



UNIVERSIDAD DE PANAMÁ
VICERRECTORÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSTGRADO
PROGRAMA CENTROAMERICANO DE MAESTRÍA EN ENTOMOLOGÍA

**DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN DE PARASITOIDES, DEPRADADORES,
FITÓFAGOS Y DESCOMPONEDORES EN LOS BOSQUES URBANOS DE LA
CIUDAD DE PANAMÁ**

JEANCARLOS ABREGO LEZCANO

**TESIS PRESENTADA COMO UNO DE LOS REQUISITOS PARA OPTAR AL
GRADO DE MAGISTER EN CIENCIAS CON ÉNFASIS EN ENTOMOLOGÍA**

PANAMÁ, REPÚBLICA DE PANAMÁ.

2022

DEDICATORIA

Este trabajo de investigación se lo dedico primeramente a Dios por darme la oportunidad de ingresar, mantener y culminar el Programa de Maestría en Entomología de la Universidad de Panamá. También me gustaría dedicárselo a mí prometida Joan Antaneda H. que siempre se mantuvo a mi lado dándome la fuerza y el apoyo incondicional para terminar este proyecto de investigación, además a mi padre Carlos Abrego Calderón que siempre está en los momentos que lo necesito, dándome sus consejos y apoyo para iniciar esta aventura y poder finalizarla. A mi asesor, Enrique Medianero Segundo, por sus enseñanzas, motivación, tiempo, paciencia y apoyo. A mí mentor, amigo y compañero de toda la vida, Alonso Santos Murgas por sus regaños y apoyo en todo momento para culminar esta aventura llamada Maestría en Entomología.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Enrique Medianero Segundo, a los profesores Dr. Alonso Santos M. y al Dr. Héctor Barrios por sus comentarios y correcciones a este trabajo. A Marcelo Mack, Louise Rodríguez Scott, José Rivera, y Carlos Vargas por su apoyo en la investigación. A la Secretaría Nacional de Ciencias, Tecnología e Innovación por otorgarme el financiamiento para estudiar la maestría. A la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado de la Universidad de Panamá y al Sistema Nacional de Investigación (SNI) por brindar los fondos y recursos para desarrollar la investigación. Al Ministerio de Ambiente y al Parque Natural Metropolitano por expedir los permisos de recolectas.

ÍNDICE GENERAL

1. DEDICATORIA.....	ii
2. AGRADECIMIENTOS.....	iii
3. ÍNDICE GENERAL.....	iv
4. ÍNDICE DE CUADROS.....	vii
5. ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
6. ABREVIATURAS.....	x
7. RESUMEN.....	xi
8. SUMMARY.....	xiii

1. INTRODUCCIÓN.....	15
OBJETIVOS.....	17
Objetivo General.....	17
Objetivo Especifico.....	17
2. REVISIÓN DE LA LITERATURA.....	18
Urbanización.....	18
Impacto de la fragmentación y la urbanización sobre las comunidades de los insectos... 18	
Teorías que tratan de explicar la diversidad de especies en paisajes fragmentados.	21
Teoría de Islas.....	21
Metapoblaciones.....	23
Fuente Sumidero.....	24
Patrones de respuestas de insectos parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores a la fragmentación del hábitat.	25
Efectos de la urbanización por factores abióticos.....	26
3. ASPECTOS METODOLOGICOS.....	28
Sitios de estudio.....	28
Ciudad del Saber.....	28

Corozal	29
Albrook.....	29
Parque Natural Metropolitano.....	29
Métodos de recolecta	30
Identificación taxonómica.....	32
Variables de estudio.....	34
Variables ambientales	34
Análisis estadísticos.....	34
Diversidad alfa (α).....	35
Diversidad beta (β).....	36
4. RESULTADOS	38
Composición y diversidad de las familias Ichneumonidae, Bethylidae, Membracidae, Curculionidae, Dolichopodidae, Assilidae y Psocidae.	38
Curva de acumulación de especies y rarefacción	59
Diversidad α y β de las familias de insectos en los diferentes parches de bosques estudiados.....	61
Índices de diversidad	61
Diversidad alfa (α).....	61
Diversidad beta (β).....	64
Proporcionalidad de la abundancia de diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) en los diferentes parches bosques urbanos de la Ciudad del Panamá.....	66
Asociación de factores climáticos con la diversidad y abundancia de las familias de insectos estudiados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	69
Estacionalidad de las familias en general y por sitio de muestreos realizados.	70
5. DISCUSIÓN.....	72

6. CONCLUSIONES.....	76
7. RECOMENDACIONES	77
8. LITERATURA CITADA.....	78
9. ANEXOS	89

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Listado de morfoespecies de insectos de hábitos parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores estudiados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.....	39
Cuadro 2 Índices de diversidad alfa (α) de las morfoespecies de los parches de bosques urbanos estudiados.....	63
Cuadro 3: Índice de diversidad beta (β) de Bray-Curtis de las morfoespecies de los parches de bosques urbanos estudiados.	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Gráfica extraída de McKinney (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation.	21
Figura 2: Modelo MacArthur y Wilson (1963) donde se muestra que; la intersección de las curvas de inmigración y extinción determina el número de especies en equilibrio.	22
Figura 3: Teoría de poblaciones propuesta por Levins (1970); los migrantes de un parche de hábitat se originan a partir de poblaciones locales existentes en los parches de hábitat circundante.....	24
Figura 4: Modelo Fuente- Sumidero planteada por Polliam en 1988, para representar o comparar los hábitats fuentes y sumideros.	25
Figura 5: Trampa Malaise Townes modificada, trampa de intersección de vuelo de insectos.	32
Figura 6: Separación e identificación de especímenes recolectados durante el muestreo de campo.	33
Figura 7: Representación gráfica de la diversidad alfa y beta en un ecosistema. Extraída de Moreno <i>et al.</i> , 2001.	35
Figura 8: Abundancia total de individuos de las familias estudiadas en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.....	58
Figura 9: Riqueza total de individuos de las familias estudiadas en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.....	59
Figura 10: Curva de acumulación de especies recolectadas en los parches de bosques urbanos de Parque Natural Metropolitano, Ciudad del Saber, Albrook y Corozal.....	60
Figura 11: Curva de rarefacción de especies recolectadas en los parches de bosques urbanos de Parque Natural Metropolitano, Ciudad del Saber, Albrook y Corozal.....	61
Figura 12: Grafica del índice de Shannon (H'), donde se observa la equidad de los parches de bosques urbanos estudiados.	63
Figura 13: Grafica de similitud de Bray- Curtis y Jaccard de las morfoespecies de las familias estudiadas en los distintos parches de estudio.....	65

Figura 14: Proporcionalidad de la abundancia de diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) en general durante el muestreo.	67
Figura 15: Proporcionalidad de la abundancia de diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) en los diferentes parches bosques urbanos de la Ciudad del Panamá.	68
Figura 16: Análisis de redundancia (RDA) para la composición de morfoespecies entre los parches de bosques urbanos, donde A. Abundancia; B. Humedad relativa; C. Temperatura (°C).	69
Figura 17: Abundancia general de individuos de las familias estudiadas por semana de colecta.	70
Figura 18: Abundancia de individuos de las familias estudiadas de los sitios estudiados por semanas de recolectas.	71
Figura 19: Especímenes de la familia Membracidae recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	89
Figura 20: Especímenes de la familia Assilidae recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	89
Figura 21: Especímenes de la familia Curculionidae recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	90
Figura 22: Especímenes de la familia Dolichopodidae recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	90
Figura 23: Especímenes de la familia Psocidae recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	91
Figura 24: Especímenes de la familia Ichneumonidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	91
Figura 25: Especímenes de la familia Bethylidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.	92

ABREVIATURAS

ACP: Autoridad del Canal de Panamá

ALB: Albrook

CDS: Ciudad del Saber

COR: Corozal

MiAmbiente: Ministerio de Ambiente

MIUP: Museo de Invertebrados G. B. Fairchild de la Universidad de Panamá

PNM: Parque Natural Metropolitano

PCMET: Programa Centroamericano de Maestría en Entomología

RESUMEN

Los parches de bosques urbanos son de importancia ya que regulan el clima, reducen los contaminantes atmosféricos, sirven como refugio y sitio de alimentación de diversos grupos animales en las zonas urbanizadas. La gran pérdida de diversidad por la cual estamos pasando hace relevante los estudios de diversidad en zonas de bosques urbanos y periurbanos. Este proyecto de investigación tuvo como objetivo estimar la diversidad, abundancia y evaluar las proporciones entre las relaciones tróficas de cuatro grupos funcionales de insectos (parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores) en cuatro parches de bosques urbanos, así como determinar los factores ambientales que influyen en estas propiedades emergentes de las comunidades de insectos. Este proyecto tuvo una duración de ocho meses de recolecta, iniciando en agosto 2019 y finalizando en marzo de 2020. Se eligieron cuatro áreas de muestreos: Ciudad del Saber (Cerro Gun), Albrook (Cerros Ingenieros 1), Corozal (Cerro Corozal) y el Parque Natural Metropolitano (Sendero Los Momótides). En cada una de las áreas se colocaron dos trampas Malaise tipo Townes que se encontraron separadas aproximadamente 500 metros entre ellas, estas trampas quedaron expuestas por lo que duró la investigación, y las muestras fueron retiradas cada ocho días para su procesamiento en el laboratorio. Las familias estudiadas fueron Ichneumonidae, Bethyridae, Curculionidae, Membracidae, Dolichopodidae, Assilidae, y Psocidae. Los especímenes de estas familias fueron identificados hasta el nivel de género y separados a morfoespecies. Los resultados obtenidos nos indican que existe una similaridad del 54% entre la diversidad de morfoespecies de las siete familias de insectos estudiados dentro de los parches de bosques urbanos, los parches siguen la teoría de Fuente- Sumidero donde los insectos se encuentran en mayor diversidad y abundancia en los parches de bosques urbanos con mayor disponibilidad de alimentos y nichos ecológicos y solo utilizan los de menor disponibilidad de alimentación y nichos para el tránsito entre parches. La mayor riqueza de morfoespecies se obtuvo en el parche de bosque urbano de Ciudad del Saber con un total de 194 morfoespecies; en el caso de la abundancia de especímenes el parche de bosques urbanos fue el Parque Natural Metropolitano con un total de 862 individuos. Las estimaciones de diversidad alfa nos indican (Shannon- Wiener (H')) que los parches de bosques urbanos

mantienen valores por encima de 3.0; donde el parche de bosque de Ciudad del Saber (CDS) dio el valor más alto de 4.57; seguido por los parches de bosques de Parque Natural Metropolitano (PNM) y Corozal (COR) con 4.4 y por último el parche de bosque urbano de Albrook (ALB) con 4.3; para el índice de Margalef se obtuvo que el parche de bosque urbano de Ciudad del Saber presentó 34.07, seguido por los parches de Parque Natural Metropolitano con un 31.27; los parches de Corozal y Albrook presentaron un 22.36 y 21.1 respectivamente. En relación con el Índice de equidad de Pielou, el cual mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, se obtuvo que los parches de bosques urbanos estudiados (Ciudad del Saber, Parque Natural Metropolitano, Corozal y Albrook) presentaron valores cercanos a 1, lo que indica que todas las especies son igualmente abundantes. Para los estimadores de diversidad beta, el índice de similitud de Diserud- Odegaard; se obtuvo una similitud de 0.543 (54%) lo que es muy baja para bosques que presentan condiciones climáticas y composición de bosques muy similares. La proporcionalidad de los diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) se obtuvo una proporción de 4: 2: 2: 1; donde la mayor abundancia de individuos fue para los insectos de hábitos parasitoides, seguidos por los fitófagos, depredadores y, por último, los descomponedores. Nuestra conclusión es que estos parches de bosques están teniendo influencia por los cambios que se están dando en sus alrededores (fragmentación y urbanización).

SUMMARY

Urban forest patches are important since they regulate climate, reduce atmospheric contaminants, are useful as refuge and feeding site to different groups of animals in urban zones. The great loss of diversity we are going through, make relevant the studies of diversity in urban and peri-urban forest areas. This research project aimed to estimate the diversity, abundance and assessed the proportions between trophic relationships of four functional insect groups (parasitoids, phytophagous, predators and decomposers) in four urban forest patches, and determine environmental factors influencing in these emergent properties of the community of insects. This project had a duration of eight months of collection, starting in august, 2019 and lasting in March 2020. Four sampling areas were selected: City of knowledge (Cerro Gun), Albrook (Cerro Ingenieros 1), Corozal (Cerro Corozal) and Parque Natural Metropolitano (Los Momótides trail). At each area, two Malaise Townes traps were placed approximately separated by 500 meters between them, those traps were exposed throughout all research period, samples were collected every eight days for its processing in the lab. Studied families were Ichneumonidae, Bethyridae, Curculionidae, Membracidae, Dolichopodidae, Assilidae, and Psocidae. Specimens from these families were identified to genera level and separated by morphospecies. Obtained results show that there is a 54% similarity between morphospecies diversity from the seven insect families studied in the urban forest patches. Patches followed the source-sink theory where insects are found in highest diversity and abundance in urban forest patches with greater availability of food and ecological niches for transit between patches. The highest morphospecies richness was obtained in the urban forest patch of City of Knowledge with a total of 194 morphospecies; in the case of specimen abundance the urban forest patch of Parque Natural Metropolitano presented 862 individuals. Alfa diversity estimations (Shannon- Wiener, H') indicate urban forest patches maintain values over 3.0; where the forest patch of City of Knowledge (CDS) gave the highest value of 4.57; followed by the forest patches from Parque Natural Metropolitano (PNM) and Corozal (COR) with 4.4 and lastly, the urban forest patch of Albrook (ALB) with 4.3; for Margalef index it was obtained that the urban forest patch of City of Knowledge presented 34.07, followed by the patches of Parque Natural

Metropolitano with 31.27; the patches of Corozal and Albrook presented 22.36 and 21.1 respectively. Regarding the Pielou Equity Index, which measure the proportion of observed diversity in relation to expected maximum diversity, results showed that the studied urban forest patches (City of Knowledge, Parque Natural Metropolitano, Corozal and Albrook) presented values close to 1, which indicates that all species are equally abundant. Beta diversity estimators, Diserud- Odegaard similarity index showed 0.543 (54%) similarity, which is very low for forests that present similar climatic conditions and forest composition. The proportionality of the different feeding habits (parasitoids, predators, phytophagous and decomposers) showed a proportion of 4: 2: 2: 1; where the highest individual abundance was for parasitoids, followed by phytophagous insects, predators and, in last place, decomposers. We concluded that these forest patches are influenced by the changes occurring around them (fragmentation and urbanization).

INTRODUCCIÓN

El aumento exponencial de las poblaciones humanas ha generado un crecimiento desordenado y descontrolado de muchas ciudades a nivel mundial lo que ha traído consecuencias ecológicas sin precedentes (Grimm *et al.* 2008). La urbanización es una tendencia demográfica dominante que transforma el uso de la tierra en todo el mundo y cambia radicalmente los patrones y procesos ecológicos (Vitousek *et al.* 1997; Collins *et al.* 2000; Grimm *et al.* 2000; Alberti *et al.* 2003). La urbanización es una de las causas más importantes de la fragmentación del hábitat y la pérdida de ecosistemas naturales próximos a las ciudades que provoca la disminución del número de especies y la extensión local de muchas de ellas (McKinney 2008; Grimm *et al.* 2008). Esta reducción y fragmentación en parches de bosques urbanos puede influir fuertemente en la composición de las comunidades de organismos que habitan los bosques urbanos, generalmente con efectos negativos sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (Burkman *et al.* 2014; Su *et al.* 2015; Buczkowski *et al.* 2012).

La urbanización puede considerarse una fuerza selectiva importante, ya que genera cambios en el ambiente relacionados principalmente con el aumento en la temperatura, alteraciones en el ciclo del agua y altos grados de contaminación. Estos cambios afectan la distribución de las especies y en consecuencias aspectos relacionados con su riqueza, evolución, ecología, morfología y conductuales (Gaston *et al.* 2013, Johnson y Munshi-South 2017, Hamblin *et al.* 2018).

Hace más de treinta años, McDonnell y Pickett (1990), argumentaron que la investigación ecológica debería incluir las áreas urbanas como un contexto adicional para abordar las cuestiones ecológicas centrales, así como para comprender los impactos de la urbanización en la función ecológica. Por esta razón, los estudios que investigan la influencia de la urbanización y la fragmentación del hábitat sobre la biodiversidad y el riesgo de extinción de especies son de suma importancia en la conservación de la biodiversidad (Laurance 1990; Conner y Rudolph 1991; Newmark 1991; Didham *et al.* 1998; Bergman *et al.* 2018; Andrade *et al.* 2019).

La gran pérdida de biodiversidad hace relevante realizar estudios que intenten comprender todos los ecosistemas terrestres, ya que el rápido aumento demográfico y crecimiento económico ha llevado la expansión de las zonas urbanas e intensificación de la agricultura y la ganadería (Ahrne *et al.* 2008; Zanette 2005). Fischer *et al.* (2021), realizaron simulaciones para analizar el cambio en la fragmentación de los bosques tropicales mundiales en los últimos 10 años (2000- 2010), y descubrieron que el área de borde aumento de un 27% a un 31% de la superficie forestal total, con un mayor aumento en África. Además, observaron que el número de fragmentos aumento en 20 millones, lo que sugieren que podría traer consecuencias a la conectividad de los bosques tropicales.

En el período 2000 a 2010, se registró una pérdida neta de bosques de 7 millones de hectáreas anuales en los países tropicales del mundo (FAO 2016). Según MIAMBIENTE (2022), con respecto a los cambios de la cobertura boscosa en la República de Panamá se evaluaron los resultados para el periodo 2012-2019. En estos siete años se perdieron 56,369,49 hectáreas (has) de bosque (8,052.78 ha anuales). La provincia con mayor cantidad de bosque perdido es Veraguas con 48,758.12 has, seguida de Panamá, con 30,735.32 has y Darién con 15,580 has (MIAMBIENTE 2022).

En los bosques tropicales muchas especies son susceptibles al proceso de extinción local debido a la pérdida de bosque o fragmentación (Haddad *et al.* 2015). Medianero *et al.* (2017) demostraron que los insectos es uno de los grupos que responden más rápido a las alteraciones ambientales; además, Sánchez-Bayo y Wyckhuys (2019), determinaron que múltiples cambios en el medio ambiente como la urbanización, con frecuencia presentan grandes cambios a la ecología de las poblaciones de artrópodos herbívoros.

Por consiguiente, debido al aumento de la urbanización en las áreas próximas al Canal de Panamá y que existen pocos estudios de artrópodos en estas zonas nos propusimos realizar un estudio que determinara la diversidad, abundancia y composición de siete familias de insectos (Ichneumonidae, Bethylidae, Curculionidae, Membracidae, Psocidae, Assilidae y Dolichopodidae), con diferentes hábitos alimenticios, en cuatro parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá. Adicionalmente se desea determinar si los factores ambientales podrían estar influyendo de igual manera en estas propiedades emergentes de los grupos de insectos estudiados. El estudio pretende responde las siguientes preguntas ¿Existirá una alta

similaridad en la riqueza, abundancia y composición de los grupos tróficos de insectos estudiados en los parches de bosques urbanos? y ¿Cuál es la proporción la abundancia de especímenes de los insectos de los diferentes niveles tróficos en cuatro parches de bosques urbanos?

Dada la proximidad y semejanza en la estructura de los cuatro parches de bosques estudiados; la altura, y factores climáticos; esperamos un alto porcentaje de similitud en la riqueza, abundancia y composición de las comunidades de insectos estudiados.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Estimar la diversidad, abundancia y relaciones de cuatro grupos funcionales (parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores) en cuatro parches de bosques urbanos, así como los factores ambientales que influyen en estas propiedades emergentes de las comunidades de insectos.

Objetivo específico

- Identificar los géneros de las familias Ichneumonidae, Bethyridae, Curculionidae, Membracidae, Dolichopodidae, Assilidae, y Psocidae que habitan en cuatro parches de bosque urbanos de la ciudad de Panamá.
- Estimar la diversidad Alfa (α) y Beta (β) de insectos de diferentes hábitos alimenticios en parches de bosques ubicados en la periferia de la ciudad de Panamá.
- Determinar los factores bióticos y abióticos que influyen en la estructura comunitaria de insectos en parches de bosque.
- Comparar la abundancia relativa de insectos de diferentes niveles tróficos en los sitios estudiados.

REVISIÓN DE LA LITERATURA

1. Urbanización

La urbanización es una tendencia demográfica dominante que transforma el uso de la tierra en todo el mundo y cambia radicalmente los patrones y procesos ecológicos (Vitousek *et al.* 1997; Collins *et al.* 2000; Grimm *et al.* 2000; Alberti *et al.* 2003). La urbanización interactúa con el cambio global y juega un papel central en la alteración de los ciclos biogeoquímicos globales, en la reducción de la biodiversidad debido a la fragmentación del hábitat y la introducción de especies exóticas, y en los cambios en el uso y la cobertura del suelo que se extienden mucho más allá de los límites de la ciudad (Collins *et al.* 2000). Así, muchas áreas aparentemente vírgenes y “naturales” ya han sido, y serán cada vez más, parte de la “huella” ecológica de las áreas urbanas (McDonnell y Pickett 1993; Wackernagel y Rees 1996; Dobson *et al.* 1997; Vitousek *et al.* 1997; Luck *et al.* 2001; Grimm *et al.* 2003).

En el año 2018, las Naciones Unidas pronosticó que para el año 2050, el 68% de la población humana mundial viviría en áreas urbanas, en constante crecimiento en superficie. Como aspecto clave de la antropización de las áreas naturales, la urbanización viene con una combinación compleja de cambios, que incluyen modificaciones en el uso de la tierra y perturbaciones ambientales, que aumentan la presión sobre la diversidad de especies remanentes locales (Gaston 2010) e inducir el montaje de nuevas comunidades ecológicas (Swan *et al.* 2011).

2. Impacto de la fragmentación y la urbanización sobre las comunidades de los insectos.

En los últimos años, se han desarrollados diversos estudios por el crecimiento urbano descontrolado y sobre el impacto que puede estar causando la urbanización y fragmentación de los bosques sobre las comunidades de insectos a nivel mundial (Didham 1996).

Perillo *et al.* (2020), evaluaron la influencia del tamaño de parche, su aislamiento, la distancia entre los parches y la distancia del bosque continuo en la diversidad y abundancia de abejas y avispas, incluyendo la fluctuación temporal de las especies. Estos reportaron una mayor riqueza y abundancia de abejas y avispas en el verano. Además, observaron un cambio significativo en la composición de especies entre estaciones y una relación estadística significativa lineal entre la diversidad β temporal y la distancia del parche al bosque continuo.

Graça y Somavilla (2019), detectaron diferencias significativas en la abundancia, la riqueza y la composición de especies de avispas sociales de la selva amazónica, entre un bosque continuo y un bosque fragmentado.

Ballare *et al.* (2019), examinaron como las variables ambientales locales y la composición del paisaje impactan la abundancia, riqueza y uniformidad de las abejas. Descubrieron que los niveles de uso regional de la tierra impactaban de manera diferente en la abundancia y la diversidad de las abejas, mencionan que, dentro de los sitios de agricultura, la riqueza de las abejas fue mayor al aumentar el hábitat seminatural, mientras que; en los sitios de pastizales, la riqueza de las abejas fue similar, independientemente de la cobertura del hábitat seminatural.

Tzortzakaki *et al.* (2019), descubrieron que la cobertura del suelo tiene una mayor influencia en la riqueza, abundancia y estructura comunitaria de las especies de mariposas en ciudades del Mediterráneo. La comunidad de mariposas era significativamente más pobre en las áreas urbanizadas y en las áreas periurbanas la diversidad era significativamente mayor, aunque los recursos vegetales se encontraban disponibles en todas las áreas de estudios, lo que indica el papel potencial de la fragmentación del hábitat y el aislamiento de parches.

Miles *et al.* (2019), estudiaron los efectos de la urbanización en la ecología y evolución de las interacciones planta-herbívoro; ellos evidenciaron que la riqueza de especies nativas tiende a disminuir en las zonas urbanas; sin embargo, los cambios en la abundancia parecen ser en especies específicas. Estos cambios en la ecología sugieren que la urbanización podría afectar tanto la evolución adaptativa como la no adaptativa de los artrópodos herbívoros y sus plantas hospederas en entornos urbanos.

Salomão *et al.* (2019), reportan que la urbanización tiene efecto negativo en la riqueza, abundancia y biomasa de los grupos funcionales de insectos del bosque como los escarabajos de estiércol o coprófagos (Scarabaeinae).

McKinney (2008), realizaron una revisión de la literatura sobre cómo afecta la urbanización sobre la riqueza de especies de diversos grupos animales (vertebrados no aviarios, invertebrados y plantas), donde encontraron que en las zonas con extrema urbanización presentan una reducción completa de la riqueza de todos los grupos animales, mientras que en las zonas suburbanas con niveles moderados de urbanización, la mayoría de los estudios de plantas (alrededor del 65%) indican un aumento de la riqueza de especies, invertebrados (alrededor del 30%) y vertebrados no aviarios (alrededor del 12%) muestran una creciente riqueza de especies.

De Sousa *et al.* (2019), realizaron una caracterización de la comunidad de mariposas de la familia Nymphalidae en el Parque Estatal Serra Azul de Mato Grosso, Brasil. Los autores obtuvieron que la estructura de la comunidad variaba espacialmente, con el bosque de galería presentando la mayor riqueza, diversidad y equidad, mientras que "Cerrado Ralo" presentaba mayor abundancia y menos diversidad y equidad.

Bergman *et al.* (2018), encontró en un estudio realizado sobre la diversidad y abundancia de mariposas en fragmentos de bosques que la abundancia total no varió según el hábitat. Sin embargo, la fragmentación incrementó o disminuyó la abundancia de algunas especies. La riqueza de especies por árbol tampoco fue afectada por la fragmentación del bosque, aunque el número total de especies fue considerablemente mayor en los fragmentos que en el bosque continuo. La similitud de especies fue mayor dentro del bosque continuo que entre el bosque continuo y los fragmentos o que entre los fragmentos.

Aronson *et al.* (2014), revisó los efectos de la urbanización en la riqueza de especies de plantas y animales, encontrando que la riqueza de especies tendía a disminuir con una alta urbanización, mientras que niveles moderados de urbanización conducen a patrones divergentes en la diversidad de especies entre grupos taxonómicos. Se ha demostrado que tales patrones ocurren a escala global, donde las ciudades retienen un subconjunto de especies de los grupos de especies regionales.

Estos estudios realizados en diferentes ecosistemas y latitudes concuerdan entre ellos que los efectos de la fragmentación y la urbanización están causando una reducción en la diversidad, abundancia y riquezas de las comunidades de diversas. Lo que nos indica todos estos artículos es que a mayor grado de cobertura urbana menor es la riqueza de especies (Fig. 1).

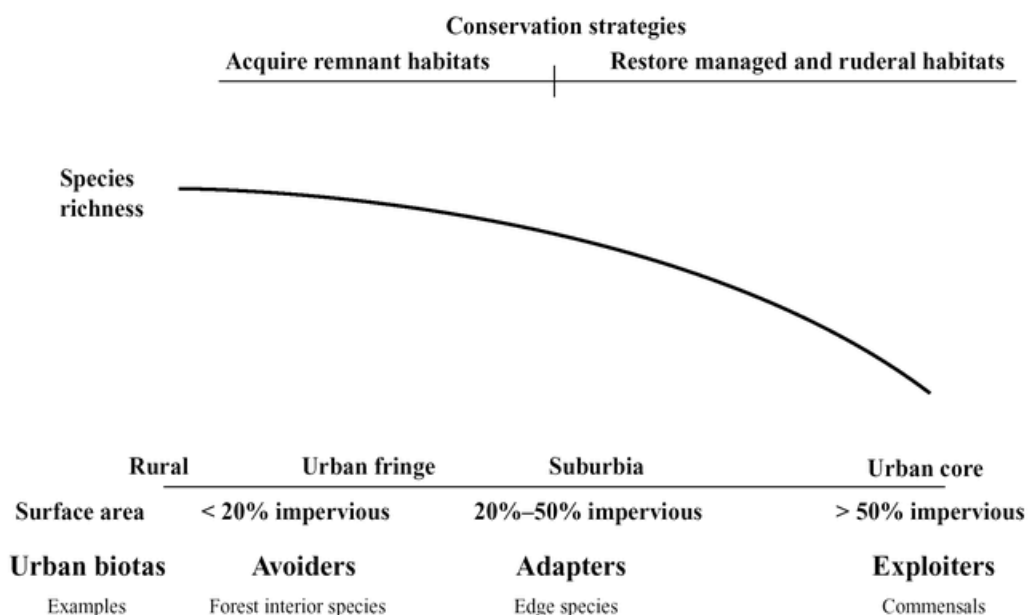


Figura 1: Gráfica extraída de McKinney (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation.

3. Teorías que tratan de explicar la diversidad de especies en paisajes fragmentados.

a. Teoría de Islas

MacArthur y Wilson (1963 y 1967) inventaron la teoría de la biogeografía de islas para describir predicciones sobre cuántas especies podrían estar presentes en una isla recién

creada. Este modelo representa el número de especies que viven en una isla de la siguiente manera: Equilibrio entre las tasas de extinción y colonización en función del tamaño y la distancia desde la fuente de dispersión.

Este modelo intenta predecir un punto en el cual las tasas de migración y extinción sean iguales y donde se establezca un equilibrio dinámico en el número de especies en la isla (Brown y Kodric 1977). Este modelo asume lo siguiente: (a). La tasa de migración de nuevas especies a la isla disminuyó a medida que aumentó la riqueza de especies de la isla. (B). La tasa de extinción de especies en la isla aumenta con el número de especies presentes (Fig. 2).

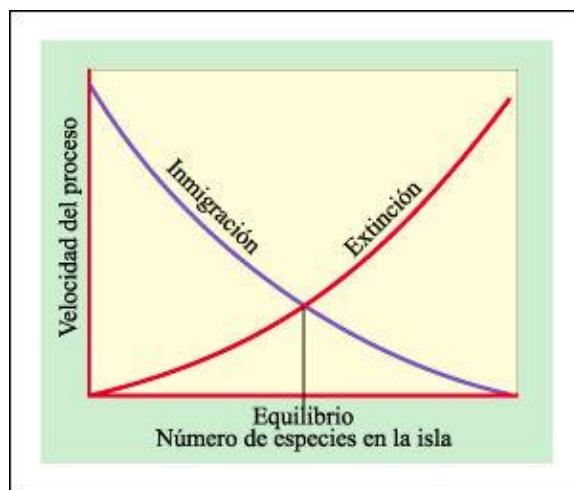


Figura 2: Modelo MacArthur y Wilson (1963) donde se muestra que; la intersección de las curvas de inmigración y extinción determina el número de especies en equilibrio.

Este modelo, nacido para estudios de islas oceánicas, se ha aplicado a islas continentales para brindar explicaciones o predicciones sobre la composición de especies (Diamond 1975; Bennett y Saunders 2010). En las islas continentales, porciones de hábitats disecados son islas ubicadas en aguas formadas por hábitats hostiles conocidos como arreglos (Valdés 2011).

La aplicación de esta teoría ha servido de guía en la planificación, manejo y preservación de bosques fragmentados en beneficio de la diversidad biológica (Harris, 1984). Esta

modificación asume lo siguiente: (a). A menor distancia al continente y a mayor tamaño de la isla la tasa de inmigración debe ser mayor y la de extinción menor, por lo tanto, el número de especies será mayor. (b). A mayor distancia al continente y a menor tamaño de la isla, la tasa de inmigración debe ser menor y la de extinción mayor, por lo tanto, el número de especies será menor.

b. Metapoblaciones

Levins (1969), propone la teoría de las metapoblaciones, que se refiere al conjunto de poblaciones locales que habitan en la red de parches. El modelo supone que todos los parches son de igual tamaño y que la migración es igualmente probable entre cualquier par de poblaciones y parches (Hanski 2009).

Las poblaciones pequeñas en pequeños parches tienen un alto riesgo de extinción. Las especies pueden persistir a una escala espacial mayor que la población local, debido a los movimientos entre poblaciones locales fluctuantes de forma asincrónica (Hanski 1997) (Fig. 3).

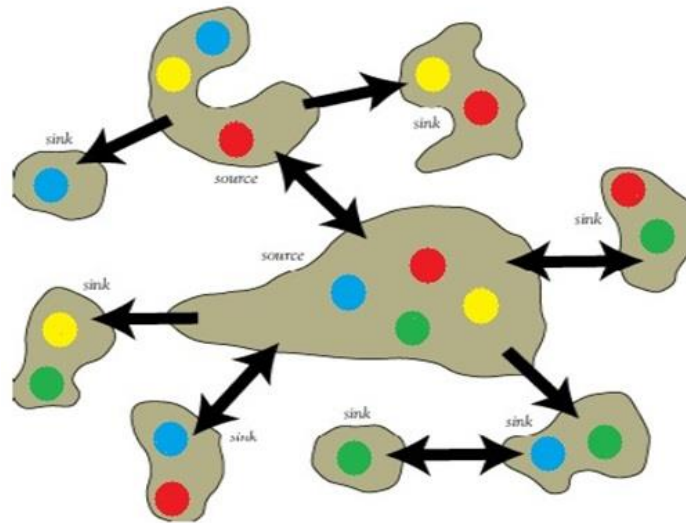


Figura 3: Teoría de poblaciones propuesta por Levins (1970); los migrantes de un parche de hábitat y se originan a partir de poblaciones locales existentes en los parches de hábitat circundante.

c. Fuente sumidero

Sugerido por Pulliam en 1988, postula que todas las especies ocupan el mismo hábitat con diferentes cualidades. Así, existen hábitats productivos, donde el desove es mayor que la mortalidad, que actúa como fuente de personal, y hábitats sumergidos, que desovan con menor mortalidad, las subpoblaciones de este hábitat sumergido pueden desaparecer sin la presencia del hábitat fuente (Pulliam 1988). La supervivencia de la población en hábitats sumergidos (donde las muertes superan en número a los nacimientos) depende de la migración de individuos o la dispersión desde los hábitats de origen (alta calidad, donde los nacimientos vivos son altos). causa más muertes) (Dias 1996; Novaro *et al.*, 2005). Esta dinámica poblacional se sustenta en la alta interdependencia de los predios; Las poblaciones aisladas son altamente vulnerables a la extinción, mientras que las poblaciones interconectadas son generalmente más resistentes al estrés (Dias 1996; Jones & Kloss 2016) (Fig. 4). Para una revisión extensa de las teorías que tratan de explicar la diversidad de especies en paisajes fragmentados ver Valdés (2018).

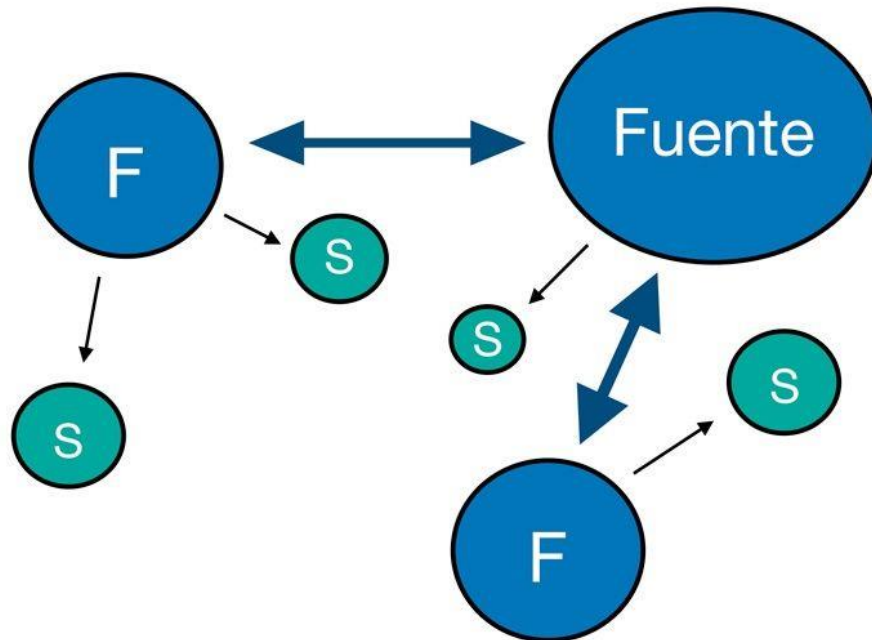


Figura 4: Modelo Fuente- Sumidero planteada por Polliam en 1988, para representar o comparar los hábitats fuentes y sumideros.

d. Patrones de respuestas de insectos parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores a la fragmentación del hábitat.

Estudios sobre la dinámica de diferentes grupos tróficos y su respuesta hacia la fragmentación y urbanización no son abundantes en la literatura. Corcos *et al.* (2019), realizaron un estudio sobre el impacto de la urbanización sobre los insectos depredadores y parasitoides en múltiples escalas espaciales (local, paisajístico y subregional) donde descubrieron que la urbanización tiene un efecto negativo sobre la diversidad de insectos depredadores y parasitoides en las tres escalas; a nivel local, las calles y los edificios influyeron negativamente en la uniformidad de los depredadores y la riqueza de especies y la abundancia de parasitoides probablemente actuando como barrera de dispersión.

Otro estudio realizado sobre el ensamblaje de los grupos tróficos fue el realizado por Cagnolo y Valladares (2011), donde evaluaron la relación entre fragmentación de hábitat, extinciones y redes de interacción estudiando los cambios en la estructura de redes

tróficas de plantas, insectos herbívoros y sus parasitoides en bosques del centro de Argentina. Estos autores encontraron que las redes son afectadas por una reducción en su tamaño, y aumentos de la intensidad relativa de interacción y la conectancia a medida que se reduce el área de bosque. Este tipo de estudios, aunque son pocos ya nos dan luces sobre lo que ocurre en un contexto más completo dentro de las comunidades de insectos y porque posiblemente ocurran extinciones locales en los parches de bosques.

e. Efectos de la urbanización por factores abióticos

Algunas de las consecuencias de la urbanización sobre los factores abióticos que repercuten en los artrópodos que se han podido evidenciar en los últimos años son; en la fenología, la fisiología, el comportamiento, las poblaciones y comunidades (Corcos *et al.* 2019).

Por ejemplo; en el caso de la temperatura, el efecto islas de calor es un fenómeno que se da cuando las ciudades son mayormente más calientes que las áreas no urbanas; esto debido a la impermeabilidad de grandes zonas (asfaltos y cemento) y por ende una menor cobertura de árboles en dichos sitios (Arnfield 2003; Ziter *et al.* 2019). Imhoff *et al.* (2010), mencionan que esto es sumamente importante porque este calentamiento urbano puede influir en las condiciones térmicas para la reproducción de algunos insectos herbívoros como para sus depredadores. Además, un estudio sobre la actividad de la fenoloxidasas, que es una reguladora de la melanina cuticular y la respuesta inmune de los insectos, presentó que una especie de grillo *Melanoplus sanguinipes*, en ambientes de mayor temperatura presentaba una menor melanización cuticular y una depresión de su sistema inmune, lo que lo hacía más susceptible al ataque del hongo entomopatógeno *Beauveria bassiana* (Srygley y Jaronski 2022).

Para el caso de la fenología, Diamond *et al.* (2014); estudiaron 20 especies de mariposas donde evidenciaron que había un cambio en la aparición de las mariposas y la fenología de abundancia máxima en áreas urbanizadas y geográficamente más cálidas. Además, mencionan que las respuestas fenológicas a la urbanización dependen de la

variación geográfica en la temperatura, y que los impactos de la urbanización y el cambio climático global. Evans (2012), evidenció que en primaveras más cálidas la fenología del escarabajo *Oulema melanopus* (L.) cuyo principal parasitoide es *Tetrastichus julis* (Walker); esto ocasionó una disminución en el parasitismo, ya que el ciclo biológico del escarabajo se desarrolló un día calendario antes de lo habitual ocasionando que no haya coincidencia entre el huésped y el parasitoide. Un estudio controlado del aumento de la temperatura realizado con una especie de mariposa, *Malacosoma disstria* y dos plantas huéspedes (*Populus tremuloides* y *Betula papyrifera*) dio como resultado en una sincronía fenológica alterada donde se vio una disminución entre el tiempo de eclosión de las larvas de la mariposa y sus árboles huéspedes, lo que sugiere que podría ocasionar daños ecológicos en la cadena trófica (Schwartzberg *et al.* 2014).

Continuando con las consecuencias ocasionadas por la urbanización; Altermatt y Ebert (2016), evidenciaron un cambio en el comportamiento de 10 especies de polillas, ellos describen que las polillas criadas en zonas urbanas presentan una menor actividad de vuelo que aquellas polillas criadas en zonas prístinas sin la interrupción de luces artificiales; además, advierten que este cambio en el comportamiento podría ser sumamente perjudicial para la ecología de las zonas, ya que estos insectos son parte fundamental de la cadena trófica como polinizadores nocturnos y alimento de vertebrados durante la noche.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

1. Sitios de estudio

Esta investigación se encuentra dentro de un macroproyecto de investigación sobre las comunidades de insectos en parches de bosques fragmentados. Este proyecto de investigación tuvo una duración de campo de ocho (8) meses, iniciando con las recolectas en el mes de agosto del 2019 y finalizando en el mes de marzo del 2020, contabilizando un esfuerzo muestral total de 5 760 horas. Para la ejecución de la investigación, se seleccionaron cuatro áreas de muestreos: Ciudad del Saber (Cerro Gun), Albrook (Cerro Ingeniero 1) Cerro Corozal (Corozal) y Parque Natural Metropolitano (Sendero Los Momótides) (Fig. 5A).

Se optaron por estas cuatro áreas de muestreos, ya que en estos sitios se encuentran grandes parches de bosques, que exhiben una vegetación y variables climáticas similares; además, que se encuentran relacionados con la protección de la cuenca del Canal de Panamá, pero son zonas que han sido fragmentadas por la acción del hombre. Los cuatro parches de bosques están próximos entre sí y forman parte de una matriz original continua que cubría las áreas próximas a la Cuenca de Canal de Panamá (MIAMBIENTE, 2017).

Basándonos en la definición de Saunders *et al.* (1991); que señalan que en el proceso de fragmentación de bosques se producen parches o remanentes de vegetación rodeadas de una matriz diferente o de tierras explotadas, es por esto, por lo que seleccionamos las áreas mencionadas anteriormente, ya que son parches o fragmentos de bosques rodeados de una matriz urbana muy cercana a la Ciudad de Panamá (Valdés 2018).

a. Ciudad del Saber (Cerro Gun)

Se encuentra ubicado en el corregimiento de Ancón, distrito de Panamá, provincia de Panamá, limitando con Ciudad del Saber, Clayton y el Parque Nacional Camino de Cruces.

El parche presenta un bosque tropical semicaducifolio que tiene una extensión aproximada de 21 hectáreas (ha), esta reserva es una pieza clave en la conservación y preservación de áreas naturales importantes, al constituirse en un parche de bosque urbano limítrofe entre la ciudad y el área de la Cuenca, que además se dispone para el crecimiento de la flora y la fauna en la Cuenca Hidrográfica del Canal de Panamá, espacio que provee el 95 por ciento del agua potable para los habitantes de las ciudades de Colón, Panamá, San Miguelito. Recientemente se ha dado a esta área el nombre de Reserva Forestal Rodrigo Tarte.

b. Corozal

Se encuentra ubicado en el corregimiento de Ancón, Provincia de Panamá, Provincia de Panamá, cerca del complejo Hospital Veterinario Corozal de la Universidad de Panamá, el Servicio de Protección Institucional (SPI) campus de Corozal Este y la Residencia Cárdenas. Esta área tiene muy poca actividad central ya que es utilizada para actividades desarrolladas por el Servicio de Protección Empresarial (SPI). La parcela de la parcela estudiada tiene una superficie de 81 hectáreas y está ubicada en 08° 59'19.34"N 079°34'11.83"W. La altura oscilaba entre 30 y 60 metros. METRO. m, su temperatura media anual es de 26,4 a 26,5 °C y la precipitación media anual es de 1501 a 1800 m.s.n.m. (mayor referencia Valdés, 2018).

c. Albrook

Se encuentra ubicado en la Provincia de Panamá, Distrito de Panamá, distrito de Ancón, junto a la calle Paseo de la Iguana. Cubre un área de aproximadamente 41 hectáreas y está ubicado en 08°58'37.49"N 079°33'43.82"W. La elevación está entre 20 y 80 metros sobre el nivel del mar, la temperatura media anual es de 26,5 grados centígrados y la precipitación media anual es de 1800 metros sobre el nivel del mar. Un bosque caducifolio algo superpuesto (Atlas, 2010). La vegetación que comprende el área de muestreo es bastante heterogénea, incluyendo pastizales desnudos, juncos, vegetación marginal y bosques secundarios (Valdés, 2018).

d. Parque Natural Metropolitano

El Parque Natural Metropolitano (PNM) cuenta con cinco senderos bien definidos: Los Momótides, Los Caobos, El Roble, La Cieneguita y Mono Tití. El PNM está ubicado en la Provincia de Panamá ($8^{\circ}59'41.55''\text{N}$ y $79^{\circ}32'35.22''\text{O}$), Provincia de Panamá, con respecto a Ancón, con una elevación máxima de 150 m sobre el nivel del mar. (Medianero et al., 2017). La vegetación es selvas tropicales de tierras bajas y bosques secos tropicales, con áreas de paja y pastizales. La estación seca es el período en que el bosque exhibe características semicaducifolias. Además, se clasifica como un bosque moderadamente disperso (ANAM, 2012) y su vegetación está compuesta por bosques húmedos tropicales de tierras bajas y bosques tropicales secos, con áreas de paja y pastizales, con temperaturas medias. La media anual es de 28°C y la precipitación media anual es de 1740 mm (Tossi, 1971). Según Correa *et al.* (2010), compuesta por selvas y bosques tropicales secos, con extensiones de paja, pastizales y árboles de hasta 40 m de altura.

Para mas detalles de la flora de los sitios de Albrook, Corozal y el Parque Natural Metropolitano ver Valdés (2018).

2. Métodos de recolecta

Se utilizaron trampas Malaise tipo Townes (Fig. 5B) para la captura y recolecta de los individuos de las siguientes familias: Ichneumonidae, Bethylidae, Curculionidae, Membracidae, Assilidae, Dolichopodidae y Psocidae. Estas familias fueron escogidos ya que han sido estudiados considerablemente en su taxonomía, sistemática y ecología en Panamá y la región Neotropical. La trampa Malaise es una trampa de intersección que está diseñada para coleccionar insectos de vuelo rápido cuyo comportamiento es desplazarse hacia arriba cuando toca una superficie, éstas son estructuras similares a tienda de campaña hechas de malla fina, son una de las trampas estáticas para insectos más utilizadas (Muirhead-Thomson

1991). La recolecta de la muestra siguieron la metodología establecida desde hace 30 años por D. Windsor (Basset *et al.* 1997).

Se colocaron dos trampas por sitio de muestreos, las cuales estuvieron separadas por aproximadamente 500 m entre ellas, y a unos 200 m del borde del fragmento para evitar sesgos durante el muestreo.

Las trampas permanecieron expuestas durante ocho meses, las muestras se recolectaron cada ocho días y las mismas se transportarán en frascos con alcohol al 95% al Programa Centroamericano de Maestría en Entomología (PCMENT). Este muestreo tuvo un esfuerzo de 33 semanas, 240 días, 5 760 horas y 264 muestras.

3. Identificación taxonómica

Para la identificación de los especímenes se utilizó un estereomicroscopio binocular LEICA P2500. Estos fueron identificados en las instalaciones del PCMENT de la Universidad de Panamá (Fig. 6), hasta el más alto nivel taxonómico posible (género), los especímenes de las familias Bethyridae y Curculionidae fueron enviados a los especialistas Alonso Santos M. y Alfredo Lanuza respectivamente para su identificación, el resto de los especímenes pertenecientes a las familias Ichneumonidae, Psocidae, Membracidae, Assilidae y Dolichopodidae fueron identificadas por el autor de este trabajo.

Se consultaron diferentes fuentes bibliográficas especializada del PCMENT, MIUP y bases de datos digitales (Scopus, Springer Link y ResearchGate) para la obtención de libros y claves para géneros y especies para la identificación de los especímenes. Para la identificación de las subfamilias de Ichneumonidae, se utilizó la clave de Hanson y Gauld (1995), para Dolichopodidae y Assilidae se utilizaron las claves de género de Brown *et al.* (2009), para los géneros de Bethyridae se utilizó la clave de Evans (1963, 1964), y la clave ilustrada de subfamilias y géneros presentes en Panamá de Santos y Gonzales, (2001).

Luego de realizadas las identificaciones taxonómicas, los datos obtenidos fueron organizados en una base de datos en el Programa Microsoft Excel y Programa Microsoft Word.



Figura 5: (A) Mapa de ubicación de los sitios de recolecta: Corozal (COR), Albrook (ALB), Parque Natural Metropolitano (PNM) y Cerro Gun (Ciudad del Saber, Clayton). (B) Trampa Malaise Townes Modificada, trampa de intersección de vuelo de insectos.



Figura 6: Separación e identificación de especímenes colectados durante el muestreo de campo.

4. Variables de estudio

Las variables que se consideraron como variables de respuestas son; la diversidad de especies que expresa la riqueza o el número de especies diferentes que están presentes en determinado ecosistema; la riqueza de especies que es el número total de especies que se encuentran en un hábitat; y la abundancia es la representación relativa de una especie en un ecosistema particular; por lo general, se mide como el número de individuos encontrados por muestra.

5. Variables ambientales

Con la finalidad de relacionar la riqueza, abundancia, y diversidad de las comunidades de las especies de las siete familias de insectos estudiados, se tomarán datos microclimáticos como; la velocidad del viento, humedad relativa, temperatura, incidencia de luz, cobertura boscosa; estas variables se midieron con soporte de un luxómetro y un medidor ambiental cada ocho días para calcular la influencia que tienen estas variables sobre ellos.

6. Análisis estadísticos

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con la plataforma estadística R 3.6.

Se realizaron análisis de Diversidad α que es la riqueza de especies de un sitio o comunidad particular, o de un estrato dado o grupo de organismos de un sitio; además, se realizará un análisis de Diversidad β que es la magnitud de cambio en la composición de las comunidades o el grado de diferenciación entre comunidades, en relación con un gradiente ambiental complejo o a patrones ambientales (Fig. 7).

Se realizarán estadísticos de prueba para conocer la estructura de los datos y aplicar otros análisis multivariantes con los mismos.

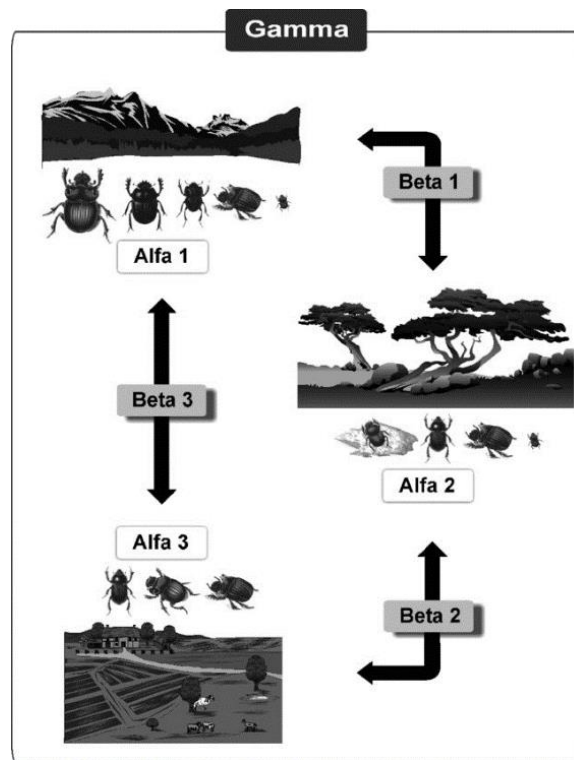


Figura 7: Representación gráfica de la diversidad alfa y beta en un ecosistema. Extraída de Moreno *et al.*, 2001.

a. Diversidad alfa (α)

La diversidad alfa (α) es la riqueza de especies de una comunidad particular a la que consideramos homogénea. Actualmente existen muchos índices para medir la α . Para determinar la α de cada parche, se estimaron los siguientes índices y técnicas:

- **Curva de rarefacción** desarrollada y corregida por Hulbert (1971): se compara el número de especies entre comunidades cuando el tamaño de la muestra no es igual.
- **Curva de acumulación de especies:** las curvas de acumulación de especies muestran la tasa a la que nuevas especies se encuentran, mas no la riqueza total.

- **Índice de dominancia Simpson (D')**: toma en cuenta las especies con mayor importancia sin considerar al resto de especies.
- **Índice de Shannon-Weiner (H')**: combina la información de la riqueza de especies y la equidad en lo que se llama diversidad o heterogeneidad (Magurran, 2005; Moreno *et al.*, 2006). Se mide el grado promedio de incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo dado elegido al azar dentro de una comunidad biótica.
- **Índice de equitatividad o equidad Pielou (J')**: es la diversidad máxima posible para un número dado de especies ocurre si todas las especies están presentes en números iguales. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes.
- **Índice de diversidad Margalef**: estima la biodiversidad de una comunidad con base a la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies en función del número de individuos existentes en la muestra analizada.

b. Diversidad beta (β)

La diversidad beta (β) es la diversidad de especies entre comunidades. Es el grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Peet 1974; Moreno *et al.* 2018). El concepto de diversidad beta fue propuesto por Whitaker en 1956, sin darle este nombre específico, el estudio la variación en la composición vegetal de un gradiente altitudinal de Great Smoky Mountains, Estados Unidos. Posteriormente; en 1960, Whitaker en el artículo "*Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*", analiza el cambio en la diversidad de la flora del sitio, donde descubre que existe un incremento en la diversidad conforme se aleja de las costas hacia el interior del continente. Whitaker sugiere que el cambio se debe al cambio en la composición individual y a la diferencia relativa de los patrones de diversidad de la vegetación a lo largo de un gradiente topográfico (Whitaker 1960).

Para determinar la diversidad β de cada parche de bosque urbano estudiado se estimaron los siguientes índices;

- **Índice de Sorensen:** relaciona el número de especies compartidos con la media aritmética de las especies de ambos sitios (Magurran 2005). Los valores varían entre 0 a 1
- **Índice de Bray y Curtis:** es una versión modificada del Índice de Sorensen, ya que evalúa la disimilitud entre dos sitios, utilizando la abundancia de taxones (Bray y Curtis 1957).
- **Índice de Jaccard:** mide el grado de similitud entre dos conjuntos, sea cual sea el tipo de elementos (Real y Vargas 1996).

RESULTADOS

1. Diversidad y composición de las familias Ichneumonidae, Bethylidae, Membracidae, Curculionidae, Dolichopodidae, Assilidae y Psocidae.

Se recolectaron un total de 2 038 especímenes de las siete familias estudiadas, que fueron clasificados en 75 géneros, 43 subfamilias y se estimaron 403 morfoespecies en los cuatro sitios muestreados. La familia Ichneumonidae presentó un total de 841 individuos, seguido por Curculionidae con 446 individuos, Dolichopodidae con 426 individuos, Bethylidae con 277 individuos, Assilidae con 108 individuos, Psocidae con 90 individuos y por último Membracidae con 64 individuos (Cuadro 1). La familia con mayor número de subfamilias fue la familia Ichneumonidae con 18 subfamilias (Anomaloninae, Brachycytinae, Campopleginae, Cremastinae, Cryptinae, Diplazontinae, Ichneumoninae, Labeninae, Mesochorinae, Metopiinae, Ophioninae, Orthocenthrinae, Orthocerinae, Pedunculinae, Phrudinae, Tersilochinae, Tryphoninae, Xioridona) (Cuadro 1).

Las subfamilias con mayor número de géneros fueron; Crypthorynchinae (Curculionidae), Epyrinae (Bethylidae) y Smiliinae (Membracidae) cada una con seis géneros. Les siguió las subfamilias Amphigerontiinae (Psocidae), Baridinae (Curculionidae), Curculioninae (Curculionidae) y Membracinae (Membracidae) con cinco géneros. Por último, las subfamilias Molytinae (Curculionidae), Conoderinae (Curculionidae) y Pristocerinae (Bethylidae) presentaron cuatro géneros cada una (Cuadro 1).

La subfamilia con mayor abundancia de especímenes fue Sciapodinae (Dolichopodidae) con 389 individuos, seguido por Cryptinae (Ichneumonidae) con 243 individuos, Pristocerinae (Bethylidae) con 224 individuos, Conoderinae (Curculionidae) con 176 individuos y Molytinae (Curculionidae) con 151 individuos.

El género que presentó un mayor número de morfoespecies fue *Dissomphalus* (Bethylidae) con 28 morfoespecies, seguido por *Zygops* (Curculionidae) con 26 morfoespecies, *Conotrachelus* (Curculionidae) con 25 morfoespecies, *Lechriops* (Curculionidae) con 17 morfoespecies y *Anthonomus* (Curculionidae) con siete morfoespecies.

El género que presentó una mayor abundancia de especímenes fue *Condostylus* con un total de 277 especímenes, *Zygops* con 159 especímenes, seguido por *Dissomphalus* 151 especímenes, *Conotrachelus* con 105 especímenes y *Hercostomus* con 104 individuos. Las morfoespecies con mayor abundancia dentro del muestreo *Condostylus* (Dolichopodidae) con *Condostylus* sp1 con 152 especímenes, seguido por Cryptinae M1 (Ichneumonidae) con 127 especímenes, *Hercostomus* sp1 con 126 especímenes, *Zygops tridentata* con 102 especímenes y *Condostylus* sp3 con 98 especímenes.

Cuadro 1: Lista taxonómica de los insectos parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores recolectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.

TAXONOMÍA	N° DE INDIVIDUOS
ORDEN COLEOPTERA Linnaeus, 1758	
FAMILIA CURCULIONIDAE Latreille, 1802	
SUBFAMILIA BARIDINAE Schönherr, 1836	
Género <i>Ambates</i> Schoenherr, 1835	
<i>Ambates</i> sp. 4	1
<i>Ambates</i> sp. 5	1
<i>Ambates</i> sp. 3	1
<i>Ambates</i> sp. 1	1
<i>Ambates</i> sp. 2	1
Género <i>Hiotus</i> Casey, 1922	
<i>Hiotus</i> sp. 1	1
Género <i>Lydamis</i> Casey, 1922	
<i>Lydamis</i> sp. 1	2
<i>Lydamis</i> sp. 2	1
<i>Lydamis</i> sp. 3	2
<i>Lydamis</i> sp. 4	3

<i>Lydamis</i> sp. 6	1
<i>Lydamis</i> sp. 5	1
Género <i>Madarus</i> Schoenherr, 1825	
<i>Madarus</i> sp. 4	4
<i>Madarus</i> sp. 3	1
SUBFAMILIA CONODERINAE Schoenherr, 1833	
Género <i>Macrocopturus</i> Heller	
<i>Macrocopturus maculoso</i>	3
<i>Macrocopturus</i> sp. 1	2
Género <i>Piazurus</i> Schoenherr, 1825	
<i>Piazurus caprimulgus</i>	3
<i>Piazurus</i> sp. 1	9
Género <i>Zygops</i> Schoenherr, 1825	
<i>Zygops maculipes</i>	8
<i>Zygops mexicanus</i>	10
<i>Zygops</i> sp. 10	1
<i>Zygops</i> sp. 11	1
<i>Zygops</i> sp. 14	1
<i>Zygops</i> sp. 15	1
<i>Zygops</i> sp. 16	1
<i>Zygops</i> sp. 19	1
<i>Zygops</i> sp. 2	1
<i>Zygops</i> sp. 20	16
<i>Zygops</i> sp. 21	1
<i>Zygops</i> sp. 22	1
<i>Zygops</i> sp. 23	1
<i>Zygops</i> sp. 24	2
<i>Zygops</i> sp. 25	3
<i>Zygops</i> sp. 26	3
<i>Zygops</i> sp. 27	1

<i>Zygops</i> sp. 28	9
<i>Zygops</i> sp. 29	1
<i>Zygops</i> sp. 3	1
<i>Zygops</i> sp. 4	1
<i>Zygops</i> sp. 5	2
<i>Zygops</i> sp. 6	2
<i>Zygops</i> sp. 7	1
<i>Zygops</i> sp. 8	1
<i>Zygops tridentata</i>	8
SUBFAMILIA COSSONINAE Schönherr, 1825	
Género <i>Cossonus</i> Schellenberg, 1798	
<i>Cossonus bigeminatus</i>	1
<i>Cossonus</i> sp. 2	1
SUBFAMILIA CRYPTORHYNCHINAE Schönherr, 1825	
Cryptorhynchinae sp. 1	25
Género <i>Cryptorhynchus</i> Illiger, 1808	
<i>Cryptorhynchus</i> sp. 1	1
Género <i>Eubulus</i> Kirsch, 1870	
<i>Eubulus</i> sp. 1	3
Género <i>Metriophilus</i> Faust, 1896	
<i>Metriophilus fugax</i>	2
Género <i>Oxytenopterus</i> Berg, 1898	
<i>Oxytenopterus</i> sp. 2	1
Género <i>Staseas</i> Champion, 1905	
<i>Staseas difficilis</i>	2
<i>Staseas</i> sp. 2	1
<i>Staseas</i> sp. 3	1
<i>Staseas</i> sp. 4	1
SUBFAMILIA CURCULIONINAE Latreille, 1802	
Género <i>Anthonomus</i> Germar, 1817	

<i>Anthonomus</i> sp. 3	2
<i>Anthonomus</i> sp. 4	1
<i>Anthonomus</i> sp. 5	1
<i>Anthonomus</i> sp. 6	1
<i>Anthonomus</i> sp. 7	1
<i>Anthonomus</i> sp. 8	1
<i>Anthonomus</i> sp. 9	1
<i>Anthonomus</i> sp. 1	1
<i>Anthonomus</i> sp. 2	5
<i>Anthonomus</i> sp. 3	1
<i>Anthonomus</i> sp. 4	1
Curculioninae sp. 3	2
Curculioninae sp. 1	1
Curculioninae sp. 2	1
Género <i>Erodiscus</i> Schoenherr, 1825	
<i>Erodiscus</i> sp. 1	4
Género <i>Myrmex</i> Sturm, 1826	
<i>Myrmex</i> sp. 1	3
Género <i>Prionomerus</i> Schoenherr, 1835	
<i>Prionomerus</i> sp. 3	2
SUBFAMILIA DRYOPHTHORINAE Schönherr, 1825	
Género <i>Rhinostomus</i> Rafinesque, 1815	
<i>Rhinostomus barbirostris</i>	2
SUBFAMILIA MOLYTINAE Schönherr, 1826	
Género <i>Chalcodermus</i> Erichson, 1847	
<i>Chalcodermus</i> sp. 2	4
<i>Chalcoderus</i> sp. 1	4
Género <i>Conotrachelus</i> Dejean & P.F.M.A., 1835	
<i>Conotrachelus</i> sp. 1	10
<i>Conotrachelus</i> sp. 10	9

<i>Conotrachelus</i> sp. 2	13
<i>Conotrachelus</i> sp. 3	35
<i>Conotrachelus</i> sp. 4	4
<i>Conotrachelus</i> sp. 5	4
<i>Conotrachelus</i> sp. 6	2
<i>Conotrachelus</i> sp. 7	6
<i>Conotrachelus</i> sp. 8	13
<i>Conotrachelus</i> sp. 9	1
<i>Conotrachelus turbatus</i>	8
<i>Conotrachelus</i> sp. 28	29
<i>Conotrachelus</i> sp. 11	3
<i>Conotrachelus</i> sp. 12	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 13	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 14	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 17	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 18	10
<i>Conotrachelus</i> sp. 19	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 20	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 21	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 23	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 24	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 25	1
<i>Conotrachelus</i> sp. 27	5
<i>Conotrachelus spinipennis</i>	1
Género <i>Heilipodus</i> Kuschel, 1955	
<i>Heilipodus naevulus</i>	3
<i>Heilipodus nigromaculatus</i>	1
<i>Heilipodus</i> sp1	4
<i>Heilipodus</i> sp3	1
<i>Heilipodus</i> sp4	1

<i>Heilipodus</i> sp5	2
<i>Heilipodus</i> sp6	1
Género <i>Lechriops</i>	
<i>Lechriops</i> sp. 1	3
<i>Lechriops</i> sp. 10	1
<i>Lechriops</i> sp. 11	1
<i>Lechriops</i> sp. 12	1
<i>Lechriops</i> sp. 13	1
<i>Lechriops</i> sp. 14	1
<i>Lechriops</i> sp. 15	2
<i>Lechriops</i> sp. 16	1
<i>Lechriops</i> sp. 17	1
<i>Lechriops</i> sp. 21	3
<i>Lechriops</i> sp. 3	4
<i>Lechriops</i> sp. 4	2
<i>Lechriops</i> sp. 5	4
<i>Lechriops</i> sp. 6	1
<i>Lechriops</i> sp. 7	2
<i>Lechriops</i> sp. 8	1
<i>Lechriops</i> sp. 9	2

ORDEN DIPTERA

FAMILIA ASILIDAE Leach 1819

SUBFAMILIA APOCLEINAE

Género *Ctenodontina*

<i>Ctenodontina</i> sp. 1	1
<i>Ctenodontina</i> sp. 2	1
<i>Ctenodontina</i> sp. 3	1
<i>Ctenodontina</i> sp. 4	1

Género <i>Promachus</i>	
<i>Promachus</i> sp. 1	1
<i>Promachus</i> sp. 2	1
Género <i>Triorla</i>	
<i>Triorla</i> sp. 2	1
<i>Triorla</i> sp. 3	1
SUBFAMILIA LAPHISTINAE	
Género <i>Laphystia</i>	
<i>Laphystia</i> sp. 3	3
<i>Laphystia</i> sp. 4	3
<i>Laphystia</i> sp. 5	1
<i>Laphystia</i> sp. 6	1
<i>Laphystia</i> sp. 7	3
<i>Laphystia</i> sp. 8	1
<i>Laphystia</i> sp. 1	34
<i>Laphystia</i> sp. 2	6
SUBFAMILIA LAPHRIINAE	
Género <i>Andrenosoma</i>	
<i>Andrenosoma</i> sp. 1	1
<i>Andrenosoma</i> sp. 2	1
<i>Andrenosoma</i> sp. 3	1
Género <i>Oidardis</i>	
<i>Oidardis</i> sp. 1	12
Género <i>Pilica</i>	
<i>Pilica</i> sp. 1	2
SUBFAMILIA LEPTOGASTRINAE	
Género <i>Leptogaster</i>	
<i>Leptogaster</i> sp. 1	26
<i>Leptogaster</i> sp. 2	2
<i>Leptogaster</i> sp. 3	1

SUBFAMILIA TRIGONOMIMINAE	
Género <i>Holcocephala</i>	
<i>Holcocephala</i> sp. 1	1
<i>Holcocephala</i> sp. 2	1
FAMILIA DOLICHOPODIDAE	
SUBFAMILIA DOLICHOPODINAE	
Género <i>Hercostomus</i> Loew, 1857	
<i>Hercostomus</i> sp. 1	89
<i>Hercostomus</i> sp. 2	11
<i>Hercostomus</i> sp. 3	3
<i>Hercostomus</i> sp. 4	1
SUBFAMILIA SCIAPODINAE	
Género <i>Amblipsilopus</i> Bigot, 1889	
<i>Amblipsilopus</i> sp. 1	10
Género <i>Condostylus</i> Bigot, 1889	
<i>Condostylus</i> sp1.	142
<i>Condostylus</i> sp2.	30
<i>Condostylus</i> sp3.	93
<i>Condostylus</i> sp4.	2
<i>Condostylus</i> sp5.	3
<i>Condostylus</i> sp6.	7
Género <i>Mesorhaga</i> Schiner, 1868	
<i>Mesorhaga</i> sp1.	1
<i>Mesorhaga</i> sp2.	1
Género <i>Chrysopus</i> Meigen, 1824	
<i>Chrysopus</i> sp. 1	2
<i>Chrysopus</i> sp. 2	1
Género <i>Parachus</i>	
<i>Parachus</i> sp. 1	1

Género <i>Pelastoneurus</i> Loew, 1861	
<i>Pelastoneurus</i> sp.	4
Género <i>Thinophilus</i> Wahlberg, 1844	
<i>Thinophilus</i> sp. 1	1
Género <i>Trachytrechus</i> Haliday, 1851	
<i>Trachytrechus</i> sp. 1	9
<i>Trachytrechus</i> sp2	10
<i>Trachytrechus</i> sp3	3
<i>Trachytrechus</i> sp4	2
ORDEN HETEROPTERA Latreille, 1810	
FAMILIA MEMBRACIDAE	
SUBFAMILIA DARNINAE	
Género <i>Cymbomorpha</i>	
<i>Cymbomorpha</i> sp. 1	9
<i>Cymbomorpha</i> sp. 1	1
<i>Cymbomorpha</i> sp. 1	1
SUBFAMILIA MEMBRACINAE	
Género <i>Calloconophora</i> Dietrich, 1991	
<i>Calloconophora</i> sp.	1
Género <i>Enchenopa</i> Amyot & Audinet-Serville, 1843	
<i>Enchenopa</i> sp. 1	1
<i>Enchenopa</i> sp. 2	1
Género <i>Guayaquila</i> Goding, 1920	
<i>Guayaquila</i> sp. 1	4
Género <i>Notocera</i> Amyot & Serville, 1843	
<i>Notocera</i> sp. 1	5
<i>Notocera</i> sp. 2	3
<i>Notocera</i> sp. 3	4
SUBFAMILIA NICOMIINAE	

Género <i>Tolania</i> Stal, 1858	
<i>Tolania</i> sp. 1	1
SUBFAMILIA SMILIINAE	
Género <i>Erechtia</i> Walker, 1858	
<i>Erechtia</i> sp. 1	
Género <i>Heteronomus</i>	
<i>Heteronomus</i> sp. 1	2
Género <i>Horiola</i> Fairmaire, 1847	
<i>Horiola</i> sp. 1	1
<i>Horiola</i> sp. 2	2
Género <i>Lallemandia</i> Funkhouser, 1922	
<i>Lallemandia</i> sp. 1	1
Género <i>Vanduzea</i> Goding, 1893	
<i>Vanduzea</i> sp. 1	1
<i>Vanduzea</i> sp. 2	1
Género <i>Vestistilus</i> Caldwell, 1949	
<i>Vestistilus</i> sp. 1	23
<i>Vestistilus</i> sp. 2	1
ORDEN PSOCOPTERA	
FAMILIA PSOCIDAE	
SUBFAMILIA AMPHIGERONTIINAE	
Género <i>Amphigerontia</i>	
<i>Amphigerontia</i> sp. 1	4
<i>Amphigerontia</i> sp. 2	2
Género <i>Blastopsocus</i>	
<i>Blastopsocus</i> sp. 1	3
Género <i>Chaetoblaste</i>	
<i>Chaetoblaste</i> sp. 1	29
<i>Chaetoblaste</i> sp.2	23

Género <i>Elaphopsocoides</i>	
<i>Elaphopsocoides</i> sp. 1	3
Género <i>Elaphopsocus</i>	
<i>Elaphopsocus</i> sp. 1	13
SUBFAMILIA PSOCINAE	
Género <i>Cerastipsocus</i>	
<i>Cerastipsocus</i> sp. 1	4
Género <i>Steleops</i>	
<i>Steleops</i> sp. 1	2
Género <i>Trichadenotecnum</i>	
<i>Trichadenotecnum</i> sp. 1	7
ORDEN HYMENOPTERA	
FAMILIA BETHYLIDAE	
SUBFAMILIA BETHYLINAE	
Género <i>Goniozus</i> Förster, 1856	
<i>Goniozus</i> sp. 1	4
SUBFAMILIA EPYRINAE	
Género <i>Anisepyris</i> Kieffer, 1905	
<i>Anisepyris</i> sp. 1	3
<i>Anisepyris</i> sp. 2	8
<i>Anisepyris</i> sp. 3	1
<i>Anisepyris</i> sp. 4	1
Género <i>Backeriella</i> Kieffer, 1905	
<i>Backeriella</i> sp. 1	16
Género <i>Calyozina</i> Enderlein, 1912	
<i>Calyozina</i> sp. 1	1
Género <i>Epyris</i> Westwood, 1832	
<i>Epyris</i> sp. 1	5
<i>Epyris</i> sp. 2	1

Género <i>Holepyris</i> Kieffer, 1904	
<i>Holepyris</i> sp. 3	2
<i>Holepyris</i> sp. 1	2
<i>Holepyris</i> sp. 2	3
<i>Holepyris</i> sp. 3	1
Género <i>Rhapdephyris</i>	
<i>Rhapdephyris</i> sp. 1	2
<i>Rhapdephyris</i> sp. 2	1
<i>Rhapdephyris</i> sp. 3	1
<i>Rhapdephyris</i> sp. 4	1
SUBFAMILIA PRISTOCERINAE	
Género <i>Apenesia</i> Westwood, 1874	
<i>Apenesia</i> sp. 1	10
<i>Apenesia</i> sp. 2	1
<i>Apenesia</i> sp. 3	3
Género <i>Dissomphalus</i> Ashmead, 1893	
<i>Dissomphalus</i> sp. 1	6
<i>Dissomphalus</i> sp. 10	3
<i>Dissomphalus</i> sp. 11	10
<i>Dissomphalus</i> sp. 12	6
<i>Dissomphalus</i> sp. 13	5
<i>Dissomphalus</i> sp. 14	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 15	8
<i>Dissomphalus</i> sp. 16	2
<i>Dissomphalus</i> sp. 17	11
<i>Dissomphalus</i> sp. 18	4
<i>Dissomphalus</i> sp. 19	2
<i>Dissomphalus</i> sp. 2	17
<i>Dissomphalus</i> sp. 20	3
<i>Dissomphalus</i> sp. 21	8

<i>Dissomphalus</i> sp. 22	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 23	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 24	2
<i>Dissomphalus</i> sp. 25	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 26	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 3	5
<i>Dissomphalus</i> sp. 31	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 32	1
<i>Dissomphalus</i> sp. 4	10
<i>Dissomphalus</i> sp. 5	6
<i>Dissomphalus</i> sp. 6	8
<i>Dissomphalus</i> sp. 7	18
<i>Dissomphalus</i> sp. 8	5
<i>Dissomphalus</i> sp. 9	5
Género <i>Pristocera</i> Klug, 1808	
<i>Pristocera</i> sp. 1	1
Género <i>Pseudisobrachium</i> Kieffer, 1904	
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 1	4
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 2	16
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 3	2
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 4	10
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 5	12
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 6	5
<i>Pseudisobrachium</i> sp. 7	9
FAMILIA ICHNEUMONIDAE Latreille, 1802	
SUBFAMILIA ANOMALONINAE	
M129	1
M209	1
M211	1

M212	7
M215	2
M217	1
M223	1
M224	1
M26	1
M27	4
M28	5
M36	6
M37	1
M41	5
M44	2
M49	2
M51	3
M53	2
M54	4
M81b	5
M89b	8
M97	1
SUBFAMILIA BRACHYCYTINAE	
M162	1
SUBFAMILIA CAMPOPLEGINAE	
M100b	1
M107	2
M108	7
M109	7
M114	5
M118	1
M122	2
M137b	1

M145	1
M148	2
M153	8
M161	1
M55	2
M57	1
M58	1
M62	10
M64	5
M64b	5
M65	5
M74	1
M81	4
M82	1
M89	1
M90	1
M91b	1
SUBFAMILIA CREMASTINAE	
M105	1
M110	7
M42	1
M80	15
M84	1
M95	2
SUBFAMILIA CREMASTINAE	
M120	1
SUBFAMILIA CRYPTINAE	
M1	127
M10	7
M101	1

M103	1
M104	5
M11	1
M111	4
M113	7
M115	4
M12	1
M121	3
M124	1
M13	7
M136	1
M14	1
M140	1
M147	2
M15	2
M152	2
M25	3
M33	4
M35	8
M38	4
M39	1
M45	2
M46	1
M47	2
M50	11
M75	5
M77	1
M78	1
M79	15
M87	2

M93	5
SUBFAMILIA DIPLAZONTINAE	
M34	1
SUBFAMILIA ICHNEUMONINAE	
M100	2
M102c	1
M17	2
M20	1
M207	2
M22	11
M30	2
M31	1
M40	4
M48	1
M52	2
M91	3
SUBFAMILIA LABENINAE	
M106	1
M127	1
M28 (1)	1
M81c	1
M98	2
M171	1
M177a	33
SUBFAMILIA MESOCHORINAE	
M43	1
M83	1
SUBFAMILIA METOPIINAE	
M132	5
M146	2

M64d	1
M66	3
SUBFAMILIA OPHIONINAE	
M32	2
SUBFAMILIA ORTHOCENTHRINAE	
M112	3
M116	1
M125	2
M167	1
M18	13
M208	1
M220	1
M221	1
M222	1
M227	8
M81d	2
SUBFAMILIA ORTHOCERINAE	
M63	14
SUBFAMILIA PEDUNCULINAE	
M123	2
M133	5
SUBFAMILIA PHRUDINAE	
M172	1
SUBFAMILIA TERSILOCHINAE	
M102	6
M218	1
M219	1
SUBFAMILIA TRYPHONINAE	
M117	26
M128	2

M134	9
M135	5
M137	3
M139	1
M141	2
M142	2
M151	8
M160	1
M163	1
M177	1
M64c	1
SUBFAMILIA XIORIDONAE	
M16	1

2. Riqueza y abundancia de las familias estudiadas en los diferentes parches de bosques.

El parche de bosque urbano con mayor abundancia fue Parque Natural Metropolitano con 826 individuos, seguido por Ciudad del Saber con 676 individuos, Corozal con 280 y por el último Albrook con 256 individuos (Figura 8).

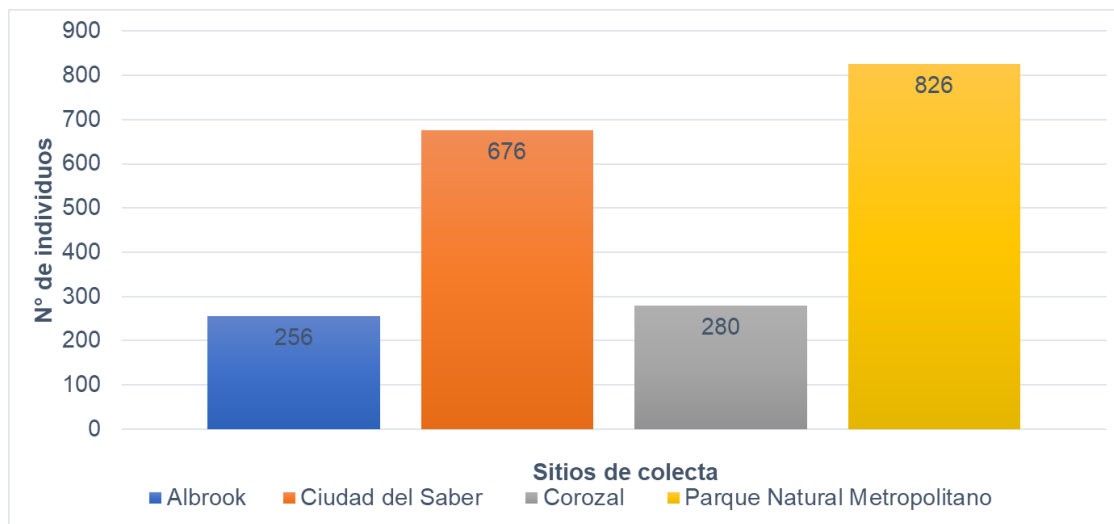


Figura 8: Número de individuos de las familias estudiadas en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.

El parche de bosque urbano con mayor riqueza de especies fue el Ciudad del Saber con 223 morfoespecies, seguido por Parque Natural Metropolitano con 211 morfoespecies, Corozal con 127 especies y el sitio que menor riqueza de especies fue Albrook con 118 morfoespecies (Figura 9).

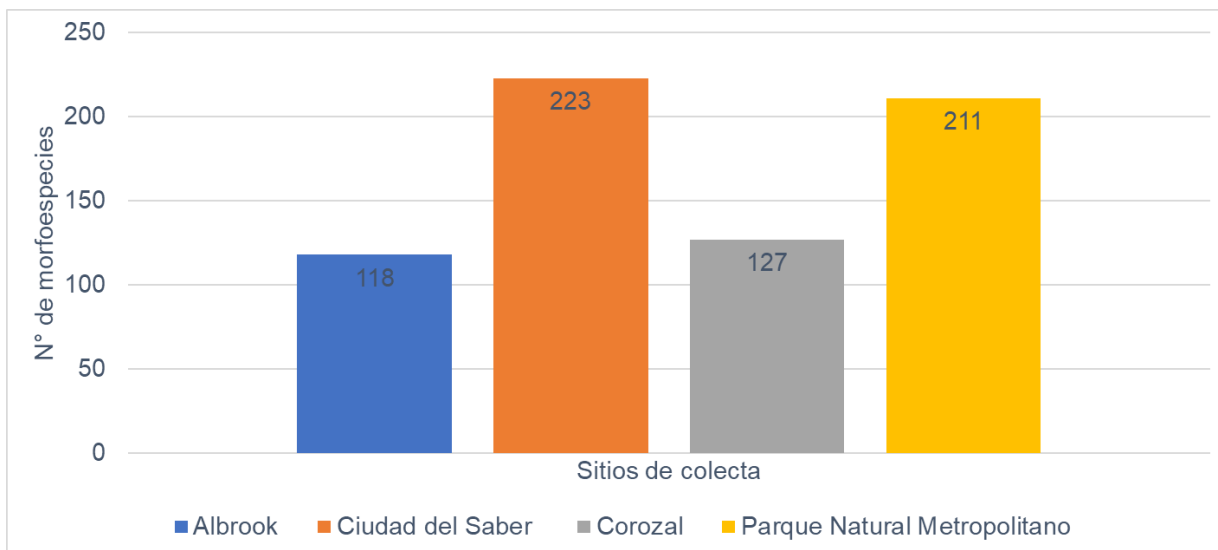


Figura 9: Número de morfoespecies estimadas en cada uno de los cuatro parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá muestreados.

3. Curva de acumulación de especies y rarefacción

Se construyó una curva de acumulación de especies con la finalidad de evaluar el esfuerzo muestral, se observó que conforme se aumenta el sitio de recolecta hay una mayor adición de especies de las familias estudiadas, el modelo obtenido se acerca a la asíntota, lo que nos indica que el esfuerzo muestral es fiable para realizar inferencias, resultado que se confirmó por medio del coeficiente de determinación R^2 : 0.9, cuyos valores cercanos a uno describen un mejor ajuste de los datos (Fig. 10).

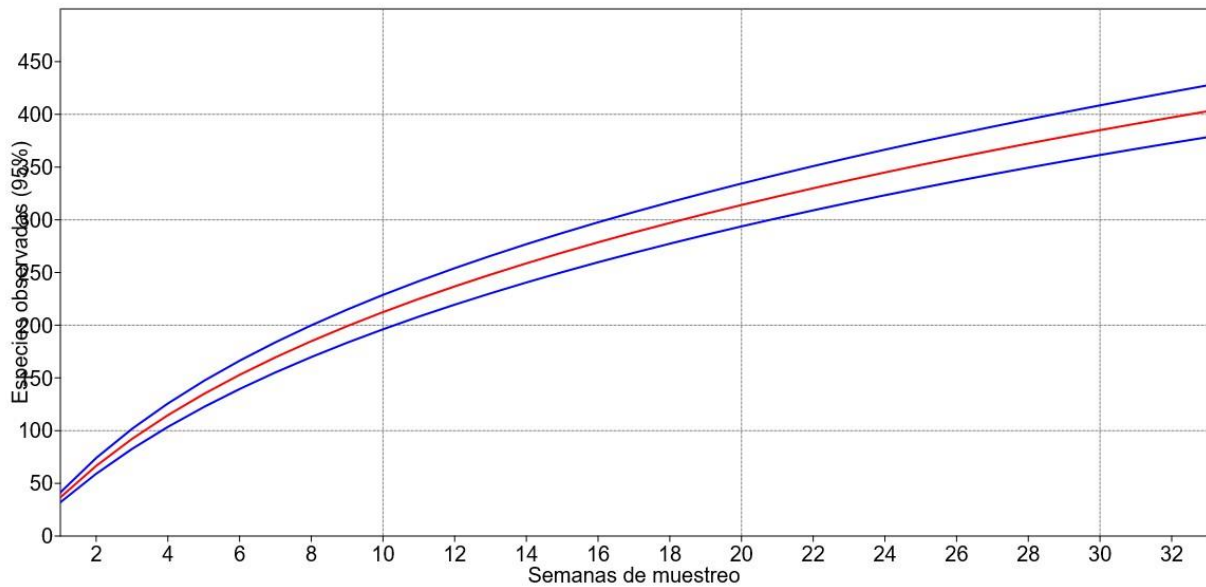


Figura 10: Curva de acumulación de especies recolectadas en los parches de bosques urbanos de Parque Natural Metropolitano, Ciudad del Saber, Albrook y Corozal.

La curva de rarefacción indica que los parches de bosques de Parque Natural Metropolitano (PNM) y Ciudad del Saber (CDS) alcanzaron una mayor asíntota, lo que podría asegurar una mayor representatividad de las especies de las familias estudiadas. Los parches de bosque de Corozal (COR) y Albrook (ALB) presentaron un comportamiento similar, pero sin alcanzar la asíntota totalmente, lo que nos puede indicar una baja representatividad de las especies esperadas (Figura 11).

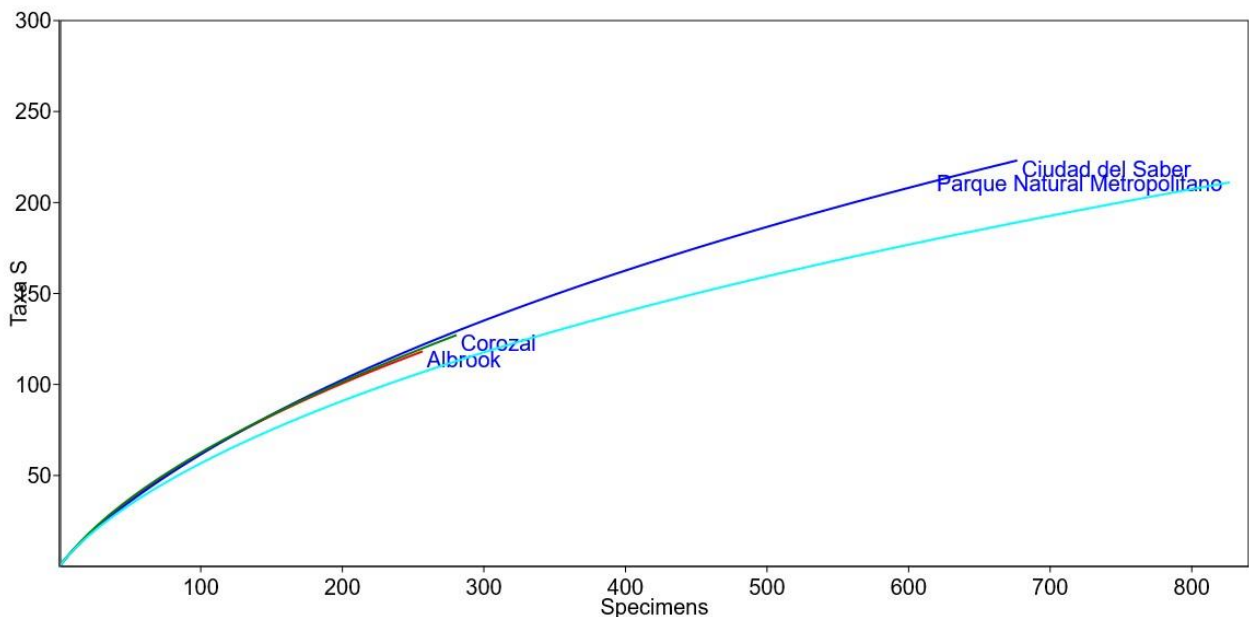


Figura 11: Curva de rarefacción de especies recolectadas en los parches de bosques urbanos de Parque Natural Metropolitano, Ciudad del Saber, Albrook y Corozal.

4. Diversidad Alfa (α) y Beta (β) de los diferentes parches de bosques estudiados.

4.1. Índices de diversidad

a. Diversidad alfa (α)

La diversidad se registró a través del índice de Shannon- Wiener (H') donde los parches de bosques urbanos obtuvieron valores por encima de 3.0; el parche de bosque de Ciudad del Saber (CDS) dio el valor más alto de 4.57; seguido por los parches de bosques de Parque Natural Metropolitano (PNM) y Corozal (COR) con 4.4 y por último el parche de bosque urbano de Albrook (ALB) con 4.3 (Figura 12).

En el caso del Índice de Margalef el cual mide la riqueza de especies, se obtuvo que el parche de bosque urbano de Ciudad del Saber presento 34.07, seguido por los parches de Parque Natural Metropolitano con un 31.27; los parches de Corozal y Albrook presentaron un 22.36 y 21.1 respectivamente. En relación con el Índice de equidad de Pielou, el cual mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada, se obtuvo que los parches de bosques urbanos estudiados (Ciudad del Saber, Parque Natural Metropolitano, Corozal y Albrook) presentaron valores cercanos a 1, lo que indica que todas las especies son igualmente abundantes.

El Índice de Dominancia de Simpson (D) en todos los parches de bosques urbanos estudiados tienen una tendencia hacia 0, lo que indica que no hubo una dominancia por parte de ninguna de las morfoespecies recolectadas. Para el índice Inverso de Simpson (1-D) se obtuvieron valores cercanos a 1.0 lo que indica que los cuatros parches de bosques urbanos presentan una alta diversidad (Cuadro 2).

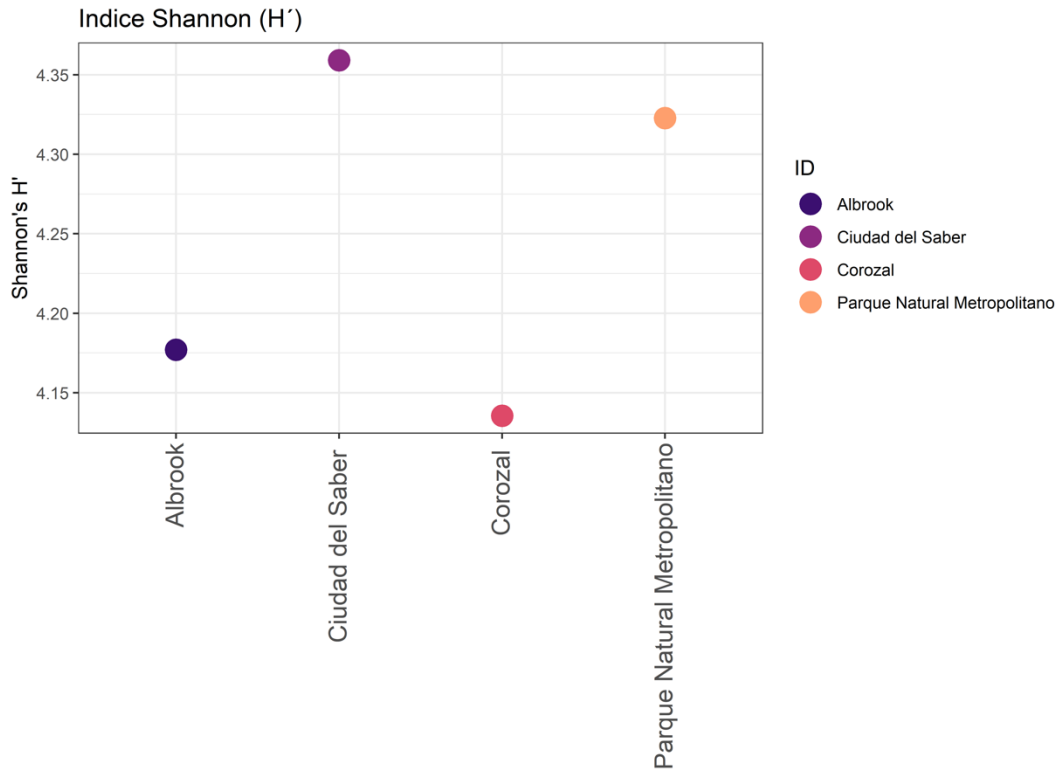


Figura 12. índice de Shannon (H'), donde se observa la diversidad de las especies de los parches de bosques urbanos estudiados.

Cuadro 2 Índices de diversidad alfa (α) de los parches de bosques urbanos estudiados.

	Albrook	Ciudad del Saber	Corozal	Parque Natural Metropolitano
Taxas	118	223	127	211
Individuos	256	676	280	826
Dominancia (D)	0.02515	0.02836	0.01946	0.02785
Simpson (1-D)	0.9749	0.9716	0.9805	0.9721
Shannon (H')	4.302	4.575	4.4	4.434
Margalef	21.1	34.07	22.36	31.27
Equidad (J)	0.9018	0.8461	0.9083	0.8285

4.2. Diversidad beta (β)

a. Índice de Bray- Curtis

El análisis de disimilaridad de Bray- Curtis mostró una disimilitud y variación de las morfoespecies de las familias estudiadas de un 0.7558, lo que indican que las comunidades con mayores diferencias son Corozal y Ciudad de Saber y las menos diferentes son Ciudad del Saber y el Parque Metropolitano (Figura 13 y Cuadro 3).

Cuadro 3: Índice de diversidad beta (β) de Bray-Curtis de los parches de bosques urbanos estudiados.

	Albrook	Ciudad del Saber	Corozal
Ciudad Del Saber	0.7436		
Corozal	0.5396	0.7558	
Parque Natural Metropolitano	0.7062	0.5069	0.7061

b. Índice de Jaccard

Los análisis de similaridad de Jaccard nos indican que los parches de bosques urbanos más similares en cuanto a la composición de morfoespecies son los parches de bosques urbanos de Ciudad del Saber y el Parque Natural Metropolitano con un 0.3111; seguido por los parches de bosques urbanos de Corozal y Albrook que presentan un 0.289; los parches que

menos similaridad en la composición de morfoespecies presentan son los parches de bosques urbanos de Ciudad del Saber y Corozal (Cuadro 4).

Cuadro 4: Índice de diversidad beta (β) de Jaccard de los parches de bosques urbanos estudiados.

	Albrook	Ciudad del Saber	del Corozal	Parque Natural Metropolitano
Albrook	1	0.23550725	0.28947368	0.23220974
Ciudad del Saber	0.23550725	1	0.20274914	0.31117825
Corozal	0.28947368	0.20274914	1	0.2659176
Parque Natural Metropolitano	0.23220974	0.31117825	0.2659176	1

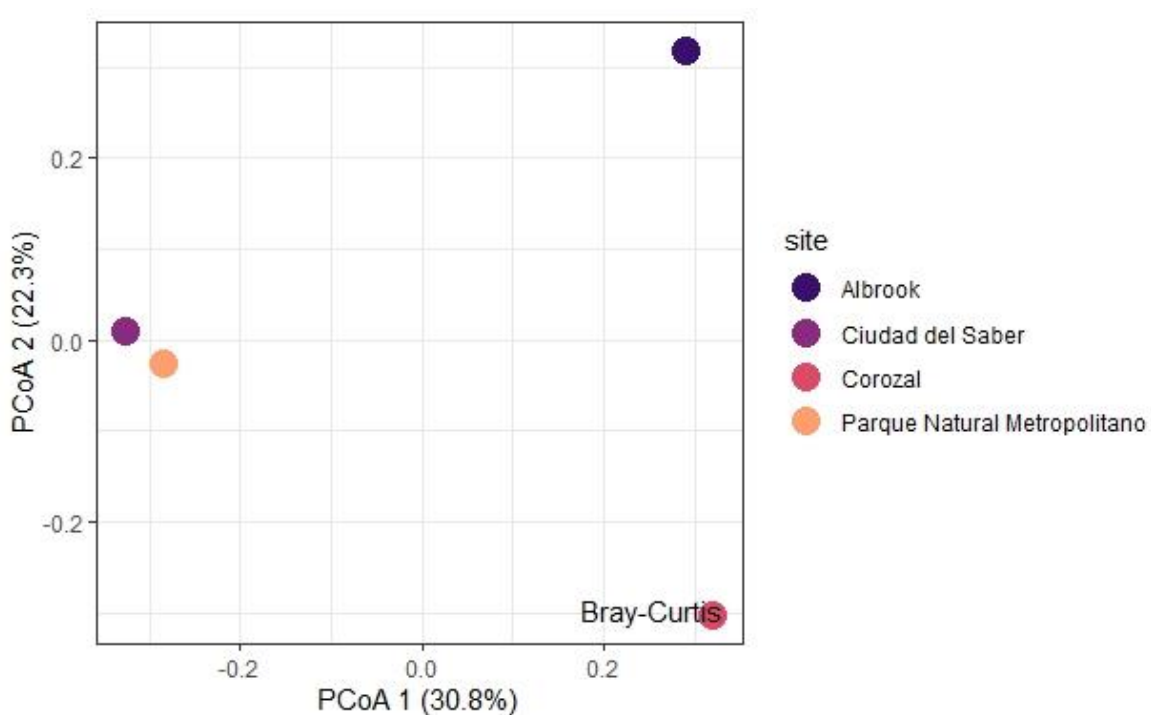


Figura 13: Índice disimilitud de Bray- Curtis y similaridad de Jaccard de las morfoespecies de las familias estudiadas en los distintos parches de estudio.

c. Índice de similitud/disimilitud múltiple

Utilizando el índice de similitud múltiple de Diserud- Odegaard, se estimó entre los parches de bosques urbanos estudiados (Ciudad del Saber, Parque Natural Metropolitano, Corozal y Albrook) presento una similitud en la composición de morfoespecies de 0.543 (54%), esto nos indica que los parches de bosques urbanos no presentan la misma composición de morfoespecies. Además, al utilizar el índice de disimilitud múltiple (Baselga 2012), se estimó entre los parches de bosques urbanos estudiados se encontró una disimilitud en la composición de morfoespecies de 0.407 según Sorensen.

5. Proporcionalidad de la abundancia de diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) en los diferentes parches bosques urbanos de la Ciudad del Panamá.

En general, la abundancia por hábitos alimenticios se obtuvo un total de 2 038 individuos; de los cuales 904 individuos son parasitoides (Ichneumonidae y Bethylidae), seguido por los depredadores (Dolichopodidae y Asilidae) con 534 individuos y los fitófagos (Curculionidae y Membracidae) con 510. Por último y con menor abundancia estuvieron los descomponedores (Psocidae) con 90 individuos (Fig. 14).

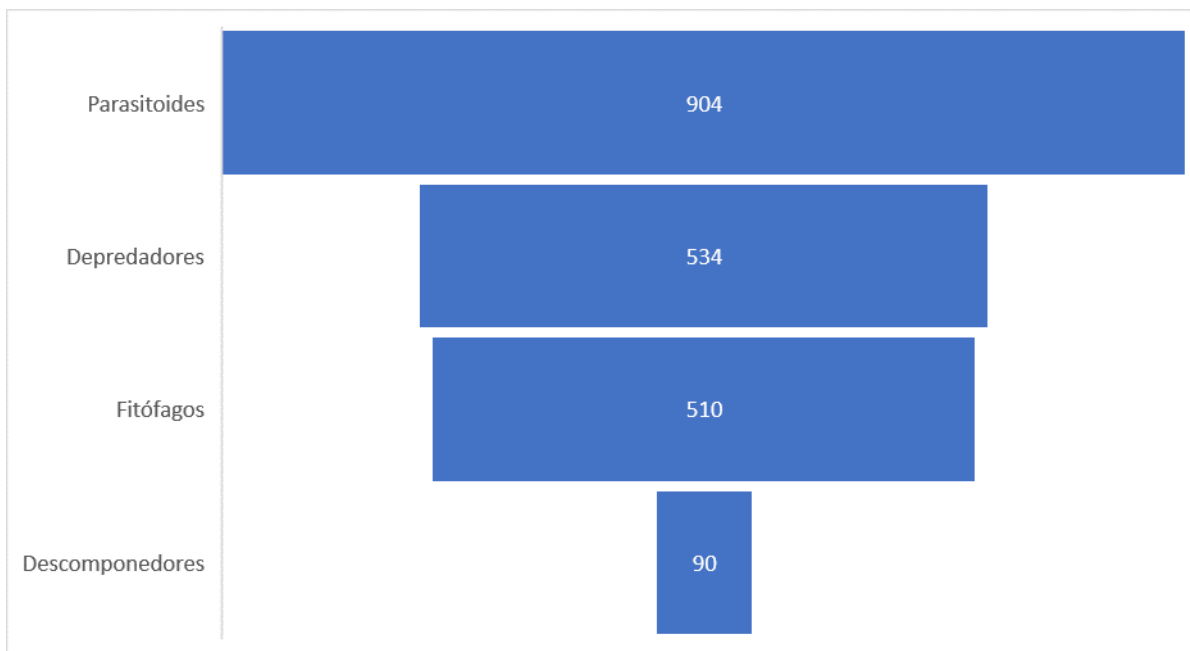


Figura 14: Estructura trófica de los grupos estudiados por hábito alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores).

Por sitio de muestreo la tendencia fue similar, en Ciudad del Saber se obtuvo un total de 676 individuos, la abundancia de parasitoides fue de 372 individuos, seguido por los depredadores con 161 individuos y fitófagos con 119 individuos, y, por último, los descomponedores con 24 individuos. Para el Parque Natural Metropolitano se recolectó un total de 826 individuos, los parasitoides presentaron 348 individuos, seguido por los depredadores con 280 individuos y los fitófagos con 171 individuos, y, por el último, los descomponedores con 27 individuos.

En el parche de bosque urbano de Corozal se recolectó un total de 280 individuos, los parasitoides fueron 109 individuos, seguido por los fitófagos con 114 individuos y los depredadores con 42 individuos, y por el último los descomponedores con 15 individuos. En el caso del parche de bosque urbano de Albrook este fue el sitio donde menor abundancia de individuos se obtuvo con un total de 256 individuos, donde el hábito alimenticio que mayor abundancia presentó fue los fitófagos con 106 individuos, seguido por los parasitoides con 75 individuos y los depredadores con 51 individuos, y por último los descomponedores con 24 individuos (Fig. 15).

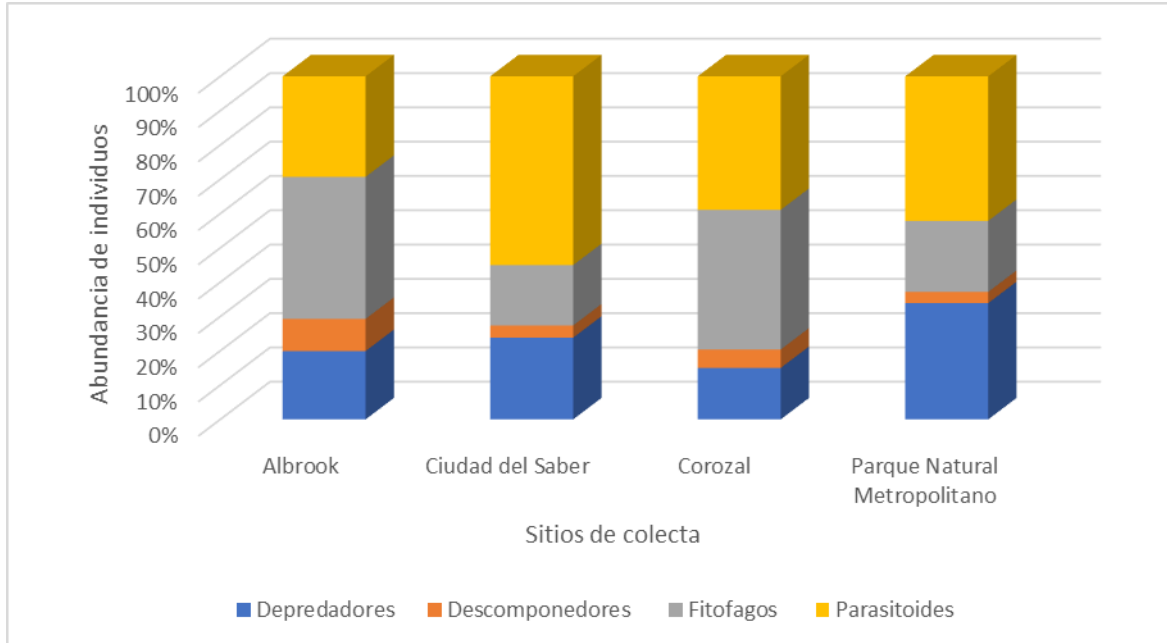


Figura 15: Proporcionalidad de la abundancia de diferentes hábitos alimenticios (parasitoides, depredadores, fitófagos y descomponedores) en los diferentes parches bosques urbanos de la Ciudad del Panamá.

Utilizando la prueba Z para comparar la proporción de los insectos con diferentes hábitos alimenticios ecológicos (parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores) en los estudiados en los parches de bosques urbanos de Albrook, Corozal, Ciudad del Saber y el Parque Natural Metropolitano, se obtuvo que los parasitoides (*Ichneumonidae* y *Bethylidae*) presentaron un 44%, los fitófagos (*Membracidae* y *Curculionidae*) un 25%, los depredadores (*Asilidae* y *Dolichopodidae*) un 24% y los descomponedores (*Psocidae*) un 1% de presencia en el muestreo total por abundancia de individuos, dando una proporción de 4:2:2:1.

6. Asociación de factores climáticos con la diversidad y abundancia de las familias de insectos estudiados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.

Para realizar la asociación de la abundancia de las morfoespecies de las familias estudiadas con los factores microclimáticos de (humedad relativa y temperatura (°C)) se realizó un análisis de redundancia donde los resultados arrojaron que ninguna de estas variables explica la abundancia y diversidad de las morfoespecies de las familias de insectos estudiados en los parches de bosques urbanos estudiados (Fig. 16), para los factores microclimáticos estudiados (velocidad del viento, incidencia de luz y cobertura boscosa) no se realizaron análisis estadísticos.

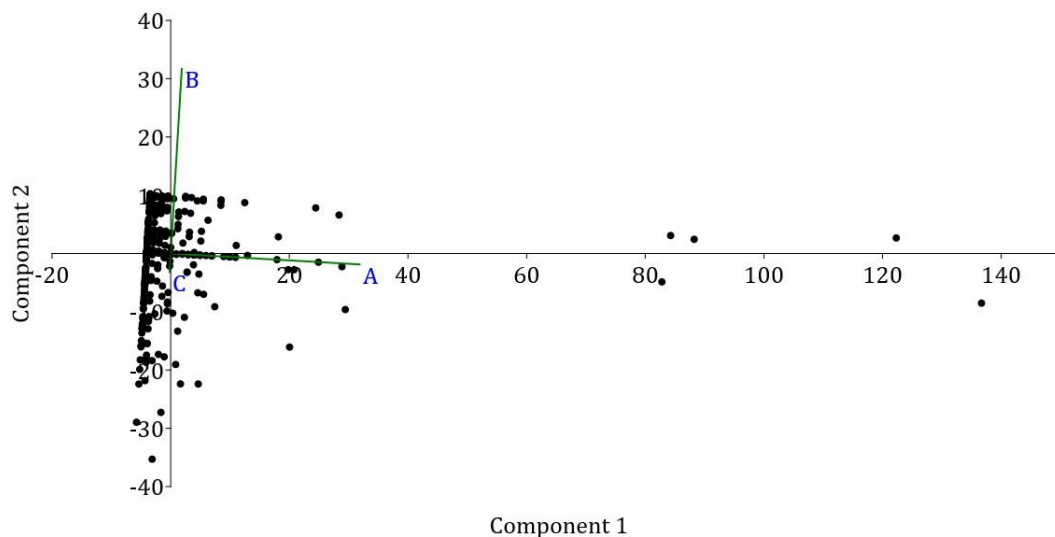


Figura 16: Análisis de redundancia (RDA) para la composición de morfoespecies entre los parches de bosques urbanos, donde A. Abundancia; B. Humedad relativa; C. Temperatura (°C).

7. Estacionalidad de las familias en general y por sitio de muestreos realizados.

En la periodicidad (semanal) se observan al menos dos picos de abundancia de las siete familias estudiadas en los parches de bosques urbanos muestreados, el primer pico de abundancia se encuentra comprendidos entre la semana 5 y 9 que corresponden a finales del mes de agosto y septiembre; el segundo pico de abundancia inicia en la semana 24 a la semana 33, que coincide con el mes de enero a marzo (época seca) (Figura 17).

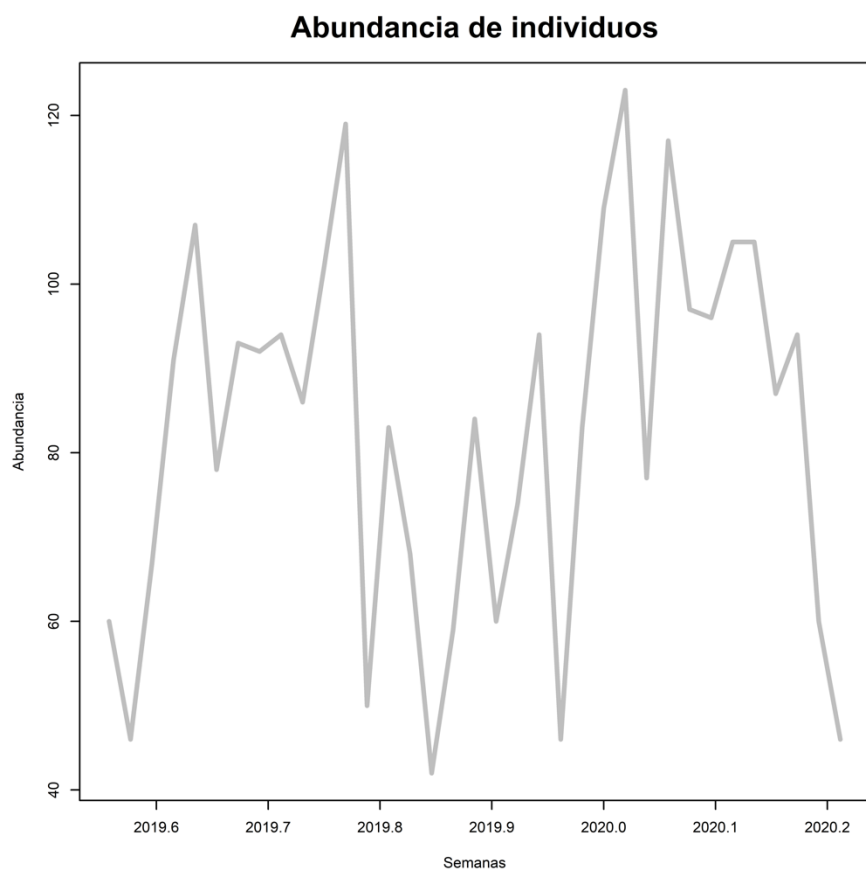


Figura 17: Abundancia general de individuos de las familias estudiadas por semana de colecta.

En los parches de bosques urbanos muestreados se observó que para el parche de Ciudad del Saber (CDS) el mayor pico de abundancia se dio entre la semana 5 y la semana

12 de muestreo, coincidiendo con la época lluviosa. En el parche de bosque del Parque Natural Metropolitano (PNM) se observó que la mayor abundancia se dio entre las semanas 24 y 33; que coinciden con la época seca; se vio un fenómeno donde la abundancia de Ciudad del Saber y el Parque Natural Metropolitano fueron inversos; para el parche de Albrook (ALB) el mayor pico de abundancia se dio en la semana 26 y la semana 33; y el parche de Corozal (COR) no se observaron picos de abundancia ya que la abundancia fue constante durante todo el muestreo (Figura 18).

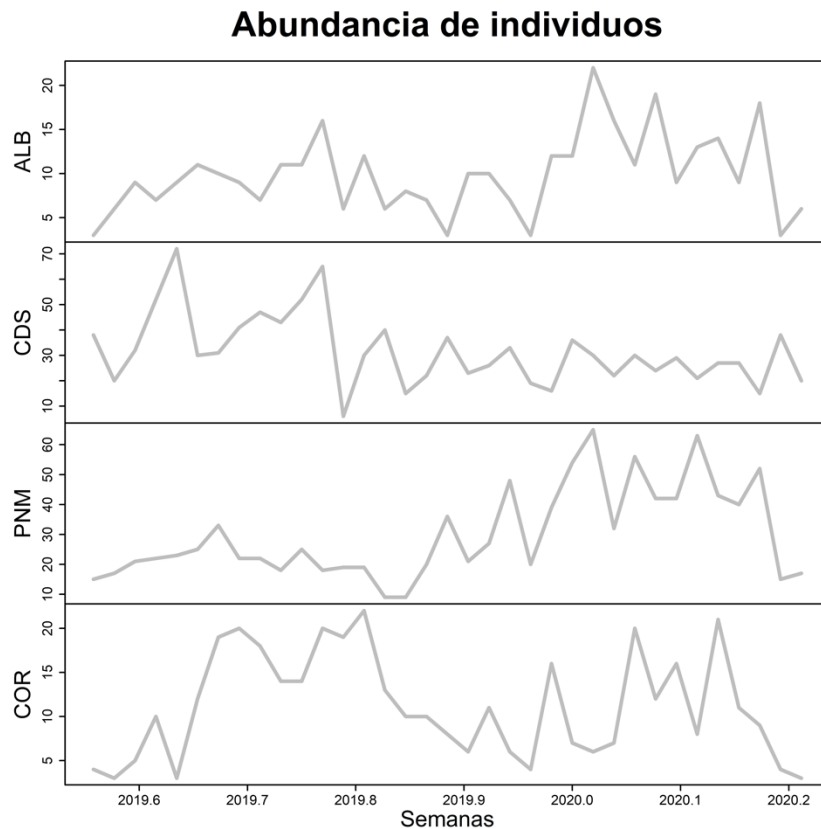


Figura 18: Abundancia de individuos de las familias estudiadas de los sitios estudiados por semanas de colectas.

DISCUSIÓN

Los resultados del estudio de la diversidad y composición de las siete familias en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá; indico que las comunidades de insectos presentan una baja similaridad con un 0.543 (54%); nuestra hipótesis sugería que, dada la proximidad y semejanza de los parches de bosques urbanos estudiados, estos presentarían una alto porcentaje de semejanza en la riqueza, abundancia y composición de insectos estudiados, como vemos no es así, la composición y diversidad de las comunidades de insectos en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá no son altamente semejante, lo que sugiere que la urbanización y fragmentación del bosque por el crecimiento urbanístico han afectado las comunidades de insectos.

Nuestros resultados concuerdan con los de Heidrich *et al.* (2020) donde realizaron un análisis a través de múltiples grupos de especies y diferentes facetas de la heterogeneidad a nivel de rodal de los bosques templados de Europa Central donde revelaron que las relaciones heterogeneidad-diversidad no son generalizables ni predecibles como sugieren los enfoques de modelado, variando incluso entre grupos de especies ecológicamente similares.

Pero difieren de lo observado en trabajos como; el realizado en Sídney (Australia) por Christie y Hochuli (2009) avaluó la riqueza y abundancia de avispas en parches de bosques fragmentados donde descubrieron que las comunidades de avispas son muy similares, lo que sugieren los autores es que podrían ser resistentes a los efectos de la urbanización, lo que si mencionan es que en estos sitios según las estimaciones de Chaos 2 se presenta una mayor riqueza en los bordes, que en las zonas internas o en parches de bosques más pequeños.

También de estudios en Panamá, con otros grupos diferentes a los que yo trabajé; como los de Valdés (2018) con mariposas de tierras bajas de la Ciudad de Panamá, demostraron que estas comunidades son muy similares obteniendo un índice de disimilitud de 97%; también, los estudios de Rodríguez (2021) con avispas braconidas demostró que las comunidades de este grupo de avispas parasitoides son muy similares en cuanto a su composición y estructura obteniendo un índice de disimilitud de 99%.

Lo que no coincide con los resultados del estudio de diferentes familias de insectos estudiados en este trabajo, podríamos aducir que, al sumar un mayor número de familias, se podría incrementar la diferencia en cuanto a la similitud de las comunidades de insectos, o podría ser un mal cálculo en el análisis de disimilitud de Diserud- Odegaard por parte de los autores de esos estudio, que no encontraron diferencias en la composición de las familias de insectos (Lepidoptera y Braconidae) que estudiaron.

La teoría que podría explicar de forma significativa lo que está ocurriendo dentro de los parches de bosques estudiados es la de fuente- sumidero, donde vemos que hay una similitud del 54%, una baja diversidad compartida entre la gran mayoría de los parches de bosques, lo que coincide con la baja abundancia de especímenes en parches de bosques como Albrook y Corozal, que podrían estar presentando una baja “calidad”, disposición de alimentos y nichos ecológicos disponibles para las familias de insectos estudiados y que solo están sirviendo de tránsito para llegar a parches de bosques más ricos en alimentos, como lo podrían ser Ciudad del Saber y el Parque Natural Metropolitano.

Las subfamilias con más géneros fueron Crypthorynchinae (Curculionidae), Pristocerinae (Bethylidae) y Smiliinae (Membracidae); estos resultados coinciden con lo mencionado por Grebennikov y Newton (2009) donde mencionan que Crypthorynchinae es una de las subfamilias más ricas dentro de Curculionidae, que es una de las familias más diversa en el mundo. La subfamilia Pristocerinae fue una de las más ricas en géneros y morfoespecies dentro del muestreo, esto coincide con los datos recolectados por Santos y Gonzales (2006) donde catalogan como la subfamilia más diversa de la familia Bethylidae en Panamá y los observados por Azevedo (2003, 2008) donde encuentran que *Dissomphalus* es un género con una alta riqueza de especies en bosques del Neotrópico.

Para la riqueza de las morfoespecies observamos que los parches de bosques urbanos de Corozal y Albrook presentaron una baja riqueza, con respecto a Ciudad del Saber que presentó la mayor riqueza de morfoespecies (223) y el Parque Natural Metropolitano (211); la baja diferencia entre estos dos últimos parches de bosques (Ciudad del Saber y Parque Natural Metropolitano) podría deberse a que se encuentran interconectadas entre ellos; y la

gran diferencia con Corozal (127) y Albrook (118) es que se encuentran alejados de un bosque continuo.

En el caso de la abundancia de especímenes el caso es mucho más evidente, donde el sendero los Momótides en el Parque Natural Metropolitano presenta una abundancia elevada al igual que Cerro Gun en Ciudad del Saber; mientras que los parches de bosques de Corozal y Albrook presentan una abundancia de individuos baja; podría deberse igual por lo antes mencionado; además, estudios como el de Guerra et al. 2012; sugieren que el tamaño de los fragmentos y la matriz circundante puede influir en la dinámica poblacional de un organismo; basados en esto podríamos decir que la baja abundancia de individuos en estos parches se debe a que los parches de bosques de Albrook y Corozal se encuentra englobados en una matriz urbana sin conexión a un bosque continuo.

La mayor diversidad y abundancia de morfoespecies está situada en las familias de parasitoides (Ichneumonidae y Bethylidae), lo que es consistente con el estudio de Rodríguez (2021) donde evidencio una alta diversidad y abundancia de la familia Braconidae en los parches de bosques de Corozal, Albrook y el Parque Natural por un alto número de hospederos.

Los análisis de diversidad alfa (Shannon, Margalef, Simpson e Inverso de Simpson) fueron resultados esperados donde todos los parches de bosques presentan una alta diversidad (mayor de 3); además, no se presentó la dominancia de ninguna de las especies. Para el caso de los factores climáticos que podrían estar influyendo en la composición y diversidad de las comunidades de insectos en los parches de bosques urbanos estudiados; los resultados sugieren que los factores climáticos (humedad relativa y temperatura) no ejercen ningún efecto sobre la composición y diversidad de las comunidades de insectos en los parches de bosques urbanos, resultados contrastables con los trabajos de Rodríguez (2021) y Valdés (2018).

En forma general dentro de los parches de bosques urbanos los parasitoides (Ichneumonidae y Bethylidae) son los más abundantes que el resto de los grupos tróficos (depredadores, fitófagos y descomponedores); esto coincide con los resultados encontrados por Forbes *et al.* (2018) donde mencionan que por modelos estadísticos los miembros del orden Hymenoptera son más diversos que los del orden Coleoptera, esto podría estar

explicando el mayor número de parasitoides en comparación al resto de los hábitos alimenticios estudiados.

El parche urbano de Corozal no está siguiendo este patrón, ya que los fitófagos son más abundantes que el resto de los grupos tróficos estudiados (parasitoides, depredadores y descomponedores); podría deberse a la baja abundancia de depredadores, o podría deberse que este parche de bosque presenta condiciones favorables (vegetación) para los insectos fitófagos; nuestros resultados sobre la composición de las comunidades a nivel local sugieren que la urbanización podría estar causando un desequilibrio dentro de las comunidades de insectos, que coincide con lo reportado por Cagnolo (2009) donde han sugerido que la posición de las especies dentro de las redes de interacción podría determinar su vulnerabilidad a la extinción; además, proporcionan evidencia de que los parámetros de la red trófica, como el nivel y la amplitud tróficos, afectan la sensibilidad de las especies a la fragmentación del hábitat.

Los parches de bosques urbanos solo deben estar sirviendo de corredor biológico para los insectos, ya que no se observó la dominancia de ninguna de las morfoespecies en particular en ninguno de los parches de bosques urbanos estudiados en la Cuenca del Canal de Panamá, por esto la importancia de mantener bosques continuos cercanos a otros remanentes de bosques, ya que pueden permitir conservar la riqueza y abundancia de especies de insectos.

CONCLUSIONES

- La composición y estructura de las comunidades de insectos de los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá tienen un 54% de similaridad, esta baja similaridad que se presentó consideramos podría ser causada por el efecto de la urbanización y fragmentación de los bosques de los bosques de la Ciudad de Panamá.
- La riqueza de morfoespecies más alta fue encontrada en el parche de bosque urbano de Ciudad del Saber con un total de 223 morfoespecies; además, los análisis de diversidad alfa (Shannon y Margalef) indicaron que este parche era el más diverso, también el análisis de diversidad beta de Bray- Curtis dio que el parche de bosque de Ciudad del Saber era en un 77% distinto al de Corozal, considero que debe estar influencia a que se encuentran conectado a una matriz de bosque continuo, Parque Natural Metropolitano y Paraque Nacional Camino Cruces.
- La abundancia más alta de individuos encontrada fue en el parche de bosque urbano del Sendero Momótides del Parque Natural Metropolitano con un total de 862 especímenes. Esta alta abundancia podría estar influencia por la conexión de los corredores de bosques urbanos y la protección del área natural metropolitana.
- La diversidad y abundancia de las familias de insectos escogidos, no se encuentran relacionados con las variables climáticas de temperatura (°C) y humedad relativa, ya que los análisis estadísticos no determinaron ninguna influencia de las variables climáticas. Es muy probable que por la estabilidad de los dos parámetros temperatura (24.3 °C) y humedad (83.4%) en los sitios monitoreados no hubo diferencias.
- La proporción de los hábitos alimenticios, parasitoides, fitófagos, depredadores y descomponedores fue de 4:2:2:1, siendo los parasitoides el de mayor número en proporción en forma general, pero en Corozal no se está cumpliendo igual que en el resto de los parches de bosques urbanos estudiados, ya que en este parche el nivel trófico más abundante fueron los fitófagos.

RECOMENDACIONES

- Realizar muestreos más prolongados para conocer la diversidad, abundancia y periodicidad de diversas familias de insectos en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.
- Incluir investigaciones genéticas para conocer la diversidad y estructura genética poblacional.
- Realizar estudios sobre la densidad poblacional e intentar observar si hay una dependencia del tamaño del parche de bosque con la diversidad y abundancia de los insectos.
- Incentivar el estudio de los parches de bosques urbanos para conocer la diversidad de insectos, de esta forma poder tomar planes de acciones para la conservación de los parches, de la fauna y flora.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Ahrné K, Bengtsson J, Elmqvist T (2008) Bumble Bees along a gradient of increasing urbanization. *Current Science* 4: 5574.

Alberti M, Marzluff JM, Shulenberger E, Bradley G, Ryan C & Zumbrunnen C (2003) Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience* 53: 1169–1179.

Altermatt F, & Ebert D (2016) Reduced flight-to-light behaviour of moth populations exposed to long-term urban light pollution. *Biology Letters*, 12(4): 20160111.

Amado de Santis AA, & Chacoff NP (2020) Urbanization affects composition but not richness of flower visitors in the Yungas of Argentina. *Neotropical Entomology* 49(4): 568-577.

ANAM (2010) Atlas Ambiental.

Andrade AC, Franzini LD, & Mesquita DO (2019) Assessing the effect of urbanization on tropical forest dwelling teiid lizards. *Ecological Indicators* 99: 225– 229.

Arnfield AJ (2003) Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology: A Journal of the Royal Meteorological Society* 23(1): 1-26.

Aronson MF, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA & 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.

Autoridad Nacional del Ambiente (2010) Atlas Ambiental de la República de Panamá. Ciudad de Panamá: Editora Novo Art.

Azevedo CO (2003) Synopsis of the Neotropical *Dissomphalus* (Hymenoptera, Bethylinidae). *Zootaxa* 338 (1): 1–74. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.338.1.1>

Azevedo CO (2008) Characterization of the types of the Neotropical *Pseudisobrachium* (Hymenoptera, Bethyridae), with a key to species. *Revista Brasileira de Zoologia* 25: 737–801. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752008000400020>

Ballare KM, Neff JL, Ruppel R & Jha S (2019) Multi-scalar drivers of biodiversity: Local management mediates wild bee community response to regional urbanization. *Ecological Applications* 29(3): e01869.

Baselga A & Orme C (2012) Beta part: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 808-812.

Basset, Y, Springate, N. D., Aberlenc, H. P., & Delvare, G. (1997). A review of methods for sampling arthropods in tree canopies. En *Canopy Arthropods* (pp. 27–52). Chapman & Hall.

Basset Y, Cizek L, Cuénoud P, Didham RK, Guilhaumon F, Missa O & Leponce M (2012) Arthropod diversity in a tropical forest. *Science* 338(6113): 1481-1484.

Bennett AF & Saunders DA (2010) “Habitat fragmentation and landscape change”. *Conservation biology for all* 93: 1544-1550.

Bergman KO, Burman J, Jonason D, Larsson MC, Ryrholm N, Westerberg L & Milberg P (2020) Clear-cuts are temporary habitats, not matrix, for endangered grassland burnet moths (*Zygaena* spp.). *Journal of Insect Conservation* 24(2): 269-277.

Bergman KO, Dániel-Ferreira J, Milberg P, Öckinger E, & Westerberg L (2018) Butterflies in Swedish grasslands benefit from forest and respond to landscape composition at different spatial scales. *Landscape Ecology* 33: 2189–2204.

Bray JR y Curtis JT (1957) Una ordenación de las comunidades forestales de las tierras altas del sur de Wisconsin. *Monografías ecológicas* 27: 325-349.

Brown BV (2009) *Manual of central American Diptera* (Vol. 2). NRC Research Press.

Brown BV, Borkent A, Cumming JM, Wood DM, Woodley NE & Zumbado-Arrieta MA. *Manual of Central American Diptera. Volume 1.* (ISBN 978-0-660-19833-0).

Brown JH, & Kodric-Brown A (1977) "Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58(2): 445-449.

Burkman CE, Gardiner MM (2014) Urban greenspace composition and landscape context influence natural enemy community composition and function. *Biological Control*. Elsevier Inc.

Burkman CE, Gardiner MM (2014) Urban greenspace composition and landscape context influence natural enemy community composition and function. *Biological Control*. Elsevier Inc.

Cagnolo L, & Valladares G (2011) Fragmentación del hábitat y desensamble de redes tróficas. *Ecosistemas* 20: 2-3.

Chase J, Amarasekare P, Cottenic K, Gonzalez A, Holt R, Holyoak M, Hoopes M, Leibold M, Loreau M, Mouquet N, Shurin J & Tilman D (2005) Competing Theories for Competitive Metacommunities. En Holyoak M, Leibold MA, & Holt RD (Eds.), *Metacommunity Ecology: Emerging views of community structure and dynamics above the local scale* (pp. 335–354). University of Chicago Press.

Christie FJ, & Hochuli DF (2009) Responses of wasp communities to urbanization: effects on community resilience and species diversity. *Journal of Insect Conservation* 13(2): 213-221.

Claire Horner-Devine M, Leibold MA, Smith VH & Bohannan BJ (2003) Bacterial diversity patterns along a gradient of primary productivity. *Ecology Letters* 6 (7): 613-622.

Collins JP, Kinzig A, Grimm NB, Fagan WF, Hope D, Wu J, Borer ET (2000) A new urban ecology. *American Scientist* 88: 416–425.

Collins JP, Kinzig A, Grimm NB, Fagan W, Hope D, Wu J & Borer ET (2000) A new urban ecology. *American Scientist* 88: 416–425.

Conner RN & Rudolph DC (1991) Forest habitat loss, fragmentation, and red-cockaded woodpecker populations. *The Wilson Bulletin*: 446-457.

Corcos D, Cerretti P, Caruso V, Mei M, Falco M & Marini L (2019) Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. PLOS ONE, 14(4): 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214068>

Correa M, Stapf M, De Sedas A, Hernández F & Carranza R (2010) Árboles y Arbustos del Parque Natural Metropolitano, Panamá (F. J. Morales (ed.); 1a ed.). Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio.

Diamond JM (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. Biological conservation 7(2): 129-146.

Diamond SE, Cayton H, Wepprich T, Jenkins CN, Dunn RR, Haddad NM & Ries L (2014) Unexpected phenological responses of butterflies to the interaction of urbanization and geographic temperature. Ecology 95(9): 2613-2621.

Dias PC (1996) “Sources and sinks in population biology”. Trends in Ecology & Evolution, 11(8): 326-330.

Theodorou P, Radzevičiūtė R, Lentendu G (2020) Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. Nature Communications 11: 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>

Didham RK, Hammond PM, Lawton JH, Eggleton P, & Stork NE (1998) Beetle species responses to tropical forest fragmentation. Ecological Monographs 68(3): 295-323.

Dobson AP, Bradshaw AD & Baker AÁ (1997) Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. Science 277(5325): 515-522.

Evans EW, Carlile NR, Innes MB, & Pitigala N (2014) Infestation of grain fields and degree-day phenology of the cereal leaf beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) in Utah: long-term patterns. Journal of economic entomology 107(1): 240-249.

Evans HE (1963) A revision of the genus *Apenesia* in the Americas (Hymenoptera, Bethyridae). Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 130(4):249-359.

Evans HE (1964) A synopsis of the American Bethyridae (Hymenoptera, Aculeata). Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 132: 1–222.

Evans HE (1965) A revision of the genus *Rhabdepyris* in the Americas (Hymenoptera: Bethyridae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 133: 68–151.

FAO (2016) *El estado de los bosques del mundo*.

Fischer R, Taubert F, Müller MS, Groeneveld J, Lehmann S, Wiegand T & Huth A (2021) Accelerated Forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. *Science advances* 7(37).

Forbes AA, Bagley RK, Beer MA, Hippee AC, Widmayer HA (2018) Quantifying the unquantifiable: why Hymenoptera, not Coleoptera, is the most speciose animal order. *BMC Ecology*. doi:10.1186/s12898-018-0176-x. PMID: 30001194

Gaston KJ, Bennie J, Davies TW, Hopkins J (2013) The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biol Rev* 88:912–927.

Gaston KJ (2010) Valuing common species. *Science* 327(5962): 154-155.

Gaston KJ, Davies ZG & Edmondson JL (2010) Urban environments and ecosystem functions. Gaston KJ (eds.) *Urban ecology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Graça MB & Somavilla A (2019) Effects of forest fragmentation on community patterns of social wasps (Hymenoptera: Vespidae) in Central Amazon. *Austral Entomology*, 58(3), 657–665.

Grebennikov VV & Newton AF (2009) Good-bye Scydmaenidae, or why the ant-like stone beetles should become megadiverse Staphylinidae sensu latissimo (Coleoptera). *European Journal of Entomology* 106: 275–301.

Grimm NB, Grove JM, Pickett STA & Redman CL (2000) Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 50: 571–584.

Grimm M, Jones RJ, Rusco E & Montanarella L (2003) Soil erosion risk in Italy: a revised USLE approach. *European Soil Bureau Research Report* 11: 23.

Grimm N, Faeth S, Golubiewski N, Redman C, Wu J, Bai X (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.

Didham RK, Ghazoul J, Stork NE & Davis AJ (1996) Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology & Evolution* 11(6): 255–260. doi:10.1016/0169-5347(96)20047-3

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR & Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. *Science Advances*, 1(2), 1–10. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>

Hamblin AL, Youngsteadt E & Frank SD (2018) Wild bee abundance declines with urban warming, regardless of floral density. *Urban Ecosystems* 21(3): 419–428. doi:10.1007/s11252-018-0731-4

Hanski I (1997) “Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models”. *Metapopulation Biology*: 69-91.

Hanski I (2005) “Landscape fragmentation, biodiversity loss and the societal response: The long term consequences of our use of natural resources may be surprising and unpleasant”. *EMBO Reports* 6(5): 388-392.

Hanski I (2009) “The theories of island biogeography and metapopulation dynamics”. *The theory of island biogeography revisited*: 186-213.

Hanson PE & Gauld ID (1995) *The Hymenoptera of Costa Rica* (No. 595.79 H95).

Harris LD (1984) “The fragmented forest”, *Island Biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University Chicago Press. Chicago: 211 pp.

Heidrich L, Bae S & Levick S (2020) Heterogeneity–diversity relationships differ between and within trophic levels in temperate forests. *Nature Ecology & Evolution* 4: 1204–1212 <https://doi.org/10.1038/s41559-020-1245-z>

Hulbert SF, Morrison SJ & Klawitter JJ (1971) Compatibility of porous ceramics with soft tissue; application to tracheal prostheses. *Journal of Biomedical Materials Research* 5(6): 269-279.

Imhoff ML, Zhang P, Wolfe RE & Bounoua L (2010) Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA. *Remote sensing of environment* 114(3): 504-513.

Johnson MTJ & Munshi-South J (2017) Evolution of life in urban environments. *Science* 358 (6363).

Jones PE & Closs GP (2016) “Interspecific differences in larval production and dispersal in non-migratory galaxiids: implications for metapopulation structure”. *Marine and Freshwater Research* 67(10): 1479-1492.

Laurance WF (1990) Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71(4): 641-653.

Leibold MA, Holyoak M, Mouquet N, Amarasekare P, Chase JM, Hoopes MF, Holt RD, Shurin JB, Law R, Tilman D, Loreau M & Gonzalez A (2004) The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters* 7(7): 601–613.

Leibold MA & Geddes P (2005) El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecology Austral* 15: 117–129.

Levins R (1969) Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *American Entomologist* 15(3): 237-240.

Luck MA, Jenerette GD, Wu J & Grimm NB (2001) The urban funnel model and the spatially heterogeneous ecological footprint. *Ecosystems* 4(8): 782-796.

MacArthur RH & Wilson EO (1963) An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373–387.

MacArthur RH, Wilson EO (1967) “The theory of island biogeography”. Princeton University Press, Princeton, USA.

Magurran AE (2005) Species abundance distributions: pattern or process? *Functional Ecology* 19(1): 177-181.

McDonnell MJ, Pickett ST & Pouyat RV (1993) The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. In *Humans as components of ecosystems* (pp. 175-189). Springer, New York, NY.

McDonnell MJ & Pickett STA (1990) Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* 71: 1232-1237. <https://doi.org/10.2307/1938259>

McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems* 11(2): 161-176.

McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness. A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11: 161–176.

Medianero E, Carrasco G, Pérez E, Araúz-Araúz B, Castaño-Meneses G & Martínez-Torres AO (2017) Composición De La Comunidad De Artrópodos Que Habitan En El Dosel En Un Bosque Tropical De Tierras Bajas En Panamá. *Scientia* 27(2): 51–67.

Miles LS, Breitbart ST, Wagner HH & Johnson MT (2019) Urbanization shapes the ecology and evolution of plant-arthropod herbivore interactions. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 310.

Moreno CE, Barragán F, Pineda E & Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad* 82(4): 1249-1261.

Moreno CE, Calderón-Patrón JM, Martín-Regalado N, Martínez-Falcón AP, Ortega-Martínez IJ, Rios-Díaz CL & Rosas F (2018) Measuring species diversity in the tropics: a review of methodological approaches and framework for future studies. *Biotropica* 50(6): 929-941.

Muirhead-Thomson RC (1991) Trap responses of flying insects. The influence of trap design on capture efficiency. Academic Press.

Newmark WD (1991) Tropical Forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the Eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5(1): 67-78.

Novaro AJ, Funes MC & Walker RS (2005) “An empirical test of source–sink dynamics induced by hunting”. *Journal of Applied Ecology* 42(5): 910-920.

Peet RK (1974) The measurement of species diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 285-307.

Perillo LN, Barbosa NP, Solar RRC & Neves F (2020) Patterns of diversity in a metacommunity of bees and wasps of relictual mountainous forest fragments. *Journal of Insect Conservation* 24(1): 17–34. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00194-2>

Pulliam HR (1988) “Sources, sinks, and population regulation”, *American Nature* 132: 652– 661.

Real R & Vargas JM (1996) The probabilistic basis of Jaccard's index of similarity. *Systematic Biology* 45(3): 380-385.

Rodríguez- Scott L (2021) Efecto de la fragmentación del hábitat sobre las comunidades de avispa (Hymenoptera: Braconidae) en los bosques de tierras bajas de Panamá. Universidad de Panamá.

Ruiz-Guerra B, Renton K & Dirzo R (2012) Consequences of fragmentation of tropical moist forest for birds and their role in predation of herbivorous insects. *Biotropica* 44(2): 228-236.

Salomão RP, Alvarado F, Baena-Díaz F, Favila ME, Iannuzzi L, Liberal CN & González-Tolman D (2019) Urbanization effects on dung beetle assemblages in a tropical city. *Ecological Indicators* 103: 665-675.

Sánchez-Bayo F & Wyckhuys KA (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation* 232: 8-27.

Santos Murgas A & González DP (2006) Distribución de especies de la subfamilia Epyrinae (Hymenoptera: Bethyridae) en Panamá. *Tecnociencias* 8: 37–50.

Santos Murgas A & Gonzales Domínguez PE (2001) Biosistemática de la familia Bethyridae (Insecta, Hymenoptera) en Panamá. Universidad de Panamá.

Santos Murgas A & González P (2004) Notas sobre la familia Bethyridae (Hymenoptera: Aculeata) del Parque Nacional Darién. *Tecnociencia* 6(2): 43–57.

Saunders DA, Hobbs RJ & Margules CR (1991) Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1): 18–32.

Schwartzberg EG, Jamieson MA, Raffa KF, Reich PB, Montgomery RA & Lindroth, RL (2014) Simulated climate warming alters phenological synchrony between an outbreak insect herbivore and host trees. *Oecologia* 175(3): 1041-1049.

Sousa WOD, Sousa LE, Da Silva FR, Santos WI & Aranda R (2019) Composition and structure of the frugivorous butterfly community (Lepidoptera: Nymphalidae) at the Serra Azul State Park (PESA), Mato Grosso, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 36.

Srygley RB & Jaronski ST (2022) Increasing temperature reduces cuticular melanism and immunity to fungal infection in a migratory insect. *Ecological Entomology* 47(1): 109-113.

Su Z, Li X, Zhou W, Ouyang Z (2015) Effect of landscape pattern on insect species density within urban green spaces in Beijing, China. *PLOS ONE*; 10: 1–13.

Swan CM, Pickett STA, Szlavecz K, Waren P & Willey T (2011) “Chapter 3.5: Urban ecology: patterns, processes, and applications,” in *Biodiversity and Community Composition in Urban Ecosystems: Coupled Human, Spatial, and Metacommunity Processes*, ed J. Niemela (Oxford: Oxford University Press), 179–186. doi: 10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0021

Tossi J (1971) Zonas de vida. Una base ecológica para la investigación silvícola e inventario forestal en la República de Panamá. Programa de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). Roma 126 pp.

United Nations (2018). *World Urbanization Prospects. The 2018 Revision. Highlights*. Available online at: <https://population.un.org/wup/Publications/> (accessed March 12, 2022).

Valdés A (2011) Modelos de paisaje y análisis de fragmentación: de la biogeografía de islas a la aproximación de paisaje continuo. *Ecosistemas* 20(2): 11–20.

Valdés L (2018) Estructura de las comunidades de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en fragmentos de vegetación en La Ciudad de Panamá. Universidad de Panamá.

Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494–4.

Vitousek PM, Aber JD, Howarth RW, Likens GE, Matson PA, Schindler DW & Tilman DG (1997) Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications* 7(3): 737-750.

Wackernagel M & Rees B (1996) *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*, New Society Publishers 160 pp.

Zanette LRS, Martins RP & Ribeiro SP (2005) Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning* 71: 105–121.

Ziter CD, Pedersen EJ, Kucharik CJ & Turner MG (2019) Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(15): 7575-7580.

ANEXOS

Imágenes de especímenes colectados durante el muestreo de los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá (Ciudad del Saber, Parque Natural Metropolitano, Corozal y Albrook).



Figura 19: Especímenes de la familia Membracidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.



Figura 20: Especímenes de la familia Assilidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.



Figura 21: Especímenes de la familia Curculionidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.



Figura 22: Especímenes de la familia Dolichopodidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.

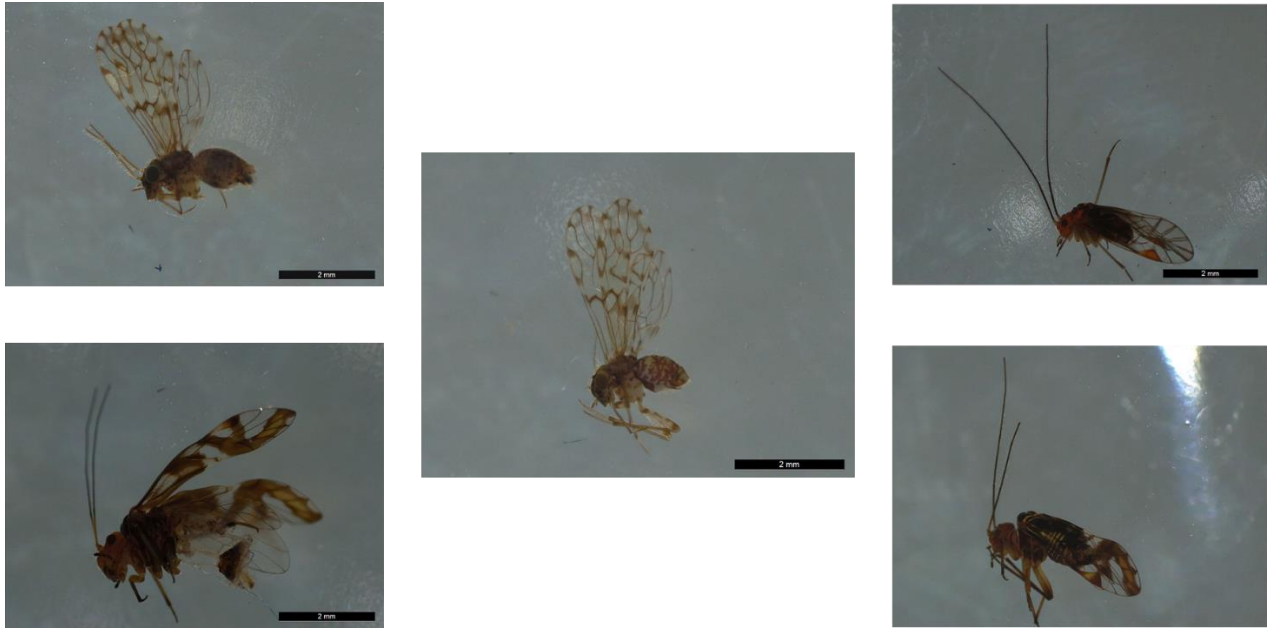


Figura 23: Especímenes de la familia Psocidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.



Figura 24: Especímenes de la familia Ichneumonidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.



Figura 25: Especímenes de la familia Bethylidae colectados en los parches de bosques urbanos de la Ciudad de Panamá.