conviertan en amenazas en el futuro si la demanda de hormigas como mascota sigue creciendo siguiendo la tendencia de los últimos 10 años. **<u>Evolución</u>** Las previsiones sugieren que un aumento de las temperaturas ambientales mejoraría la idoneidad climática para varias especies de hormigas invasoras (Bertelsmeier *et al*., 2016). En la Península Ibérica ya se ha observado la presencia al aire libre de algunas especies de hormigas exóticas que hace unos años se encontraban solo en hábitats de carácter marcadamente artificial como edificios, jardines botánicos, etc., lo que podría representar una señal de cambio climático (Reyes y Espadaler, 2005).
Vías de entrada y expansión	Las hormigas se están convirtiendo en mascotas populares en todo el mundo, con el consiguiente riesgo de fuga o liberación por parte de los propietarios que esto conlleva. Durante la década pasada la venta online de colonias vivas ha aumentado pronunciadamente, vendiéndose al menos 520 especies entre 2007 y 2017, de las cuales 57 eran invasoras (Gippet y Bertelsmeier, 2021). En China, en un periodo de 6 meses se vendieron 58.937 colonias de hormigas de 209 especies diferentes, encontrándose *M. cephalotes* en el puesto número 12 de las 100 más comercializadas (Wang *et al.,* 2023). Por lo tanto, el comercio online de mascotas constituye una vía de invasión emergente y en rápido crecimiento para las hormigas. Estas son especialmente fáciles de vender globalmente comparado con otras mascotas, ya que una colonia formada por una reina y unas pocas obreras y larvas puede enviarse fácilmente por correo ordinario (Gippet y Bertelsmeier, 2021), y es sabido que los propietarios de mascotas de cualquier taxón liberan cierta proporción de individuos al medio natural (Patoka *et al*., 2018; Strigham y Lockwood, 2018; Lockwood *et al*., 2019; Maceda-Veiga *et al*., 2019), por lo que se espera que el comercio de hormigas contribuya a la dispersión de especies invasoras en el futuro (Gippet y Bertelsmeier, 2021). Además, se podría producir el transporte accidental, principalmente a través del comercio global de bienes (Gippet y Bertelsmeier, 2021). Las hormigas o nidos pueden estar ocultos en productos como madera, plantas, tierra o mercancías envasadas, en contenedores, barcos, equipaje o vehículos de turistas, etc. (McGlynn, 1999). Las áreas y ciudades costeras de España son destinos turísticos importantes con un alto nivel de tráfico aéreo y marítimo, tanto turístico como comercial, por lo que son muy susceptibles a la llegada de especies exóticas. Además, la influencia del mar suaviza las temperaturas, favoreciendo el establecimiento de especies tropicales o subtropicales (Reyes-López y Carpintero, 2014).
Descripción del hábitat y biología de la especie	La mayoría de hormigas recolectoras se restringen a climas cálidos y dependen de eventos de precipitación para los vuelos nupciales y la fundación de nuevos nidos (Johnson, 2001). Predominan en ecosistemas áridos y semiáridos, como praderas, matorral y desiertos (Solida *et al*.,

	2011; Plowes *et al.,* 2013; Uhey y Hofstetter, 2022), aunque algunas especies habitan en bosques tropicales y tundra elevada (Bolton, 2021). Apenas se encuentran en hábitats frondosos o sombreados (Cole, 1932a,b). La mayoría de especies también muestran preferencia por ciertas condiciones del suelo (Cole, 1932a,b), siendo la humedad particularmente importante para la fundación de colonias, el desarrollo larvario/pupal, y el almacenamiento de semillas (Johnson, 2000; Gordon *et al*., 2013). Las alteraciones que reducen la cobertura de vegetación (carreteras, sendas o pistas de aeropuertos, incendios, pastoreo moderado…) pueden aumentar la densidad de colonias, mientras que las alteraciones que reducen la estabilidad del suelo y aumentan el sombreado (alta urbanización, labranza…) la reducen (Uhey y Hofstetter, 2022). Su dieta se compone casi exclusivamente de semillas de gran variedad de plantas, generalmente con preferencia por las anuales de semillas pequeñas, como gramíneas y hierbas (MacMahon *et al*., 2000), aunque la mayoría también consume artrópodos y carroña cuando tiene oportunidad (Cole, 1968; Whitford, 1978; Whitford y Jackson, 2007). En condiciones favorables, algunas especies pueden alcanzar densidades de más de 100 colonias/ha, con un espaciado regular causado por la competición intraespecífica por el territorio alrededor de los nidos (Wiernasz y Cole, 1995; Crist y Wiens, 1996; Schooley y Wiens, 2003; Dibner *et al*., 2015). La competición interespecífica es probablemente escasa ya que las distintas especies muestran preferencias y selección de semillas (Solida *et al*., 2011; Uhey y Hofstetter, 2022). Generalmente las hormigas alóctonas se establecen en hábitats modificados por los humanos como parques, jardines, hábitats suburbanos, carreteras y paisajes agrícolas (Espadaler y Bernal, 2003). Estos hábitats, con un microclima caracterizado por un aporte regular de agua y abundante vegetación, muchas veces de origen exótico, son lugares idóneos para este tipo de especies, especialmente en las localidades costeras más meridionales de España (Reyes y Espadaler, 2005). Tras llegar a estos hábitats con influencia antropogénica y permanecer en ellos varias generaciones, estas especies pueden desaparecer o bien expandirse y dar lugar a una verdadera invasión (Gómez y Espadaler, 2006), colonizando hábitats y lugares no antropizados (Krushelnycky, 2015).
Impactos y amenazas	Las hormigas se sitúan entre las peores especies invasoras debido a sus enormes impactos ecológicos y económicos. Generalmente son competidoras agresivas y dominantes que desplazan a muchas especies nativas (Bertelsmeier *et al.,* 2015), afectan a las interacciones entre taxones y provocan la disrupción de los ecosistemas naturales (Ward *et al*., 2006). Estos efectos pueden ser más notables en islas oceánicas que carecen de hormigas nativas (Holway *et al.,* 2002). **<u>Sobre los hábitats y las especies autóctonas</u>** Existe abundante evidencia sobre la importancia ecológica de las hormigas recolectoras (Plowes *et al*., 2013), hasta el punto de que algunos autores las consideran especies ingenieras de los ecosistemas (Orou *et al*., 2023; Uhey y Hofstetter, 2022). En dinámicas de invasión, sus funciones podrían pasar de ser beneficiosas a perjudiciales (Uhey y Hofstetter, 2022). Son las principales consumidoras de semillas en ecosistemas xéricos de pradera y matorral, recolectando enormes números que almacenan en

graneros subterráneos (Azcárate y Peco, 2003; Orou *et al.,* 2023). Las plantas pueden beneficiarse de la dispersión de semillas (Gómez *et al.,* 2019), pero generalmente es una relación antagonista ya que las hormigas se alimentan de estas (Whitford 1978), pudiendo alterar su disponibilidad (Paolini *et al*., 2020; Hensen, 2002) y, por lo tanto, la composición de la vegetación (Peters *et al*., 2005; Baraibar *et al*., 2011; Brown y Robertson, 2020). En poblaciones de plantas nativas escasas, la pérdida de semillas puede tener un efecto desproporcionado (Schmasow y Robertson, 2016; Brown y Robertson, 2020).

Las hormigas recolectoras eliminan la cobertura vegetal en un área circular de hasta 10 m de diámetro alrededor de los nidos (Taber, 1999; Soule y Knapp, 1996), contribuyendo a la degradación del suelo al exponerlo a los agentes erosivos del agua y del viento durante toda la vida de la colonia (Kiunsi, 2010), que puede durar décadas (Uhey y Hofstetter, 2022). Debido a la alta densidad de colonias, estas áreas desnudas pueden llegar a ocupar más del 15% del terreno en el caso de *M. cephalotes* (Kiunsi, 2010).

Además, las hormigas construyen túneles, transportan alimento y depositan desechos en los nidos (Uhey y Hofstetter, 2022), alterando las propiedades físicas, químicas e hidrológicas del suelo (Cammeraat *et al.,* 2002; Drager *et al*., 2016; Martín-Perea *et al*., 2019). Generalmente los suelos de los nidos tienen una textura más gruesa, menor densidad, mayor contenido de agua, mayor temperatura, más nutrientes y más materia orgánica (Wagner *et al*., 1997; Lei, 2000; Wagner y Jones, 2004, 2006; Jones y Wagner, 2006; Whitford y Jackson, 2007). Debido a esto, a menudo muestran una mayor riqueza de especies y crecimiento de la vegetación a lo largo de sus bordes (Peters *et al.,* 2005; Wagner y Jones, 2004, 2006; Whitford y Jackson, 2007; Gosselin *et al*., 2016; De Almeida *et al*., 2020) y mayor diversidad y abundancia de biota edáfica (Wagner *et al*., 1997; Wagner y Jones, 2004; Jones y Wagner, 2006; Snyder *et al.,* 2002; Boulton *et al*., 2003; Boulton y Amberman, 2006).

Las hormigas recolectoras pueden tener variedad de interacciones tróficas directas e indirectas con otros animales: son depredadas por algunos artrópodos mirmecófagos y vertebrados insectívoros, depredan oportunistamente sobre artrópodos, incluyendo algunas especies plaga (Whitford, 1978; Whitford y Jackson, 2007), pueden competir o facilitar la presencia de roedores granívoros, y atacan a vertebrados para defender sus nidos (Uhey y Hofstetter, 2022).

Otro posible impacto es la hibridación con especies nativas del mismo género, del que se conocen 11 especies nativas en la Península Ibérica (Borowiec, 2014). En Italia se ha descrito la hibridación entre 3 especies simpátridas: *M. minor, M. wasmanni* y *M. capitatus*, así como cruces entre híbridos y parentales (Steiner *et al*., 2011).

Sobre los recursos económicos asociados al uso del patrimonio natural

Las hormigas invasoras están entre las especies más ampliamente distribuidas y económicamente destructivas del mundo (Wang *et al.,* 2023); solo 12 especies han sido responsables de daños económicos por valor de 51,93 billones de dólares desde 1930 (Angulo *et al*., 2022), con consecuencias ambientales directas y la alteración de la agricultura y otros asuntos humanos (Diagne *et al.,* 2021).

Las hormigas recolectoras tradicionalmente se consideran plagas por los efectos percibidos en la producción de los cultivos y productividad de los

pastizales (Cole, 1968; Prins *et al.,* 1990; Taber, 1999). Se ha sugerido que *M. cephalotes* tiene potencial para alterar la agricultura basada en cereales en el sureste de China (Wang *et al*., 2023). Sin embargo, investigaciones recientes muestran numerosos beneficios de las hormigas recolectoras en los ecosistemas y las actividades humanas (Uhey y Hofstetter, 2022). En España, los agricultores reportan pérdidas de productividad causadas por *M. barbarus* en sistemas de ceral semiáridos, sin embargo, Baraibar *et al.* (2011) estimaron que estas hormigas consumen menos del 1% de la producción anual, por lo que la pérdida de rendimiento es muy inferior a los beneficios proporcionados por la destrucción las semillas de malas hierbas (Baraibar *et al.,* 2009; Atanackovic, 2010). Además, las hormigas recolectoras tienen baja tolerancia a las alteraciones del suelo e inundaciones, que reducen sus números en campos labrados o regados por inundación (Díaz, 1992; Baraibar *et al*., 2009, 2019). Un efecto negativo de las hormigas recolectoras que sí ha sido demostrado es sobre la restauración de ecosistemas cuando prefieren semillas nativas (Paolini *et al.,* 2020).

Otro posible impacto es sobre los pastizales debido al clareado de vegetación alrededor de los nidos, que puede ocupar hasta el 20% de la superficie del terreno en casos extremos (Willard y Crowell, 1965). Sin embargo, los datos muestran que esto es un síntoma del sobrepastoreo, no la causa primaria del empobrecimiento de los pastos (Sharp y Barr, 1960), y es compensado por un mayor crecimiento de la vegetación alrededor de estos claros (Wight y Nichols, 1966; Soule y Knapp, 1996). Además, estudios recientes han revelado los papeles clave de las hormigas recolectoras para ayudar a mantener la estabilidad de la comunidad vegetal (e.g., Nicolai *et al*., 2008; Nicolai, 2019), por lo que su papel como plaga en los pastizales está en duda (Uhey y Hofstetter, 2022).

Por último, las hormigas son comúnmente consideradas plagas en viviendas humanas y otros edificios por su capacidad de infiltrarse y construir sus nidos en la madera y bajo la piedra o ladrillo, causando daños en las estructuras (Negron, 2023). Al contrario que otras especies, las incursiones de hormigas recolectoras en edificios son escasas, ya que prefieren anidar y forrajear en campo abierto (Klotz *et al.,* 2005). Sin embargo, existen registros de daños en la estabilidad del suelo bajo estructuras como carreteras (Fritz y Vickers, 1942) y pistas de aeropuertos (Gordon, 1943).

Sobre la salud

Las hormigas pueden suponer impactos sociales negativos al ser consideradas una molestia por la gente que vive cerca de los nidos, especialmente en el caso de especies agresivas que se movilizan rápidamente ante amenazas, reclutando grandes números de compañeras de nido (NNSS, 2020). Algunas especies pueden morder y picar a los humanos, inyectando veneno o ácido en la herida (Negron, 2023). Las hormigas recolectoras del género *Pogonomyrmex* defienden fieramente los nidos (Cole, 1968) con picaduras dolorosas y potencialmente letales para los alérgicos a su veneno (Klotz *et al*., 2005), sin embargo, las del género *Messor* suponen una escasa amenaza para los humanos (Uhey y Hofstetter, 2022). Las hormigas son huéspedes de numerosos parasitoides (Holway *et al.*, 2002) y patógenos como *Salmonella* spp. y *Staphylococcus* spp. que afectan a los humanos, pero no es muy común (Negron, 2023; Moreira *et al*., 2005).

Medidas y nivel de dificultad para su control	La detección y gestión de hormigas es extremadamente difícil debido a su pequeño tamaño y su estilo de vida colonial, por lo que habitualmente es más conveniente prevenir las invasiones, siempre que sea posible (Bertelsmeier *et al*., 2015). Algunas posibles medidas para la prevención y detección temprana son: fortalecer los controles en puertos, aeropuertos y centros de importación, limitar el movimiento de materiales y productos que puedan estar contaminados, implementar protocolos de desinfección para equipaje, maquinaria y materiales que puedan transportar hormigas, instalar barreras físicas alrededor de áreas críticas, realizar inspecciones periódicas en áreas con alta probabilidad de introducción o especialmente vulnerables (puertos y zonas con alta actividad comercial, centros de distribución de plantas, viveros…), desarrollar campañas educativas para informar sobre los riesgos y medidas de prevención relacionadas con la introducción de hormigas invasoras y capacitar a los inspectores y personal de control en la identificación de la especie y la correcta implementación de medidas de control. Según Uhey y Hofstetter (2022), el control de hormigas recolectoras es raramente necesario, excepto donde suponen un riesgo sanitario. Los cebos envenenados son efectivos para eliminar nidos individuales (Crowell, 1963; Race, 1964; Lavigne, 1966; Borth *et al*., 1982; Salas-Araiza *et al*., 2020), pero pueden tener efectos perjudiciales en organismos no diana. El control mecánico por sombreado (Bucy y Breed 2006, Tschinikel 2014), inundación o perforación (Baraibar *et al*., 2011, 2019) de las áreas de anidación puede proporcionar una alternativa a los pesticidas, pero requiere mayor investigación (Uhey y Hofstetter, 2022).
Conclusión análisis de riesgo	El resultado del análisis de riesgo de *Messor cephalotes* determina que su riesgo es asimilable a ALTO ya que alcanza una puntuación elevada (15 sobre 21 puntos).
Bibliografía	Angulo, E., Hoffmann, B.D., Ballesteros-Mejia, L., Taheri, A., Balzani, P., Bang, A., Renault, D., Cordonnier, M., Bellard, C., Diagne, C., Ahmed, D.A., Watari, Y., Courchamp, F. 2022. Economic costs of invasive alien ants worldwide. *Biol. Invasions*, 24(7): 2041–2060. https://doi.org/10.1007/s10530-022-02791-w. Atanackovic, V. 2010. Timing of seed shed as a mechanism to avoid weed seed predation pressure by harvester ants (*Messor barbarus*). MSc Thesis. University of Lleida, Spain. Azcárate, F.M., Peco, B. 2003. Spatial patterns of seed predation by harvester ants (*Messor* Forel) in Mediterranean grassland and scrubland. *Insect. Soc.,* 50: 120–126. Baraibar, B., Ledesma, R., Royo-Esnal, A., Westerman, P.R. 2011. Assessing yield losses caused by the harvester ant *Messor barbarus* (L.) in winter cereals. *Crop Protection*, 30: 1144-1148. doi:10.1016/j.cropro.2011.05.010 Baraibar, B., Westerman, P.R., Carrión, E., Recasens, J. 2009. Effects of tillage and irrigation in cereal fields on weed seed removal by seed predators. *J. App. Ecol*., 46, 380e387. Baraibar, B., Torra, J., Royo-Esnal, A., Recasens, J., Comas, C. 2019. Harvester ant nest distribution depends on soil disturbance regime. *Biol. Control*., 128: 1–5. Bertelsmeier, C., Avril, A., Blight, O., Confais, A., Diez, L., Jourdan, H., Orivel, J., Saint Germès, N., Courchamp, F. 2015. Different behavioural strategies among seven highly invasive ant species. *Biological*

Invasions. DOI 10.1007/s10530-015-0892-5

Bertelsmeier, C., Blight, O., Courchamp, F. 2016. Invasions of ants (Hymenoptera: Formicidae) in light of global climate change. *Myrmecological News*, 22: 25-42.

Bertelsmeier, C., Ollier, S., Liebhold, A., Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nat. Ecol. Evol.,* 1: 0184.

Bolton, B. 2021. An online catalog of the ants of the world. Available from https://antcat.org (accessed 19 January 2021).

Borowiec, L. 2014. Catalogue of ants of Europe, the Mediterranean basin and adjacent regions (Hymenoptera: Formicidae). *Genus*, 25: 1–340.

Borth, P.W., Tickes, B.R., Johnson, G.D. 1982. A preliminary evaluation of Amdro for control of a harvester ant (*Pogonomyrmex maricopa* Wheeler) in hard red spring wheat. *Forage Grain*., 1: 39–41.

Boulton, A.M., Amberman, K.D. 2006. How ant nests increase soil biota richness and abundance: a field experiment, pp. 55–68. In D.L. Hawksworth and A.T. Bull (eds.), Arthropod diversity and conservation. Springer, Dordrecht.

Boulton, A.M., Jaffee, B.A., Scow, K.M. 2003. Effects of a common harvester ant (*Messor andrei*) on richness and abundance of soil biota. *Appl. Soil Ecol*., 23: 257–265.

Brown, J.A., Robertson, I.C. 2020. Harvester ants reduce seed survivorship in slickspot peppergrass, a rare mustard endemic to Idaho. West. N. Am. Nat., 80: 483–491.

Bucy, A.M., Breed, M.D. 2006. Thermoregulatory trade-offs result from vegetation removal by a harvester ant. *Ecol. Entomol.,* 31: 423–429.

CABI. 2022. *Messor barbarus structor*. CABI Compendium. doi:10.1079/cabicompendium.115584, CABI International.

Cammeraat, E.L.H., Risch, A.C. 2008. The impact of ants on mineral soil properties and processes at different spatial scales. *Journal of Applied Entomology*, 132: 285-294.

Cammeraat, L.H., Willott, S.J., Compton, S.G., Incoll, L.D. 2002. The effects of ants' nests on the physical, chemical and hydrological properties of a rangeland soil in semi-arid Spain. *Geoderma*, 105: 1–20. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00085-4.

Cole, A.C. 1932a. The relation of the ant, *Pogonomyrmex occidentalis* Cr., to its habitat. *Ohio State Univ. Press*., 2: 133–146.

Cole, A.C. 1932b. The ant, *Pogonomyrmex occidentalis*, Cr., associated with plant communities. *Ohio State Univ. Press*., 1: 10–20.

Cole, A.C. 1968. *Pogonomyrmex* harvester ants. University of Tennessee, Knoxville, TN.

Crist, T.O., Wiens, J.A. 1996. The distribution of ant colonies in a semiarid landscape: implications for community and ecosystem processes. *Oikos*, 76: 301–311.

Crowell, H.H. 1963. Control of the western harvester ant, *Pogonomyrmex*

occidentalis, with poisoned baits. *J. Econ. Entomol.,* 56: 295–298.

Daehler, C. C., Carino, D. A. 2000. Predicting invasive plants: Prospects for a general screening system based on current regional models. *Biological Invasions*, 2(2): 93–102. https://doi.org/10.1023/A:1010002005024

Daehler, C. C., Denslow, J. S., Ansari, S., Kuo, H. C. 2004. A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific Islands. *Conservation Biology*, 18(2): 360–368. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00066.x

Day, J.D., Bishop, T.B., St. Clair, S.B. 2018. Fire and plant invasion, but not rodents, alter ant community abundance and diversity in a semi-arid desert. *Ecosphere*, 9: e02344.

DEFRA. 1995. UK Non-native Organism Risk Assessment User Manual, Version 3.3.

Degri, M., Sharah, H., Maina, Y., Musa, H.S. 2013. The effect of harvester ants (*Messor* spp.) nests on farmers' productivity in semi-arid zone of Maiduguri, Nigeria*. J. Environ. Iss. Agric. Develop. Count*., 5: 34.

De Almeida, T., Blight, O., Mesléard, F., Bulot, A., Provost, E., Dutoit, T. 2020. Harvester ants as ecological engineers for Mediterranean grassland restoration: impacts on soil and vegetation. *Biol. Conserv*., 245: 108547.

De Jong, G.D. 2015. Density of nests of the western harvester ant, *Pogonomyrmex occidentalis* (Hymenoptera: Formicidae) in suburban and urban environments of metropolitan Denver, Colorado. *Urban Naturalist.,* 7: 1–4.

DeMers, M.N. 1993. Roadside ditches as corridors for range expansion of the western harvester ant (*Pogonomyrmex occidentalis* Cresson). *Landsc. Ecol*., 8: 93–102.

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.-C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jaríc, I., Salles, J.-M., Bradshaw, C.J.A., Courchamp, F. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*, 592(7855): 7855. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6.

Díaz, M. 1992. Spatial and temporal patterns of granivorous ant seed predation in cereal crop areas of central Spain. *Oecologia*, 91: 561e568.

Dibner, R.R., Doak, D.F., Lombardi, E.M. 2015. An ecological engineer maintains consistent spatial patterning, with implications for communitywide effects. *Ecosphere*, 6: 1–17.

Espadaler, X., Bernal. V. 2003. Exotic ants in the Canary Islands (Hymenoptera, Formicidae). *Vieraea*, 31: 1-7.

FAO. 2003. Pest risk analysis for quarantine pests including analysis of environmental risks. International Standards for Phytosanitary Measures. In Publication No. 11. Rev. 1. FAO (p. 16). Rome.

Fritz, R.F., Vickers, W.A. 1942. Damage to highways by the moundbuilding prairie ant*. J. Econ. Entomol*., 35: 725–727.

Frouz, J., Holec, M., Kalcík, J. 2003. The effect of *Lasius niger*

(Hymenoptera, Formicidae) ant nest on selected soil chemical properties. *Pedobiologia*, 47(3): 205-2012.

Gippet, J.M.W., Bertelsmeier, C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *PNAS*, 118(14), e2016337118 https://doi.org/10.1073/pnas.2016337118

Gómez, K., Espadaler, X. 2006. Exotic ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Balearic Islands. *Myrmecologische Nachrichten*, 8: 225-233.

Gómez, J.M., Schupp, E.W., Jordano, P. 2019. Synzoochory: the ecological and evolutionary relevance of a dual interaction. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc*., 94: 874–902.

Gordon, W.M. 1943. Airplane runways damaged by ants. *J. Econ. Entomol*., 36: 354.

Gordon, D.M., Dektar, K.N., Pinter-Wollman, N.. 2013. Harvester ant colony variation in foraging activity and response to humidity. *PLoS One*., 8: e63363.

Gosselin, E.N., Holbrook, J.D., Huggler, K., Brown, E., Vierling, K.T., Arkle, R.S., Pilliod, D.S. 2016. Ecosystem engineering of harvester ants: effects on vegetation in a sagebrush-steppe ecosystem. *West. N. Am. Nat*., 76: 82–89.

Guénard, B., Weiser, M.D., Gómez, K., Narula, N., Economo, E.P. 2017. The global ant biodiversity informatics (GABI) database: Synthesizing data on the geographic distribution of ant species (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecol. News*, 24: 83–89.

Hensen, I. 2002. Seed predation by ants in south-eastern Spain (Desierto de Tabernas, Almería). *Anales de Biología*, 24: 89-96.

Hernández-Teixidor, D., Pérez-Delgado, A.J., Suárez, D., Reyes-López, J. 2020. Six new non-native ants (Formicidae) in the Canary Islands and their possible impacts. *Journal of Applied Entomology*. https://doi.org/10.1111/jen.12751

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

Holbrook, J.D., Pilliod, D.S., Arkle, R.S., Rachlow, J.L., Vierling, K.T., Wiest, M.M. 2016. Transition of vegetation states positively affects harvester ants in the Great Basin, United States. *Rangel. Ecol. Manag*., 69: 449–456.

Holway, D.A., Lach, L., Suarez, A.V., Tsutsui, N.D., Case, T.J. 2002. The causes and consecuences of ant invasions. *Annual Review of Ecology and Systematics,* 33: 181-233. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150444

Itzhak, M.J.J. 2008. Seed harvester and scavenger ants along roadsides in Northern Israel. *Zool. Middle East*., 44: 75–82.

Jílková, V., Sebek, O., Frouz, J. 2012. Mechanisms of pH change in wood ant (*Formica polyctena*) nests. *Pedobiologia*, 55: 247-251.

Johnson, R.A. 2000. Habitat segregation based on soil texture and body size in the seed-harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *P. barbatus. Ecol. Entomol*., 25: 403–412.

Johnson, R.A. 2001. Biogeography and community structure of North American seed-harvester ants. *Annu. Rev. Entomol*., 46: 1–29.

Jones, J.B., Wagner, D. 2006. Microhabitat-specific controls on soil respiration and denitrification in the Mojave Desert: the role of harvester ant nests and vegetation. *West. N. Am. Nat*., 66: 426–433.

Kirkham, D.R., Fisser, H.G. 1972. Rangeland relations and harvester ants in northcentral Wyoming. *J. Range Manag*., 25: 55–60.

Kiunsi, R.B. 2010. The role of foraging (harvester) ants, *Messor cephalotes*, in land degradation in Meserani area Monduli District, Tanzania. *Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management*, 3(1): 55-61.

Klotz, J.H., Schmidt, J.O., Pinnas, J.L. 2005. Consequences of harvester ant incursion into urbanized areas: a case history of sting anaphylaxis. *Sociobiology*, 45: 1–10.

Krushelnycky P,D. 2015. Ecology of some lesser-studied introduced ant species in Hawaiian forests. *Journal of Insect Conservation*, 19: 659-667.

Lavigne, R.J. 1966. Individual mound treatments for control of the western harvester ant, Pogonomyrmex occidentalis, in Wyoming. *J. Econ. Entomol.,* 59: 525–532.

Lei, S.A. 2000. Ecological impacts of seed harvester ants on soil attributes in a Larrea-dominated shrubland. *West. N. Am. Nat.,* 60: 439–444.

Lockwood, J. L. et al., 2019. When pets become pests: The role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Front. Ecol. Environ*., 17: 323–330.

Maceda-Veiga, A., Escribano-Alacid, J., Martínez-Silvestre, A., Verdaguer, I., MacNally, N. 2019. What's next? The release of exotic pets continues virtually unabated 7 years after enforcement of new legislation for managing invasive species. *Biol. Invasions*, 21: 2933–2947.

MacMahon, J.A., Mull, J.F., Crist, T.O. 2000. Harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.): their community and ecosystem influences. *Annu. Rev. Ecol*., 31: 265–295.

Martín-Perea, D., Fesharaki, O., Domingo, M.S., Gamboa, S.,Hernández Fernández, M. 2019. *Messor barbarus* ants as soil bioturbators: implications for granulometry, mineralogical composition and fossil remains extraction in Somosaguas site (Madrid basin, Spain). Catena, 172, 664-677.

McGlynn, T.P. 1999. The worldwide transfer of ants: geographical distribution and ecological invasions. *Journal of Biogeography*, 26(3): 535-548.

Moreira, D., Morais, V.D., Vieira-da-Motta, O., Campos-Farinha, A.E.D.C., & Tonhasca Jr, A. 2005. Ants as carriers of antibiotic-resistant bacteria

in hospitals. *Neotropical Entomology*, 34(6): 999-1006.

Morgun, A., Golichenkov, M. 2015. Contribution of ants in modifying of soil acidity and particle size distribution. Geophysical Research Abstracts, 17, EGU2015-1070-3.

Negron, J. 2023. "Formicidae" (On-line), Animal Diversity Web. Accessed September 18, 2024 at https://animaldiversity.org/accounts/Formicidae/

Nicolai, N. 2019. Ecological engineers' nests benefit plant recovery following fire in a semiarid grassland, New Mexico, USA. J. Veg. Sci., 30: 709–719.

Nicolai, N., Boeken, B.R. 2012. Harvester ants modify seed rain using nest vegetation and granivory. *Ecol. Entomol*. 37: 24–32.

Nicolai, N., Smeins, F.E., Cook, J.L. 2008. Harvester ant nests improve recovery performance of drought impacted vegetation in grazing regimes of semiarid savanna, Texas. *Am. Midl. Nat*. 160: 29–40.

NNSS (GB Non-native Species Secretariat). 2020. GB Non-native Species Rapid Risk Assessment (NRRA). Rapid Risk Assessment of: *Crematogaster scutellaris* Olivier (Mediterranean acrobat ant). 13 pp.

NOBANIS. 2024. Available from http://www.NOBANIS.org. Data of access 28/11/2024.

Orou, N., Csosz,S., Arnan, X., Pol, R.G., Arthofer, W., Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M. 2023. *Messor erwini* sp. n., a hitherto cryptic harvester ant in the Iberian Peninsula. *Zoologischer Anzeiger*, 307: 36-53.

Panetta, F. 1993. A system of assessing proposed plant introductions for weed potential. *Plant Protection Quarterly*, 8(1): 10–14.

Paolini, K.E., Modlin, M., Suazo, A.A., Pilliod, D.S., Arkle, R.S., Vierling, K.T., Holbrook, J.D. 2020. Havester ant seed removal in an invaded sagebrush ecosystem: Implications for restoration. *Ecology and Evolution*, 10: 13731-13741. DOI: 10.1002/ece3.6963

Patoka, J., et al., 2018. Invasive aquatic pets: Failed policies increase risks of harmful invasions. *Biodivers. Conserv*., 27: 3037–3046.

Peters, H.A., Chiariello, N.R., Mooney, H.A., Levin, S.A., Hartley, A.E. 2005. Native harvester ants threatened with widespread displacement exert localized effects on serpentine grassland plant community composition. *Oikos*, 109: 351–359.

Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4): 239–251. https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297

Pirk, G.I., De Casenave, J.L. Pol, R.G, Marone, L., Milesi, F.A. 2009. Influence of temporal fluctuations in seed abundance on the diet of harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.) in the central Monte desert, Argentina. *Austral. Ecol*., 34: 908–919.

Pol, R.G., Lopez de Casenave, J., Pirk, G.I. 2011. Influence of temporal fluctuations in seed abundance on the foraging behaviour of harvester ants (*Pogonomyrmex* spp.) in the central Monte desert, Argentina.

Austral. Ecol., 36: 320–328.

Plowes, N.J.R., Johnson, R.A., Hölldobler, B. 2013. Foraging behavior in the ant genus *Messor* (Hymenoptera: Formicidae: Myrmicinae). *Myrmecological News*, 18: 33-49.

Prins, A.J., Robertson, H.G., Prins, A. 1990. Pest ants in urban and agricultural areas of southern Africa, pp. 25–33. Westview Press, Boulder, CO.

Race, S.R. 1964. Individual colony control of the western harvester ant, *Pogonomyrmex occidentalis. J. Econ. Entomol*., 57: 860–864.

Reichard, S. H., Hamilton, C. W. 1997. Predicting Invasions of Woody Plants Introduced into North America. *Conservation Biology*, 11(1): 193–203. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95473.x

Reyes. J., Espadaler, X. 2005. Tres nuevas especies foráneas de hormigas para la Península Ibérica (Hymenoptera, Formicidae). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa,* 36: 263-265.

Salas-Araiza, M.D., Lara-Álvarez, L.G., Martínez-Jaime, O.A., Díaz-García, J.A. 2020. Chemical control of *Pogonomyrmex barbatus* with corn attractants, in Irapuato, Guanajuato, Mexico. *Agron. Mesoam*., 31: 69–75.

Schifani, E. 2019. Exotic ants (Hymenoptera, Formicidae) invading Mediterranean Europe: a brief summary over about 200 years of documented introductions. *Sociobiology*, 66(2), 198-208.

Schlick-Steiner, B.C., Steiner, F.M., Stauffer, C., Buschinger, A. 2005. Life history traits of a European Messor harvester ant. *Insect. Soc*., 52: 360-365. DOI 10.1007/s00040-005-0819-8

Schooley, R.L., Wiens, J.A. 2003. Spatial patterns, density dependence, and demography in the harvester ant, Pogonomyrmex rugosus in semi-arid grasslands. *J. Arid Environ.,* 53: 183–196.

Sharp, L.A., Barr, W.F. 1960. Preliminary investigations of harvester ants on southern Idaho ranges. *Rangel. Ecol. Manag*., 13: 131–134.

Schmasow, M.S., Robertson, I.C. 2016. Selective foraging by *Pogonomyrmex salinus* (Hymenoptera: Formicidae) in semiarid grassland: implications for a rare plant. *Environ. Entomol*., 45: 952–960.

Snyder, S.R., Crist, T.O., Friese, C.F. 2002. Variability in soil chemistry and arbuscular mycorrhizal fungi in harvester ant nests: the influence of topography, grazing and region. *Biol. Fertil. Soils*., 35: 406–413.

Solida, L., Celant, A., Luiselli, L., Grasso, D.A., Mori, A., Fanfani, A. 2011. Competition for foraging resources and coexistence of two syntopic species of Messor harvester ants in Mediterranean grassland. *Ecological Entomology*, 36: 409-416. DOI: 10.1111/j.1365-2311.2011.01287.x

Soule, P.T., Knapp, P.A. 1996. The influence of vegetation removal by western harvester ants (Pogonomyrmex owyheei) in a relict area of sagebrush-steppe in central Oregon. *Am. Midl. Nat.,* 136: 336–345.

Staab, M. 2019. Plagiolepis alluaudi Emery, 1894, a globally spreading

exotic ant (Hymenoptera, Formicidae) newly recorded from Tenerife (Canary Islands, Spain). *Journal of Hymenoptera Research*, 74, 83.

Steiner, F.M., Seifert, B., Grasso, D.A., Le Moli, F., Arthofer, W., Stauffer, C., Crozier, R.H., Schlick-Steiner, B.C. 2011. Mixed colonies and hybridization of Messor harvester ant species (Hymenoptera: Formicidae). *Org Divers Evol,* 11: 107-134. DOI 10.1007/s13127-011-0045-3

Stringham, O.C., Lockwood, J.L. 2018. Pet problems: Biological and economic factors that influence the release of alien reptiles and amphibians by pet owners. *J. Appl. Ecol.*, 55: 2632–2640.

Taber, S.W. 1999. The world of the harvester ants. Texas A & M University Press.

Terranella, A.C., Ganz, L., Ebersole, J.J. 1999. Western harvester ants prefer nest sites near roads and trails. *Southwest. Nat.*, 44: 382–384.

Tschinkel, W.R. 2014. Nest relocation and excavation in the Florida harvester ant, *Pogonomyrmex badius. PLoS One*, 9: e112981.

Tucker, K. C., Richardson, D. M. 1995. An expert system for screening potentially invasive alien plants in South African fynbos. Journal of *Environmental Management*, 44(4): 309–338. https://doi.org/10.1016/S0301-4797(95)90347-X

Turaki, J.M., Turaki, Z.G.S., Maidoki, M.K. 2006. Spacio-temporal behaviours of harvester ant (*Messor galla* Forel) in response to different food grains. *Niger. J. Exp. Appl. Bio.*, 7: 199–204.

Turaki, Z.G.S., Turaki, J.Z., Zira, J.D., Abba-Masta, A.B. 2012. Estimation of haulage capacity and nest activity of different sizes of harvester ant (Messor galla Forel) for major small grain cereals in Nigeria. *J. Stored Prod. Postharvest Res.*, 3: 83–86.

Usnick, S., Hart, R. 2002. Western harvester ants' foraging success and nest densities in relation to grazing intensity. *Great Plains Res.*, 1: 261–273.

Uhey, D.A., Cummins, G.C., Rotter, M.C., Lassiter, L.S., Whitham, T.G. 2021b. Hiking trails increase abundance of harvester ant nests at West Clear Creek, Arizona. *Southwest. Entomol.*, 46: 403–411.

Uhey, D.A., Hofstetter, R.W. 2022. From pest to keystone species: ecosystem influences and human perceptions of Harvester ants (Pogonomyrmex, Veromessor, and Messor spp.). Annals of the Entomological Society of America, 115(2): 127-140. https://doi.org/10.1093/aesa/saab046

Wagner, D., Brown, M.J., Gordon, D.M. 1997. Harvester ant nests, soil biota and soil chemistry. *Oecologia.*, 112: 232–236.

Wagner, D., Jones, J.B. 2004. The contribution of harvester ant nests, Pogonomyrmex rugosus (Hymenoptera, Formicidae), to soil nutrient stocks and microbial biomass in the Mojave Desert. *Environ. Entomol.*, 33: 599–607.

Wagner, D., Jones, J.B. 2006. The impact of harvester ants on decomposition, N mineralization, litter quality, and the availability of N

to plants in the Mojave Desert. *Soil Biol. Biochem*., 38: 2593–2601.

Wagner, D., Jones, J.B., Gordon, D.M. 2004. Development of harvester ant colonies alters soil chemistry. *Soil Biology and Biochemistry*, 36: 797-804.

Wang, Z., Zeng, J., Ran, H., Meng, W., Zhou, S., Davies, A.B., Liu, C. 2023. Monitoring the online ant trade reveals high biological invasion risk. *Biological Conservation*, 282, 110038.

Ward, D.F., Beggs, J.R., Clout, M.N., Harris, R.J., O'Connor, S. 2006. The diversity and origin of exotic ants arriving in New Zealand via human-mediated dispersal. *Diversity and Distributions*, 12: 601-609.

Weber, E., Gut, D. 2004. Assessing the risk of potentially invasive plant species in central Europe. *Journal for Nature Conservation*, 12(3): 171–179. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2004.04.002

Whitford, W.G. 1978. Foraging in seed-harvester ants, *Pogonomyrmex* spp. *Ecology*., 59: 185–189.

Whitford, W.G., Jackson, E. 2007. Seed harvester ants (*Pogonomyrmex rugosus*) as "pulse" predators. *J. Arid Environ.,* 70: 549–552.

Wiernasz, D.C., Cole, B.J. 1995. Spatial distribution of *Pogonomyrmex occidentalis*: recruitment, mortality and overdispersion. *J. Anim. Ecol*., 1: 519–527.

Wight, J.R., Nichols, J.T. 1966. Effects of harvester ants on production of a saltbush community. *J. Range Manag*., 19: 68–71.

Willard, J.R., Crowell, H.H. 1965. Biological activities of the harvester ant, *Pogonomyrmex owyheei*, in central Oregon. *J. Econ. Entomol*. 58: 484–489.

Fecha de realización de la ficha: julio de 2025