

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v72i1.56199>

## Invertebrados como bioindicadores de perturbación en la Reserva de Biosfera del Manu

Javier Amaru-Castelo<sup>1,2\*</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-7843-3146>

Luis Antonio Echevarria-Macassi<sup>1,3</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-2349-0001>

Edgar Luis Marquina-Montesinos<sup>1,4</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-9778-3360>

Carolina Milagros Herrera-Huayhua<sup>1,5</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-1209-3684>

Benita Bautista-Challco<sup>1,4</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-8260-3416>

1. Crees Foundation for Manu, Fundo Mascoitania S/N, CP.17800, Madre de Dios, Perú; [jamarucastelo@gmail.com](mailto:jamarucastelo@gmail.com) (\*Correspondencia), [72697819@continental.edu.pe](mailto:72697819@continental.edu.pe), [emarquina@crees-manu.org](mailto:emarquina@crees-manu.org), [cherrera@unsa.edu.pe](mailto:cherrera@unsa.edu.pe), [154899@unsaac.edu.pe](mailto:154899@unsaac.edu.pe)
2. División Entomología, Museo de La Plata, Universidad Nacional de la Plata, CONICET, Paseo del Bosque s/n B1900 FWA, La Plata, Buenos Aires.
3. Professional Academic School of Environmental Engineering, Universidad Continental, Cp. 12001, Huancayo, Perú.
4. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, Av. De la Cultura 773, Cp. 08001, Cusco, Perú.
5. Universidad de San Agustín, Calle Santa Catalina 117, Cp. 04000, Arequipa, Perú.

Recibido 15-VIII-2023. Corregido 15-II-2024. Aceptado 19-VI-2024.

### ABSTRACT

#### Invertebrates as disturbance bioindicators in the Manu Biosphere Reserve

**Introduction:** Bioindicator monitoring is a crucial conservation strategy within natural protected areas. Various taxonomic groups have been investigated as bioindicators due to their distinctive attributes, including ease of sampling, differential responses to disturbances, associations with species richness, and accessible taxonomy.

**Objective:** To compare the potential of four taxa (Chilopoda, Scarabaeidae, Carabidae, and Pompilidae) as environmental bioindicators, considering their ease of collection, presence of changes in community composition due to disturbances, including species with preferences for disturbed or conserved areas; and to correlate their diversity with the diversity of other taxa.

**Methods:** The study was conducted at the Manu Learning Centre Biological Station in the Manu Biosphere Reserve, which comprises three areas along a disturbance gradient. Specimens were collected using pitfall traps, yellow pan traps, Malaise traps, and monoliths from May to June in 2021. Ease of collection was measured in terms of richness and abundance; changes in the community composition were assessed using similarity analysis, non-metric multidimensional scaling, and beta diversity partitioning; presence of species with preferences was analyzed using correspondence analysis and G. Williams' goodness-of-fit test; and diversity correlation using the Spearman index.

**Results:** Among the taxa investigated, Scarabaeidae and Pompilidae were the easiest to collect. Changes in composition were observed in all taxa but were significant only in Chilopoda and Scarabaeidae. All taxa exhibited species with preferences for disturbed and undisturbed environments. There was a high correlation in diversities among Carabidae, Scarabaeidae, and Chilopoda.



**Conclusions:** Our findings underscore the diverse responses exhibited by taxa along a disturbance gradient. Notably, Scarabaeidae and Chilopoda emerged as particularly robust bioindicators within the studied ecosystem.

**Key words:** conservation; wasps; chilopods; beetles; ecology.

## RESUMEN

**Introducción:** El monitoreo de bioindicadores es una herramienta importante para la conservación de áreas naturales protegidas. Diferentes grupos taxonómicos fueron estudiados como bioindicadores por presentar: facilidad de muestreo, respuestas variadas a la perturbación, riqueza asociada a otras especies, y taxonomía accesible.

**Objetivo:** Comparar el potencial de cuatro taxones (Chilopoda, Scarabaeidae, Carabidae y Pompilidae) como bioindicadores ambientales, tomando en cuenta su facilidad de recolección, presencia de cambios en la composición de sus comunidades por perturbaciones, presencia de especies con preferencia por áreas perturbadas o conservadas; y diversidad correlacionada con la diversidad de los otros taxones.

**Métodos:** El trabajo se realizó en la estación Biológica Manu Learning Centre en la Reserva de Biosfera del Manu, que comprende tres áreas en un gradiente de perturbación. Los ejemplares fueron recolectados con trampas *pit-fall*, bandejas amarillas, trampas Malaise y monolitos, de mayo a diciembre del 2021. La facilidad de recolección se midió en términos de riqueza y abundancia; los cambios en la composición de sus comunidades mediante el análisis de similitud, escalamiento no métrico multidimensional, y partición de la diversidad beta; presencia de especies con preferencia con el análisis de correspondencia y el ajuste de bondad G de Williams; y finalmente la correlación de las diversidades con el índice de Spearman.

**Resultados:** De los taxones estudiados, las de más fácil recolección fueron Scarabaeidae y Pompilidae. Existen cambios en la composición en todos los taxones, pero son importantes solo en Chilopoda y Scarabaeidae. En todos los taxones hay especies con preferencia por ambientes perturbados y no perturbados. Existe una alta correlación de las diversidades de Carabidae, Scarabaeidae y Chilopoda.

**Conclusiones:** Todos los grupos responden de diferente forma a los gradientes de perturbación, Scarabaeidae y Chilopoda fueron los que tuvieron mejores características para ser considerados buenos bioindicadores.

**Palabras clave:** conservación; avispas; chilopodos; escarabajos; ecología.

## INTRODUCCIÓN

Los andes tropicales, uno de los *hotspot* más importantes en el mundo, se extiende a lo largo del territorio peruano, conservando altos niveles de diversidad biológica y endemismos (Myers et al., 2000). La conservación de los andes tropicales en el Perú, se garantiza a través de áreas naturales protegidas (ANPs), gestionadas por el Servicio Nacional de Áreas Protegidas (SERNANP, 2016). Contiguo a las ANPs se establecieron zonas de amortiguamiento donde se realizan actividades de producción agrícola, agropecuaria, pesquería, tala, caza y minería (SERNANP, 2016). Muchas de estas actividades perjudican la conservación, reduciendo la conectividad entre fragmentos (Fischer & Lindenmayer, 2007). La conectividad entre ANPs mediante corredores biológicos asegura la resiliencia frente a los efectos del aislamiento de

las poblaciones y la consecuente pérdida de la biodiversidad (Rosenberg et al., 1997).

Una de las ANPs más emblemáticas en el Perú es el Parque Nacional del Manu caracterizado por su gran diversidad biológica, albergando 222 especies de mamíferos (Patterson et al., 2006); 1 003, de aves (Patterson et al., 2006); 132, de reptiles (Catenazzi et al., 2013); 155, de anfibios (Catenazzi et al., 2013). Con respecto a la riqueza de invertebrados presentes en el parque, es difícil saber el número exacto debido a los escasos estudios taxonómicos de muchos grupos, aunque se sabe que en algunos taxones ampliamente estudiados (mariposas y escarabajos) superan a otras regiones, con cerca de 40 000 especies en una sola hectárea (Aguilar et al., 1995; Dourojeanni, 2019). Toda esta diversidad es afectada por actividades antropogénicas que se realizan en zonas aledañas al parque, como la agricultura, el incremento de infraestructura

vial, el turismo y el crecimiento de centros poblados (Gallice et al., 2019).

El efecto de estas amenazas sobre la diversidad fue estudiado a diferentes escalas geográficas y con diferentes taxones (Andersson, et al., 2017; Duelli, et al., 1999; Salas-Lopez, et al., 2017; Whitworth et al., 2016). Para establecer criterios de conservación adecuados y prevenir la disminución de la biodiversidad se utilizan diversas herramientas, como el monitoreo de bioindicadores (Niemelä, 2000). Los bioindicadores son: taxones, grupos funcionales, recursos naturales o procesos que reflejan un cambio en el ambiente o la diversidad de otros grupos (Chowdhury et al., 2023; Gerlach et al., 2013; Niemelä, 2000; Parmar et al., 2016).

Los bioindicadores se clasifican como ambientales (si tienen una respuesta predecible a una perturbación), ecológicos (si demuestran el efecto de la perturbación), de biodiversidad (si su diversidad se correlaciona con otros grupos) y de impacto (si son recursos y procesos afectados por la perturbación) (Niemelä, 2000). La presencia, ausencia, cambio en morfología, fisiología y comportamiento de los bioindicadores ambientales o ecológicos, reflejan la alteración en variables físicas, químicas o fisicoquímicas; por lo que son valiosas herramientas para detectar cambios en el ambiente (Gerhardt, 2002; Gerlach et al., 2013).

Los taxones que son considerados buenos bioindicadores son fáciles de muestrear siguiendo una metodología estandarizada; ofrecen respuestas tempranas a impactos ambientales; se establecen en una amplia escala de perturbación y hábitats con variadas respuestas; su riqueza está asociada con la riqueza de otras especies y a la presencia de especies raras; presentan diferencias en su frecuencia dependiendo de las condiciones ambientales donde son monitoreados; y tienen una clasificación conocida y muy estudiada (Carignan & Villard, 2002; Spector, 2006). Diferentes taxones fueron usados como bioindicadores, entre los que se tienen plantas (Gómez-Ruiz et al., 2016; Kumar & Ram, 2005; Pradesh et al., 2003); mamíferos (Lira-Torres, 2006); escarabajos (Castro et al., 2017; Granados et al., 2010; Niemelä,

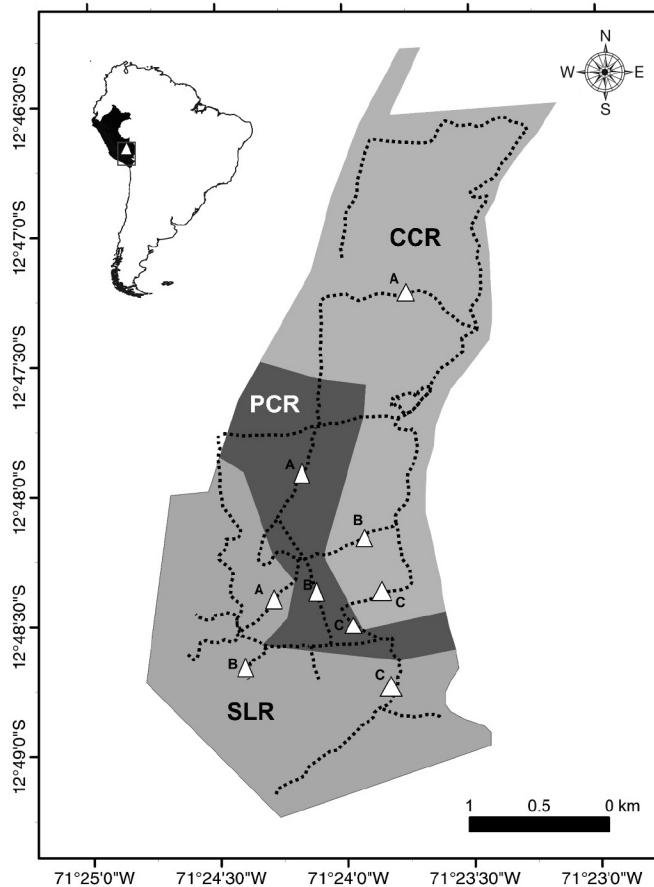
2000; Niemelä, 2001; Spector, 2006); mariposas (Whitworth et al., 2016); avispas (Amaru-Castelo & Marquina-Montesinos, 2023); libélulas (Cuellar-Cardozo et al., 2020); arañas (Mei et al., 2023) y ciempiés (García-Ruiz, 2003). De todos estos taxones, los más estudiados son los invertebrados (Carignan & Villard, 2002; Spector, 2006). Muchas veces se debe elegir algunos taxones como bioindicadores seleccionando a aquellos que presenten mejores características, porque es imposible medir y estudiar todos los taxones de una región, en especial en áreas de alta diversidad como en el Parque Nacional del Manu (Carignan & Villard, 2002; Dourojeanni, 2019).

El objetivo del presente trabajo fue comparar el potencial que presentan cuatro taxones diferentes (Chilopoda, Scarabaeidae, Carabidae, Pompilidae) como bioindicadores ecológicos y de biodiversidad tomando en consideración cuatro factores: facilidad de recolección en términos de riqueza y abundancia en el estudio; cambio en la composición de sus comunidades debido a perturbaciones; presencia de especies con una marcada preferencia a un grado de perturbación y diversidad correlacionada con la diversidad de otros taxones.

## MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El estudio se llevó a cabo en la Estación Biológica Manu Learning Centre (MLC) (71°23'2" W & 12°47'21" S) (Fig. 1). Localizada en la zona de amortiguamiento del Parque Nacional del Manu, distrito y provincia de Manu, departamento de Madre de Dios, Perú. Entre los 450 y 750 m.s.n.m. Su temperatura máxima oscila entre 25 a 29 °C, la mínima entre 11 y 17 °C; con precipitaciones anuales de 1 200 a 3 000 mm y dos temporadas marcadas: época de secas entre mayo-septiembre, y temporada de lluvias entre octubre-abril (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú [SENAMHI], 2020).

MLC cuenta con un área total de 643 ha destinadas a la investigación. Su área se divide en tres bosques con diferente grado de perturbación: 1) El bosque menos perturbado (SLR),



**Fig. 1.** Puntos de recolección en la estación biológica Manu Learning Centre en la Reserva de biosfera del Manu, Perú, con sus tres tipos de bosque. CCR. bosque completamente clareado en regeneración. PCR. Bosque parcialmente clareado ahora en regeneración. SLR. Bosque selectivamente talado ahora en regeneración. A, B C. Puntos de recolección. / **Fig. 1.** Collection points at Manu Learning Center biological station at Manu Biosphere Reserve, Perú, showing the three types of forest. CCR. completely cleared forest in regeneration. PCR. Partially cleared forest now regenerating. SLR. Selectively logged forest now regenerating. A, B C. Collection points.

que corresponde a un bosque selectivamente talado hasta el año 1990 y ahora en regeneración con una extensión de 167 ha dominado por fabáceas, meliáceas y moráceas; 2) El bosque de mediana perturbación (PCR), que corresponde a un bosque que fue parcialmente clareado debido a actividades de agricultura a pequeña escala y tala selectiva hasta 1980, y ahora se encuentra en regeneración con una extensión de 183 ha dominado por lauráceas, urticáceas y arecáceas; 3) El bosque más perturbado (CCR), que corresponde a un área que fue completamente clareada debido a actividades

de agricultura a gran escala que duraron hasta 1970 y actualmente se encuentra en regeneración dominado por urticáceas, melastomatáceas y rubiáceas.

**Metodología de campo:** Para el presente trabajo se usaron monolitos de suelo, trampas de caída (*pitfall* y trampas de bandejas amarillas) y trampas Malaise siguiendo las propuestas de Más-Martínez et al. (2011) y Márquez (2005). En el área de estudio se seleccionaron tres rutas cuya extensión abarca los tres tipos de bosque. En cada ruta se seleccionaron tres

puntos de recolecta para cada tipo de bosque (A, B, C). Haciendo un total de nueve puntos de muestreo (Fig. 1). Los muestreos se realizaron de mayo a diciembre 2021.

En cada punto de muestreo se colocaron 10 trampas de caída *Pitfall*, dispuestas 10 metros entre sí en un transecto de 100 m lineales. Las trampas *Pitfall* consistieron en vasos de polietileno de 16 cm de alto por 12 cm de ancho, que quedaron enterrados al mismo nivel del suelo. Las trampas contenían 200 ml de agua con jabón para romper la tensión superficial (Márquez, 2005). De manera similar, se instalaron las 10 bandejas amarillas dispuestas cada 10 metros. Las trampas de bandejas amarillas estaban llenas con agua al 50 % de su capacidad más jabón para romper la tensión superficial. Ambas trampas fueron revisadas cada 24 h durante 6 días seguidos, dos semanas intercaladas por mes.

En paralelo, se realizaron búsquedas activas en cinco monolitos de suelo, que es una herramienta apropiada para la investigación de fauna edáfica, en especial de Chilopodos, que son difícilmente muestreados con otras metodologías (Anderson & Ingram, 1993). Están constituidos por cuadrados de 30 cm x 30 cm y 9 cm de profundidad donde se realizó una búsqueda aleatoria, con duración de 20 min para cada monolito. Finalmente, en la parte más alejada a la vía de acceso, se instaló una trampa Malaise. Las trampas Malaise se revisaban semanalmente, dos veces por mes.

#### Montaje de ejemplares e identificación:

El material biológico recolectado fue preservado en alcohol al 70 %. De todas las muestras se seleccionaron cuatro taxones: Chilopoda, Pompilidae, Scarabaeidae y Carabidae. Los ejemplares se identificaron mediante claves taxonómicas, comparaciones con muestras de referencias de la colección de Crees Foundation for Manu y algunas descripciones. Los especímenes de clase Chilopoda fueron identificados usando las claves taxonómicas de Bonato et al. (2010), Cupul-Magaña y Flores-Guerrero (2016), Cupul-Magaña (2011), Cupul-Magaña (2014); los de la familia Scarabaeidae con las

claves de Edmonds y Zidek (2004), Edmonds y Zidek (2010), Edmonds y Zidek (2012), Génier, (1996), Génier, (2009), Vaz-De-Mello et al. (2011), Génier (2012), González-Alvarado y Vaz-De-Mello, (2014), Silva et al. (2015), y Silva y Valois (2019); los Carabidae con las claves de Erwin (1991), Noonan (1981a), Noonan (1981b), Pearson (1984), Reichardt (1967), Reichardt (1977), Rivalier (1969), Roig-Juñet y Dominguez (2001), Straneo (1979); los Pompilidae con las claves de Banks (1946), Banks (1947), Evans (1965), Evans (1966), Evans (1969), Evans (1973), Fernández (2000), Fernández (2006), y Roig-Alsina (1984). Los especímenes montados e identificados fueron depositados en el laboratorio de Crees Foundation for Manu.

**Análisis de datos:** Los datos fueron recolectados con Epicollect5, luego fueron procesados usando el lenguaje de programación python 3.10\* (Van Rossum & Drake, 2009) y R 4.2.1\* (Rstudio Team, 2015), en el entorno de desarrollo integrado Jupyter notebook 6.5.4\* y Rstudio 1.4.1\*. Para los análisis estadísticos y gráficos se utilizaron los paquetes EcoPy 0.1.2.2 (Lemoine & Gregory, 2015), Numpy 1.23.0 (Harris et al., 2020), Matplotlib 3.5.3 (Hunter, 2007), geopandas 0.13.2 (Jordahl et al., 2020), Betapart 1.5.6 (Baselga & Orme, 2012), Scipy 1.11.1 (Virtanen et al., 2020). Los análisis estadísticos se realizaron según las sugerencias de Legendre y Legendre (1983) y McDonald (2014).

Para conocer cuál especie presenta mayor facilidad de recolección se aplicaron dos medidas de diversidad: el número de especies de cada taxón (riqueza específica) y la abundancia.

Para observar si la composición de sus comunidades cambia de un bosque a otro se utilizaron el escalamiento no métrico multidimensional (NMDS), el análisis de similitud (ANOSIM) y partición de la diversidad beta de Bray-Curtis. El NMDS es un método de ordenación que nos permite la visualización de sitios de recolecta (objetos) en un gráfico de pocas dimensiones para observar si forman un grupo definido de la misma clase usando cualquier medida de distancia, en este caso la



de Bray-Curtis (Legendre & Legendre, 1983). El ANOSIM es una prueba no paramétrica multidimensional que mide si las diferencias entre grupos son estadísticamente significativas y es usado generalmente como complemento al NMDS (Legendre & Legendre, 1983). La partición de la diversidad beta, permite dividir la medida de la distancia de Bray-Curtis en 2 componentes: variación balanceada y variación en gradientes (Baselga, 2013; Baselga, 2017). La variación balanceada (B-bal) se da por cambios en la composición de la comunidad y la variación en gradientes (B-gra) por reducción en la riqueza y abundancia de las poblaciones en la comunidad (Baselga, 2013; Baselga, 2017).

Para ver la presencia de especies con una marcada preferencia a un grado de perturbación se realizó un análisis de correspondencia y Pruebas de bondad de ajuste de G de Williams. El análisis de correspondencia es un método de ordenación que permite asociar cada tipo de bosque con una especie, en este caso se realizó el análisis con el escalamiento del tipo I (Legendre & Legendre, 1983). Las pruebas de bondad

de ajuste nos permiten comparar si las proporciones observadas son similares a las proporciones esperadas, en el estudio se esperaba que una especie que no tiene preferencia a un grado de perturbación tenga igual abundancia en los tres tipos de bosque (McDonald, 2014).

Finalmente, para ver si existe correlación entre las diversidades de los taxones, se calculó el primer número de Hill en los nueve puntos de recolecta. Se usó el primer número de Hill porque confiere similar peso a las especies raras y comunes, siendo equivalente a el índice de entropía de Shannon (Hill, 1973). Luego se calculó la medida de correlación de Spearman entre los 4 taxones estudiados.

## RESULTADOS

### Clase Chilopoda (Fig. 2A, Fig. 2B):

Se recolectó 217 individuos de 15 especies (Tabla 1). La especie más recolectada fue *Geophilus* sp.1. con 104 individuos (47.92 %), seguida de *Rhysida celeris* con 25 individuos. Se

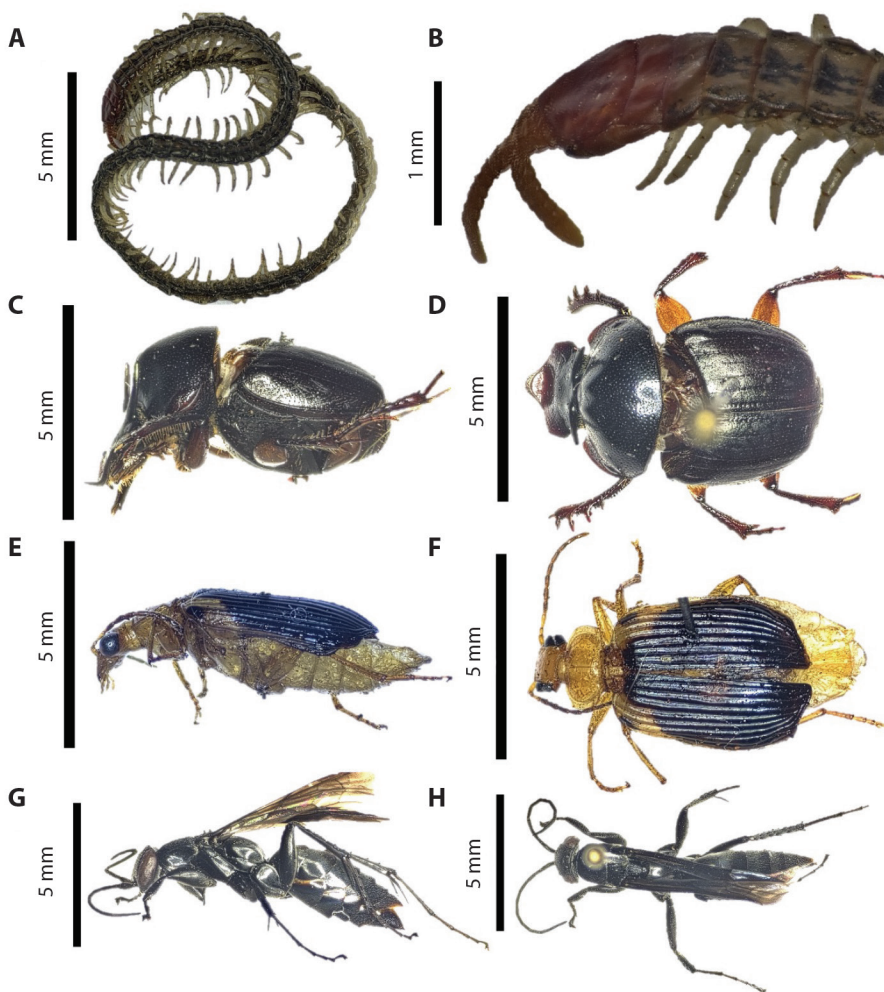
**Tabla 1**

Conteo de chilopodos recolectadas por tipo de bosque mostrando el ajuste de bondad y sus preferencias. / **Table 1.** Count of chilopods collected by forest type showing goodness of fit and their preferences.

CHILOPODA	CCR	PCR	SLR	Pref.	G	P
<i>Cryptops</i> sp.1	4	0	14	SLR	20.481	< 0.05
<i>Geophilus</i> sp.1	31	21	52	SLR	14.185	< 0.05
<i>Newportia</i> sp.1	1	0	0	*	*	*
<i>Newportia longitarsis</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Newportia</i> sp.2	0	0	1	*	*	*
<i>Newportia weyrauchi</i>	1	1	8	SLR	9.192	< 0.05
<i>Orphaneus brevilabiatus</i>	14	0	0	CCR	30.761	< 0.05
<i>Otostigmus amazonae</i>	6	7	3	PCR	1.768	< 0.05
<i>Otostigmus pococki</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Otostigmus scabricauda</i>	1	4	7	SLR	5.062	< 0.05
<i>Otostigmus</i> sp.1	0	0	1	*	*	*
<i>Rhysida celeris</i>	6	8	11	SLR	1.513	< 0.05
<i>Scolopendra galapagoensis</i>	1	1	1	*	*	*
<i>Scolopocryptops ferrugineus</i>	1	1	1	*	*	*
<i>Lithobius</i> sp.1	0	3	4	SLR	5.820	< 0.05
<b>Total</b>	66	47	104			

CCR: Bosque completamente clareado; PCR; Bosque parcialmente clareado; SLR: Bosque selectivamente talado; G: Ajuste G de Williams; P: Significancia del ajuste; Pref. Preferencias; \* especies raras. / CCR. completely cleared forest; PCR: Forest partly cleared; SLR: Selectively logged forest; G: Williams G goodness of fit; P. significance; Pref. Preferences; \* rare species.



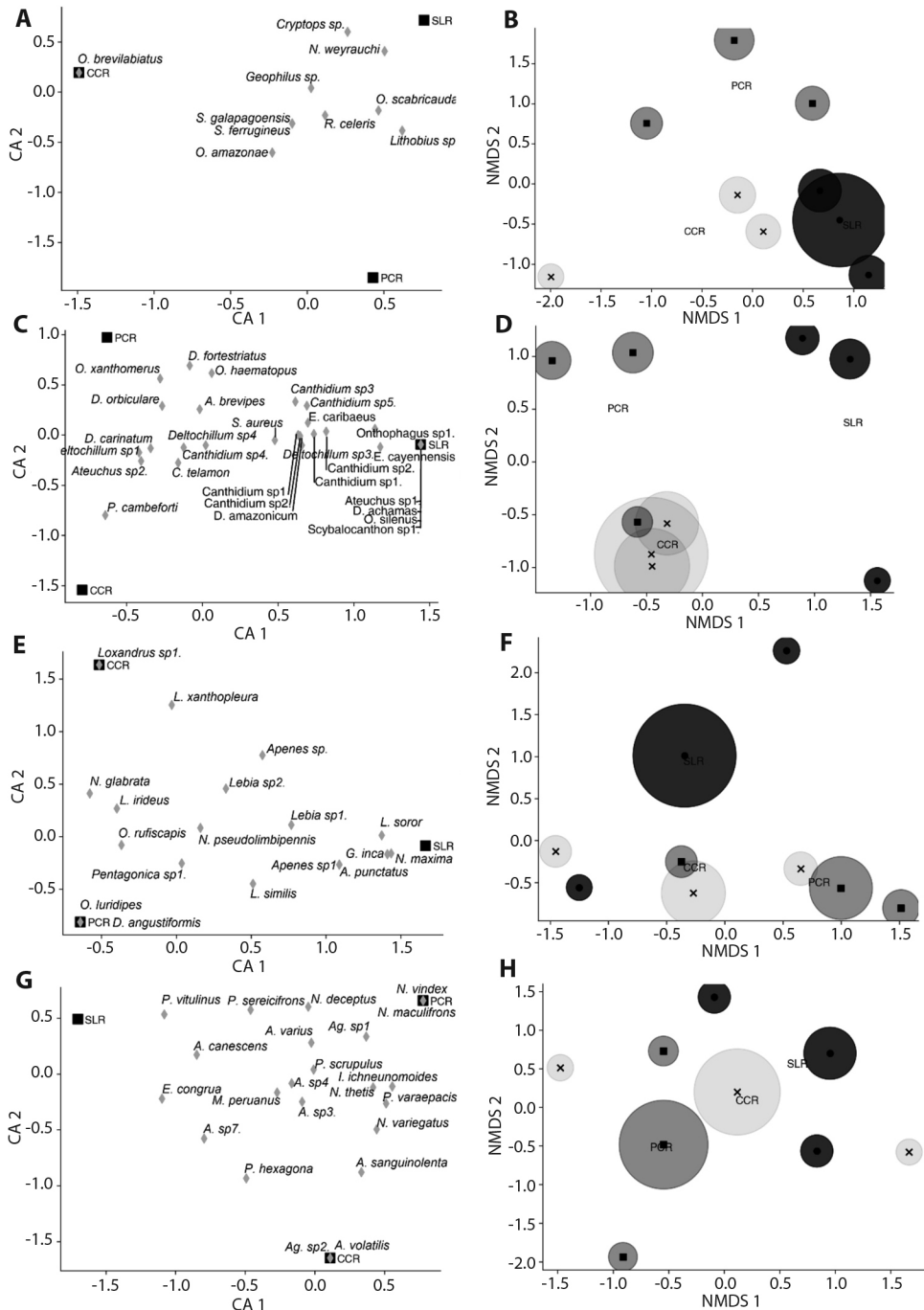


**Fig. 2.** Ejemplos de taxones estudiados. Chilopoda, **A.** Cuerpo de *Orphanaeus brevilabiatus*, **B.** Región cefálica de *Orphanaeus brevilabiatus*. Scarabaeidae, **C.** Vista lateral de *Onthophagus xanthomerus*, **D.** Vista dorsal de *Onthophagus xanthomerus*. Carabidae, **E.** Vista lateral de *Lebia xanthopleura*, **F.** Vista dorsal de *Lebia xanthopleura*. Pompilidae, **G.** Vista lateral de *Aporus canescens*, **H.** Vista dorsal de *Aporus canescens*. / **Fig. 2.** Examples of taxa studied. Chilopoda, **A.** Body of *Orphanaeus brevilabiatus*, **B.** Head region of *Orphanaeus brevilabiatus*. Scarabaeidae, **C.** Lateral view of *Onthophagus xanthomerus*, **D.** Dorsal view of *Onthophagus xanthomerus*. Carabidae, **E.** Lateral view of *Lebia xanthopleura*, **F.** Dorsal view of *Lebia xanthopleura*. Pompilidae, **G.** Lateral view of *Aporus canescens*, **H.** Dorsal view of *Aporus canescens*.

recolectó un solo individuo de cinco especies. En general, se recolectaron más individuos en el bosque SLR (104), seguida de CCR (66) y finalmente PCR (47). Se registró una especie exclusivamente en CCR; una en PCR; y tres en SLR.

Según el ANOSIM, se obtuvo diferencias estadísticas significativas en los tres tipos de bosque con  $R = 0.424$  y  $P < 0.001$ . Estas diferencias se observaron también gráficamente en el

NMDS (Fig. 3B), en donde se observó una separación clara entre los tres tipos de bosque con solo una pequeña cercanía entre SLR y CCR. La diversidad beta se da principalmente por variación balanceada (B-bal) (53.25 %), aunque también se detecta variación en gradientes (46.75 %) (B-gra) (Tabla 2). Al comparar de dos en dos esta tendencia se mantiene en CCR-PCR y CCR-SLR, y cambia a una predominancia de



**Fig. 3.** A. análisis de correspondencia de Chilopoda, B. NMDS de Chilopoda, C. análisis de correspondencia de Scarabaeidae, D. NMDS de Scarabaeidae, E. análisis de correspondencia de Carabidae, F. NMDS de carabidae, G. análisis de correspondencia de Pompilidae, H. NMDS de Pompilidae. / **Fig. 3.** A. Chilopoda correspondence analysis, B. Chilopoda NMDS, C. Scarabaeidae correspondence analysis, D. Scarabaeidae NMDS, E. Carabidae correspondence analysis, F. Carabidae NMDS, G. Pompilidae correspondence analysis, H. Pompilidae NMDS.



variación por gradientes en PCR-SLR (Tabla 2). Esto nos indica que la composición de especies de chilopodos cambia al pasar del bosque más perturbado (CCR) a los de mediana y baja perturbación (PCR-SLR). De esa manera, la variación entre PCR y SLR se da sólo por una reducción en la abundancia y riqueza.

En el análisis de correspondencia (Fig. 3A), se puede observar que una especie presenta preferencia por el bosque más perturbado (CCR); seis especies por el bosque menos perturbado (SLR); una especie por el bosque de mediana perturbación (SLR); y siete especies que presentan muy pocos registros para poder hacer deducciones ( $< 4$ ). Estas preferencias fueron estadísticamente significativas mediante el ajuste de bondad en todas las especies menos las que son consideradas raras (Tabla 1).

#### Familia Scarabaeidae (Fig. 2C, Fig. 2D):

Se recolectó 2 430 individuos de 31 especies (Tabla 3). La especie más recolectada fue *Onthophagus xanthomerus* con 431 individuos

(17.73 %), seguida de *Coprophaneus telamon* con 346 individuos. Se recolectaron un solo individuo de cuatro especies. En general se recolectaron más individuos en el bosque PCR (1 038), seguida de SLR (787) y finalmente CCR (605). Se registró dos especies exclusivamente en PCR y seis en SLR.

Según el ANOSIM, no se detectó diferencias en los tres tipos de bosque con  $R = 0.3$  y  $P > 0.05$ . Esto se observa también gráficamente mediante el NMDS (l. 3D), en donde existe una gran intersección entre CCR y PCR; pero si se puede notar una separación clara de ambos con respecto a SLR. La composición de las especies cambia de un tipo de bosque a otro con el 69.72 % de diversidad beta debida a variación balanceada (B-bal) (Tabla 2). Al comparar de dos en dos esta tendencia cambia a una variación por gradientes en CCR-PCR; y se mantiene al comparar el bosque menos perturbado (SLR) con los otros dos tipos de bosque (Tabla 2). Esto nos indica que la composición de Scarabaeidae cambia al pasar por el bosque menos

**Tabla 2**

Análisis de partición de la diversidad beta por taxones. / **Table 2.** Partition analysis of beta diversity by taxa

		B-bal	Bal %	B-gra	Gra %	B-total
Chilopoda	CCR-PCR	0.2128	61.6476	0.1324	38.3524	0.3451
	PCR-SLR	0.1064	23.9759	0.3373	76.0241	0.4437
	CCR-SLR	0.2727	62.6536	0.1626	37.3464	0.4353
	General	0.2619	53.2540	0.2299	46.7460	0.4918
Scarabaeidae	CCR-PCR	0.0463	15.5500	0.2513	84.4500	0.2976
	PCR-SLR	0.3520	79.7943	0.0891	20.2057	0.4411
	CCR-SLR	0.3702	81.8072	0.0823	18.1928	0.4526
	General	0.3274	69.7238	0.1421	30.2762	0.4695
Carabidae	CCR-PCR	0.1489	35.9819	0.2650	64.0181	0.4139
	PCR-SLR	0.6078	84.9771	0.1075	15.0229	0.7153
	CCR-SLR	0.5851	97.1872	0.0169	2.8128	0.6020
	General	0.5097	80.7069	0.1219	19.2931	0.6316
Pompilidae	CCR-PCR	0.3478	66.8896	0.1722	33.1104	0.5200
	PCR-SLR	0.4250	69.2808	0.1884	30.7192	0.6134
	CCR-SLR	0.5000	93.4783	0.0349	6.5217	0.5349
	General	0.4862	78.2210	0.1354	21.7790	0.6216

B-bal. Índice de diversidad beta balanceada, Bal %. Porcentaje de diversidad beta balanceada, B.gra. Índice de diversidad beta por gradientes, gra %. Porcentaje de diversidad beta por gradientes, B-total. Índice de diversidad beta de Bray Curtis. / B-bal. Balanced beta diversity index, Bal %. Percentage of balanced beta diversity, B.gra. Beta diversity index by gradients, gra%. Percentage of beta diversity by gradients, B-total. Bray Curtis beta diversity index.

**Tabla 3**

Conteo de Scarabaeidae recolectadas por tipo de bosque mostrando el ajuste de bondad y sus preferencias. / **Table 3.** Count of Scarabaeidae collected by forest type showing goodness of fit and their preferences.

SCARABAEIDAE	CCR	PCR	SLR	Pref.	G	P
<i>Anomiopus brevipes</i>	2	7	4	PCR	2.981	0.23
<i>Ateuchus</i> sp.1	0	0	6	SLR	13.183	< 0.05
<i>Ateuchus</i> sp.2	3	3	1	No	1.321	0.52
<i>Canthidium</i> sp.1	3	7	20	SLR	15.509	< 0.05
<i>Canthidium</i> sp.2	2	6	19	SLR	17.512	< 0.05
<i>Canthidium</i> sp.3	0	4	6	SLR	8.512	< 0.05
<i>Canthidium</i> sp.4	37	47	31	PCR	3.375	0.19
<i>Canthidium</i> sp.5	0	4	7	SLR	9.749	< 0.05
<i>Coprophaneus telamon</i>	134	123	89	CCR	9.900	< 0.05
<i>Deltochillum achamas</i>	0	0	14	SLR	30.761	< 0.05
<i>Deltochillum amazonicum</i>	1	2	5	SLR	3.174	0.21
<i>Deltochillum carinatum</i>	103	130	47	PCR	41.968	< 0.05
<i>Deltochillum orbiculare</i>	4	13	4	PCR	7.141	< 0.05
<i>Deltochillum</i> sp.1	134	157	45	PCR	72.051	< 0.05
<i>Deltochillum</i> sp.2	12	25	60	SLR	37.540	< 0.05
<i>Deltochillum</i> sp.3	19	25	76	SLR	45.773	< 0.05
<i>Deltochillum</i> sp.4	48	64	57	PCR	2.305	0.32
<i>Dichotomius fortetriatus</i>	0	14	5	PCR	19.847	< 0.05
<i>Dichotomius mamilatus</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Euristerenus cayennensis</i>	1	1	14	SLR	20.326	< 0.05
<i>Eurysternus caribaeus</i>	2	9	20	SLR	17.359	< 0.05
<i>Ontherus raptor</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Onthophagus xanthomerus</i>	38	317	76	PCR	303.890	< 0.05
<i>Onthophagus haematopus</i>	0	2	1	*	*	0.25
<i>Onthophagus</i> sp.1.	0	11	64	SLR	102.259	< 0.05
<i>Oxysternum silenus</i>	0	0	2	*	4.394	0.10
<i>Oxysternum spiniferum</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Phaneus cambeforti</i>	28	11	2	CCR	27.703	< 0.05
<i>Scybalocanthon</i> sp.1	0	0	3	*	6.592	< 0.05
<i>Scybalocanthon aureus</i>	34	54	107	SLR	42.577	< 0.05
<i>Sylvicanthon attenboroughi</i>	0	0	1	*	*	*
<b>Total</b>	<b>605</b>	<b>1 038</b>	<b>787</b>			

CCR. bosque completamente clareado; PCR. Bosque parcialmente clareado; SLR. Bosque selectivamente talado; G. Ajuste G de Williams; P. Significancia del ajuste; Pref. Preferencias; \* especies raras. / CCR. completely cleared forest; PCR. Forest partly cleared; SLR. Selectively logged forest; G. Williams G goodness of fit; P. significance; Pref. Preferences; \* rare species.

perturbado hacia los otros dos (PCR y CCR); y la variación entre CCR y PCR se da solo por una reducción en la abundancia y riqueza.

En el análisis de correspondencia (Fig. 3C), se observó que hay dos especies con una alta preferencia por el bosque más perturbado (CCR); ocho especies con preferencia por el bosque de mediana perturbación (PCR); trece especies con preferencia al menos perturbado

(SLR); una que tiene preferencia por dos o más; y siete especies que son consideradas raras (< 4) (Tabla 3). Estas preferencias se probaron estadísticamente mediante el ajuste de bondad en todas las especies menos en once especies (Tabla 3).

**Familia Carabidae (Fig. 2E y Fig. 2F):** Se recolectó 375 individuos de 26 especies

(Tabla 4). La especie más recolectada fue *Odon-tocheila rufiscapis* con 220, seguido de *Lebia soror* con 38 individuos. Se recolectó un solo individuo de ocho especies. En general, se recolectaron más individuos en el bosque PCR (179), seguida de SLR (102) y finalmente CCR (94). Se registró dos especies exclusivamente en CCR, cuatro en PCR y seis en SLR.

Según el ANOSIM, no se tuvieron diferencias estadísticas en los tres tipos de bosque con  $R = 0.0782$  y  $P > 0.05$ . Esto se observa también gráficamente en el NMDS (Fig. 4F), en donde

no existe una separación clara entre los tres tipos de bosque con grandes intersecciones, aunque SLR es el que se encuentre más separado de los otros dos. La composición de las especies cambia de un tipo de bosque a otro con el 80 % de diversidad beta debido a variación balanceada (B-bal) (Tabla 2). Al comparar de dos en dos, esta tendencia cambió en CCR-PCR a una variación por gradientes; y se mantiene al comparar SLR con los otros dos tipos de bosque. Esto nos indica que la composición de carábidos cambia entre el bosque menos

**Tabla 4**

Conteo de Carabidae recolectadas por tipo de bosque mostrando el ajuste de bondad y sus preferencias. / **Table 4.** Count of Carabidae collected by forest type showing goodness of fit and their preferences.

CARABIDAE	CCR	PCR	SLR	Pref.	G	P
<i>Loxandrus nicki</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Ancystroglossus punctatus</i>	0	1	3	SLR	4.290	0.12
<i>Apenes</i> sp.1	2	0	2	No	3.244	0.20
<i>Distichus angustiformis</i>	0	4	0	PCR	8.789	< 0.05
<i>Euprocinus</i> sp.1	0	1	3	SLR	4.290	0.12
<i>Galerita aequinoctialis</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Galerita inca</i>	0	1	8	SLR	13.496	< 0.05
<i>Harpales</i> sp.	0	1	0	*	*	*
<i>Lebia luteocincta</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Lebia soror</i>	3	2	33	SLR	47.172	< 0.05
<i>Lebia</i> sp.2	2	1	2	No	0.437	0.80
<i>Lebia xanthopleura</i>	7	0	2	PCR	10.240	< 0.05
<i>Lebia</i> sp.1	1	1	3	SLR	1.483	0.48
<i>Loxandrus irideus</i>	5	6	1	PCR	4.324	0.12
<i>Loxandrus similis</i>	0	1	1	*	1.622	0.44
<i>Loxandrus</i> sp.1	2	0	0	*	4.394	0.11
<i>Notiobia glabrata</i>	7	7	0	No	11.353	< 0.05
<i>Notiobia maxima</i>	0	1	9	SLR	15.471	< 0.05
<i>Notiobia pseudolimbipennis</i>	4	6	5	No	0.403	0.82
<i>Odontocheila luridipes</i>	0	3	0	PCR	6.592	< 0.05
<i>Odontocheila rufiscapis</i>	59	138	23	PCR	95.497	< 0.05
<i>Pentacomia</i> sp.1	1	0	0	*	*	*
<i>Pentagonica maculicornis</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Pentagonica</i> sp.1	1	4	2	PCR	2.001	0.37
<i>Pericales</i> sp.1	0	1	0	*	*	*
<i>Scarites</i> sp.1	0	0	1	*	*	*
<b>Total</b>	94	179	102			

CCR. bosque completamente clareado; PCR. Bosque parcialmente clareado; SLR. Bosque selectivamente talado; G. Ajuste G de Williams; P. Significancia del ajuste; Pref. Preferencias; \* especies raras. / CCR. completely cleared forest; PCR. Forest partly cleared; SLR. Selectively logged forest; G. Williams G goodness of fit; P. significance; Pref. Preferences; \* rare species.



perturbado y los otros dos tipos de bosque, y la variación entre CCR y PCR se da solo por una reducción en la abundancia y riqueza.

En el análisis de correspondencia (Fig. 4E), se observó seis especies con preferencia por el bosque de mediana perturbación (PCR); seis por el menos perturbado (SLR); seis que no mostraron una preferencia clara; y once especies se consideraron raras ( $< 4$ ) (Tabla 4). Estas preferencias fueron estadísticamente significativas en solo 8 especies (Tabla 4).

#### **Familia Pompilidae (Fig. 2G, Fig. 2H):**

Se recolectó 165 individuos de 39 especies (Tabla 5). La especie más recolectada fue *Agenniella* sp.1 con 23 individuos (13.93 %), seguida de *Aporus canescens* y *Notocyphus thetis* con 18 individuos cada uno. Se recolectó un solo individuo de 16 especies. En general se recolectaron más individuos en el bosque PCR (79), seguida de CCR (46) y finalmente SLR (40). Se registraron siete especies exclusivamente en CCR, nueve en PCR y cuatro en SLR.

Según el ANOSIM, no se obtuvieron diferencias en los tres tipos de bosque con  $R = 0.128$  y  $P > 0.05$ . Esto se observó también gráficamente en el NMDS (Fig. 4H), en donde no existe una separación clara entre los tres tipos de bosque. La composición de las especies cambia de un tipo de bosque a otro con el 78 % de diversidad beta debida a variación balanceada (B-bal) (Tabla 2). Al comparar de dos en dos esta tendencia se mantiene, siendo mayor en el paso del bosque más perturbado (CCR) al menos perturbado (SLR) con 93.47 % debida a variación balanceada. Esto nos indica que la composición de Pompilidae cambia drásticamente de un tipo de bosque a otro.

En el Análisis de correspondencia (Fig. 3G) se observó que ocho especies presentaban preferencia por el de mediana perturbación (PCR); dos por el menos perturbado (SLR); tres que no mostraron una preferencia clara; y 26 especies son consideradas raras ( $< 4$ ) (Tabla 5). Estas preferencias fueron estadísticamente significativas mediante el ajuste de bondad en solo 5 especies (Tabla 5).

**Comparación de las especies como bio-indicadores:** De los 4 grupos estudiados, se recolectó en mayor cantidad individuos de la familia Scarabaeidae con un amplio margen con respecto a los otros taxones, seguido de Carabidae. El menos recolectado fue Pompilidae. El taxón con más riqueza específica fue Pompilidae con 39 especies, seguido de Scarabaeidae con 31. El de menor riqueza fue Chilopoda con 15 especies. Las especies con registros únicos fue mayor en Pompilidae (16), seguido de Carabidae (8). Trece morfotipos (41.9 %) de la familia Scarabaeidae no se identificaron hasta especie; seis (40 %), de Chilopoda; nueve (34.61 %), de Carabidae; y nueve, (23.07 %) de Pompilidae.

Al observar si la composición de sus comunidades de cada taxón cambia debido a las perturbaciones. Se encontró solo diferencias significativas en el ANOSIM solo en Chilopoda. En el NMDS (Fig. 3B, Fig. 3D, Fig. 3F y Fig. 3H), se observó diferencias en los 3 tipos de bosques en Chilopoda; entre SLR y el resto, en Scarabaeidae; y ninguna diferencia en Carabidae y Pompilidae. En todos los grupos la diversidad beta (Tabla 2) se dió debido a variación balanceada, siendo más notorio en Carabidae (80 %), seguido de Pompilidae (78 %), luego en Scarabaeidae (69.72 %) y finalmente en Chilopoda (53.25 %). La composición en la comunidad de Chilopoda cambia de CCR a PCR-SLR; en Scarabaeidae y Carabidae de SLR a PCR-CCR; y Pompilidae en los tres tipos de bosque.

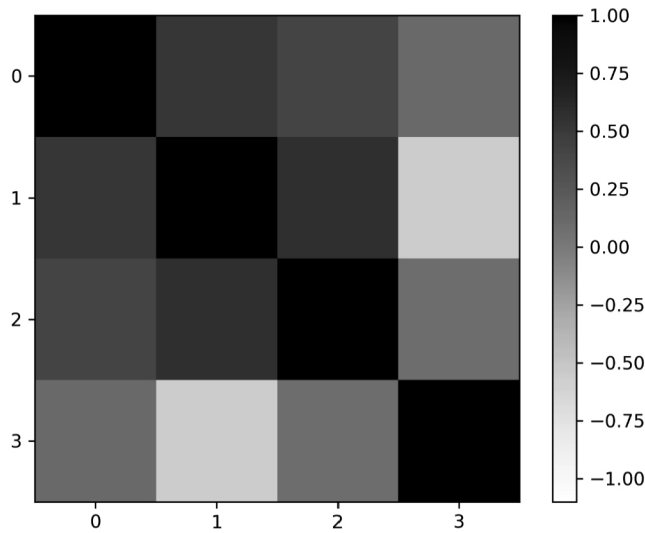
En el análisis de preferencias, se encontró en todos los taxones especies con preferencia a uno de los bosques, siendo el que presenta más especies con preferencia, SLR (28), seguido de PCR (15) y finalmente CCR (siete). Al separarlos por taxones, el orden de los bosques con más preferencias se mantiene en todas a excepción de Pompilidae en donde la mayor preferencia se da en PCR. Al revisar el índice de correlación de Spearman de las diversidades de los taxones en los 9 puntos de muestreos (Fig. 4), se observó una correlación positiva ( $> 0$ ) clara entre Chilopoda, Scarabaeidae y Carabidae, en donde un alto valor observado de la

**Tabla 5**

 Conteo de Carabidae recolectadas por tipo de bosque mostrando el ajuste de bondad y sus preferencias. / **Table 5.** Count of Carabidae collected by forest type showing goodness of fit and their preferences.

POMPILIDAE	CCR	PCR	SLR	Preferencia	G value	P value
<i>Anoplius varius</i>	1	4	2	PCR	2.001	0.37
<i>Ageniella</i> sp.5	1	0	0	*	*	*
<i>Ageniella caerulea</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Ageniella moesta</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Ageniella</i> sp.1	3	17	3	PCR	15.816	< 0.05
<i>Ageniella</i> sp.2	2	0	0	*	4.394	0.11
<i>Ageniella</i> sp.3	3	3	2	No	0.263	0.88
<i>Ageniella</i> sp.4	3	4	3	No	0.194	0.91
<i>Ageniella</i> sp.6	1	0	0	*	*	*
<i>Ageniella</i> sp.7	1	0	1	*	1.622	0.44
<i>Ageniella volatilis</i>	3	0	0	*	6.592	< 0.05
<i>Ageniella. sanguinolenta</i>	2	1	0	*	2.773	0.25
<i>Anoplius</i> sp.1	1	0	0	*	*	*
<i>Aplochaes imitator</i>	1	2	0	*	2.773	0.25
<i>Aporus canescens</i>	3	4	11	SLR	5.932	< 0.05
<i>Auplopus</i> sp.2	1	0	0	*	*	*
<i>Caliadurgus modesta</i>	1	0	0	*	*	*
<i>Ceropales</i> sp.	0	1	0	*	*	*
<i>Eragenia congrua</i>	1	0	2	*	2.773	0.25
<i>Irenangelus ichneumoides</i>	2	4	0	PCR	5.545	0.06
<i>Minagenia peruanus</i>	2	2	2	No	0.000	1.00
<i>Notocyphus maculifrons</i>	0	3	0	*	6.592	< 0.05
<i>Notocyphus brevicornis</i>	0	0	1	rara	*	*
<i>Notocyphus deceptus</i>	0	4	2	PCR	5.545	0.06
<i>Notocyphus nigrinus</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Notocyphus nubilipennis</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Notocyphus pallidipennis</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Notocyphus thetis</i>	6	11	1	PCR	9.751	< 0.05
<i>Notocyphus tyrannicus</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Notocyphus variegatus</i>	1	1	0	*	1.622	0.44
<i>Notocyphus vindex</i>	0	4	0	PCR	8.789	< 0.05
<i>Pompilocalthus potty</i>	0	1	0	*	*	*
<i>Priochilus formosus</i>	0	0	1	*	*	*
<i>Priochilus opacifrons</i>	1	0	0	*	*	*
<i>Priochilus scrupulus</i>	2	4	2	PCR	0.942	0.62
<i>Priochilus sericeifrons</i>	0	1	1	*	1.622	0.44
<i>Priochilus varaepacis</i>	2	3	0	PCR	4.256	0.12
<i>Priochilus vitulinus</i>	0	1	3	SLR	4.290	0.12
<i>Priocnemella hexagona</i>	2	0	1	*	2.773	0.25
<b>Total</b>	<b>46</b>	<b>79</b>	<b>40</b>			

CCR. bosque completamente clareado; PCR. Bosque parcialmente clareado; SLR. Bosque selectivamente talado; G. Ajuste G de Williams; P. Significancia del ajuste; Pref. Preferencias; \* especies raras. / CCR. completely cleared forest; PCR. Forest partly cleared; SLR. Selectively logged forest; G. Williams G goodness of fit; P. significance; Pref. Preferences; \* rare species.



**Fig. 4.** Mapa de calor usando índice de correlación de Spearman entre las diversidades de los taxones de estudio. 0. Chilopoda, 1. Scarabaeidae, 2. Carabidae, 3. Pompilidae. / **Fig. 4.** Spearman correlation index heat map between the diversities of the study taxa. 0. Chilopoda, 1. Scarabaeidae, 2. Carabidae, 3. Pompilidae.

diversidad corresponde a también un alto valor en los otros grupos; y una correlación negativa ( $< 0$ ) entre Pompilidae con el resto en donde un alto valor corresponde a bajos valores en los otros grupos, siendo mucho más negativa con Scarabaeidae ( $< -0.5$ ).

## DISCUSIÓN

De manera general, todos los taxones estudiados responden de diferente manera al gradiente de perturbación. Los grupos que demuestran mayor facilidad de recolección con las metodologías de muestreo pasivas planteadas (bandejas amarillas, *pitfall* y Malaise) son Scarabaeidae, por su alta abundancia obtenida y Pompilidae, por su alta riqueza. La combinación de diferentes metodologías permite obtener mejor representatividad para estimar la diversidad de un sitio; aunque el tipo y color de cada una de estas influye en la abundancia y diversidad de los insectos capturados (Campbell & Hanula, 2007; Umair-Sial et al., 2022).

Las trampas usadas han demostrado ser efectivas para los grupos estudiados: *pitfall*,

para invertebrados terrestres como Carabidae y Scarabaeidae (Lövei & Sunderland, 1996; Missa et al., 2009); bandejas amarillas, para insectos voladores y Coleoptera (Grootaert et al., 2010; Harris et al., 2020; Missa et al., 2009); y Malaise, solo para insectos voladores (Grootaert et al., 2010; Missa et al., 2009). El único taxón que no es comparable para deducir la facilidad de recolección es Chilopoda, debido a que fue recolectado por muestreo activo (*monolitos*), diferente al de los otros grupos. Esta metodología al ser una búsqueda intensiva en el suelo tiene más tendencia a recolectar chilopodos del orden Geophilomorpha y Scolopendromorpha, lo cual se puede evidenciar en nuestros datos (Más-Martínez et al., 2011; Voigtländer, 2011).

Los cuatro taxones estudiados exhibieron cambios en la composición de sus comunidades evidenciados mediante el porcentaje de variación balanceada de diversidad beta, que tiene altos valores cuando algunas especies son reemplazadas por otras (Baselga, 2013; Baselga, 2017). El cambio en la composición de comunidades debido a gradientes de perturbación es ampliamente reportado para otros artrópodos



(Amaru-Castelo & Marquina-Montesinos, 2023; Bowie et al., 2019; Castro et al., 2017; Nichols et al., 2007; Nielsen, 2007; Noriega et al., 2021; Spector, 2006). Estos cambios en la composición en la comunidad produjeron diferencias estadísticas en los tres tipos de bosque evidenciados mediante el NMDS y el ANOSIM para Chilopoda, y únicamente por el ANOSIM para Scarabaeidae.

La riqueza y abundancia en Scarabaeidae y Chilopoda disminuye del menos perturbado hacia el más perturbado; mientras que en Pompilidae y Carabidae, esta tendencia no es clara. Una mayor riqueza en bosques menos perturbado se ha reportado también para otros taxones como en plantas (Gómez-Ruiz et al., 2016); Lepidoptera (Whitworth et al., 2016); Vespidae (Amaru-Castelo & Marquina-Montesinos, 2023); Arachnida (Mei et al., 2023); y Chilopoda (García-Ruiz, 2003). Mientras que, algunos otros taxones como las plantas presentan mayor riqueza en bosques de mediana perturbación (Kumar & Ram, 2005; Pradesh et al., 2003); y algunos otros como Carabidae, en áreas con alta perturbación (Castro et al., 2017; Cuellar-Cardozo et al., 2020; Mei et al., 2023).

La tendencia de Scarabaeidae y Chilopoda se debe principalmente a la disminución de humedad del suelo en bosques abiertos perturbados. La humedad del suelo en los escarabajos es importante para la movilidad del estiércol y la supervivencia de sus larvas (Gardner et al., 2008). En chilopodos, la humedad del suelo es considerada el factor más importante para la distribución y abundancia de sus especies debido a que permite la movilidad, alimentación y reproducción adecuada (Voigtländer, 2011).

La tendencia no clara obtenida en Pompilidae y su poca correlación con otros grupos, se puede deber a su alta capacidad de dispersión en comparación a los otros grupos de estudio. La capacidad de dispersión es un factor que permite estar presente en una amplia escala de perturbación (Castro et al., 2017; Cuellar-Cardozo et al., 2020; Niemelä, 2001). Aunque algunos grupos con alta dispersión como los de la familia Vespidae han demostrado seguir una tendencia de reducción de su riqueza

y abundancia cuando se mide en ambientes más perturbados (Amaru-Castelo & Marquina-Montesinos, 2023). La diferencia entre estos dos grupos se puede deber a las diferencias en sus estrategias de nidificación. Los Pompílicos a diferencia de los véspidos, son solitarias y no construyen un nido; por lo no requieren de muchos recursos para establecerse en un determinado lugar (Fernández, 2006; Sarmiento & Carpenter, 2006). De manera similar, la tendencia no clara de una reducción de la riqueza de Carabidae debido a las perturbaciones se puede deber a la gran variedad de hábitos alimenticios que presentan sus integrantes y al dimorfismo alar que pueden presentar sus especies, pudiendo modificar su capacidad de dispersión dependiendo de las condiciones ambientales y usar diferentes recursos, siendo menos susceptibles a las perturbaciones que los otros dos taxones (Aukema, 1995; Mei et al., 2023).

Todos los taxones estudiados tienen especies que muestran preferencias a bosques perturbados como en los que se realizaron agricultura a gran escala, y especies con preferencia a lugares conservados. Existen varios trabajos donde agrupan a las especies de los taxones estudiados por sus preferencias a un grado de perturbación, entre estos se tienen los trabajos de Avendaño-Mendoza et al. (2005), Granados et al. (2010) y Reyes-Novelo et al. (2007) que estudian a Scarabaeidae; los de Castro et al. (2017) y Niemelä (2001) que estudian a Carabidae; y el de García-Ruiz (2003) para Chilopoda. Los invertebrados presentan una alta endemidad y un alto recambio geográfico por lo que la identidad de estas especies asociadas a un cambio de perturbación varía dependiendo de la zona de estudios, encontrándose muy pocas similitudes (Moritz et al., 2001). De las especies estudiadas de Scarabaeidae, se han reportado en otros trabajos a *Eurysternus caribaeus* y a *Onthophagus xanthomerus* por tener preferencias a áreas sin perturbación (Granados et al., 2010; McGeoch et al., 2002; Nielsen, 2007).

En Carabidae, las especies depredadoras grandes del género *Scarites* y *Galerita* fueron reportadas por tener preferencia a bosques más conservados debido a que necesitan mayor



alimento para sobrevivir (Castro et al., 2017). En el estudio se muestra una preferencia de *Galerita inca*, *Galerita aequinoctialis* y *Scarites sp.* en el bosque más conservado (SLR). La especie dominante en los tres tipos de bosques es *Odontocheila rufiscapis*, que representa más del 50 % de individuos. El género *Odontocheila* comprende depredadores diurnos activos, que han demostrado ser dominantes en los ecosistemas (Mei et al., 2023; Vitolo, 2004).

El 46 % de las especies presentaron menos de cuatro registros, siendo consideradas raras en el estudio. El alto número de especies que presenta un solo ejemplar recolectado es muy común en estudios de otros taxones en los bosques tropicales (Amaru-Castelo & Marquina-Montesinos, 2023; Mei et al., 2023; Vanoye-Eligio et al., 2019). El grupo que presenta más especies con un individuo fue Pompilidae (66.7 %), algo similar se observa en Corro y Cambra (2011) que presenta el 18 % de las especies reportadas con un ejemplar. Esto se debe a la naturaleza solitaria de los pompilidos, siendo difíciles de recolectar, por lo que requieren de un mayor esfuerzo en los muestreos para tener mayor representatividad (Fernández, 2006). El alto número de especies raras en un ecosistema es importante debido a que mejoran la capacidad de resiliencia de los ecosistemas (Favila & Halffter, 1997).

En conclusión, Scarabaeidae y Chilopoda presentan mejores características como bioindicadores ecológicos y de biodiversidad, porque muestran el efecto de las perturbaciones mediante cambios en su riqueza, abundancia y la composición de sus comunidades; y su diversidad se correlaciona con la mayoría de los taxones estudiados. Aunque se debería estudiar más a detalle la relación de los otros dos grupos (Carabidae y Pompilidae) con las perturbaciones. En especial, de Pompilidae que presenta una amplia cantidad de especies recolectadas solo una única vez, en las cuales no se pueden hacer inferencias sobre cómo responden estas a las perturbaciones o si sirven como buenos bioindicadores.

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

#### AGRADECIMIENTOS

Estamos agradecidos con Quinn Meyer, fundador y Juan Carlos Cárdenas, Gerente General de Crees Manu, y a su equipo por darnos las facilidades de estudiar la biodiversidad en la Estación Biológica Manu Learning Centre. A David Guevara Apaza por darnos algunos comentarios sobre los análisis estadísticos. A José A. Ochoa Cámara por sus observaciones en la versión anterior del trabajo. A los tres revisores anónimos por proveer comentarios útiles que mejoran el manuscrito. El trabajo fue financiado por CONCYTEC-FONDECYT en el marco de la convocatoria para proyectos de investigación básica 2019-01, dentro del proyecto “Efecto del uso de suelo sobre la diversidad biológica en la provincia de Manu-Madre de Dios” con número de convenio 411-2019-FONDECYT.

#### REFERENCIAS

- Aguilar, P., Raven, K., Lamas, G., & Redolfi, I. (1995). Sinopsis de los hexápodos conocidos del Perú. *Revista Peruana de Entomología*, 37(1), 1-9.
- Amaru-Castelo, J., & Marquina-Montesinos, E. (2023). Diversidad de avispas en un gradiente de perturbación de los ecosistemas de la Reserva de Biósfera del Manú (Perú): Su valor bioindicador. *Ecología Austral*, 33(2), 598-608.
- Anderson, M., & Ingram, J. (1993). *Tropical soil biology and fertility: A handbook of methods*. CAB international.

- Andersson, P., Koffman, A., Sjödin, N., & Johansson, V. (2017). Roads may act as barriers to flying insects: species composition of bees and wasps differs on two sides of a large highway. *Nature Conservation*, 18, 47–59. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.18.12314>
- Aukema, B. (1995). The evolutionary significance of wing dimorphism in carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae). *Researches on Population Ecology*, 37, 105–110. <https://doi.org/10.1007/BF02515767>
- Avendaño-Mendoza, C., Morón-Ríos, A., Cano, E. B., & León-Cortés, J. (2005). Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua Region, Guatemala. *Biodiversity and Conservation*, 14(4), 801–822. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0651-x>
- Banks, N. H. (1946). Studies of South American Psammodontidae. Part 1. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 96(4), 311–525.
- Banks, N. H. (1947). Studies of South American Psammodontidae. Part 2. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 99(2), 370–486.
- Baselga, A., & Orme, D. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812.
- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6), 552–557. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029>
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 799–808. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693>
- Bonato, L., Edgecombe, G., Lewis, J., Minelli, A., Pereira, L., Shelley, R. M., & Zapparoli, M. (2010). A common terminology for the external anatomy of centipedes (Chilopoda). *ZooKeys*, 69, 17–51. <https://doi.org/10.3897/zookeys.69.737>
- Bowie, M. H., Stokvis, E., Barber, K., Marris, J., & Hodge, S. (2019). Identification of potential invertebrate bioindicators of restoration trajectory at a quarry site in Hunua, Auckland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 43(1), 1–11. <https://doi.org/10.20417/nzjecol.43.5>
- Campbell, J., & Hanula, J. (2007). Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, 11(4), 399–408. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9055-4>
- Carignan, V., & Villard, M. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78(1), 45–61. <https://doi.org/10.1023/A:1016136723584>
- Castro, A. V., Cicchino, A. C., & Porrini, D. P. (2017). Diversidad de Carabidae (Insecta: Coleoptera) en distintos ambientes de un agroecosistema del sudeste bonaerense, Argentina. *Ecología Austral*, 27(2), 252–265. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.2.0.232>
- Catenazzi, A., Lehr, E., & May, R. (2013). The amphibians and reptiles of Manu National Park and its buffer zone, Amazon basin and eastern slopes of the Andes, Peru. *Biota Neotropical*, 13(4), 269–283.
- Chowdhury, S., Dubey, V. K., Choudhury, S., Das, A., Jeengar, D., Sujatha, B., Kumar, A., Kumar, N., Semwal, A., & Kumar, V. (2023). Insects as bioindicator: A hidden gem for environmental monitoring. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 273. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052>
- Corro, P., & Cambra, R. (2011). Diversidad de avispas (Hymenoptera: Pompilidae) cazadoras de arañas del Parque Nacional Darién, República De Panamá. *Tecnociencia*, 13(1), 77–90.
- Cuellar-Cardozo, J. A., Castro-Rebolledo, M. I., & Jaramillo, M. A. (2020). Diversidad y composición de Odonata asociadas con diferentes condiciones de la vegetación riparia a lo largo de un arroyo en Paicol-Huila, Colombia. *Actualidades Biológicas*, 42(113), 1–11. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v42n113a04>
- Cupul-Magaña, F. G. (2011). Guía para la determinación de las familias de Ciempiés (Myriapoda: Chilopoda) de México. *Revista Bio Ciencias*, 4(1), 40–51. <http://dx.doi.org/10.15741/revbio.04.01.04>
- Cupul-Magaña, F. G. (2014). Los ciempiés escolopendromorfos (Chilopoda: Scolopendromorpha) de México: clave para géneros. *Revista Colombiana de Entomología*, 40(2), 286–291.
- Cupul-Magaña, F., & Flores-Guerrero, U. (2016). Guía para la identificación de las familias de ciempiés (Myriapoda: Chilopoda) de México: una actualización. *Revistas Bio Ciencias*, 4(1), 40–51.
- Dourojeanni, M. J. (2019). Conservación de insectos en la Amazonia. *Ecología Aplicada*, 18(2), 189–202. <https://doi.org/10.21704/rea.v18i2.1337>
- Duelli, P., Obrist, M. K., & Schmatz, D. R. (1999). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: Above-ground insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1), 33–64. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00029-8](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00029-8)
- Edmons, W. D., & Zidek, J. (2004). Revision of the neotropical dung beetle genus *Oxysternon* (Scarabaeidae: Scarabaeinae: Phanaeni). *Folia Heyrovskyana*, 11, 1–58.
- Edmonds, W. D., & Zidek, J. (2010). A taxonomic review of the neotropical genus *Coprophanaeus* Olsoufieff,



- 1924 (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). *Insecta Mundi*, 129(1), 1–116.
- Edmonds, W. D., & Zidek, J. (2012). Taxonomy of *Phanaeus* revisited: Revised keys to and comments on species of the New World dung beetle genus *Phanaeus* Macleay, 1819 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Phanaeini). *Insecta Mundi*, 274(1), 1–110.
- Erwin, T. L. (1991). Natural history of the carabid beetles at the BIOLAT Biological Station, Rio Manu, Pakitzta, Peru. *Revista Peruana de Entomología*, 33(1), 1–85.
- Evans, H. E. (1965). Studies on neotropical Pompilidae (Hymenoptera). I. The genus *Agenioideus* Ashmead in South America. *Breviora*, 234, 1–7.
- Evans, H. E. (1966). Studies on neotropical Pompilidae (Hymenoptera). II. Genus *Aridestus* Banks. *Psyche: A Journal of Entomology*, 73(2), 116–122. <http://dx.doi.org/10.1155/1966/54507>
- Evans, H. E. (1969). Studies on Neotropical Pompilidae (Hymenoptera). V. *Austrochares* Banks. *Psyche: A Journal of Entomology*, 76, 18–28. <https://doi.org/10.1155/1969/50293>
- Evans, H. E. (1973). Studies on Neotropical Pompilidae (Hymenoptera) IX. The genera of Auplopodini. *Psyche: A Journal of Entomology*, 80, 212–226. <https://doi.org/10.1155/1973/25131>
- Favila, M., & Halffter, G. (1997). The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana*, 72(1995), 1–25.
- Fernández, F. (2000). Avispas cazadoras de arañas (Hymenoptera: Pompilidae) de la Región Neotropical. *Biota Colombiana*, 1(1), 3–24.
- Fernández, F. (2006). Capítulo 53. Familia Pompilidae. En F. Fernández, & M. J. Sharkey (Eds.), *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical* (pp. 563–575). Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265–280. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- Gallice, G. R., Larrea-Gallegos, G., & Vázquez-Rowe, I. (2019). The threat of road expansion in the Peruvian Amazon. *Oryx*, 53(2), 284–292. <https://doi.org/10.1017/S0030605317000412>
- García-Ruiz, A. (2003). Ecología de las comunidades de Quilópodos en áreas modificadas por depósito de residuos sólidos urbanos inertes. *Ecología*, 17, 191–197.
- Gardner, T. A., Hernández, M. I., Barlow, J., & Peres, C. A. (2008). Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 883–893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x>
- Génier, F. (1996). A revision of the Neotropical genus *Ontherus* Erichson (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 170(1996), 1–169. <http://dx.doi.org/10.4039/entm128170fv>
- Génier, F. (2009). *Le Genre Eurysternus Dalman 1824 (Scarabaeidae: Scarabaeinae: Oniticellini) révision taxonomique et clés de détermination illustrées*. Pensoft.
- Génier, F. (2012). A new species and notes on the subgenus *Deltochilum* (*Deltochilum*) Eschscholtz, 1822 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Deltochilini). *Zootaxa*, 3357(1), 25–36.
- Gerhardt, A. (2002). Bioindicator species and their use in biomonitoring. *Environmental monitoring*, 1, 77–123.
- Gerlach J., Samways, M., & Pryke, J. (2013). Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17, 831–850. <https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>
- Gómez-Ruiz, P., Tapia-Sedeña, A., Ramírez-García, B., Pinho, B., & Arroyo-Rodríguez, V. (2016). Diferenciación florística a lo largo de un gradiente de perturbación antrópica en un paisaje fragmentado. *The Mexican Naturalist*, 7, 1–5.
- González-Alvarado, A., & Vaz-De-Mello, F. Z. (2014). Taxonomic review of the subgenus *Hybomidium* Shipp 1897 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Deltochilum). *Annales de la Societe Entomologique de France*, 50(3–4), 431–476. <https://doi.org/10.1080/00379271.2014.989178>
- Granados, J. M., Kohlmann, B., & Russo, R. (2010). Escarabajos del estiércol como bioindicadores del impacto ambiental causado por cultivos en la región Atlántica de Costa. *Tierra Tropical*, 6(2), 181–189.
- Grootaert, P., Pollet, M., Dekoninck, W., & Van-Achterberg, C. (2010). Sampling insects: general techniques, strategies and remarks. In J. Eymann, J. Degreef, J. Häuser, C. Monje, Y. Samyn, & D. Vanden-Spiegel (Eds.), *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories and monitoring* (pp. 337–399). Abc Taxa.
- Harris, C., Millman, K., & van der Walt, S. J. (2020). Array programming with NumPy. *Nature*, 585, 357–362. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2649-2>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>

- Hunter, J. D. (2007). Matplotlib: A 2D Graphics Environment. *Computing in Science & Engineering*, 9(3), 90–95.
- Jordahl, K., Van den Bossche, J., Fleischmann, M., Wasserman, J., McBride, J., Gerard, J., & Leblanc, F. (2020). *Geopandas/geopandas (Version v0.8.1)*. Zenodo. <http://doi.org/10.5281/zenodo.3946761>
- Kumar, A., & Ram, J. (2005). Anthropogenic disturbances and plant biodiversity in forests of Uttarakhand, central Himalaya. *Biodiversity and Conservation*, 14, 309–331. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-5047-4>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1983). *Numerical ecology*. Elsevier Science.
- Lemoine, N., & Gregory, M. (2015). *ecoPy: First release (v0.8)*. Zenodo.
- Lira-Torres, I. (2006). Abundancia, densidad, preferencia de hábitat y uso local de los vertebrados en la Tuza de Monoy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Época)*, 10(1), 41–66. <https://doi.org/10.22201/ie.20074484e.2006.10.1.141>
- Lóvei, G., & Sunderland, K. (1996). Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae). *Annual Review of Entomology*, 41, 231–256. <https://doi.org/10.1146/annurev.en.41.010196.001311>
- Márquez, J. (2005). Técnicas de colecta y preservación de insectos. *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa*, (37), 385–408.
- Más-Martínez, R., Fernández-Denis, I., Villegas, R., & Bautista, F. (2011). 8. Monolitos de Suelo. En F. Bautista-Zúñiga, J. L. Palacio-Prieto, & H. Delfín-González (Eds.), *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales* (pp. 259–274). Universidad Nacional Autónoma de México.
- McDonald, J. (2014). *Handbook of biological statistics*. University of Delaware.
- McGeoch, M. A., Van Rensburg, B. J., & Botes, A. (2002). The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39(4), 661–672. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>
- Mei, Z., Scheper, J., Bommarco, R., de Groot, G. A., Garratt, M. P. D., Hedlund, K., Potts, S. G., Redlich, S., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., van der Putten, W. H., van Gils, S., & Kleijn, D. (2023). Inconsistent responses of carabid beetles and spiders to land-use intensity and landscape complexity in north-western Europe. *Biological Conservation*, 283, 110128. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110128>
- Missa, O., Basset, Y., Alonso, A., Miller, S. E., Curletti, G., De Meyer, M., Eardley, C., & Wagner, T. (2009). Monitoring arthropods in a tropical landscape: relative effects of sampling methods and habitat types on trap catches. *Journal of Insect Conservation*, 13(1), 103–118. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9130-5>
- Moritz, C., Richardson, K. S., Ferrier, S., Monteith, G. B., Stanisci, J., Williams, S. E., & Whiffin, T. (2001). Biogeographical concordance and efficiency of taxon indicators for establishing conservation priority in a tropical rainforest biota. *Proceedings of the Royal Society B*, 268(1479), 1875–1881. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1713>
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A. L., Escobar, F., Favila, M., & Vulinec, K. (2007). Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137(1), 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>
- Nielsen, T. S. (2007). Deforestation and biodiversity: Effects of bushland cultivation on dung beetles in semi-arid Tanzania. *Biodiversity and Conservation*, 16, 2753–2769. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9213-3>
- Niemelä, J. (2000). Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici*, 37(4), 307–317.
- Niemelä, J. (2001). Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) and habitat fragmentation: A review. *European Journal of Entomology*, 98(2), 127–132. <https://doi.org/10.14411/eje.2001.023>
- Noonan, G. (1981a). *South American species of the subgenus Anisotarsus Chaudoir (genus Notiobia Perty: Carabidae: Coleoptera). Part I: Taxonomy and Natural History*. Milwaukee Public Museum.
- Noonan, G. (1981b). *South American species of the subgenus Anisotarsus Chaudoir (genus Notiobia Perty: Carabidae: Coleoptera) Part II: Evolution and Biogeography*. Milwaukee Public Museum.
- Noriega, J. A., March-Salas, M., Castillo, S., García-Q, H., Hortal, J., & Santos, A. M. (2021). Human perturbations reduce dung beetle diversity and dung removal ecosystem function. *Biotropica*, 53(3), 753–766. <https://doi.org/10.1111/btp.12953>
- Patterson, B., Stotz, D., & Solari, S. (2006). Mammals and birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru. *Fieldiana Zoology*, 110(1), 1–5. [https://doi.org/10.3158/0015-0754\(2006\)110\[1:MABOTM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3158/0015-0754(2006)110[1:MABOTM]2.0.CO;2)
- Pearson, D. (1984). The tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae) of the Tambopata Reserved Zone, Madre de Dios, Perú. *Revista Peruana de Entomología*, 27, 15–24.
- Pradesh, A., Bhuyan, P., Khan, M. L., & Tripathi, R. S. (2003). Tree diversity and population structure in





- undisturbed and human-impacted stands of tropical wet evergreen forest in Arunachal Pradesh, Eastern Himalayas, India. *Biodiversity & Conservation*, 12, 1753–1773. <https://doi.org/10.1023/A:1023619017786>
- Parmar, T. K., Rawtani, D., & Agrawal, Y. K. (2016). Bio-indicators: The natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, 9(2), 110–118. <http://dx.doi.org/10.1080/21553769.2016.1162753>
- Reichardt, H. (1967). A monographic revision of the american Galeritini (Coleoptera, Carabidae). *Arquivos de Zoologia*, 15(1–2), 1–176. <https://doi.org/10.11606/issn.2176-7793.v15i1-2p1-176>
- Reichardt, H. (1977). A synopsis of the genera of neotropical Carabidae (Insecta: Coleoptera). *Quaestiones Entomologicae*, 13(4), 346–493.
- Reyes-Novelo, E., Delfin-González, H., & Morón, M. Á. (2007). Copro-necrophagous beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity in an agroecosystem in Yucatan, Mexico. *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 83–99. <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i1.6059>
- Rivalier, E. (1969). Démembrement du genre *Odontochila* [Col. *Cicindelidae*] et révisions des principales espèces. *Annales de La Société Entomologique de France*, 5(1), 195–237. <https://doi.org/10.1080/21686351.1969.12278920>
- Roig-Alsina, A. (1984). Contribución al conocimiento de los Pepsinae sudamericanos. II. El género *Adirostes* Banks (Hymenoptera, Pompilidae). *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 43(1–4), 165–170.
- Roig-Juñet, S., & Dominguez, M. C. (2001). Diversidad de la familia Carabidae (Coleoptera) en Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74(3), 549–571. <https://doi.org/10.4067/s0716-078x2001000300006>
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R., & Charles-Meslow, E. (1997). Biological corridors: Form, function, and efficacy. *BioScience*, 47(10), 677–687. <https://doi.org/10.2307/1313208>
- RStudio Team. (2015). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston. United States.
- Salas-Lopez, A., Violle, C., Mallia, L., & Orivel, J. (2017). Land-use change effects on the taxonomic and morphological trait composition of ant communities in French Guiana. *Insect Conservation and Diversity*, 11(2), 162–173. <https://doi.org/10.1111/icad.12248>
- Sarmiento, C., & Carpenter (2006). Familia Vespidae. En F. Fernández, & M. J. Sharkey (Eds.), *Introducción a los Hymenoptera de la región Neotropical* (pp. 539–562). Sociedad Colombiana de Entomología.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). (2020). *Resumen Ejecutivo. Climas del Perú. Mapas de clasificación climática Nacional*. Ministerio del Ambiente.
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP). (2016). *Áreas naturales protegidas del Perú (2011-2015)*. Conservación para el desarrollo sostenible. Ministerio del Ambiente.
- Silva, F. A. B., Louzada, J., & Vaz-De-Mello, F. (2015). A revision of the *Deltochillum* subgenus *Aganhymboma* Kolbe, 1893 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Zootaxa*, 3925(4), 451–504. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3925.4.1>
- Silva, F. A. B., & Valois, M. (2019). A taxonomic revision of the genus *Scybalocanthon* Martínez, 1948 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Deltochilini). *Zootaxa*, 4629(3), 301–341. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4629.3.1>
- Spector, S. (2006). Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin*, 60(5), 71–83. [https://doi.org/10.1649/0010-065x\(2006\)60\[71:sdbcss\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1649/0010-065x(2006)60[71:sdbcss]2.0.co;2)
- Straneo, S. L. (1979). Notes about classification of the South American Pterostichini with a key for determination of subtribes, genera and subgenera (Coleoptera: Carabidae). *Quaestiones Entomologicae*, 15(3), 345–356.
- Umair-Sial, M., Zeeshan-Majeed, M., Atiq, A., Farooq, T., Aatif, H. M., Jaleel, W., Khan, S., Akbar, R., Zaman, M., Saeed, R., Ali, Y., Saleh, M., Ullah, F., Ali Khan, K., & Ghirmah, H. A. (2022). Differential efficacy of edaphic traps for monitoring arthropods diversity in subtropical regions. *Journal of King Saud University-Science*, 34(1), 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101686>
- Vanoye-Eligio, M., Meléndez-Ramírez, V., Ayala-Barajas, R., Delfin-González, H., & Horta-Vega, J. V. (2019). Diversity of predatory wasps in two types of vegetation of the State of Yucatán in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, 1–11. <https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2019.90.2885>
- Van Rossum, G., & Drake, F. L. (2009). *Python 3 Reference Manual*. CreateSpace.
- Vaz-De-Mello, F. Z., Edmonds, W. D., Ocampo, F. C., & Schoolmeesters, P. (2011). A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854(1), 1–73. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2854.1.1>
- Virtanen, P., Gommers, R., Oliphant, T., Haberland, M., Reddy, T., Cournapeau, D., Burovski, E., Peterson, P., Weckesser, W., Bright, J., van der Walt, S., Brett, M., Wilson, J., Millman, K., Mayorov, N., Nelson, A., Jones, E., Kern, R., Larson, E., ... & SciPy 1.0 Contributors. (2020). SciPy 1.0: Fundamental algorithms for scientific computing in Python. *Nature Methods*, 17(3), 261–272. <https://doi.org/10.1038/s41592-019-0686-2>





- Vitolo, A. L. (2004). *Guía para la identificación de los escarabajos tigre (Coleoptera: Cicindelidae) de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt.
- Voigtländer, K. (2011). Chilopoda-ecology. In A. Minelli (Ed.), *Treatise on zoology - anatomy, taxonomy, biology. The Myriapoda* (pp. 309–325). Brill.
- Whitworth, A., Villacampa, J., Brown, A., Huarcaya, R. P., Downie, R., & MacLeod, R. (2016). Past human disturbance effects upon biodiversity are greatest in the canopy: A case study on rainforest butterflies. *PLoS ONE*, *11*(3), 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150520>