

Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia Exotic ants in urban environments of Santa Marta, Colombia

Jhoan Roncallo , Lina María Ramos Ortega* , Roberto J. Guerrero  y Hubert Sierra 

Grupo de investigación en Insectos Neotropicales, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia

Resumen

Se caracterizó la fauna de hormigas exóticas, evaluando su incidencia y variación en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta. Como una aproximación de la heterogeneidad del paisaje urbano, se establecieron tres tipos de ambientes: parques distritales, parques temáticos y zonas naturales, los cuales exhiben diferencias principales en la cobertura arbórea y en la cobertura gris. En total, se seleccionaron 16 sitios distribuidos en los tres ambientes; cada sitio fue muestreado cuatro veces teniendo en cuenta las épocas climáticas. Las trampas de caída, sacos mini-Winkler, cebos y colecta manual fueron los métodos para recolectar las hormigas tanto nativas como exóticas. Se analizaron y compararon la riqueza y abundancia de especies de hormigas exóticas y nativas entre ambientes, microhábitats y épocas climáticas. Se registró la distribución en Colombia, así como información sobre su posible origen y distribución nativa para cada una de las especies exóticas encontradas. Se recolectaron siete subfamilias, 42 géneros, 88 especies y nueve morfoespecies. De las 97 especies recolectadas solo ocho corresponden a especies exóticas. Los parques urbanos registraron la mayor riqueza de especies exóticas a escalas espacial y temporal. Las frecuencias de captura y las curvas de rango-abundancia indican que *Pheidole indica* es la especie predominante en los parques distritales, mientras que *Paratrechina longicornis* y *Trichomyrmex destructor* son las más frecuentes en los parques temáticos. *Paratrechina longicornis*, *Monomorium pharaonis* y *Tapinoma melanocephalum* son de amplia distribución en Colombia; mientras que *P. indica*, *T. destructor*, *Tetramorium lanuginosum*, *T. simillimum* y *Cardiocondyla emeryi* se han registrado en pocas localidades en el país. Las áreas con mayores cobertura y diversidad vegetal presentaron un menor número de especies exóticas (zonas naturales y parques temáticos), mientras que aquellas con mayores superficies de concreto y una menor cobertura vegetal (parques distritales), concentraron mayores riqueza y abundancia de hormigas exóticas.

Palabras clave: especies invasoras; hormigas urbanas; pérdida de biodiversidad, urbanización

Abstract

The fauna of exotic ants was characterized, evaluating its incidence and variation in urban environments of the city of Santa Marta. As an approximation of the heterogeneity of the urban landscape, three types of environments were established: district parks, theme parks and natural areas, which exhibit main differences in tree and gray cover. In total, 16 sites distributed in the three environments were selected; each site was sampled four times considering the climatic seasons. Pitfall traps, mini-Winkler extractors, baits, and manual collection were the methods used to collect both native and exotic ants. The richness and abundance of exotic and native ant species between environments, microhabitats and climatic seasons were analyzed and compared. The distribution in Colombia was recorded, as well as information on its possible origin and native distribution for each of the exotic species recorded. Seven subfamilies, 42 genera, 88 species and nine morphospecies were collected. Of the 97 species collected just eight correspond to exotic species. Urban parks recorded the highest richness of exotic species on a spatial and temporal scale. The capture frequencies and range-abundance curves indicate that *Pheidole indica* is the predominant species in district parks, while *Paratrechina longicornis* and *Trichomyrmex destructor* are the most frequent in theme parks. *Paratrechina longicornis*, *Monomorium pharaonis*, and *Tapinoma melanocephalum* are widely distributed in Colombia, while *P. indica*, *T. destructor*, *Tetramorium lanuginosum*, *T. simillimum*, and *Cardiocondyla emeryi* have been recorded from few localities in the country. The spatial variation trend in this study indicates that there is a greater number of exotic ants in areas with less environmental heterogeneity, as is the case of district parks, as well as a lower proportion of these species in preserved natural areas.

Key words: invasive species; urban ants; biodiversity loss; urbanization

***Autor de correspondencia:**

linaramosmo@unimagdalena.edu.co

Editor: Yamid Arley Mera Velasco

Recibido: 07 de agosto de 2022

Aceptado: 04 de noviembre de 2022

Publicación en línea: 18 de noviembre de 2022

Citar como: Roncallo, J., Ramos Ortega L. M., Guerrero, R.J. y H. Sierra, H. 2022. Las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. *Intropica* 17(2): 202-217.

<https://doi.org/10.21676/23897864.4758>.



Introducción

Las especies exóticas, también denominadas como introducidas o no nativas, son todas aquellas que se encuentran fuera de su distribución geográfica original, las cuales han sido incorporadas de manera intencional o accidental, generalmente como resultado de actividades humanas (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) 2020). Por lo general, estas especies no cuentan con depredadores en estos nuevos entornos, lo cual conlleva a que sus poblaciones aumenten significativamente y, en consecuencia, se favorezca el asentamiento de las poblaciones exóticas en un ecosistema determinado (Aguirre y Mendoza, 2009; Badii *et al.*, 2015).

La introducción de especies, ya sea accidental o de forma deliberada, perjudica a las poblaciones de las especies nativas, modificando su composición y, a su vez, las interacciones ecológicas. Por lo tanto, pueden afectar el equilibrio ecológico de los ecosistemas terrestres, dulceacuícolas o marinos (Conabio, 2020). Como consecuencia, esta introducción de organismos representa la segunda fuente de pérdida de biodiversidad a nivel global (Badii *et al.*, 2015).

Del mismo modo, las especies exóticas logran ser una gran amenaza para la economía toda vez que afectan negativamente la actividad agrícola y pecuaria. También, existen insectos exóticos capaces de generar impactos negativos en el sector de la construcción al provocar grandes daños a ciertas infraestructuras, lo cual genera un gasto adicional en reparación (Chacón de Ulloa, 2003; Schuttler y Karez, 2008).

Las hormigas se encuentran entre las especies exóticas de mayor impacto (Holway *et al.*, 2002) y a nivel mundial más de 250 especies han establecido sus poblaciones fuera de sus áreas de distribución nativas (Bertelsmeier, 2021). Diecinueve de ellas están registradas en la lista de especies invasoras de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Angulo *et al.*, 2022), de las cuales cinco especies figuran entre las 100 peores especies invasoras del mundo (Lowe *et al.*, 2000). Además, se han propuesto cerca de 20 especies de hormigas como potencialmente invasoras o superinvasoras (Fournier *et al.*, 2019).

En Colombia se han registrado alrededor 509 especies exóticas, que corresponden principalmente a plantas (264) y animales (228) (Baptiste *et al.*, 2020), de las cuales 20 corresponden a hormigas (Dekoninck *et al.*, 2019). En el departamento del Magdalena, en particular, se han reportado cuatro especies, *Monomorium pharaonis* (Linnaeus, 1758), *Paratrechina*

longicornis (Latreille, 1802), (Dekoninck *et al.*, 2019), *Pheidole indica* Mayr, 1879 (Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020) y *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (García-Avendaño y Guerrero, 2018). Estas dos últimas también se han observado en la ciudad de Santa Marta.

Algunas características biológicas y ecológicas convierten a las hormigas en invasores altamente exitosos, por ejemplo, su estructura de supercolonia, su alta capacidad reproductiva y su gran habilidad para monopolizar los recursos ambientales superando a las especies nativas (Bertelsmeier *et al.*, 2017; Arnan *et al.*, 2018). Asimismo, el pequeño tamaño de las hormigas, sus hábitos de anidación generalista, y su frecuente asociación con perturbaciones ambientales o del hábitat (Fournier *et al.*, 2019) favorecen su fácil transporte por parte de los humanos, además de facilitar su establecimiento y posterior dispersión (Bertelsmeier *et al.*, 2018). No obstante, para que las hormigas exóticas puedan ser causantes de problemas ecológicos, primero deben superar cuatro etapas esenciales (Dekoninck *et al.*, 2019): el transporte, la introducción a un nuevo hábitat; el establecimiento (reproducción y aumento del tamaño poblacional) y, por último, la denominada expansión, que es la causante del desplazamiento de las especies nativas (Dekoninck *et al.*, 2019).

La ciudad de Santa Marta ha tenido un incremento en su población, pasando de 220 557 a 546 979 habitantes en la zona urbana entre 1985 y 2021 (Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE), 2021). Este crecimiento poblacional, debido a múltiples situaciones de orden social y económico, ha tenido como consecuencia el aumento de las zonas urbanas, en donde también se han visto seriamente afectados los fragmentos de bosque seco tropical (BST) (ecosistema que predomina en la ciudad), provocando una reducción sustancial de su cobertura y extensión (Carbonó y López, 2005). Así, las modificaciones realizadas por el hombre a través de la urbanización se han convertido en la principal vía para el asentamiento de las hormigas no nativas, las cuales suelen adaptarse mejor en zonas altamente perturbadas (Josens *et al.*, 2016).

Dados a los posibles problemas ecológicos, económicos y de salud pública que pueden causar las hormigas exóticas y los escasos estudios que hay sobre estas especies en la zona urbana de la ciudad de Santa Marta, se hace necesaria la caracterización de esta fauna en la capital del Magdalena, evaluando su incidencia y variación en diferentes ambientes urbanos de la ciudad.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de Santa Marta está situada al norte de Colombia (11°14'50" N y 74°12'06" O) a una altitud de 2 msnm (figura 1) y, presenta una extensión total de 2393,35 km² de los cuales

55,10 km², corresponden al área urbana (Planeación Distrital de Santa Marta, 2020). La temperatura promedio anual es de 27 °C y la precipitación promedio anual es de 608,8 mm. La región presenta un régimen de lluvias unimodal, con un período seco distribuido entre diciembre y marzo, y con las mayores precipitaciones en los meses de octubre y noviembre (Rangel y Carvajal-Cogollo, 2012).

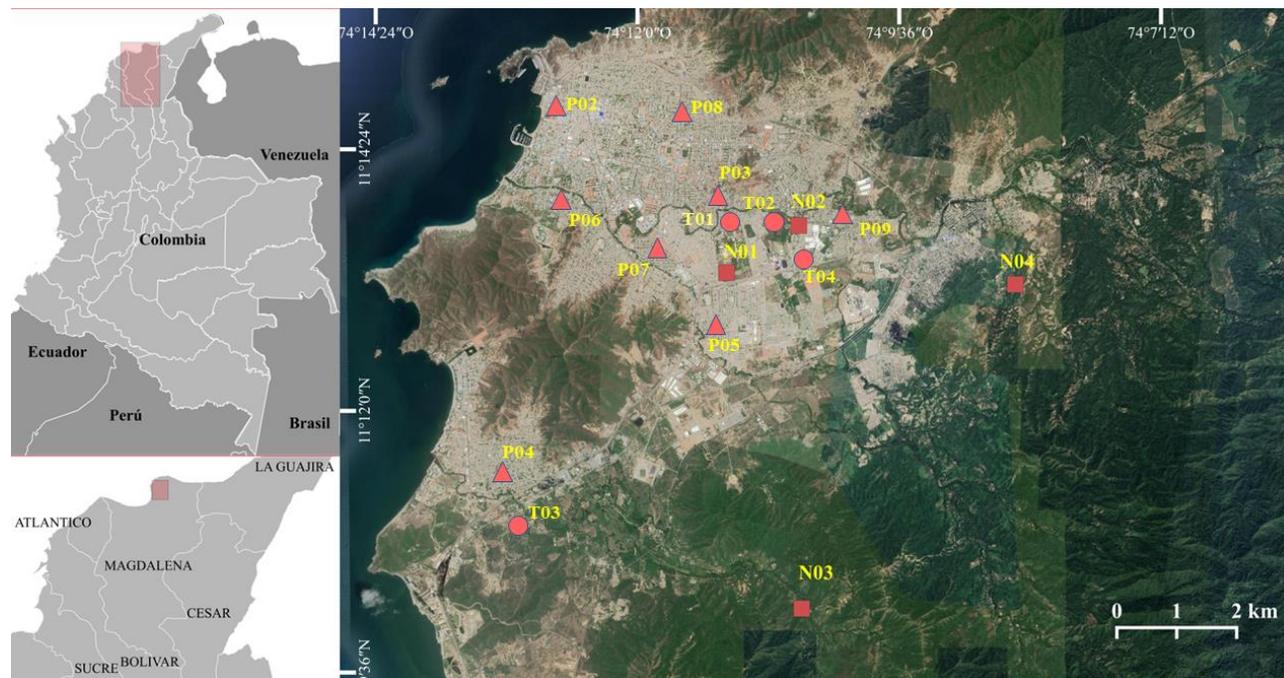


Figura 1. Mapa indicando los sitios de muestreo para cada ambiente urbano de la ciudad de Santa Marta, Colombia. Parques distritales (P= triángulos); parques temáticos (T= círculos); zonas naturales (N= cuadrados). Imágenes generadas en QGIS v3.16.

La cobertura vegetal predominante en estas zonas está caracterizada por bosques y matorrales de piso isomegatérmico (temperaturas altas y constantes durante todo el año), con caracteres xeromórficos pronunciados debido a que la temporada sin lluvias es más prolongada, alcanzando nueve meses al año (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992; Carbonó-Delaho *et al.*, 2013). De acuerdo con las características fisonómicas y florísticas, estas formaciones vegetales son definidas como las de un zonobioma subxerofítico tropical (Hernández-Camacho y Sánchez, 1992).

Como una aproximación de la heterogeneidad del paisaje urbano de la ciudad de Santa Marta, se establecieron tres tipos de ambientes: a) zonas naturales; b) parques temáticos y c) parques distritales, diferenciados principalmente por características como el área, la riqueza vegetal, la densidad de árboles y la cobertura gris. En primer lugar, las zonas naturales están representadas por fragmentos urbanos y periurbanos de BST, de los cuales se seleccionaron cuatro sitios de muestreo,

cuyas áreas son objeto de conservación (tabla 1). Por su parte, el ambiente de parques temáticos corresponde a cuatro sectores que son de acceso limitado al público y en cuyos espacios las zonas verdes son amplias y se promueve una relación positiva con la naturaleza (tabla 1). Finalmente, los parques distritales son un tipo de ambiente urbano en donde el acceso al público es libre y continuo y, las zonas verdes o de jardinerías son menos abundantes, pero en cambio hay una mayor área o superficies de concreto a sus alrededores, que en muchos casos corresponden a escenarios deportivos y máquinas para el ejercicio físico al aire libre (tabla 1).

En total, se seleccionaron 16 sitios distribuidos en los tres ambientes mencionados anteriormente, intentando cubrir los cuatro puntos cardinales de la ciudad. De esta forma, buscó tener una cobertura espacial representativa del área urbana. También se tuvieron en cuenta aspectos como el uso que tienen estos espacios para la recreación, así como su importancia ambiental y cultural para los habitantes de la ciudad.

Tabla 1. Sitios de muestreo considerados para el estudio de las hormigas exóticas asociadas a fragmentos de bosque seco y ambientes urbanos en Santa Marta, Colombia.

Ambiente	Sitio	Extensión (ha)
Parques distritales (PD)	P. Simón Bolívar (P01), P. Avenida del Río (P03), P. Gaira (P04), P. de la Vida (P05), P. Manzanares (P06), P. de la Equidad (P07), P. Los Almendros (P08), P. Los Trupillos (P09)	0,1-1,0
Parques temáticos (PT)	Campus Universidad del Magdalena (T01), Jardín Botánico Quinta de San Pedro Alejandrino (T02), Centro Recreacional Teyuna (T03), Parque del Agua (T04)	3,3-13
Zonas naturales (ZN)	Fragmento de bosque seco Universidad del Magdalena (N01), fragmento de bosque seco Quinta de San Pedro Alejandrino (N02), Reserva La Iguana Verde (N03), Quebrada Seca (N04)	2,8-22

Muestreo de hormigas

Los datos sobre las hormigas exóticas se obtuvieron en el marco del proyecto "Diversidad de hormigas en ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta" (Ramos *et al.*, 2022), en el cual se realizaron cuatro muestreos en cada uno de los 16 sitios entre los meses de octubre-diciembre de 2019 y enero de 2020, tratando de cubrir los meses de alta (octubre y noviembre) y baja precipitación (diciembre y enero). En el caso de N04, se tienen registros a partir del mes de noviembre. La elección de los métodos de captura y el número unidades de muestreo se basaron por las recomendaciones establecidas en Guerrero *et al.* (2019).

En las zonas naturales, la captura de las hormigas se realizó empleando un total de 30 trampas de caída (*pitfall*) en cada sitio y entre 5-10 cuadrantes de 1 m² de hojarasca para la extracción en los sacos mini-Winkler. Se instalaron 15 cebos de proteína y carbohidratos con un tiempo de acción de 30 minutos y se recolectaron manualmente las hormigas asociadas a la vegetación por el lapso de una hora. Por su parte, debido a que los parques distritales y los parques temáticos carecen de algunos microhábitats (p. ej., hojarasca) y tienen alta compactación de suelo, solo se implementaron los cebos y colecta manual. En todos los casos se instaló el mismo tipo de cebo, en cantidades iguales, con el tiempo de acción contemplado en las zonas naturales. Para ampliar sobre los métodos implementados consultar Ramos *et al.* (2022).

Análisis de laboratorio

El material recolectado en campo fue sometido a un proceso de limpieza para eliminar material vegetal y sedimentos en el caso de las muestras obtenidas por los métodos *pitfall* y sacos mini-Winkler, y restos de atún y galleta para los cebos. Las muestras fueron transferidas a viales plásticos y preservadas en alcohol al 96 %, manteniendo en todos los casos los rótulos designados

en campo. Para facilitar la identificación taxonómica, las hormigas se separaron teniendo en cuenta la disparidad morfológica entre los especímenes de la misma subfamilia y entre los géneros; posteriormente, esos especímenes fueron preparados en doble montaje con alfiler. La identificación taxonómica se hizo utilizando las claves presentes en Fernández *et al.* (2019) y Camargo-Vanegas y Guerrero (2020), y comparado con fotografías de hormigas en AntWeb (2021). Tanto la separación, el montaje y el análisis morfológico como la identificación taxonómica se llevaron a cabo empleando un estereoscopio Nikon SMZ745. Los ejemplares fueron depositados en la Colección Biológica de la Universidad del Magdalena (CBUMAG).

Análisis de la información

Para el conjunto total de especies identificadas, se estableció la categoría de exótica con base en la información disponible en la literatura (Sarnat *et al.*, 2015; Dekoninck *et al.*, 2019) y el origen/distribución nativa de las especies de acuerdo con Antmaps (Guénard *et al.*, 2017). Asimismo, se generó una base de datos de presencia/ausencia y abundancia (expresada como frecuencia de captura) de las especies de hormigas exóticas halladas en los muestreos, teniendo en cuenta el método de recolección aplicado y el tipo de ambiente muestreado. No se consideraron en los análisis el método de extracción con sacos mini-Winkler, así como el sitio de muestreo N04 (Quebrada Seca) debido a que no se registró información de especies exóticas para dicho método y para ese punto de muestreo.

La riqueza de especies de hormigas exóticas se comparó entre ambientes y épocas climáticas (lluvias y seca) de manera descriptiva mediante gráficos de barras construidos utilizando Excel®. Se calculó la frecuencia de captura teniendo en cuenta los métodos de recolección empleados, la cual se definió como el número de veces que se registró una determinada especie en

cada unidad de muestreo para cada método, sin considerar el número de individuos muestreados. De forma similar, se comparó la riqueza de especies de hormigas nativas y exóticas entre los ambientes urbanos (distritales, temáticos y naturales) y microhábitats evaluados (suelo y vegetación).

Asimismo, se construyeron curvas de rango-abundancia como análisis complementario de la variación en la estructura de los ensamblajes de hormigas del suelo, considerando en conjunto a las especies nativas y exóticas. Finalmente, para cada una de las especies exóticas se registró la distribución en Colombia, así como información sobre su posible origen y distribución nativa de acuerdo con lo descrito por Dekoninck *et al.* (2019).

Resultados

Para el conjunto de ambientes urbanos muestreados, las hormigas recolectadas estuvieron agrupadas en siete subfamilias, 42 géneros, 88 especies y nueve morfoespecies. De los 97 taxones identificados, 84 fueron comunes en los fragmentos urbanos de BST, mientras que los 13 restantes se encontraron únicamente en los parques de la ciudad, y ocho

corresponden a especies exóticas. Las subfamilias Myrmicinae (59,8 %), Ponerinae (10,3 %), Formicinae (9,3 %), Pseudomyrmecinae (8,2 %) y Dolichoderinae (7,2 %) contribuyeron con cerca del 95 % de la riqueza de hormigas, cuya tendencia se mantuvo relativamente constante entre los ambientes urbanos evaluados (figura 2). La mayor riqueza de especies se registró en las zonas naturales (84 especies), seguidas de los parques temáticos (54 especies) y los parques distritales (43 especies).

Las especies de hormigas exóticas registradas en los ambientes urbanos de Santa Marta fueron: *Cardiocondyla emeryi* Forel, 1881 (Myrmicinae), *Monomorium pharaonis* (Myrmicinae), *Paratrechina longicornis* (Formicinae), *Pheidole indica* (Myrmicinae), *Tapinoma melanocephalum* (Dolichoderinae), *Tetramorium lanuginosum* Mayr, 1870 (Myrmicinae), *Tetramorium simillimum* (Smith, 1851) (Myrmicinae) y *Trichomyrmex destructor* (Jerdon, 1851) (Myrmicinae). La subfamilia predominante dentro del grupo de hormigas exóticas fue Myrmicinae con seis especies, mientras que Formicinae y Dolichoderinae registraron solo una especie.

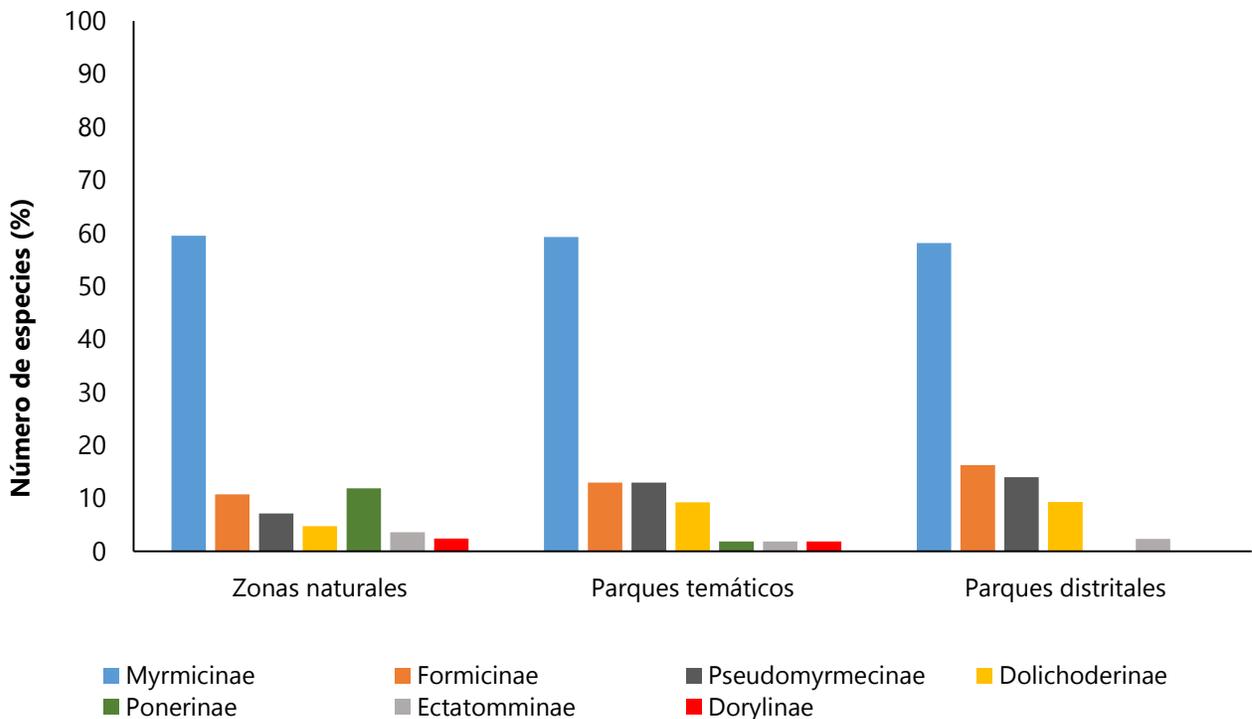


Figura 2. Porcentaje de especies de hormigas por subfamilia en los ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia.

Entre los ambientes urbanos, se registraron un mayor número de especies exóticas en los parques distritales y temáticos (promedio de= 4±1 especie) en comparación con las zonas naturales, las cuales presentaron entre una y tres especies (figura 3). Los sitios P03 (P. Avenida del Río), P06 (P. de Manzanares), P07 (P. de la Equidad) y P09 (P. Los Trupillos) concentraron el mayor número de especies dentro de la categoría de parques distritales (figura 3); mientras que, de los parques temáticos, el campus de la Universidad del Magdalena (T01) registró la mayor cantidad especies exóticas (figura 3).

A nivel temporal, se registró en general un mayor número de especies exóticas en la época lluviosa con respecto a la época seca, principalmente para los parques urbanos (tabla 2). En los parques distritales, las especies *T. melanocephalum* y *T. lanuginosum* fueron recolectadas únicamente en lluvias. Por su parte, en los parques temáticos, *M. pharaonis* fue registrada solo en época lluviosa, mientras que *C. emeryi* fue solo recolectada en la época seca. En las zonas naturales, se mantuvieron constantes entre las épocas el número de especies y las entidades registradas (tabla 2).

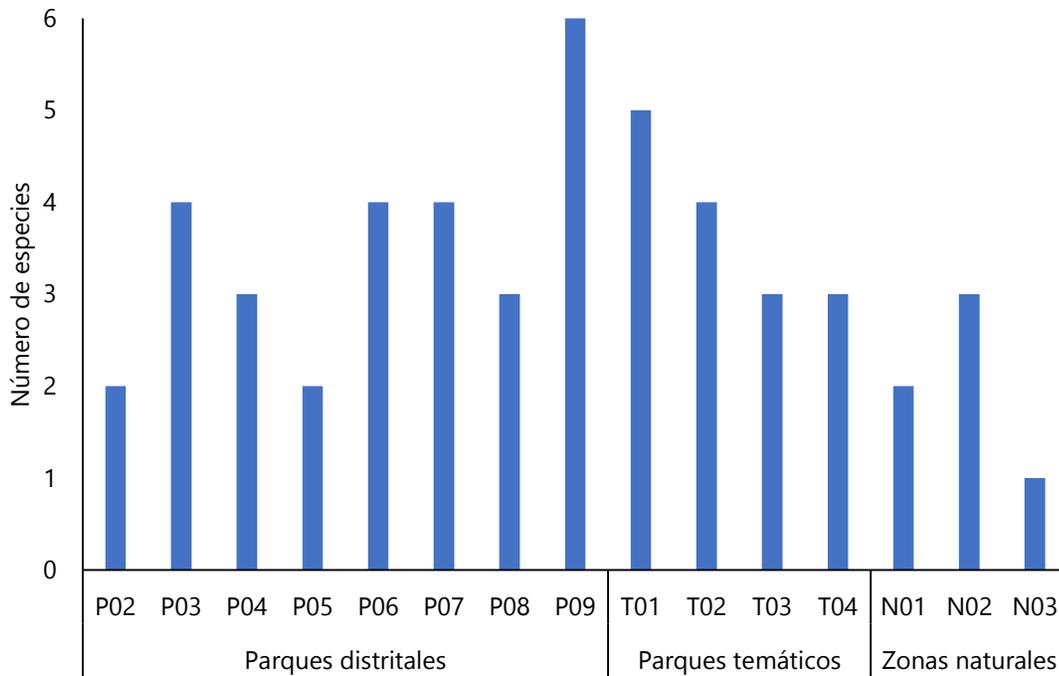


Figura 3. Riqueza de hormigas exóticas registradas en los sitios de muestreo en los ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia.

Tabla 2. Distribución espacial y temporal de las hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. Época Lluvias (LI) y época seca (Sc).

Ambiente Especie/Época	Parques distritales		Parques temáticos		Zonas naturales	
	LI	Sc	LI	Sc	LI	Sc
<i>Cardiocondyla emeryi</i> Forel, 1881				X		
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)			X			
<i>Paratrechina longicornis</i> (Latreille, 1802)	X	X	X	X	X	X
<i>Pheidole indica</i> Mayr, 1879	X	X	X			
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	X		X	X	X	X
<i>Tetramorium lanuginosum</i> Mayr, 1870	X					
<i>Tetramorium simillimum</i> (Smith, 1851)	X	X				
<i>Trichomyrmex destructor</i> (Jerdon, 1851)	X	X	X	X	X	X
Total especies	6	4	5	4	3	3

Con relación a los métodos de recolección, los cebos de proteína y colecta manual capturaron un mayor número de especies (siete especies cada uno), seguido de los cebos de carbohidrato (cinco especies) y las trampas *pitfall* (tres especies). Las frecuencias de captura indican que *P. indica* es la especie con mayor predominio en los parques distritales con valores que oscilaron entre 32 % y 44 %, seguido de *T. destructor* (tabla 3). En los parques temáticos *P. longicornis* y *T. destructor* son las

más frecuentes al considerar los cebos alimenticios, mientras que *T. melanocephalum* es la más común en la vegetación de estos ambientes (tabla 3).

C. emeryi, *M. pharaonis*, *T. lanuginosum* y *T. simillimum* fueron poco frecuentes en los parques donde se registraron (tabla 3). Por su parte, en las zonas naturales, las especies registradas presentan bajas frecuencias de captura para todos los métodos empleados (tabla 3).

Tabla 3. Frecuencia de captura (%) de las hormigas exóticas para diferentes métodos de recolección, en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. BaC: cebo carbohidrato; BaP: cebo proteína; CM: recolecta manual; Pf: trampas *pitfall*.

Ambiente Especie/método	Parque distrital			Parque temático			Zona natural			
	BaC	BaP	CM	BaC	BaP	CM	BaC	BaP	CM	Pf
<i>Cardiocondyla emeryi</i>					0,4	1,4				
<i>Monomorium pharaonis</i>						1,4				
<i>Paratrechina longicornis</i>	5,4	5,9	71,9	6,4	8,1	56,9		1,1	5,3	4,3
<i>Pheidole indica</i>	35,7	31,9	43,8	0,4	0,4					
<i>Tapinoma melanocephalum</i>			3,1	1,7		30,6	1,7	1,1	4,0	1,4
<i>Tetramorium lanuginosum</i>		0,2								
<i>Tetramorium simillimum</i>	0,9	0,7	3,1							
<i>Trichomyrmex destructor</i>	17,8	24,4	75,0	5,5	5,6	20,8			2,7	0,3

Diversidad de hormigas nativas vs. exóticas

La riqueza de especies para el ensamblaje de hormigas nativas muestra una tendencia de variación espacial en donde los ambientes con una mayor heterogeneidad ambiental (p. ej., zonas naturales, parques temáticos) concentran el mayor número de especies; tendencia que se refleja más claramente para las hormigas de la vegetación (figura 4). Para las hormigas del suelo la tendencia es variable, registrándose un mayor número de especies con el método de trampas *pitfall* en comparación con los cebos, particularmente en las zonas naturales (figura 4).

Por su parte, la variación de la riqueza de especies exóticas presenta un comportamiento opuesto al de las nativas, con un mayor número de especies en los parques urbanos (figura 4), los cuales cuentan con un mayor grado de urbanización. Aunque los parques registraron el mismo número de especies exóticas, la proporción de estas especies fue más alta en los

parques distritales (14 %) con respecto a los parques temáticos (11 %). En las zonas naturales, en cambio, las hormigas exóticas correspondieron solo al 4 % del total de especies recolectadas.

Las curvas de rango-abundancia muestran que unas pocas especies concentran una mayor fracción de los individuos del ensamblaje, tendencia que se mantiene entre los ambientes urbanos, aunque con un mayor predominio de *Ectatomma ruidum* en las zonas naturales (figura 5), mientras que las especies exóticas fueron poco frecuentes en este mismo ambiente, *P. longicornis* (2 %) y *T. melanocephalum* (1 %). Además, las curvas revelan que en los parques distritales *P. indica* y *T. destructor* son dos especies no nativas que tienen una mayor abundancia, expresada en este caso como frecuencia de captura (figura 5). En los parques temáticos, especies nativas como *E. ruidum* y *Dorymyrmex biconis* concentran la mayor frecuencia de captura del ensamblaje (figura 5). Con relación a las exóticas, *P. longicornis* es la de mayor frecuencia (10 %).

Hormigas exóticas en ambientes urbanos de Santa Marta

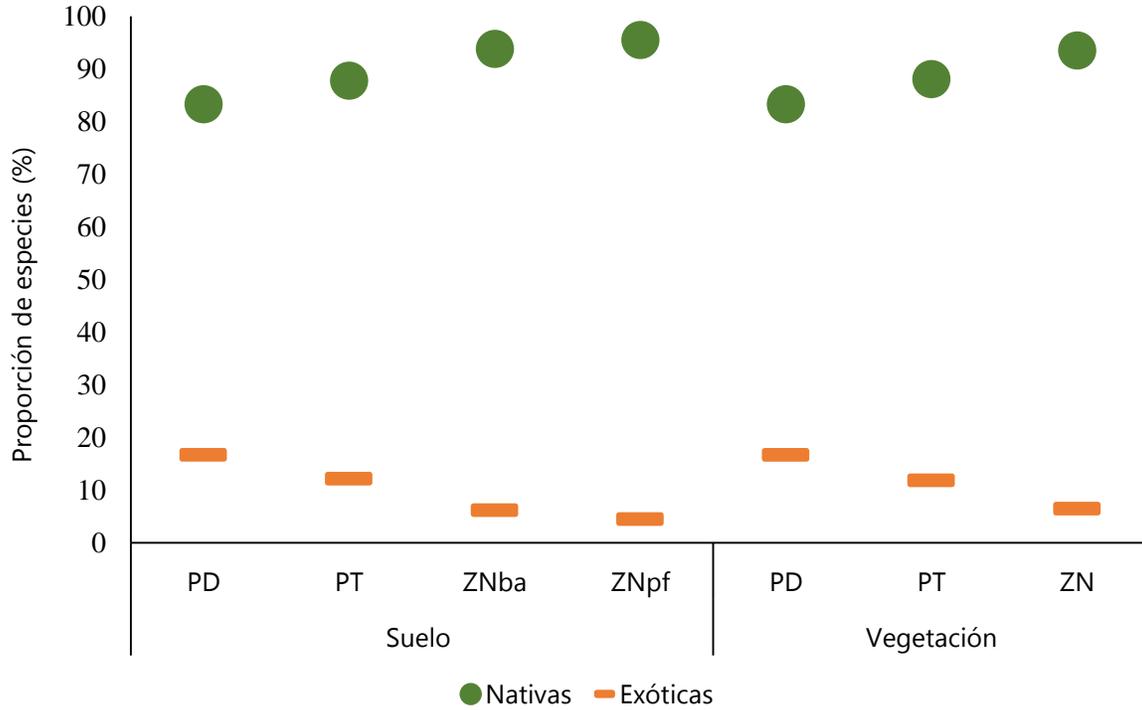


Figura 4. Proporción de la riqueza de especies nativas y exóticas para las hormigas del suelo y la vegetación en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia. Parques distritales (PD); parques temáticos (PT); Zonas naturales (ZN). Muestreo con cebos (ba) y *Pitfall* (Pf).

INTROPICA

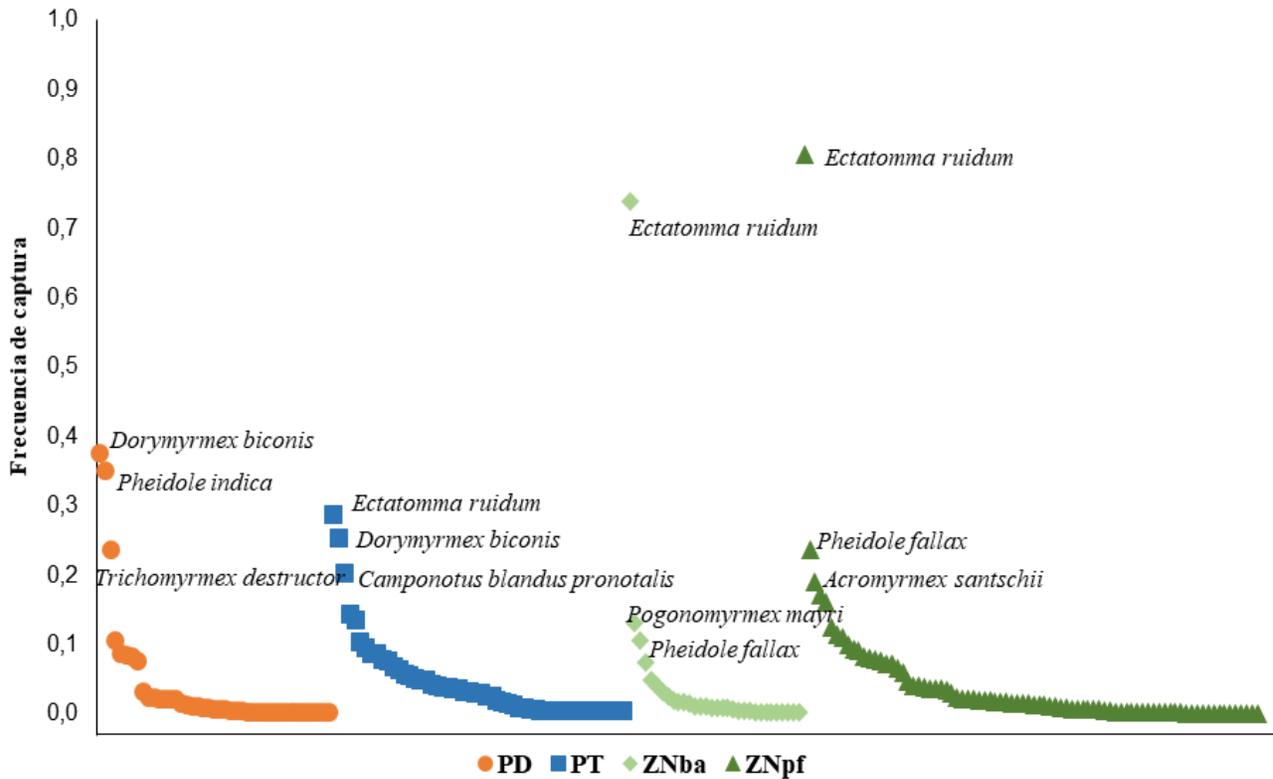


Figura 5. Curvas de rango-abundancia basada en datos de frecuencia de captura de las especies de hormigas en ambientes urbanos de Santa Marta, Colombia (se relacionan las especies con mayor frecuencia de captura en cada tipo de ambiente). Parques distritales (PD), parques temáticos (PT) y zonas naturales (ZN). Muestreo con cebos (ba) y *Pitfall* (Pf).

Distribución

Del grupo de especies exóticas, *P. longicornis*, *M. pharaonis* y *T. melanocephalum* son de amplia distribución en Colombia, mientras que *P. indica*, *T. destructor*, *T. lanuginosum*, *T. simillimum* y *C. emeryi* se han registrado en pocas localidades en el país (García-Avendaño y Guerrero, 2018; Dekoninck *et al.*, 2019; Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020).

Cardiocondyla emeryi Algunos autores sugieren que esta especie es originaria del continente africano (Dekoninck *et al.*,

2019). Actualmente se encuentra distribuida en todos los continentes, lo cual la convierte en una especie cosmopolita (Wetterer, 2012). En Colombia fue registrada por primera vez en Santander en 1995, posteriormente en los departamentos de Caldas, Tolima y Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). Con este estudio se amplía el registro de *C. emeryi* para la región Caribe colombiana. Esta especie fue recolectada en un solo tipo de ambiente (parques temáticos) en la época seca, exactamente en el campus de la Universidad del Magdalena y en el Jardín botánico de la Quinta de San Pedro Alejandrino (tabla 4).

Tabla 4. Distribución de las especies exóticas en la zona urbana de Santa Marta. Los nombres de los códigos de los sitios se presentan en la tabla 1. El asterisco (*) indica la ampliación de la distribución.

Subfamilia/Especie	Parques distritales								Parques temáticos				Zonas naturales		
	P02	P03	P04	P05	P06	P07	P08	P09	T01	T02	T03	T04	N01	N02	N03
Myrmicinae															
<i>Cardiocondyla emeryi</i> *									X	X					
<i>Monomorium pharaonis</i>									X						
<i>Pheidole indica</i>			X		X	X	X	X							
<i>Tetramorium lanuginosum</i> *								X							
<i>Tetramorium simillimum</i> *			X	X		X	X	X							
<i>Trichomyrmex destructor</i> *	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	
Formicinae															
<i>Paratrechina longicornis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Dolichoderinae															
<i>Tapinoma melanocephalum</i>								X	X	X	X	X	X	X	

Monomorium pharaonis. Es una hormiga exótica con obreras monomórficas (Sánchez, 2013) que ha invadido todos los continentes. Se piensa que esta especie empezó a invadir gran parte del planeta desde Asia tropical, de donde se considera originaria. El primer registro para Colombia fue realizado por Forel en 1899, y hasta la fecha esta especie ha sido registrada en 10 departamentos de la región Caribe, Andina y del Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). En el presente estudio se encontró durante la época de lluvia, en el parque temático del campus de la Universidad del Magdalena (tabla 4).

Paratrechina longicornis. No se conoce con exactitud el origen de *P. longicornis*, pero algunos investigadores sugieren que esta especie es originaria de África, mientras que otros proponen un origen asiático (Dekoninck *et al.*, 2019). El primero registro para Colombia fue en 1786, y con el tiempo logró convertirse en el segundo formicido exótico más ampliamente distribuido en Colombia, invadiendo 13 departamentos (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se registró en todos los ambientes

muestreados durante las dos épocas climáticas, exceptuando el parque de la Vida, en la categoría de distrital (tabla 4).

Pheidole indica. Esta especie es originaria de la región Indo-australiana y fue identificada por primera vez en Colombia por Guerrero *et al.* (2018) en la isla de San Andrés y Providencia. Camargo-Vanegas y Guerrero (2020) la registran para el territorio nacional continental, exactamente en la ciudad de Santa Marta en los cerros de Taganga. En el ambiente urbano de Santa Marta, está ampliamente distribuida en los parques distritales (tabla 4), a excepción del parque de Gaira y del Simón Bolívar. No se registró su presencia en los parques temáticos y los fragmentos urbanos de bosque seco.

Tapinoma melanocephalum. Es originaria de la región Indo-Pacífica, y en Colombia se registró por primera vez en el año 1939 (Wetterer, 2009b). Desde esa fecha se ha logrado expandir a varios departamentos colombianos, convirtiéndose en la hormiga exótica más ampliamente distribuida en el país,

registrándose en 18 departamentos (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se recolectó principalmente en los parques temáticos y los fragmentos de bosque seco (tabla 4).

Tetramorium lanuginosum. Esta especie procede de Asia tropical, aunque también probablemente de Oceanía (Wetterer, 2010b). El primer registro de esta hormiga en Colombia fue en el departamento de Santander, pero no se conoce con exactitud la fecha del registro, suponiéndose que fue entre 2000 y 2015 (Dekoninck *et al.*, 2019). Con la presente investigación se amplía el registro de esta especie para la región Caribe colombiana, siendo el segundo registro a nivel nacional (tabla 4). En este estudio se recolectaron individuos en los parques distritales durante la época seca, siendo atraídos por los cebos de proteína.

Tetramorium simillimum. Esta especie es de origen africano, y su primer registro en Colombia fue realizado por Kempf en 1972 (Dekoninck *et al.*, 2019). Posteriormente, se observó en los departamentos de Amazonas, Cauca, Meta, Risaralda y Valle del Cauca (Dekoninck *et al.*, 2019). En este estudio se amplía la distribución de esta especie para la región Caribe colombiana, donde fue recolectada en los parques distritales y en los parques temáticos (tabla 4).

Trichomyrmex destructor. El verdadero origen de esta especie es incierto. Bolton (1987) afirma que *T. destructor* es originaria del norte de África; no obstante, Wetterer (2009a) a su vez asegura que es endémica del continente asiático. A pesar de que es una hormiga altamente invasora y de distribución cosmopolita, en Colombia solo se ha registrado en el departamento del Atlántico (Dekoninck *et al.*, 2019), por lo que este estudio amplía la distribución de esta especie, convirtiéndose en el segundo registro a nivel nacional. Posteriormente, fue encontrada en la ciudad de Montería (departamento de Córdoba), mediante observación personal en abril de 2022. *T. destructor* estuvo presente en todos los ambientes muestreados en la ciudad de Santa Marta, exceptuando los fragmentos de bosque seco de la Universidad del Magdalena y de la reserva natural La Iguana Verde (tabla 4).

Discusión

Del total de especies registradas en los ambientes urbanos de la ciudad de Santa Marta un alto porcentaje correspondieron a especies nativas y propias del bosque seco, y alrededor del 8 % fueron especies categorizadas como exóticas, invasoras o vagabundas ("tramps") (Dekoninck *et al.*, 2019). Algunas de estas especies introducidas fueron comunes y en algunos casos

dominantes en varios parques de la ciudad. Tal es el caso de *Pheidole indica*, *Trichomyrmex destructor*, *Paratrechina longicornis* y *Tapinoma melanocephalum*.

La especie exótica más frecuente en parques distritales es *Pheidole indica*, cuyo primer registro en Colombia se hizo para la isla de San Andrés (Guerrero *et al.*, 2018), y cuya presencia se confirmó en Santa Marta en 2020, hacia el sector norte de la ciudad en los cerros de Taganga (Camargo-Vanegas y Guerrero, 2020). En el presente estudio se pudo evidenciar una amplia distribución en diferentes zonas, aunque particularmente se encontró que en dos de los parques evaluados (P. de la Vida y P. de los Almendros) representó casi la totalidad del inventario del sitio, acompañado de una alta dominancia numérica (> 1000 obreras y soldados). Esta especie presenta un comportamiento agresivo, desplazando a otras especies cercanas a su área de forrajeo, observación de campo que coincide con lo descrito por Camargo-Vanegas y Guerrero (2020). Tal conducta supone un alto riesgo para las especies nativas.

Se sugiere que *P. indica* primero colonizó las zonas urbanas de Santa Marta en donde actualmente se encuentra bien establecida y con el paso del tiempo se ha expandido hacia lugares como las casas y edificios de la ciudad, pero normalmente en la parte externa de las construcciones. Los resultados en este estudio sugieren que esta especie de *Pheidole* no ha logrado colonizar los parques temáticos y las zonas naturales de la ciudad de Santa Marta.

Sarnat *et al.* (2015) afirman que *P. indica* no es considerada hasta el momento una peste para cultivos o algún ecosistema en general. No obstante, los autores también advierten que son pocos los estudios que han medido los efectos de la invasión de esta especie sobre la salud del ecosistema, aunque es posible predecir un impacto negativo sobre otros grupos de artrópodos, como los diplópodos (observación personal).

Trichomyrmex destructor, *Paratrechina longicornis* y *Tapinoma melanocephalum* son especies que tienen una relación estrecha con las actividades humanas (hormigas vagabundas o *tramp species*) debido a que anidan cerca o dentro de edificaciones y tienden a generar afectaciones en el interior de estas; por ejemplo, daños en cables y partes eléctricas en general. Particularmente, *T. destructor*, al igual que *P. indica*, muestra un comportamiento agresivo alrededor de su área de forrajeo, y en este caso el número de individuos atraídos con los cebos instalados es elevado (>2 000 obreras). Asimismo, fue más común y abundante en parques distritales y prácticamente ausente de los fragmentos de bosque seco (a excepción del

fragmento de bosque seco de la Quinta de San Pedro Alejandrino). Por su parte, *P. longicornis*, también numerosa en los cebos instalados, fue conspicua en todos los tipos de parques, y se registró con una baja frecuencia en dos de los ambientes naturales: Quinta de San Pedro Alejandrino y La Iguana Verde.

En este estudio, *P. longicornis* y *T. destructor* se registraron en las dos épocas climáticas de los tres ambientes muestreados. Esto indica la capacidad de dispersión que exhiben estas dos especies y la facilidad que tienen para colonizar distintos hábitats, independientemente de su grado de intervención antrópica. Sin embargo, es importante resaltar que la abundancia de *P. longicornis* y *T. destructor* fue mucho mayor en los parques distritales. La capacidad de colonización que exhiben estas dos especies se debe a la aptitud que tienen para vivir en ambientes secos y húmedos, la amplitud en cuanto a recursos alimenticios (carroñeras, oportunistas y omnívoras) y la facilidad para trasladar sus colonias cuando se encuentran amenazadas (Dekoninck *et al.*, 2019).

Por su parte, *T. melanocephalum* es una especie con una alta incidencia en zonas residenciales y hospitalarias, aunque también se ha registrado en áreas abiertas con alto grado de perturbación y en zonas naturales (Chacón de Ulloa *et al.*, 2006; García-Avenida y Guerrero, 2018). En este estudio fue más conspicua y numerosa en los parques temáticos, y se detectó solo en uno de los fragmentos de BST evaluados (fragmento de bosque seco de la Universidad del Magdalena). Es una especie omnívora que tiene cierta preferencia por alimentos ricos en carbohidratos (Zhou *et al.*, 2015), comportamiento consistente con los resultados de este trabajo, ya que esta especie tuvo una mayor preferencia por la dieta rica en azúcares, aunque su frecuencia de captura en los cebos fue baja. Ahora bien, esto último se debe probablemente a una baja agresividad interespecífica, que resulta en una posible exclusión por parte de las especies dominantes (*e. g.*, *T. destructor*). Por otro lado, la amplia plasticidad ecológica, traducida en el aprovechamiento de un amplio espectro de recursos alimenticios (Guerrero, 2018) y su capacidad de anidar en las ramas secas de los árboles (Wetterer, 2009b) facilitaron la captura de esta especie tanto mediante el método manual como en las trampas de caída.

Un último grupo de especies exóticas incluye a *C. emeryi* y a *M. pharaonis*, ambas registradas en los parques temáticos de la ciudad, así como a *T. lanuginosum* y a *T. simillimum*, solo capturadas en los parques distritales. En general, las frecuencias de captura de estas especies fueron bajas, con valores que

oscilaron entre 0,4 % y 3,1 %. Para el país, se han reportado en diferentes zonas, siendo *T. simillimum* y *M. pharaonis* las especies con mayor cantidad de registros (Dekoninck *et al.*, 2019).

Cardiocondyla emeryi es una especie que suele pasar desapercibida por los investigadores debido a su diminuto tamaño y a su movimiento lento. Por lo tanto, no es recolectada con mucha frecuencia (Seifert, 2003), lo que podría explicar los pocos eventos de captura en ambientes urbanos de Santa Marta. Así pues, debido a su baja frecuencia, aparente distribución limitada en la ciudad y la ampliación de su registro en Colombia, se sugiere que el establecimiento de *C. emeryi* está en sus primeras fases (Blackburn *et al.*, 2011), aunque el subregistro debido a una fauna de hormigas pobremente muestreada en ambientes urbanos es también una posibilidad.

Además, si bien Seifert (2003) plantea que *C. emeryi* es una especie que en la región holártica forrajea en épocas lluviosas, el comportamiento registrado en este trabajo es contrario ya que fue hallada en época seca, lo cual puede ser un cambio comportamental asociado a la modificación de su ámbito de distribución nativo. Santa Marta es una ciudad con un periodo de sequía muy prolongado, con lo cual esta especie potencialmente se ha adecuado a las condiciones climáticas para poder buscar su alimento y sobrevivir.

Por otro lado, a pesar de que *Monomorium pharaonis* puede encontrarse en lugares abiertos, esta especie prefiere anidar en edificios, casas y hospitales (Zarzuela *et al.*, 2002; Chacón de Ulloa *et al.*, 2006; Wetterer, 2010a). De tal forma, cabe suponer que esta preferencia de anidación pudo haber influenciado en su baja aparición, recolectándose en un solo ambiente y en una época climática, aunque no debería descartarse su presencia en otros parques o áreas urbanas de la ciudad no consideradas en este estudio.

Otra especie que solo se registró en un ambiente y en un método de muestreo (cebos de proteína) fue *T. lanuginosum* (parques distritales en época lluviosa). Esta hormiga parece tener pocas posibilidades de convertirse en un formícido exótico relevante ya que no exhibe una agresividad interespecífica y suele ser desplazada con facilidad por especies más dominantes, lo cual puede limitar o afectar su establecimiento (Wetterer, 2010b). Por lo tanto, podría afirmarse que evitar la competencia interespecífica con especies más dominantes influyó en su baja frecuencia en la recolección. Otra posible hipótesis es que la población de *T. lanuginosum* podría estar en una etapa inicial de establecimiento en las zonas

urbanas de la ciudad de Santa Marta, con una tasa de crecimiento poblacional baja (Blackburn *et al.*, 2011), por lo cual las colonias no presentan un alto número de individuos que permitan actividad de forrajeo numeroso.

Los registros de *T. lanuginosum* en Colombia son escasos y confusos, y no se sabe con exactitud la fecha de su primer reporte; tan solo se considera que fue entre 2000 y 2015 en la ciudad de Santander (Dekoninck *et al.*, 2019). En este trabajo se detectó esta especie por segunda vez, con lo cual se hizo una ampliación de su distribución en Colombia, específicamente para la región Caribe. Ahora bien, debido a la baja cantidad de registros para el país, se sugiere que las poblaciones no han logrado establecerse con éxito, aunque no se descarta su presencia en otras áreas debido a un subregistro.

Por su parte, se ha establecido que los individuos de *T. simillimum* tienen una actividad de forrajeo casi nula después de las lluvias (Wetterer y García, 2015). Sin embargo, dicho comportamiento contrasta con los resultados documentados en este trabajo, ya que fue hallada en época lluviosa, lo cual puede ser un cambio relacionado a la modificación de su ámbito de distribución nativo.

Con relación a la variación temporal, se observó una mayor riqueza de hormigas en época lluviosa en parques distritales y en parques temáticos con respecto a la época seca. Esto puede deberse a la influencia de las precipitaciones sobre la fenología de la vegetación (aumento en la fronda de los árboles, flores y frutos), lo que equivale a un incremento en la oferta de recursos alimenticios que son aprovechados tanto por las especies exóticas generalistas previamente establecidas como por otras que se ven atraídas por ellos (Armbrecht y Armbrecht, 1997; Guzmán *et al.*, 2010).

La tendencia general de variación espacial en este estudio indica que hay una mayor riqueza de hormigas exóticas en las áreas más urbanizadas o intervenidas, como es el caso de los parques distritales, así como una menor proporción de estas mismas especies en zonas naturales conservadas. Estos hallazgos concuerdan con lo descrito por Iop *et al.* (2009), quienes examinaron la fauna de hormigas urbanas en la ciudad de Xanxere (sur de Brasil). Dichos autores observaron que, de las 67 especies de hormigas registradas, tres fueron exóticas: *P. longicornis*, *T. melanocephalum* y *Linepithema humile* (esta última no se registró en los ambientes urbanos de Santa Marta). Estas especies fueron más frecuentes en zonas residenciales y comerciales (mayor grado de intervención antrópica), en donde *T. melanocephalum* fue la más representativa.

Asimismo, Pacheco y Vasconcelos (2007) examinaron diferentes tipos de áreas verdes urbanas en la ciudad de Uberlandia (sudeste de Brasil), las cuales se dividieron en plazas públicas, parques urbanos y reservas naturales. Los resultados mostraron que las plazas públicas exhibieron la menor riqueza de especies de hormigas debido a la presencia y dominancia de las hormigas exóticas, mientras que los parques urbanos presentaron una mayor riqueza de especies y una mayor cantidad de especies nativas, debido a la presencia de flora nativa circundante. Del conjunto de especies exóticas registradas en la ciudad de Santa Marta y los estudios mencionados, *P. longicornis* fue la más conspicua y abundante entre los sitios de muestreo.

Santos *et al.* (2019) registran una baja incidencia de hormigas exóticas en parques urbanos de la ciudad de Río de Janeiro (3 % del inventario de hormigas), incluso en aquellos más alejados de zonas boscosas, un factor que resulta importante en el mantenimiento de especies nativas en las áreas urbanas. En contraste, Brassard *et al.* (2021) reportan para la isla Coloane en Macao, una región considerada como altamente urbanizada, un considerable porcentaje de especies exóticas (11,5 %) con relación al inventario general (112 especies y morfoespecies). Los autores indican que la mayoría de estas especies fueron registradas en hábitats abiertos y con alto grado de perturbación, similar a lo evidenciado en la ciudad de Santa Marta. No obstante, algunas otras de estas especies exóticas y potencialmente dañinas han colonizado exitosamente las áreas boscosas de la isla. En ese orden de ideas, se argumenta que el hábitat en la región de Macao ha sufrido daños sustanciales debido a la urbanización, promoviendo de esta forma una alta homogenización del ambiente y una mayor probabilidad de colonización y el establecimiento de especies exóticas.

En Colombia, Chacón de Ulloa *et al.* (2006) evaluaron un total de 20 especies de hormigas intradomiciliarias en el departamento del Valle del Cauca, de las cuales el 45 % son consideradas exóticas. De ese listado, las hormigas predominantes fueron *T. melanocephalum* y *P. longicornis*, que también fueron las más representativas en los ambientes urbanos de Santa Marta. Por su parte Vergara Navarro *et al.* (2007) registraron la presencia de *Cardiocondyla wroughtonii*, *Monomorium floricola* y *T. melanocephalum* en el *arboretum* del campus de la Universidad Nacional en Medellín, aunque el número de especies exóticas podría ser mayor debido a una pobre resolución taxonómica del inventario (p. ej., *Paratrechina* spp. y *Cardiocondyla* spp.). Aunque el número de especies exóticas y la composición específica de estas fue variable en

cada uno de los trabajos consultados, la tendencia general para Brasil, Macao y Colombia respalda que las hormigas exóticas se establecen mejor y en mayor proporción en ambientes altamente urbanizados. Así, en el caso de la ciudad de Santa Marta, se registraron ocho especies exóticas en entornos urbanos, aunque con un mayor predominio y distribución en los parques distritales.

A pesar de los efectos de la urbanización en la reducción de la diversidad, se resalta la importancia de los fragmentos urbanos con vegetación nativa al brindar posibles hábitats y actuar como extensiones de recursos e importantes refugios de vida silvestre en las ciudades tropicales (Santos *et al.*, 2019). Estas características se encuentran representadas principalmente en los fragmentos urbanos de bosque seco de la ciudad de Santa Marta, así como en los parques temáticos, debido a su alta cobertura vegetal y poca o nula cobertura gris. Por su parte, los parques distritales de la ciudad son lo que presentan una menor cobertura vegetal y una mayor superficie de concreto, lo que influye sustancialmente en la colonización y el establecimiento de especies exóticas o invasoras.

Los parques urbanos de la ciudad registraron la mayor riqueza de hormigas exóticas en comparación con las zonas naturales. Esto puede deberse, en primer lugar, al desplazamiento de las especies nativas más sensibles producto de las modificaciones realizadas por el hombre y la consecuente simplificación del hábitat (Buczowski y Richmond, 2012). Asimismo, estas hormigas introducidas acceden a nichos desocupados por especies nativas que fueron desplazadas debido a la urbanización, lo que les permite alcanzar un tamaño poblacional bastante significativo en los lugares en donde se introducen (Lutinski *et al.*, 2013). De esta manera se explica que el 75 % de las hormigas foráneas recolectadas en este estudio hayan sido registradas en el hábitat con mayor influencia antropogénica (parques distritales).

En Colombia se ha registrado la presencia de alrededor de 20 especies exóticas o invasoras, con distribuciones bastante dispares entre ellas (Dekoninck *et al.*, 2019). De hecho, se presume que este número puede ser mayor debido a la cercanía geográfica con otros países y regiones biogeográficas en donde se han reportado otras especies como introducidas. De los registros para el país, en la ciudad de Santa Marta se observan ocho de estas especies no nativas (tabla 2), de las cuales la mayoría (75 %) están distribuidas en las áreas más urbanizadas, como los parques distritales y las zonas residenciales.

La visión general sobre estas especies introducidas es

principalmente negativa por su alta incidencia en ambientes domiciliarios y su alto potencial de convertirse en plagas domésticas (Jaramillo y Chacón de Ulloa, 2003). Además, las hormigas invasoras pueden afectar la diversidad local, llegando a provocar desplazamiento de especies nativas y extinciones locales (Grimm *et al.*, 2008; Faeth *et al.*, 2011), con múltiples afectaciones ecológicas que incluyen las redes tróficas, interacciones intragremio entre las especies invasoras y otras especies, así como impactos en cascada de los invasores sobre los herbívoros y plantas (Snyder y Evans, 2006; Falcão *et al.*, 2017).

Bajo el panorama anterior, los hallazgos en la ciudad de Santa Marta sugieren que las especies exóticas registradas se encuentran distribuidas principalmente en los hábitats con menor heterogeneidad ambiental, como la descrita para los parques distritales, lo cual es concordante con las predicciones que se tienen para estos insectos (McKinney, 2006). Su baja presencia o incidencia en las zonas naturales plantea el interrogante de qué características ambientales o biológicas son las que están determinando este escenario, y algunas posibles respuestas pueden estar dirigidas a: competidores nativos exitosos, restricciones ambientales del bosque seco a las que están adaptadas muy bien las especies locales (y no las exóticas) o que las condiciones encontradas en los ambientes urbanos perturbados satisfacen completamente las necesidades ecológicas de las especies exóticas.

Agradecimientos

Gracias a las directivas de la Quinta San Pedro Alejandrino, parcela de BST de la Unimagdalena y de la Red de Parques de Santa Marta por permitir el acceso a sus instalaciones. A Luz Adriana Velazco de la Reserva Natural Iguana Verde y a Libardo López en Quebrada Seca por el acceso al bosque seco dentro de sus predios. Al Centro de Colecciones Científicas de la Universidad del Magdalena por el apoyo logístico.

Referencias

- Aguirre, A. y Mendoza, R. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. En: Conabio. Capital natural de México Vol. II Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Ciudad de México.
- Angulo, E., Hoffmann, B., Ballesteros-Mejía, L., Taheri, A., Balzani, P., Bang, A., Renault, D., Cordonnier, M., Bellard, C., Diagne, C., Ahmed, D., Watari, Y. y Courchamp, F. 2022. Economic costs of

- invasive alien ants worldwide. *Biological Invasions Special Issues*.
- AntWeb. 2021. Version 8.64.2. California Academy of Science. URL: <https://www.antweb.org/>. Consultado: 15 de febrero de 2021.
- Armbrecht, I. y Armbrecht, H. 1997. Observaciones sobre la variación espacial y temporal de hormigas en un bosque del Chocó colombiano (ARUSI). *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 5(2): 15-33.
- Arnan, J., Andersen, A.N. Gibb, H., Parr, C.L., Sanders, N.J., Dunn, R.R., Angulo, E., Baccaro, F.B., Bishop, T.R., Boulay, R., Castracani, C., Cerdá, X., Del Toro, I., Delsinne, T., Donoso, D.A., Elten, E.K., Fayle, T.M., Fitzpatrick, M.C., Gómez, C., Grasso, D.A., Grossman, B.F., Guénard, B., Gunawardene, N., Heterick, B., Hoffmann, B.D., Janda, M., Jenkins, C.N., Klimes, P., Lach, L., Laeger, Maurice T., Leponce, Lucky, A., Majer, J., Menke, S., Mezger, D., Mori, A., Moses, J., Caswell Munyai, T., Paknia, O., Pfeiffer, M., Philpott, S.M., Souza, J.L.P., Tista, M., Vasconcelos, H.L. y Retana, J. 2018. Dominance–diversity relationships in ant communities differ with invasion. *Global Change Biology* 24:4614-4625. Doi: <https://doi.org/10.1111/gcb.14331>.
- Badii, M., Guillen, C., Rodríguez, O., Lugo, J., Aguilar, J. y Acuña, M. 2015. Biodiversity Loss: Causes and Factors. *International Journal of Good Conscience* 10(2): 156-174. Doi:
- Baptiste, M.P., García, L.M., Acevedo-Charry, O., Acosta, A., Alarcón, J., Arévalo, E., Avella, G.C., Blanco, A., Botero, J.E., Pagad, S., et al. 2020. Global Register of Introduced and Invasive Species – Colombia. Global register of introduced and invasive species - Colombia. Version 1.5. Invasive Species Specialist Group ISSG. Checklistdataset. URL: <https://doi.org/10.15468/yznr8v> Consultado: 22 de noviembre de 2021.
- Brassard, F., Leong, C. Chan, H. y Guénard, B. 2021. High Diversity in Urban Areas: How Comprehensive Sampling Reveals High Ant Species Richness within One of the Most Urbanized Regions of the World. *Diversity* 13(8): 358. Doi: <https://doi.org/10.3390/d13080358>.
- Bertelsmeier, C. 2021. Globalization and the anthropogenic spread of invasive social insects. *Current Opinion in Insect Science* 46: 16-23. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cois.2021.01.006>.
- Bertelsmeier, C., Ollier, S. y Liebhold, A., y Keller, L. 2017. Recent human history governs global ant invasion dynamics. *Nature Ecology and Evolution* 1: 0184. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0184>.
- Bertelsmeier C., Ollier, S., Liebhold, A., Brockerhoff, E., Ward, D. y Keller, L. 2018. Recurrent bridgehead effects accelerate global alien ant spread. *PNAS* 115: 5486-5491. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1801990115>.
- Blackburn, T., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J., Duncan, R., Jarošík, V., Wilson, J. y Richardson, D. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26(7): 333-339.
- Bolton, B. 1987. A review of the *Solenopsis* genus-group and revision of Afrotropical *Monomorium* Mayr (Hymenoptera: Formicidae). *Bulletin of the British Museum (Natural History) Entomology Series* 54(1): 263-452.
- Buczkowski, G. y Richmond, D. 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity. *PLoS ONE* 7(8): 17-29.
- Camargo-Vanegas, J. y Guerrero, R. 2020. Las hormigas *Pheidole* (Formicidae: Myrmicinae) en el bosque seco tropical de Santa Marta, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 46(1): 2-22.
- Carbonó, E. y López, H. 2005. *Estado de conservación de los cerros de Santa Marta, Colombia. Convenio interadministrativo DADMA-UNIMAG*, Informe final.
- Carbonó-De la hoz, E., Barros-Barraza, A. y Jiménez-Vergara, J. 2013. Cactaceae de Santa Marta, Magdalena, Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 37(143): 177-187. Doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.2>.
- Chacón de Ulloa, P. 2003. Hormigas Urbanas. En: Fernando, F., Editor. *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.
- Chacón de Ulloa, P., Jaramillo, G. y Lozano, M. 2006. Hormigas urbanas en el departamento del Valle del Cauca, Colombia. *Revista de la Académica Colombiana de Ciencias* 30(116): 435-431.
- Conabio. 2020. Sistema de Información sobre especies Invasoras. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. <https://www.biodiversidad.gob.mx/especies/Invasoras>. Consultado: 3 de mayo de 2022.
- Departamento Administrativo Nacional de Estadística - DANE. 2021. Proyecciones de población.

- población. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de>
Consultado: 15 de julio de 2021.
- Dekoninck, W., Wauters, N. y Delsinne, T. 2019. Hormigas invasoras de Colombia. En: Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T., Editores. *Hormigas de Colombia*. Universidad Nacional, Bogotá.
- Faeth, S., Bang, C. y Saari, S. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1223: 69-81. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>.
- Falcão, J., Dáttilo, W., Díaz-Castelazo, C. y Rico-Gray, V. 2017. Assessing the impacts of tramp and invasive species on the structure and dynamic of ant-plant interaction networks. *Biological Conservation* 209: 517-523. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.023>.
- Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T. 2019. *Hormigas de Colombia*. Editorial Universidad Nacional, Bogotá.
- Fournier, A., Penone, C., Pennino, M. y Courchamp, F. 2019. Predicting future invaders and future invasions. *PNAS* 116: 7905-7910. Doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.1803456116>.
- García-Avenidaño, E. y Guerrero, R. 2018. Taxonomía y distribución de las hormigas del género *Tapinoma* (Formicidae: Dolichoderinae) en Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 44(2): 223-237. Doi: <https://doi.org/10.25100/socolen.v44i2.7324>.
- Grimm, N., Faeth, S., Golubiewski, N., Redman, C., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319(5864): 756-760.
- Guénard, B., Weiser, M., Gomez, K., Narula, N. y Economo, E. 2017. The Global Ant Biodiversity Informatics (GABI) database: a synthesis of ant species geographic distributions. *Myrmecological News* 24: 83-89.
- Guerrero, R. 2018. Taxonomic identity of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Fabricius, 1793) (Formicidae: Dolichoderinae). *Zootaxa* 4410(3): 497-510. Doi: <https://doi.org/10.11646/Zootaxa.4410.3.4>
- Guerrero, R., Delsinne, T. y Dekoninck, W. 2019. Métodos de recolección y curadurías. En: Fernández, F., Guerrero, R. y Delsinne, T., Editores. *Hormigas de Colombia*. Universidad Nacional, Bogotá.
- Guzmán, R., Castaño G. y Herrera, M. 2010. Variación espacial y temporal de la diversidad de hormigas en el Jardín Botánico del valle de Zapotitlán de las Salinas, Puebla. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81(2): 427-435. Doi: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2010.002.233>.
- Hernández-Camacho, J. y Sánchez, H. 1992. Biomas terrestres de Colombia. En: Halffter, G, Editor. *La diversidad biológica de Iberoamérica*, Instituto de Ecología, Xalapa.
- Holway D., Lach L., Suárez A., Tsutsui, N. y Case, T. 2002. The causes and consequences of ant invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 33:181-233. Doi: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150444>.
- Iop, S., Caldart, V., Lutinski, J. y Garcia, F. 2009. Formigas urbanas da cidade de Xanxere, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas* 22(2): 55-64. Doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n2p55>.
- Jaramillo, G. y Chacón de Ulloa, P. 2003. La hormiga fantasma *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae): fecundidad de reinas y desarrollo de colonias experimentales. *Revista Colombiana de Entomología* 29(2): 227-230. <https://doi.org/10.25100/socolen.v29i2.9609>.
- Josens, R., Sola, F., Lois-Milevicich, J. y Mackay, W. 2006. Urban ants of the city of Buenos Aires, Argentina: species survey and practical control. *International Journal of Pest Management* 63(3): 213-23. <https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1239035>.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species A selection from the Global Invasive Species Database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- McKinney, M. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247-260.
- Lutinski J.A, Lopes, B.C. y Morais A.B.B. 2013. Diversidade de formigas urbanas (Hymenoptera:Formicidae) de dez cidades do sul do Brasil. *Biota Neotropical* 13(3): 333-342.
- Pacheco, R, y Vasconcelos, H. 2007. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning* 83 (1):193-199.
- Planeación distrital de Santa Marta. 2020. Plan de ordenamiento territorial Santa Marta documento de formulación. Alcaldía de Santa Marta_URL: <https://www.santamarta.gov.co/plan-de-ordenamiento-territorial>. Consultado: 4 de febrero de 2021.
- Ramos, L., Sierra, H., Roncallo, J. y Guerrero, R. 2022. Hormigas asociadas a fragmentos de bosque seco y ambientes urbanos

- de Santa Marta, Colombia. *Biota Colombiana* 23(1): e978. Doi: <https://doi.org/10.21068/2539200X.978>.
- Rangel, J. y Carvajal-Cogollo, J. 2012. Clima de la región Caribe colombiana. En *Diversidad Biótica XII: La región Caribe de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá:
- Sánchez, S. 2013. Presencia de *Monomorium destructor* (Hymenoptera: Formicidae) en México. *Fitosanidad* 17(2): 97-99.
- Santos, M., Delabie, J. y Queiroz, J. 2019. Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosystems* 22: 927-942. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00872-8>
- Sarnat, E., Fischer, G., Guénard, B. y Economo, E. 2015. Introduced *Pheidole* of the world: taxonomy, biology and distribution. *ZooKeys* 543: 1-109.
- Schuttler, E. y Karez, C.S. 2008. Especies exóticas invasoras en las Reservas de Biosfera de América Latina y el Caribe. UNESCO, Montevideo.
- Seifert, B. 2003. The ant genus *Cardiocondyla* (Insecta: Hymenoptera: Formicidae) - a taxonomic revision of the *G. elegans*, *G. bulgarica*, *G. batesii*, *C. nuda*, *G. shuckardi*, *G. stambuloffii*, *G. wroughtonii*, *G. emeryi* and *G. minutior* species groups. *Zootaxa* 4290(1): 203-338.
- Snyder, W. y Evans, E. 2006. Ecological effects of invasive arthropod generalist predators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 95-122.
- Vergara Navarro, E.V., Echavarría Sánchez, H. y Serna Cardona, F.J. 2007. Hormigas (Hymenoptera Formicidae) asociadas al Arboretum de la Universidad Nacional De Colombia, sede Medellín. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa* 40: 497-505.
- Wetterer, J. 2009a. Worldwide spread of the destroyer ant, *Monomorium destructor* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 97-108.
- Wetterer, J. 2009b. Worldwide spread of the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 23-33.
- Wetterer, J. 2010a. Worldwide spread of the pharaoh ant, *Monomorium pharaonis* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 115-129.
- Wetterer, J. 2010b. Worldwide spread of the woolly ant, *Tetramorium lanuginosum* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 81-88.
- Wetterer, J. 2012. Worldwide spread of Emery's sneaking ant, *Cardiocondyla emeryi* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 17: 13-20. Doi:
- Wetterer, J y García, F. 2015. Worldwide spread of *Tetramorium caldarium* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 21: 93-99.
- Zarzuela, M., Ribeiro, M. y Campos, A. 2002. Distribuição de formigas urbanas em um hospital da Região Sudeste do Brasil. *Arquivos do Instituto Biológico* 69(1): 85-87.
- Zhou, A; Kuang, B; Gao, R. y Liang, G. 2015. Sucrose triggers honeydew preference in the ghost ant, *Tapinoma melanocephalum* (Hymenoptera: Formicidae). *Florida Entomologist* 98(4): 1217-1222. Doi: <https://doi.org/10.1653/024.098.0431>.