





<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v73i1.61729>

Alta riqueza y recambio espacio-temporal de insectos en ambientes urbanos: Un caso en una capital de América Latina

Héctor Aponte^{1*};  <https://orcid.org/0000-0001-5249-9534>
Diego Aliaga-Barrena^{2,3};  <https://orcid.org/0000-0001-7702-0876>
Candy Carrera^{3,4};  <https://orcid.org/0000-0002-8088-1885>
Rafael Obando²;  <https://orcid.org/0000-0003-3826-4223>

1. Carrera de Biología Marina, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú; haponte@cientifica.edu.pe (*Correspondencia)
2. Carrera de Agronomía y Negocios, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú; rafael.obando.bazan@gmail.com
3. Dosel Tropical, Ingenieros & Consultoría Ambiental S.A.C. Jr. Pío XII, 254–15, Santiago de Surco, Lima, Perú; diegoaliagabarrena@gmail.com
4. Museo de Entomología “Klaus Raven Büller”, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Av. La Molina s/n, Apartado postal 12-056. Lima, Perú; ccarrera@cientifica.edu.pe

Recibido 29-VIII-2024. Corregido 19-XII-2024. Aceptado 21-I-2025.

ABSTRACT

High richness and spatio-temporal turnover of insects in urban environments: A case in a Latin American capital.

Introduction: Urban ecosystems are spaces in the city that provide ecosystem services and house a wide diversity of species. One of the key components that maintain different types of processes is insects.

Objective: To characterize insect communities in four parks in a district of Lima by analyzing their composition and structure in two seasons of the year.

Methods: For this evaluation, two samplings (winter and summer) were carried out using four traps (pitfall, canopy malaise, ground-level malaise, and night trap).

Results: The results show a) a high richness with 191 registered morphospecies, grouped into 12 orders and 8 functional groups; b) a low similarity between parks (less than 40 % for the Jaccard index), which reveals a high spatial turnover; c) differences in community composition between winter and summer (temporal turnover), with greater richness and abundance of individuals in the warm season (139 morphospecies and 1 214 individuals, versus 105 morphospecies and 731 individuals for summer and winter respectively) and d) the variation of functional groups at both times of the year.

Conclusion: The results show a high diversity and invite us to continue the study of insect diversity in urban ecosystems on a broader scale. Information Decision-makers must be considered this to implement measures that allow maintaining this richness of species in a framework where citizens can value and get benefits by the important role of these organisms in the city.

Key words: arthropofauna; insect diversity; urban ecology; Miraflores; Peru.

RESUMEN

Introducción: Los ecosistemas urbanos son espacios de la ciudad que brindan servicios ecosistémicos y donde se alojan una amplia diversidad de especies. Uno de los componentes clave, y que mantiene diferentes tipos de procesos, son los insectos.



Objetivo: Caracterizar las comunidades de insectos en cuatro parques de un distrito de Lima con análisis de su composición y estructura en dos épocas del año.

Métodos: Para esta evaluación se realizaron dos muestreos (invierno y verano) utilizando cuatro diferentes tipos de trampas (pitfall, malaise en dosel, malaise al raz del suelo y trampa de luz).

Resultados: Se muestra a) una alta riqueza con 191 morfoespecies registradas, agrupadas en 12 órdenes y 8 grupos funcionales; b) una baja similitud entre parques (menor al 40 % para el índice de Jaccard), lo cual revela un alto recambio espacial; c) diferencias en la composición comunitaria entre invierno y verano (recambio temporal), con una mayor riqueza y abundancia de individuos en la temporada cálida (139 morfoespecies y 1 214 individuos, versus 105 morfoespecies y 731 individuos para verano e invierno respectivamente) y d) la variación de grupos funcionales en ambas épocas del año.

Conclusión: Los resultados muestran una alta riqueza de insectos y nos invitan a continuar con el estudio de su diversidad en ecosistemas urbanos a escalas más amplias. La información debe ser considerada por los tomadores de decisiones a fin de implementar medidas que permitan mantener esta riqueza de especies en un marco donde la ciudadanía pueda valorar y beneficiarse del importante rol de estos organismos en la ciudad.

Palabras clave: artropofauna; diversidad de insectos; ecología urbana; Miraflores; Perú.

INTRODUCCIÓN

El estudio de la diversidad de organismos nos permite tener una idea de los procesos que determinan la composición y estructura de las comunidades biológicas en la naturaleza. El abordaje desde sus diferentes perspectivas (diversidad alfa, beta, gamma, la diversidad funcional o la diversidad filogenética) nos permite aproximarnos y comprender mejor su funcionamiento y hacer un seguimiento temporal de estas con fines de monitoreo (Moreno et al., 2017). Los ecosistemas urbanos no son la excepción; en estos ecosistemas, comunidades de organismos ricas en especies coexisten con el ser humano (Aronson et al., 2014). Explorar la diversidad en la urbe es importante porque nos permite tener un mejor conocimiento de las especies con las que compartimos diariamente los hábitats que circundamos (Stępniewska, 2021) y valorar los servicios que nos brindan (por ejemplo, la provisión de aire de buena calidad, y la mantención de bienes culturales) para velar apropiadamente por su cuidado y protección (Nilon et al., 2017).

En ecosistemas urbanos, las comunidades de insectos son un grupo que ha tenido particular interés por los investigadores ya que se encuentran altamente relacionadas a los cambios, composición y estructura de su entorno. Por ejemplo, en estos ecosistemas

se ha apreciado que las comunidades de los órdenes himenoptera, diptera y coleoptera son sensibles (tienden a aumentar su riqueza) en zonas con mayor riqueza de flora y en función del tamaño del área de los parques (Lequerica-Tamara et al., 2021); estos órdenes altamente diversos no solo son importantes por el rol como polinizadores, sino también por las múltiples interacciones insecto-planta fruto de procesos coevolutivos lo que nos invita a evaluarlos en conjunto (Lunau, 2004). Las hormigas que se encuentran en zonas urbanas disminuyen su locomoción, aumentan su actividad nocturna y disminuyen el tiempo de maduración de las crías (Trigos-Peral et al., 2024). Se sabe que los polinizadores tienden a aumentar en las zonas urbanas con mayor oferta floral (Davis et al., 2017; Dietzel et al., 2023; Zeng et al., 2023) y que la producción de flores y frutos aumenta con una mayor diversidad de polinizadores (Nguyen et al., 2023); este grupo funcional mantiene incluso la conectividad entre parques dentro de la ciudad, incluso frente a la presencia aparentes de barreras físicas (Płaskonka et al., 2024), asimismo, la polinización es uno de los servicios ecosistémicos más afectados en áreas urbanas (Llodrà-Llabrés & Cariñanos, 2022). Las comunidades de detritívoros (Silphidae, Histeridae, Phoridae) se ven afectadas también por procesos de urbanización disminuyendo sus tasas de degradación (Marschalek

& Deuschman, 2022). Todo ello es muestra de cómo los insectos son indicadores de cambios y procesos que ocurren en los ecosistemas, algunos de los cuales mantienen servicios ecosistémicos importantes (ej. polinización y sus beneficios, el reciclaje de materia orgánica, el control biológico y de especies que causan enfermedades, la regulación de la fertilidad del suelo solo por mencionar algunos; puede ver una lista detallada en Noriega et al. (2018)) para los ciudadanos.

Para el Perú son pocos los trabajos científicos publicados sobre insectos en ambientes urbanos; algunos de ellos se han centrado en insectos plaga como áfidos (*Macrosiphum rosae*, *Myzus persicae*, *Rhodobium porosum* y *Wahlgreniella nervata*) o la mosca blanca (*Aleurodicus juleikae*), estas investigaciones sentaron las bases para encontrar métodos de control de estas especies fitófagas (León-López & Ortiz, 2014; Valencia, 2009). Otros trabajos en campus universitarios han mostrado interés por el estudio de la diversidad de la familia Syrphidae (importante por permitir una vegetación diversa) (Aucca et al., 2021) y la orden Coleoptera (con un trabajo de inventario que permitió registrar 74 especies en este orden (Juárez & González, 2016). En ese contexto, se hace necesario un estudio más integral de la diversidad de insectos que ocupan los espacios urbanos; de esta forma, podremos tener una idea de la magnitud de especies que habitan en estas áreas verdes, de su importancia como proveedores de servicios ecosistémicos, y de la importancia de los parques y jardines como albergues para estas especies de organismos. Por ello, la presente investigación tuvo como objetivo conocer la diversidad de insectos en parques de uno de los distritos más ecológicamente comprometidos de la ciudad de Lima, comparando a) la diversidad entre las estaciones fría y cálida, b) la similitud de la riqueza y estructura comunitaria entre los parques evaluados a nivel de morfoespecie y c) estudiando la similitud a nivel de órdenes y grupos funcionales entre estaciones y parques.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Estuvo ubicada en el distrito de Miraflores, Lima (Perú). Este distrito, que cuenta con más de 113 mil habitantes y 9.62 km², se encuentra en la zona costera de la capital peruana, al sur oeste de la ciudad; se caracteriza también por la importancia que le toma su municipalidad a la promoción y conocimiento de los parques y jardines, ofreciéndoles programas ambientales para involucrar a los ciudadanos; sus parques son considerados uno de sus principales atractivos turísticos, siendo utilizados con fines de esparcimiento y como espacios para realizar manifestaciones culturales (Municipalidad Distrital de Miraflores, 2023). Las evaluaciones se realizaron en invierno del 2022 (julio-octubre 2022; 15.38 °C, 1.98 mm/hora, 87.68 % para los promedios de las temperatura, precipitación y humedad respectivamente) y verano 2023 (enero-marzo 2023; 24.07 °C, 10.94 mm/hora, 77.60 % para los promedios de las temperatura, precipitación y humedad respectivamente) (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, 2023).

Se eligieron cuatro parques para la instalación de las trampas para insectos (Fig. 1); su elección estuvo basada en criterios de idoneidad (que presentaran árboles y pastos en donde pudiera colocarse las trampas), accesibilidad (que se pudiera acceder libremente o con coordinación de una autoridad perenne), protección y seguridad (que las trampas pudieran colocarse sin que corran el peligro de ser sustraídas intencional o no intencionalmente, así como que no se encontrara cerca de algún foco de peligrosidad). Un trabajo previo sobre la vegetación (Obando & Aponte, 2023) nos permite tener una idea de las características de los parques elegidos:

- a) Parque Naciones Unidas (en adelante, Naciones): Ubicado en las coordenadas (-12°06'41" N & -77°02'42" W), este parque cuenta con un área de 1.24 ha; tiene un aproximado de 52 especies de plantas entre

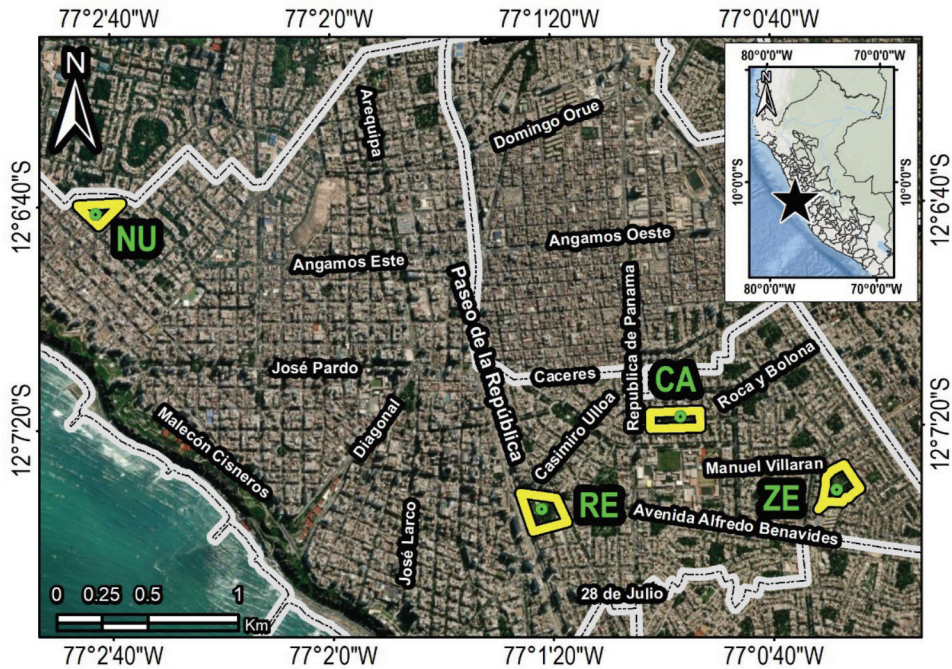


Fig. 1. Área de estudio. En la esquina superior derecha se muestra la ubicación en la costa peruana. CA = Castilla; RE = Reducto; UN = Naciones; ZE = Zela. / **Fig. 1.** Study area. The location on the Peruvian coast is shown in the upper right corner. CA= Castilla; RE= Reducto; NU= Naciones; ZE= Zela.

- árboles, arbustos y palmeras. La trampa de dosel fue colocada en un árbol “Ficus” (*Ficus benjamina*) a aproximadamente ocho m de altura en una zona rodeada de algunos macizos florales al pie del árbol.
- b) Parque Francisco de Zela (en adelante, Zela): Ubicado en las coordenadas (-12°07'31" N & -77°00'28" W), este parque cuenta con un área de 2.57 ha; tiene un aproximado de 48 especies de plantas entre árboles, arbustos y palmeras. La trampa de dosel fue colocada en un árbol de *Eucalyptus* sp. a aproximadamente 10 m de altura en una zona rodeada de más árboles de eucaliptos en forma de bosque.
- c) Parque Reducto N°2 (en adelante, Reducto): Ubicado en las coordenadas (-12°07'34" N & -77°01'21" W), este parque cuenta con un área de 2.28 ha; tiene un aproximado de 38 especies de plantas entre árboles, arbustos y palmeras. La trampa de dosel fue colocada en un árbol “Tipuana”

(*Tipuana tipu*) a aproximadamente 12 m de altura en una zona rodeada de árboles de casuarinas, eucaliptos y tipas.

- d) Parque Ramón Castilla (en adelante, Castilla): Ubicado en las coordenadas (-12°07'08" N & -77°00'56" W), este parque cuenta con un área de 2.24 ha; tiene un aproximado de 44 especies de plantas entre árboles, arbustos y palmeras. La trampa de dosel fue colocada en un árbol de *Sapindus saponaria* de aproximadamente 6 m de altura en una zona rodeada de árboles de *Ficus* sp. y *Melia* sp., asimismo, había algunos macizos florales cerca del pie del árbol.

Diseño y técnicas de muestreo: Para cada temporada (invierno y verano) se emplearon cuatro métodos de recolecta: tres pasivos (trampas de caída “pitfall”, una trampa “malaise” al raz del suelo y una en dosel; periodo de actividad: 72 h) y uno activo (trampa de luz; periodo de actividad: 6 h); el tamaño de

muestras y esfuerzo de muestreo se basó en estudios previos (Ramírez et al., 2002; Smith-Pardo & Gonzalez, 2007; Uhler et al., 2022).

Se colocaron 10 trampas pitfall al ras del suelo formando una grilla de 4-4-2 con una distancia entre trampas de 5 m; estas trampas se activaron con una solución de detergente, sal y agua hasta la mitad del envase (Giraldo-Mendoza, 2021; Rossi-La Torre, 2022). Se utilizó también una trampa Malaise; para el envase de recolecta se agregó alcohol de 70° (Krahner et al., 2021; Lewthwaite et al., 2024). Se colocó también una trampa Malaise en el dosel; esta fue instalada y activada con alcohol de 70° (Gasca & Higuera, 2010) utilizando el Sistema de Cuerda Estática o Static Rope Sytem y el Sistema de Cuerda Móvil o Moving Rope System (Anderson et al., 2015; Julius & Lilly, 2021); esta trampa fue implementada mediante las técnicas de ascenso al dosel, o trepa de árboles, las cuales se realizan con equipos de protección personal y por un especialista con experiencia, siguiendo protocolos de seguridad para el operador y para no dañar al árbol (International Society of Arboriculture, 2017; Jepson, 2007; Kane & Ryan, 2009).

La trampa de luz se hizo trabajar por una noche y esta fue ensamblada con una tela blanca de 3 x 2 m y una lámpara de vapor de mercurio; se cuidó que no hubiera puntos de luz cercanos, de forma que evitar la menor perturbación posible.

Las trampas pasivas formaron una sola estación, con una distancia menor a 10 m entre ellas; la trampa luz, fue ubicada a no más de 20 m de distancia.

Los insectos atrapados fueron puestos en bolsas de polipropileno (5 x 10) y se rotularon; aquellos que se recolectaron por medio de la trampa de luz, se colocaron en envases con sobres de papel glassine. El total de muestras se evaluaron en el laboratorio de Dosel Tropical, Ingenieros y Consultoría Ambiental, utilizando bibliografía especializada, como las claves del libro "Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical" (Fernández & Sharkey, 2006), "American Beetles" (Arnett et al., 2002) y "Manual of Nearctic Diptera" (McAlpine et

al., 1981) fueron clasificados y contados hasta el nivel máximo posible (Orden, superfamilia, familia), cuando las especies no puedan ser determinadas, serán diferenciadas en morfoespecies, dicha definición corresponde a grupos de individuos que se consideran especies distintas en función a su morfología externa (Oliver & Beattie, 1996). Una vez trabajadas las muestras se depositaron en el Museo de Entomología Klaus Raven Büller de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Esta investigación contó con las autorizaciones de la Municipalidad y con el visto bueno de Serfor mediante la RD N° D000082-2022-MIDAGRI-SERFOR-DGGSPFFS-DGSPFS.

Análisis de datos: Se generó una base de datos conteniendo el orden, familia y grupo funcional de cada morfoespecie en función de su familia y orden; en cada caso se anotó su abundancia según el tipo de trampa, estación del año (invierno o verano) y parque evaluado. La asignación de grupos funcionales se realizó tomando como base la información provista en la bibliografía (Naumann et al., 1991); en el caso particular de las micro avispa perteneciente a Himenoptera se les asignó el grupo funcional parasitoide ya que su función en general es parasitar huevos de Lepidoptera o Aphidoidea. Los datos y sus tendencias se analizaron y graficaron utilizando el software PAST V4.16c (Hammer et al., 2001); todos los algoritmos utilizados corresponden a los que se encuentran programados como parte del software (Hammer et al., 2001). A continuación, se detallan los análisis realizados:

- a) Riqueza y abundancia por periodo (invierno y verano): Se comparó la riqueza y abundancia a nivel de morfoespecie de manera i) global (sumando los valores de los cuatro parques) y ii) considerando los valores de cada parque por separado. En el caso ii) se utilizaron pruebas para comparar las estaciones de invierno y verano; para ello se verificó la normalidad (prueba de Shapiro Wilk, en adelante SW) y la homocedasticidad (prueba de Levene, en



- adelante L); cuando ambos se verificaban ($p > 0.05$) se utilizó la prueba de T de Student (en adelante TS), caso contrario se utilizó la prueba de Mann Withney (en adelante MW). Se hicieron gráficos de cajas para mostrar la distribución de los valores obtenidos.
- b) Similitud entre parques y estaciones: Se evaluó la similitud de la composición de morfoespecies entre los parques y estaciones del año por medio de un análisis de agrupamiento utilizando las incidencias (presencia/ausencia) de los taxones y el índice de Jaccard; se calculó el índice de correlación cofenético con la finalidad de medir la confiabilidad de la representación gráfica. Con esta misma data, se comparó la similitud comunitaria entre los muestreos de invierno y verano mediante una prueba de permutación no paramétrica (con 9 999 permutaciones, en adelante PERMANOVA) con el índice de Jaccard.
- c) Análisis de composición comunitaria por estación según el tipo de trampa: Se comparó la composición comunitaria de las estaciones de invierno y verano obtenidas en cada tipo de trampa (pitfall, malaise en dosel, malaise al raz del suelo y trampa de luz) a nivel de morfoespecie. Para cada tipo de trampa se anotó la riqueza o abundancia de cada parque y se comparó utilizando TS o MW según fue el caso (ver sección a) para más detalle).

Se utilizó las abundancias de cada morfoespecie por parque para hacer una comparación entre las estaciones (invierno y verano) por medio de una PERMANOVA; cuando hubo diferencias, se graficaron por medio de un análisis de coordenadas principales (el índice de Bray Curtis, en adelante PCoA; se hizo el gráfico con las dos coordenadas más explicativas) y se identificó las morfoespecies responsables de más del 50 % de diferenciación por medio de un análisis SIMPER.

Adicionalmente, se calculó la efectividad de captura por tipo de trampa. Para ello se estimó el número de especies potenciales por

estación usando el estimador de diversidad de Chao-1; se dividió la riqueza encontrada de morfoespecies observada entre el valor estimado, y se multiplicó por 100.

d) Órdenes y Grupos funcionales según estación y parque: Se comparó las comunidades de insectos entre las estaciones a nivel del orden y grupos funcionales. Esta comparación se hizo con los valores de riqueza y abundancia, i) global (sumando los valores de los cuatro parques) y ii) considerando los valores de cada parque por separado. Para el caso i), se utilizó una prueba de Chi cuadrado (en adelante X^2), mientras que para el caso ii) se utilizó una PERMANOVA con el índice de similitud de Bray-Curtis y acompañado por la identificación de los órdenes/grupos funcionales responsables de más del 50 % de diferenciación por medio de un análisis SIMPER (solo en los casos en que el $p < 0.05$ para PERMANOVA).

RESULTADOS

Resumen de los cuatro parques en conjunto: En total se recolectaron 191 morfoespecies distribuidas en seis órdenes y seis grupos funcionales; su orden, grupo funcional y abundancia por parque puede revisarse en el Material Suplementario 1 (MS1 A). El orden con mayor cantidad de morfoespecies fue Diptera (68) seguido de Hymenoptera H(40) y Coleoptera (30); los órdenes con mayor abundancia (individuos recolectados) fueron Diptera (773), Lepidoptera (338) e Himenoptera (328); los grupos funcionales con mayor cantidad de morfoespecies fueron detritívoro (63), fitófago (58) y parasitoide (40); estos mismos grupos tuvieron también las abundancias más altas (789, 586 y 251 individuos respectivamente) (Tabla 1).

Riqueza y abundancia por estación del año: La riqueza de morfoespecies fue mayor en el muestreo de verano (139 morfoespecies) en comparación con el muestreo de invierno (105); las abundancias siguieron un patrón similar (1 214 y 731 individuos recolectados para verano e invierno respectivamente). La

Tabla 1

Número de morfoespecies y abundancia en los diferentes órdenes y grupos funcionales encontrados. / **Table 1.** Number of morphospecies and abundance in the different orders and functional groups.

	Morfoespecies	Abundancia
ORDEN		
Blattodea	3	13
Coleoptera	30	173
Dermaptera	1	7
Diptera	68	773
Hemiptera	16	174
Hymenoptera	40	328
Lepidoptera	25	338
Neuroptera	2	3
Orthoptera	1	3
Psocodea	3	140
Siphonaptera	1	1
Thysanoptera	1	2
GRUPO FUNCIONAL		
Parásito	1	1
Depredador	21	134
Parasitoide	40	271
Detritívoro	63	789
Fitófago	58	586
Xilófago	1	6
Micófago	4	150
Polinizador	3	8

riqueza de morfoespecies por parque en cada muestreo se aprecia en la Fig. 2A; es posible apreciar que los valores más altos fueron obtenidos en el parque Reducto en el muestreo de verano (81 morfoespecies) seguido del parque Castilla en el muestreo de invierno (66 morfoespecies); el promedio de morfoespecies por parque fue de 38.75 y 59.5 para los muestreos de invierno y verano respectivamente; a pesar de esta diferencia en los promedios la diferencia no fue estadísticamente significativa ($T = 1.627$; $p > 0.05$). La Fig. 2B muestra la abundancia de individuos por parque; es posible apreciar que los valores más altos fueron obtenidos en los parques Castilla y Reducto durante el muestreo de verano (440 y 332 individuos recolectados respectivamente); el promedio de la abundancia por parque fue de 182.75 y 303.5 para los muestreos de invierno y verano respectivamente;

a pesar de esta diferencia en los promedios la diferencia no fue estadísticamente significativa ($Z = 1.299$; $p > 0.05$). Pueden verse más detalles del análisis estadístico y gráficos de cajas complementarios en MS1 B.

Similitud entre parques y estaciones: El análisis de agrupamiento mostró dos grupos: un grupo con los parques en el muestreo de invierno y otro con los parques durante el verano; el coeficiente de correlación cofenético (> 0.85) nos indica que la representación es confiable (Fig. 3). La similitud entre los parques es baja (menor al 40 %) lo que nos muestra un alto recambio de especies entre parques; la prueba de PERMANOVA confirmó las diferencias entre los muestreos de invierno y verano ($F = 1.936$; $p < 0.05$).

Composición comunitaria por estación según el tipo de trampa: La mayor abundancia y riqueza fue registrada en las trampas pitfall (269 individuos y 51 especies, ambos para el muestreo de verano del parque Reducto; Tabla 2); el análisis estadístico mostró diferencias únicamente entre la riqueza de verano e invierno de las muestras obtenidas con las trampas pitfall ($T = 2.68$; $p < 0.05$), en donde los valores más altos fueron obtenidos en verano; no hubieron diferencias soportadas estadísticamente entre verano e invierno para los otros tipos de trampas ni variables (Fig. 4, MS1 C, MS1 D, MS1 E, MS1 F). Se encontraron diferencias entre el invierno y verano para la composición comunitaria en las trampas tipo pitfall ($F = 2.01$; $p < 0.05$, Fig. 5A) y malaise a ras del suelo ($F = 2.04$; $p < 0.05$, Fig. 5B). En la trampa tipo pitfall 12 taxones contribuyeron al 50 % de las diferencias entre invierno y verano, con predominancia de Sciaridae en invierno y Phoridae en verano; para la trampa tipo malaise al ras del suelo, tres taxones contribuyeron al 50 % de las diferencias entre invierno y verano, con predominancia de Psocodea en invierno y Lepidoptera en verano (Tabla 3). La efectividad de captura encontrada tuvo valores promedio de 74.6 % (62.5-86.8 %), 82.8 % (53.9-100 %), 60.9 % (41.2-76.4 %) y 50 % (31.4-64.5 %) para

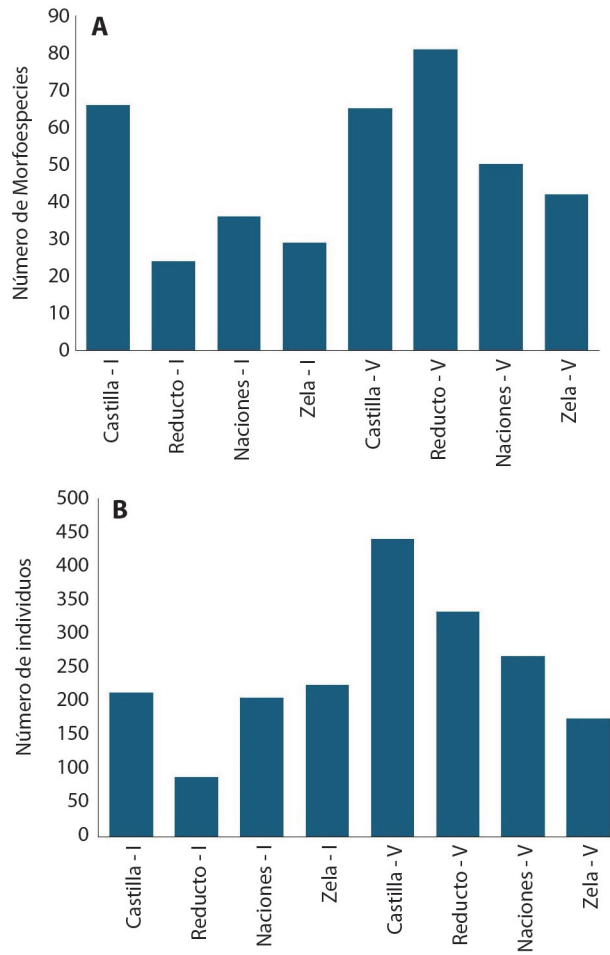


Fig. 2. A. Riqueza y **B.** abundancia de morfoespecies por parque en los muestreos de invierno (I) y verano (V). / **Fig. 2. A.** Richness and **B.** abundance of morphospecies per park in winter (I) and summer (V) sampling.

Tabla 2

Número de individuos recolectados y número de morfoespecies por parque y tipo de trampa en los muestreos de invierno y verano. / **Table 2.** Number of individuals collected) and number of morphospecies by park and type of trap in winter and summer sampling.

Tipo de Trampa		INVIERNO				VERANO			
		Castilla	Reducto	Naciones	Zela	Castilla	Reducto	Naciones	Zela
Pitfall	A	116	45	186	112	196	269	230	94
	R	34	15	28	13	38	51	43	30
Malaise en Dosel	A	0	3	0	1	1	12	0	1
	R	0	3	0	1	1	10	0	1
Malaise raz del suelo	A	59	38	20	76	210	20	37	80
	R	23	10	12	11	13	11	12	12
Trampa de noche	A	38	2	0	35	33	31	0	0
	R	20	1	0	11	17	20	0	0

A = abundancia; R = riqueza. / A = abundance; R = richness.

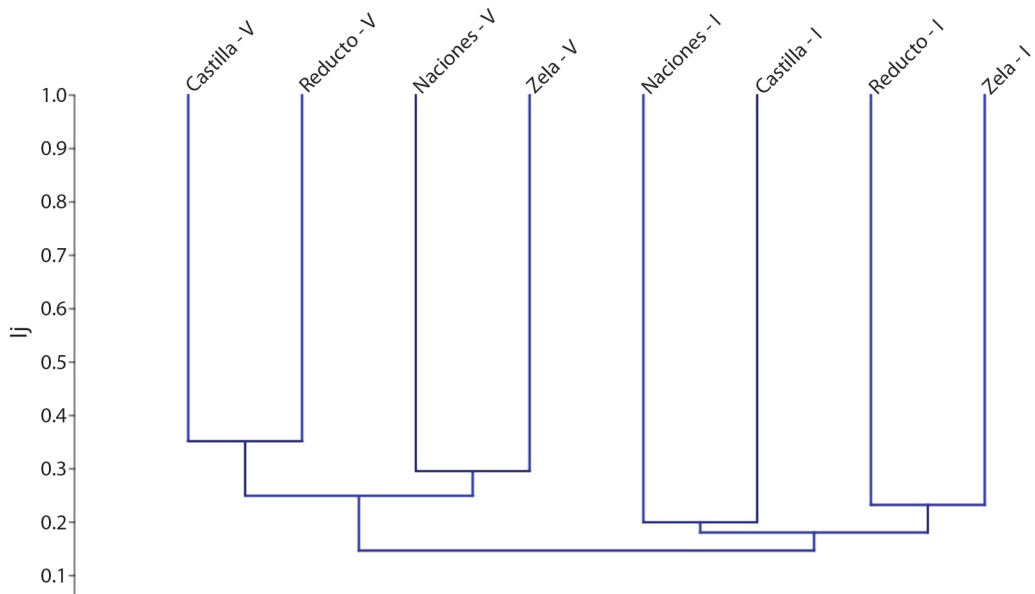


Fig. 3. Análisis de agrupamiento utilizando el índice de similitud de Jaccard (I_j) en los muestreos de verano (V) e invierno (I) y. Coeficiente de correlación cofenético = 0.88. / **Fig. 3.** Clustering analysis using the Jaccard similarity index (I_j) in summer (V) and winter (I) sampling. Cophenetic correlation coefficient = 0.88.

Tabla 3

Morfoespecies que aportaron con el 50 % de las diferencias comunitarias según la prueba SIMPER para la trampa tipo Pitfall (Disimilitud promedio = 86.51) y malaise al raz del suelo (Disimilitud promedio = 95.05). / **Table 3.** Morphospecies that contributed with 50 % of the community differences according to the SIMPER test for the Pitfall type trap (Average dissimilarity = 86.51) and ground malaise (Average dissimilarity = 95.05)

Tipo de trampa	Morfoespecie	DP	% C	% A	PI	PV
Pitfall	Phoridae 1	9.79	11.32	11.32	8	38.8
	Sciaridae 1	7.872	9.099	20.41	25.8	2
	Delphacidae 2	3.962	4.58	24.99	0.25	13.8
	Hymenoptera 7	3.951	4.566	29.56	0.25	13
	Formicidae 1	3.641	4.208	33.77	0.75	7
	Formicidae 6	2.533	2.928	36.7	3.5	9.25
	Tachinidae 1	2.427	2.805	39.5	8.75	0
	Aphididae 1	2.419	2.796	42.3	6.75	1
	Diptera 30	2.152	2.488	44.79	7.25	0
	Diptera 23	2.07	2.393	47.18	2.25	7
	Diptera 1	1.901	2.197	49.38	6	0
	Diptera 24	1.872	2.164	51.54	1.5	5.5
	Malaise al raz del suelo	Lepidóptera 11	35.35	37.19	37.19	0
Psocodea 2		7.771	8.175	45.37	10.5	0.5
Ichneumonidae 2		6.942	7.303	52.67	6	0.75

DP = Disimilitud promedio del taxón; % C = porcentaje de contribución; % A = porcentaje acumulado de contribución; PI = promedio Invierno; PV = Promedio verano. / DP = Average taxon dissimilarity; % C = contribution percentage; % A = accumulated contribution percentage; PI = winter average; PV = Average summer.

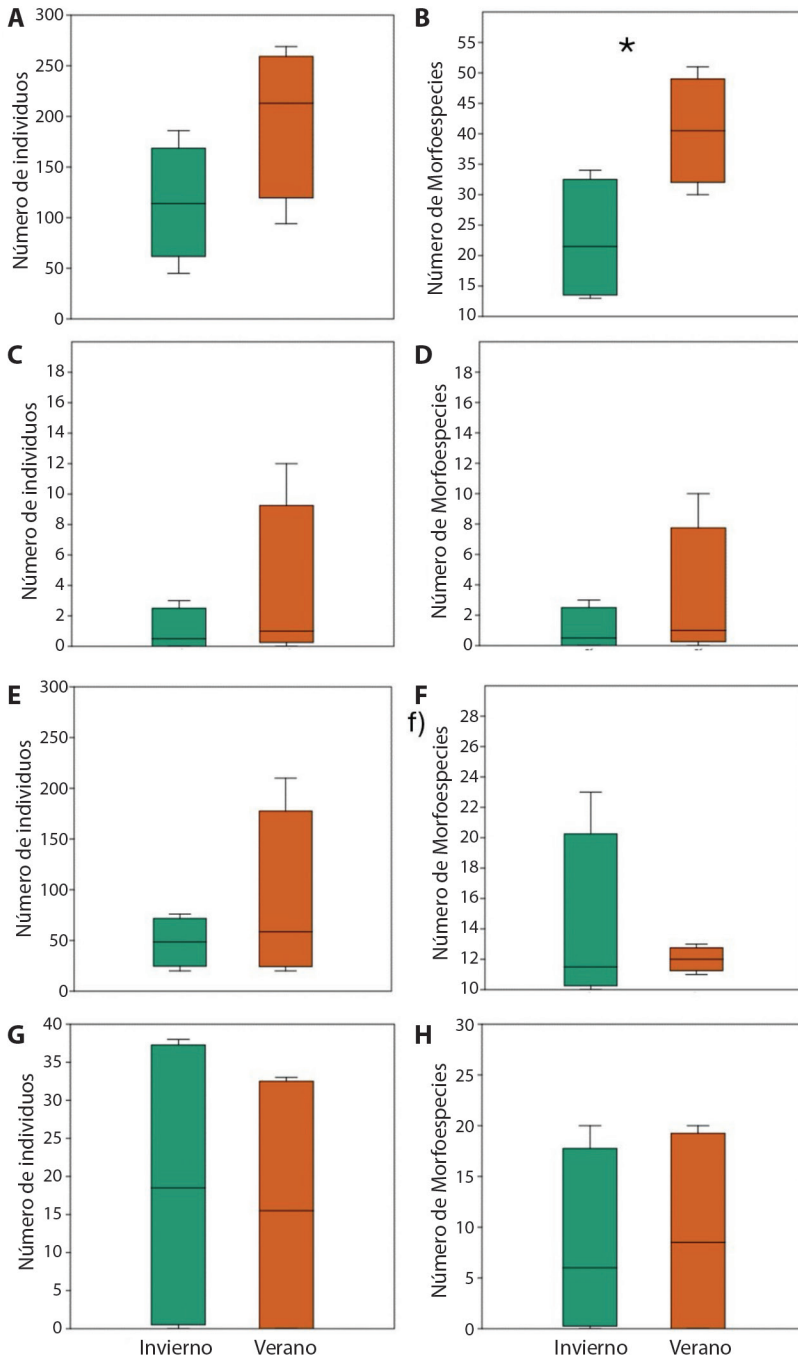


Fig. 4. Número de individuos recolectados (abundancia) y número de morfoespecies (riqueza) para los muestreos de invierno (verde) y verano (naranja) usando: **A.** y **B.** las trampas pitfall, **C.** y **D.** malaise en dosel, **E.** y **F.** malaise a ras del suelo y **G.** y **H.** trampas de noche. * $p < 0.05$ para T de student. / **Fig. 4.** Number of individuals collected (abundance) and number of morphospecies (richness) for winter (green) and summer (orange) sampling using: **A.** and **B.** pitfall traps, **C.** and **D.** canopy malaise, **E.** and **F.** root malaise ground and **G.** and **H.** night traps. * $p < 0.05$ for student's T.

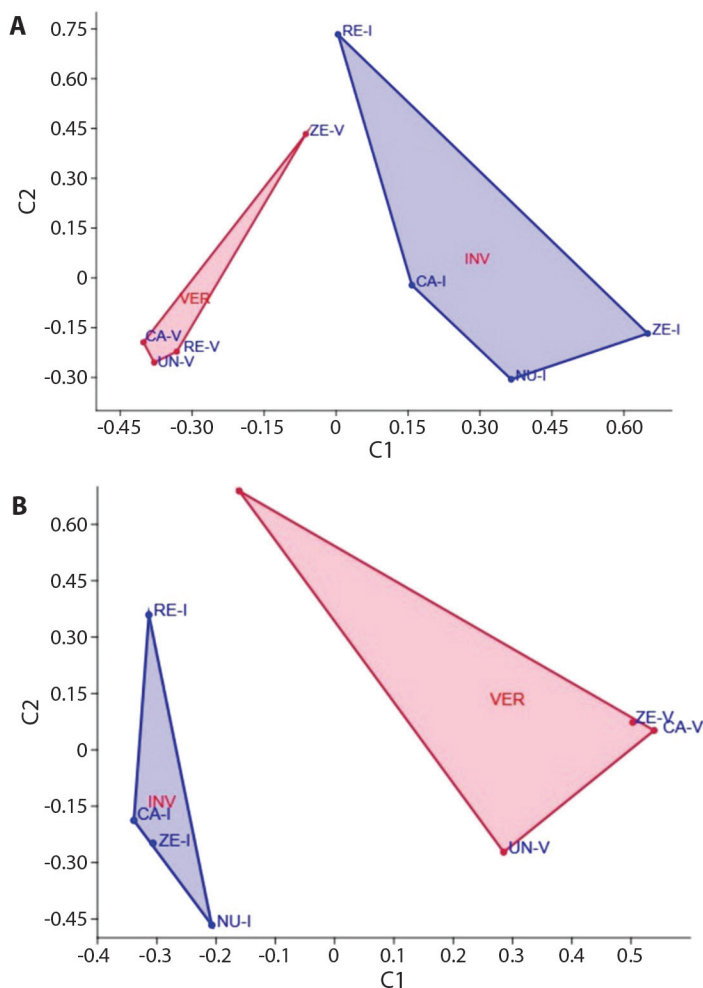


Fig. 5. Análisis de coordenadas principales para las muestras provenientes de las trampas **A.** pitfall y **B.** malaise en los muestreos de invierno (INV) y verano (VER). En ambos casos se muestran los ejes 1 (C1) y 2 (C2) que tuvieron el 51 y 48 % de la explicación acumulada para los casos **A.** y **B.** respectivamente. CA = parque Castilla; RE = parque Reducto; UN = parque Naciones Unidas; ZE = parque Zela. / **Fig. 5.** Principal coordinates analysis for the samples from the **A.** pitfall and **B.** malaise traps in the winter (INV) and summer (VER) sampling. In both cases, axes 1 (C1) and 2 (C2) are shown, which had 51 and 48 % of the accumulated explanation for cases **A.** and **B.** respectively. CA = Castilla Park; RE = Reducto Park; UN = United Nations Park; ZE = Zela Park.

las trampas pitfall, malaise en dosel, malaise al raz del suelo y trampa de luz respectivamente (MS1 C, MS1 D, MS1 E, MS1 F).

Órdenes y Grupos funcionales según estación y parque: Las proporciones de órdenes y grupos funcionales en invierno y verano se encuentran en la Fig. 6; los valores detallados se encuentran en MS1 G. Cuando se hizo

el análisis con los datos de los parques en su conjunto, se encontraron diferencias entre el invierno y verano a nivel de órdenes más abundantes y más ricos en especies ($p < 0.05$ para la prueba de X^2 en ambos casos); los órdenes más abundantes durante los meses de invierno fueron Diptera (406 individuos recolectados) y Psocodea (136); en los meses de verano abundaron individuos de los órdenes Diptera (367)

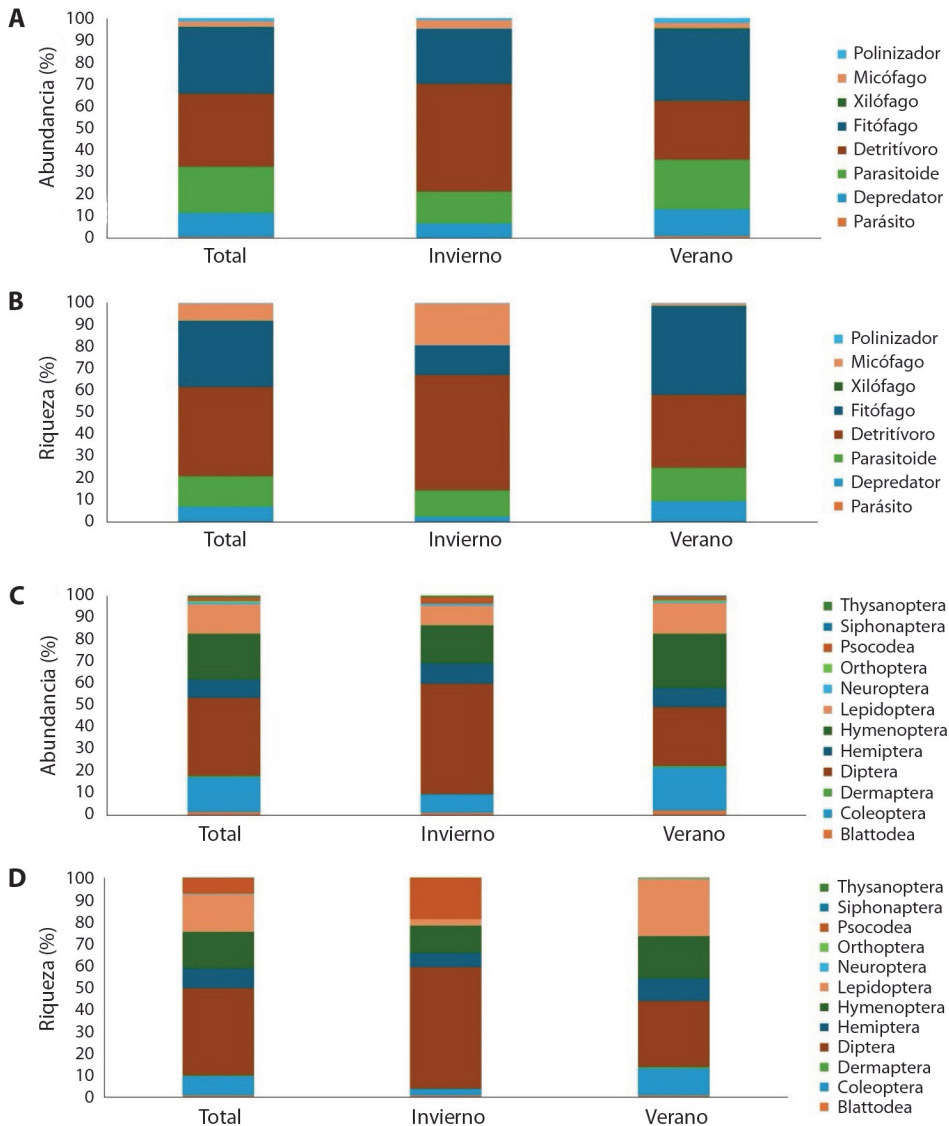


Fig. 6. Proporción de **A.** y **B.** órdenes y **C.** y **D.** grupos funcionales en función de **A.** y **C.** la abundancia y **B.** y **D.** la riqueza. En todos los casos, la prueba de X^2 indicó diferencias entre los muestreos de invierno y verano ($p < 0.05$). / **Fig. 6.** Proportion of **A.** and **B.** orders and **C.** and **D.** functional groups as a function of **A.** and **C.** abundance and **B.** and **D.** richness. In all cases, the X^2 test indicated differences between winter and summer sampling ($p < 0.05$).

y Lepidoptera (317); los órdenes más ricos en invierno fueron Díptera (52 morfoespecies) e Himenoptera (18), mientras que en verano fueron Díptera (37) e Himenoptera (34) seguidos cercanamente por Coleoptera (27).

También se encontraron diferencias entre el invierno y verano a nivel de los grupos

funcionales más abundantes y más ricos en morfoespecies ($p < 0.05$ para la prueba de X^2 en ambos casos); los grupos funcionales más abundantes durante los meses de invierno fueron Detritívoro (384 individuos recolectados) y Micófago (138); en los meses de verano abundaron individuos Fitófagos (487) y

Tabla 4

Órdenes y grupos funcionales que aportaron con el 50 % de las diferencias comunitarias entre invierno y verano según la prueba SIMPER. / **Table 4.** Orders and functional groups that contributed with 50 % of the community differences between winter and summer according to the SIMPER test.

	Grupo	DP	% C	% A	PI	PV
Órdenes	Lepidoptera	14.25	26.68	26.68	5.25	79.3
	Diptera	11.54	21.62	48.29	102	91.8
	Hymenoptera	7.548	14.13	62.42	22.8	59.3
Grupos funcionales	Fitófago	19.28	41.05	41.05	24.8	122
	Detritívoro	9.559	20.36	61.41	96	101

Disimilitud promedio para ordenes = 53.41. Disimilitud promedio para grupos funcionales = 46.96. DP = Disimilitud promedio del grupo; % C = porcentaje de contribución; % A = porcentaje acumulado de contribución; PI = promedio Invierno; PV = Promedio verano. / Average dissimilarity for orders = 53.41. Average dissimilarity for functional groups = 46.96. DP = Group average dissimilarity; % C = contribution percentage; % A = accumulated contribution percentage; PI = winter average; PV = Average summer.

Detritívoros(405); los grupos funcionales más ricos en especies en invierno fueron Detritívoro (51 morfoespecies) y Fitófago (26), mientras que en verano fueron Fitófago (45) y Detritívoro (30).

Cuando se hizo el análisis considerando los datos de cada parque por separado se encontró diferencias para los órdenes entre invierno y verano (solo para el análisis basado en abundancias; $F = 2.729$, $p < 0.05$); Lepidoptera, Diptera e Himenoptera explican más del 50 % de estas diferencias, siendo más abundantes en verano (Tabla 4; para más detalle revisar MS1 H). También se encontraron diferencias entre los grupos funcionales de invierno y verano (solo para análisis basado en abundancias; $F = 2.381$, $p < 0.05$); en este caso, fitófago y detritívoro explicaron más del 50 % de las diferencias (Tabla 4).

DISCUSIÓN

A la fecha, existen muy pocos trabajos que aborden de manera integral el estudio de la diversidad de insectos en ambientes urbanos; algunos trabajos están focalizados únicamente en un orden o grupo (Aucca et al., 2021; Juárez & González, 2016) lo que dificulta hacer una comparación entre ecosistemas urbanos estudiados. Con esta investigación, se muestra el

gran potencial que tienen los parques y jardines para albergar la diversidad biológica de insectos. Considerando los valores de efectividad obtenidos (50-82.8 %) se puede inferir que la muestra obtenida en el presente estudio represente solo una parte de la diversidad de insectos que se encuentra en los parques estudiados. Trabajos realizados en ecosistemas cercanos muestran una riqueza de morfoespecies similar; por ejemplo, el trabajo de Rossi-La Torre (2022) reportó 160 morfoespecies en un humedal costero del Callao (con valores de efectividad entre el 62-72 %). Es importante considerar que el recambio observado (inferido de la baja similitud entre parques; Fig. 3) también es un indicador de alta diversidad; en este caso, esta baja similitud nos indica la particularidad de cada sitio evaluado y que, de aumentar el número de parques evaluados, podríamos encontrar incluso una mayor cantidad de morfoespecies. La similitud no parece guardar relación con la distancia entre parques; por ejemplo, a pesar de que el parque Naciones Unidas se encuentra mucho más alejado del resto de parques (Fig. 1), los valores de similitud son similares dentro cada época de muestreo (con valores alrededor del 35 % para el verano y 25 % para el invierno). Este patrón ha sido ampliamente estudiado para otros grupos taxonómicos presentes en ecosistemas costeros peruanos como el de las



plantas vasculares en los humedales, en donde esta estructura paisajística ha devenido propuestas de la creación de corredores de diversidad (González & Aponte, 2022); esto podría funcionar también a nivel de parques y jardines, quienes de forma complementaria albergan a la diversidad de organismos.

Es interesante notar que la mayor riqueza y abundancia se dio en los meses de verano; respuesta que era esperable por el aumento del metabolismo y oferta floral propia de la época cálida. En el verano la temperatura incrementa y trae consigo la disminución de la duración de los estados de desarrollo, generando (madurando) más individuos en menos tiempo, lo que expone un incremento en las dinámicas en los ecosistemas urbanos. Ejemplo de ello podría ser la presencia de Phoridae en verano; estos individuos, detritívoros por excelencia, pueden asociarse al fango de los parques y al tipo de agua de riego, estos componentes forman un sustrato donde se lleva a cabo el desarrollo larval (Lewthwaite et al., 2024). Esto, podría estar asociado con la alternancia de otros grupos como con el mismo interés alimenticio como Sciaridae (quienes se alimentan de organismos directamente relacionados con la degradación como los hongos, lo que podría explicar su mayor presencia en invierno), aunque algunas investigaciones sugieren que esto esta alternancia requiere aún mayor investigación (Bangay et al., 2022). Es interesante notar también que la presencia de insectos de la familia Eucoliidae está asociada a la gran cantidad de dípteros por ser sus presas predilecta para la ovoposición (Arnold, 2022); esto podría justificar su presencia durante el verano, donde Hymenoptera 7 estuvo presente.

La luz y la temperatura juegan también un papel importante, influyendo en el forrajeo que representa un patrón de actividad específico por especie: A más luz y temperatura más actividad y por lo tanto mayor probabilidad de ser recolectados (Choi, 2008; Kocsis & Hufnagel, 2011). Esto pudo ser observado en una de las morfoespecies encontradas (Lepidoptera 11), la cual estuvo prácticamente ausente en las colectas realizadas en los meses de invierno y

presente en todos los parques en los meses de verano (Tabla 3). Esto nos lleva a proponer que esta morfoespecie puede ser un muy buen indicador del inicio de la estación cálida, ya que las polillas están más activas en días cálidos y cerca a sus fuentes de alimento como botones florales (Choi, 2008; Csóka et al., 2018); posteriores investigaciones centradas particularmente en este orden (y morfoespecie) son importantes a fin de considerarla como un indicador de los cambios climáticos (Kocsis & Hufnagel, 2011).

En la presente investigación se evaluaron cuatro parques, que diferían ligeramente en área y número de especies arbóreas (ver sección “Área de estudio”). Particularmente el parque Naciones Unidas, fue aquel que presentó el menor tamaño; a pesar de ello, este parque no fue el que registró los valores más bajos de abundancia y número de morfoespecies siendo el parque Reducto el que tuvo los datos más bajos durante el muestreo de invierno (Fig. 2). El parque Reducto tiene una menor variedad de especies arbóreas; esto último podría explicar la menor cantidad de especies de insectos al disminuir la oferta de flores (en especial en los meses de invierno) la cual disminuye la diversidad de insectos (Davis et al., 2017; Zeng et al., 2023). Para poder comprobar esta hipótesis se sugiere plantear posteriores trabajos que permitan tener una mayor gradiente de tamaño de parques y de riqueza florística entre parques (características que no se buscaron en el presente diseño experimental lo que no permite hacer adecuados análisis de correlación; esto forma parte de las limitaciones de esta investigación).

Es importante mencionar que la metodología empleada permitió estimar la riqueza y abundancia de los diferentes grupos funcionales de insectos ya que los diferentes tipos de trampa permiten capturar insectos con diferentes comportamientos. En ese contexto, la variedad de grupos funcionales encontrada es un indicador de la diversidad de procesos que tienen a cargo estos organismos en los parques evaluados. La polinización, control biológico, el control del ciclo de nutrientes es llevado a cabo por grupos funcionales como los polinizadores,

predadores/parasitoides y detritívoros respectivamente (Noriega et al., 2018), grupos que hemos visto representados en este estudio y cuya variabilidad a lo largo del año ha podido ser apreciada (Fig. 6). Se han encontrado parasitoides de la familia Ichneumonidae, Braconidae y se registraron 14 morfoespecies de la familia Tachinidae, lo cual evidencia un control biológico constante (Arafa & Shestakov, 2020; Salim et al., 2016), finalmente están aquellos como los pertenecientes a la familia Syrphidae que en larva son predadores y controlan pulgones, pero de adultos son importantes polinizadores que se pueden encontrar -también- en áreas verdes (Auca et al., 2021; Dunn et al., 2020). Estos resultados deben ser tomados en cuenta por los gestores de las áreas urbanas para poder valorar adecuadamente no solo a los polinizadores, sino también a los otros grupos de insectos que están cumpliendo un rol importante en los parques y jardines como los detritívoros y predadores. La gestión a este nivel incluye la implementación labores poda en árboles y arbustos que eviten eliminar y separen hábitats, manteniendo y enriqueciendo los espacios florales, así como creando parches de vegetación estacional que brinde refugio y alimento (Dietzel et al., 2023). De igual forma, esta información debe ser utilizada para acrecentar el nivel de conciencia ambiental que tienen los pobladores en la ciudad, permitiendo proponer actividades complementarias de ciencia ciudadana como la construcción de “Hoteles de Insectos”, los cuales permiten el refugio de insectos y otros artrópodos como las arañas, dándoles un espacio donde se salvaguardan las condiciones ambientales y temporales de la ciudad, propiciando su incremento y facilitando el acercamiento del ciudadano a la variedad de procesos ecológicos que ocurren en la naturaleza urbana (Núñez, 2021; Vásquez, 2016; Venn & Niemelä, 2004). Hay que considerar que el escenario es apropiado ya que los ciudadanos de la ciudad de Lima viven en un contexto donde se cuenta también con otros ecosistemas como las lomas, los humedales y los tillandsiales que son

utilizados con fines de educación ambiental y turismo (Aponte, 2015) por lo que, de trabajar con las políticas adecuadas, el acercamiento con la naturaleza debe ser cada vez menos ajena culturalmente.

Finalmente, es importante considerar que para este tipo de estudios se requiere de un considerable esfuerzo de coordinación (por ejemplo, para evitar las pérdidas o robos de las trampas). Este tipo de estudios no podría haberse realizado sin el apoyo de los gobiernos locales, quien, en este caso, ha sido coherente con su constante interés por la protección de los espacios verdes de la ciudad. Consideramos que los resultados obtenidos son muy valiosos y sientan las bases para que investigadores que estén trabajando en esta línea (ecosistemas urbanos) puedan plantear posteriores investigaciones en insectos y otros grupos de organismos.

Ver material suplementario
a06v73n1-suppl1

Declaración de ética: los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Dirección general de Investigación de la Universidad Científica del Sur, Lima (Perú) por el financiamiento de esta investigación en el marco del proyecto “Ecología, diversidad y servicios de los ecosistemas urbanos de Lima: Evaluando la flora, insectos y murciélagos del distrito de Miraflores”, código 015-2022-PRO99. Asimismo,



agradecemos a la Municipalidad de Miraflores por su apoyo logístico durante la ejecución de esta investigación.

REFERENCIAS

- Anderson, D., Koomjian, W., French, B., Altenhoff, S., & Luce, J. (2015). Review of rope-based access methods for the forest canopy: safe and unsafe practices in published information sources and a summary of current methods. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 865–872. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12393>
- Aponte, H. (2015). Ecosistemas potenciales para el turismo en la costa central de Lima y Callao: Oportunidades y perspectivas. *Novum Otium*, 1(1), 57–64.
- Arafa, E., & Shestakov, L. (2020). Overview of Tachinid parasitoids classification (Tachinidae, Diptera). *Research on Crops*, 21(2), 415–423. <https://doi.org/10.31830/2348-7542.2020.068>
- Arnett, R. H., Jr, Thomas, M. C., Skelley, P. E., & Frank, J. H. (2002). *American beetles. Polyphaga: Scarabaeoidea through Curculionoidea* (Vol. II). CRC Press.
- Arnold, E. J. (2022). Biological control services from parasitic hymenoptera in urban agriculture. *Insects*, 13(5), 467. <https://doi.org/10.3390/insects13050467>
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Aucca, L., Aparicio, M., & Yabar-Landa, E. (2021). Sírpidos (Diptera: Syrphidae) del campus universitario de Perayoc, Cusco, Perú. *The Biologist*, 19(2), 241–245. <https://doi.org/10.24039/rtb20211921145>
- Bangay, R., Gange, A. C., & Harvey, D. J. (2022). Seasonal changes in mycophagous insect communities. *European Journal of Entomology*, 119(1), 260–271. <https://doi.org/10.14411/eje.2022.028>
- Choi, S. (2008). Effects of weather factors on the abundance and diversity of moths. *Zoological Science*, 25(1), 53–58. <https://doi.org/10.2108/zsj.25.53>
- Csóka, G., Hirka, A., Szöcs, L., Móczig, N., Rasztoivits, E., & Pödör, Z. (2018). Weather-dependent fluctuations in the abundance of the oak processionary moth, *Thaumetopoea processionea* (Lepidoptera: Notodontidae). *European Journal of Entomology*, 115, 249–255. <http://dx.doi.org/10.14411/eje.2018.024>
- Davis, A. Y., Lonsdorf, E. V., Shierk, C. R., Matteson, K. C., Taylor, J. R., Lovell, S. T., & Minor, E. S. (2017). Enhancing pollination supply in an urban ecosystem through landscape modifications. *Landscape and Urban Planning*, 162, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.011>
- Dietzel, S., Rojas-Botero, S., Kollmann, J., & Fischer, C. (2023). Enhanced urban roadside vegetation increases pollinator abundance whereas landscape characteristics drive pollination. *Ecological Indicators*, 147, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109980>
- Dunn, L., Lequerica, M., Reid, C., & Latty, T. (2020). Dual ecosystem services of syrphid flies (Diptera: Syrphidae): pollinators and biological control agents. *Pest Management Science*, 76(6), 1973–1979. <https://doi.org/10.1002/ps.5807>
- Fernández, F., & Sharkey, M., J. (2006). *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. Sociedad Colombiana de Entomología.
- Gasca, A. H. J., & Higuera, D. D. (2010). Protocolos y métodos de colecta para el estudio de artrópodos de dosel en bosques de niebla del neotrópico. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, 2(2), 385–398. <https://doi.org/10.24188/recia.v2.n2.2010.320>
- Giraldo-Mendoza, A. E. (2021). Un estudio de artrópodos epigeos en entornos costeros con influencia urbana cerca de El Altet, sureste de España. *Graellsia*, 77(1), e131. <https://doi.org/10.3989/graellsia.2021.v77.287>
- González, S., & Aponte, H. (2022). Diversidad taxonómica y patrones de diversidad de la flora en humedales de la costa peruana. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(180), 730–741.
- Hammer, O., Harper, D., & Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 1–9.
- International Society of Arboriculture. (2017). *American National Standard Z133: Safety requirements for arboricultural operations*. International Society of Arboriculture.
- Jepson, J. (2007). *El compañero del trepador*. Beaver Tree Publishing. <https://aearboricultura.org/tienda/el-companero-del-trepador/>
- Juárez, G., & González, U. (2016). Coleópteros (Insecta: Coleoptera) del campus de la Ciudad Universitaria de Piura, Perú. *The Biologist*, 14(2), 183–198. <https://doi.org/10.24039/rtb201614297>
- Julius, A. & Lilly, S. (2021). *Stationary rope system climbing, Part I: Anchors and equipment*. Arborist news.
- Kane, B., & Ryan, H. D. (2009). Residual strength of carabiners used by tree climbers. *Arboriculture &*

- Urban Forestry (AUF)*, 35(2), 75–79. <https://doi.org/10.48044/jauf.2009.014>
- Kocsis, M., & Hufnagel, L. (2011). Impacts of climate change on Lepidoptera species and communities. *Applied Ecology and Environmental Research*, 9(1), 43–72. http://dx.doi.org/10.15666/aeer/0901_043072
- Krahner, A., Schmidt, J., Maixner, M., Porten, M., & Schmitt, T. (2021). Evaluation of four different methods for assessing bee diversity as ecological indicators of agro-ecosystems. *Ecological Indicators*, 125, 107573. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107573>
- León-López, S., & Ortiz, M. S. (2014). Aphididae (Hemiptera) de *Rosa sp.* procedentes de Lima-Perú. *Revista de Ciencias*, 10, 9–17. https://doi.org/10.31381/revista_ciencias.v10i0.577
- Lequerica-Tamara, M. E., Latty, T., Threlfall, C. G., & Hochuli, D. F. (2021). Major insect groups show distinct responses to local and regional attributes of urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 216, 104238. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104238>
- Lewthwaite, J. M. M., Baiotto, T. M., Brown, B. V., Cheung, Y. Y., Baker, A. J., Lehnen, C., McGlynn, T. P., Shirey, V., Gonzalez, L., Hartop, E., Kerr, P. H., Wood, E., & Guzman, L. M. (2024). Drivers of arthropod biodiversity in an urban ecosystem. *Scientific Reports*, 14(1), 390. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-50675-3>
- Llodrà-Llabrés, J., & Cariñanos, P. (2022). Enhancing pollination ecosystem service in urban green areas: An opportunity for the conservation of pollinators. *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127621>
- Lunau, K. (2004). Adaptive radiation and coevolution—pollination biology case studies. *Organisms Diversity & Evolution*, 4(3), 207–224. <https://doi.org/10.1016/j.ode.2004.02.002>
- Marschalek, D. A., & Deutschman, D. H. (2022). Differing insect communities and reduced decomposition rates suggest compromised ecosystem functioning in urban preserves of southern California. *Global Ecology and Conservation*, 33, e01996. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01996>
- McAlpine, J. F., Peterson, B. V., Shewell, G. E., Teskey, H. J., Vockeroth, J. R., & Wood, D. M. (1981). *Manual of nearctic Diptera*. Research Branch-Agriculture Canada. <http://ci.nii.ac.jp/ncid/BA01454379>
- Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barragán, F., Escobar, F., Gómez-Ortiz, Y., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Martínez-Morales, M. Á., Mendoza, E., Ortega-Martínez, I. J., Pérez-Hernández, C. X., Pineda, E., Pineda-López, R., Ríos-Díaz, C. L., Rodríguez, P., Rosas, F., Schondube, J. E., & Zuria, I. (2017). Measuring biodiversity in the Anthropocene: A simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation*, 26, 2993–2998. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1401-1>
- Municipalidad Distrital de Miraflores. (2023). *Diagnóstico de brechas de infraestructura y servicios*. Gerencia de Planificación y Presupuesto, Municipalidad Distrital de Miraflores. https://www.miraflores.gob.pe/wp-content/uploads/2023/01/DIAGNOSTICO_DE_BRECHAS_SERVICIOS.pdf
- Naumann, I. D., Carne, P. B., Lawrence, J. F., Nielsen, E. S., Spradbery, P., Taylor, R. W., Witten, M. J., & Littlejohn, M. J. (1991). *Insects of Australia*. Australia Melbourne University Press.
- Nguyen, H., Schmack, J. M., & Egerer, M. (2023). Drivers of cultivated and wild plant pollination in urban agroecosystems. *Basic and Applied Ecology*, 72, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.09.003>
- Nilon, C. H., Aronson, M. F. J., Cilliers, S. S., Dobbs, C., Frazee, L. J., Goddard, M. A., O'Neill, K. M., Roberts, D., Stander, E. K., Werner, P., Winter, M., & Yocom, K. P. (2017). Planning for the future of urban biodiversity: A Global review of city-scale initiatives. *BioScience*, 67(4), 332–342. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix012>
- Noriega, J. A., Hortal, J., Azcárate, F. M., Berg, M. P., Bonada, N., Briones, M. J. I., Del Toro, I., Goulson, D., Ibanez, S., Landis, D. A., Moretti, M., Potts, S. G., Slade, E. M., Stout, J. C., Ulyshen, M. D., Wackers, F. L., Woodcock, B. A., & Santos, A. M. C. (2018). Research trends in ecosystem services provided by insects. *Basic and Applied Ecology*, 26, 8–23. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.006>
- Núñez, J. M. (2021). Análisis espacial de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México. *Economía, Sociedad y Territorio*, 21(67), 803–833. <http://dx.doi.org/10.22136/est20211661>
- Obando, R., & Aponte, H. (2023). *Avances en el estudio de la flora arbórea y arbustiva del distrito de Miraflores, (Lima, Perú)* [Presentación de póster]. Congreso Nacional de Botánica 2023, Chachapoyas, Perú.
- Oliver, I., & Beattie, A. (1996). Invertebrate morphospecies as surrogates for species: A case study. *Conservation Biology*, 10(1), 99–109.
- Plaskonka, B., Zych, M., Mazurkiewicz, M., Skłodowski, M., & Roguz, K. (2024). Pollinator-mediated connectivity in fragmented urban green spaces—Tracking pollen grain movements in the city center. *Acta Oecologica*, 123, 103985. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2024.103985>
- Ramírez, C. D., Pérez, S. D. H., Sánchez, I. E., & Arellano, C. G. (2002). Esfuerzo de muestreo para la evaluación de la diversidad colectada en pitfall de la Reserva Nacional de Lachay-Perú. *Ecología Aplicada*, 1(1–2), 37–42. <https://doi.org/10.21704/rea.v1i1-2.228>



- Rossi-La Torre, C. R. (2022). Comparación de la riqueza de insectos utilizando dos métodos de recolección en un humedal costero del Pacífico suramericano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(181), 947–958. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1765>
- Salim, M., Gökçe, A., Naqqash, M., & Bakhsh, A. (2016). An overview of biological control of economically important lepidopteron pest with parasitoids. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 4(1), 354–362.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2023). *Indicadores meteorológicos e hidrológicos*. SENAMHI. <https://www.gob.pe/institucion/senamhi/tema/indicadores-meteorologicos-e-hidrologicos>
- Smith-Pardo, A., & Gonzalez, V. H. (2007). Bee diversity (Hymenoptera: Apoidea) in a tropical rainforest succession. *Acta Biológica Colombiana*, 12(1), 43–56.
- Stępniewska, M. (2021). The capacity of urban parks for providing regulating and cultural ecosystem services versus their social perception. *Land Use Policy*, 111, 105778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105778>
- Trigos-Peral, G., Maák, I. E., Schmid, S., Chudzik, P., Czaczkes, T. J., Witek, M., Casacci, L. P., Sánchez-García, D., Lőrincz, Á., Kochanowski, M., & Heinze, J. (2024). Urban abiotic stressors drive changes in the foraging activity and colony growth of the black garden ant *Lasius niger*. *Science of the Total Environment*, 915, 170157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170157>
- Uhler, J., Haase, P., Hoffmann, L., Hothorn, T., Schmidl, J., Stoll, S., Welti, E. A. R., Buse, J., & Müller, J. (2022). A comparison of different Malaise trap types. *Insect Conservation and Diversity*, 15(6), 666–672. <https://doi.org/10.1111/icad.12604>
- Valencia, V. L. (2009). Natural enemies of *Aleurodicus juleikae* Bondar (Hemiptera: Aleyrodidae) in an urban environment of Lima, Perú. *Idesia*, 27(2), 79–89.
- Vásquez, A. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 63, 63–86. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022016000100005>
- Venn, J., & Niemelä, K. (2004). Ecology in a multidisciplinary study of urban green space: the URGE project. *Boreal Environment Research*, 9, 479–489.
- Zeng, H., Wang, J., Guan, M., Lu, Y., Liu, H., & Zhao, D. (2023). Effects of vegetation structure and environmental characteristics on pollinator diversity in urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 84, 127928. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127928>