

Diversidad taxonómica y filogenética de comunidades de miriápodos en espacios verdes de Montevideo

Agustín Carbonell Betancor

Orientadoras: Carolina Rojas-Buffet y Leticia Bidegaray-Batista

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Tribunal: Patricia González Vainer y Claudia Corbi-Botto

Julio, 2024

Agradecimientos

A Patricia y Claudia por participar del tribunal y tomarse el tiempo de leer y aportar de manera sustancial a la tesina.

A la familia Hagopián y Damián Hagopián por permitirnos recolectar miriápodos en su casa. También a Gabriela Lestido y al Parque Lecocq por dejarnos utilizar sus inmediateces.

A los que me ayudaron a recolectar bichos, Pau, Mik, Lu, Anita, Dami, La Negra, Leti y Caro, hicieron que estos momentos estuvieran llenos de diversión.

A Luis Orlando por proporcionar los datos de las variables ambientales satelitales.

A mis increíbles tutoras, Leti y Caro por su paciencia y pasión al enseñar. Por dejarme entrar a sus mundos y aprender tanto más que sólo biología. Son referentes para mí en todos los sentidos.

A los diferentes laboratorios que habité. Al Departamento de Biodiversidad y Genética, especialmente a Vero que se volvió en una compañera inseparable. También para los chiquilines del Laboratorio que se volvieron amigos rápidamente con muchas charlas. A la Sección Entomología por siempre recibirme como uno más. Al Departamento de Ecología y Biología Evolutiva que me alojó desde el principio. A Anita por ser una referente más que me motivó los días. A Maca, Toscano y Nadia por ser mis primeros guías de la carrera hasta el día de hoy.

A mis amigos de ahora, de antes y de siempre por darme su cariño en todas las situaciones de la vida.

A Chloé gracias por acompañarme en cada momento y no dejar que todo se derrumbe.

A Sofi y Dani gracias por su alegría y compasión.

A Sofi, Pau y Lud, la facultad no hubiera sido la misma sin ustedes, gracias por todo lo vivido juntos y por aguantarme.

A mis amigos de la escuela, del liceo, del SAFA y de la ciencia por compartir su vida conmigo.

A Ygna por su apoyo y amor en estos meses.

A mi familia. A mis padres y hermano por dejarme ser el niño raro de los animalitos, estar ahí todos los días de mi vida y su amor incondicional. Gracias por confiar en mí.

A mis tíos y primos que nunca dudaron que esto era para mí, particularmente a mi tía que ha escuchado cada curiosidad que me encuentro desde los 5 años.

A mis abuelos y a María por impulsarme siempre a seguir lo que quería y darme una motivación que me sigue acompañando hasta el día de hoy.

Y por último pero no menos importante, a la biología, la ciencia y los miriápodos. Me mostraron que mi camino es posible, es diverso y es increíble.

Índice

Agradecimientos	1
Índice	2
Resumen	3
Introducción.....	4
Objetivos	8
Objetivo general	8
Objetivos específicos	9
Hipótesis	9
Materiales y Métodos.....	9
Áreas relevadas	9
Diseño de muestreo	11
Variables ambientales analizadas	12
Procesamiento e identificación taxonómica	13
Extracción de ADN, amplificación y secuenciación.....	14
Análisis filogenético.....	15
Análisis de datos	16
Resultados	18
Muestreo y diversidad taxonómica	18
Identificación molecular y diversidad filogenética	22
Composición de especies de los espacios verdes.....	27
Incidencia de variables ambientales en las especies	31
Discusión.....	38
Perspectivas.....	46
Bibliografía	47
Anexo	57
Productos derivados de la tesina y actividades de divulgación.....	66
Apéndice	68

Resumen

La urbanización puede alterar las comunidades de animales, y directa o indirectamente generan cambios en las variables ambientales. Estos cambios pueden generar una similitud en la composición de especies en espacios verdes y el desplazamiento de especies nativas. Los miriápodos son buenos bioindicadores y buenos modelos para estudiar el efecto de la urbanización debido a su sensibilidad frente a cambios en las condiciones ambientales como humedad de suelo, incidencia de luz y calidad del material vegetal presente. Este trabajo tuvo como objetivo principal caracterizar y comparar las comunidades de miriápodos entre espacios verdes urbanos y rurales de Montevideo, Uruguay. Se realizaron muestreos en dos espacios verdes urbanos (Parque Baroffio y Parque Rivera) y dos espacios verdes rurales (Parque Lecocq y Melilla) de Montevideo en invierno y primavera, y se utilizó el método de recolección manual durante una hora en cada sitio de muestreo. Se midieron las variables ambientales que son consideradas más influyentes para el Subphylum. Se identificaron morfoespecies mediante la taxonomía clásica para luego extraer ADN, amplificar y secuenciar una región del gen *cox1* como gen barcode. Se compararon las secuencias obtenidas con las de repositorios de secuencias. Se infirió un árbol filogenético con el método de máxima verosimilitud para observar las relaciones entre los diferentes grupos. Se realizó un análisis General Mixed Yule Coalescent (GMYC) para la delimitación de linajes evolutivamente independientes. A partir de la integración morfológica y genética se identificaron Unidades Taxonómicas Operativas (OTUs) y se estimó la diversidad genética mediante el índice de diversidad filogenética de Faith (PD). Para las morfoespecies delimitadas morfológicamente se analizó la representatividad del muestreo con curvas de completitud muestral y la cobertura de muestreo y se comparó la diversidad entre los espacios. Para las OTUs se compararon la riqueza y la similitud en términos de composición de especies. Se distinguieron especies indicadoras. Se analizó si existían diferencias y colinealidad entre las variables ambientales entre los espacios verdes. A partir de estos análisis se realizó el Análisis de Redundancia (RDA). En total se recolectaron 3151 individuos, de los cuales se identificaron 16 morfoespecies. Mediante el análisis genético se delimitaron 24 linajes evolutivos independientes. Se comprobó la efectividad de los códigos de barra de ADN. Ocho de las OTUs identificadas fueron especies exóticas. Se registraron cuatro especies nuevas, tres géneros nuevos, una nueva clase con dos especies nuevas. Para la Clase Diplopoda se recolectaron cinco nuevas especies para Montevideo. Los espacios verdes rurales (Parque Lecocq y Melilla) fueron las localidades con mayor riqueza de especies y mayor diversidad filogenética con respecto a los espacios verdes urbanos (Parque Rivera y Parque Baroffio).

Se encontraron diferencias en la composición de miriápodos entre los espacios verdes. Se identificaron especies indicadoras para cada espacio verde. Para el Parque Baroffio y Rivera fueron especies exóticas. Para Melilla fueron *Geophilidae* sp. 3 y *Cryptops* sp. 1. Para el Parque Lecocq fueron *Dalodesmidae* sp., *Lithobius* sp. 2 y *Lithobius* sp. 4. Se observó la incidencia de ciertas variables ambientales en la presencia de las especies de miriápodos halladas en los espacios verdes. En este trabajo se aumenta el conocimiento de los miriápodos de Uruguay, en especial en la capital. Se evidencia el efecto de la urbanización sobre la diversidad taxonómica y filogenética en las comunidades de miriápodos y se resalta la importancia de los espacios verdes como reservorios de diversidad de fauna nativa.

Introducción

El constante crecimiento de las poblaciones humanas y las estructuras asociadas poseen un gran impacto en las comunidades cercanas de seres vivos (Faeth et al., 2011; Cronin et al., 2022; Theodorou, 2022). La urbanización es conocida por tener efectos antagonistas (Faeth et al., 2012) en diferentes grupos animales por la fragmentación, alteración y aislamiento de hábitats (Argañaraz et al., 2017). Las ciudades son uno de los factores que llevan a alterar a las comunidades animales de diversas formas, por ejemplo, afectando su abundancia, riqueza y distribución (Faeth et al., 2011). En general, esto genera una gran problemática, causando la pérdida de diversidad autóctona y el aumento de especies exóticas invasoras (McKinney & Lockwood, 1999; Cadotte et al., 2017).

Diversos estudios en artrópodos demuestran cómo la actividad humana afecta los ciclos de vida de diferentes especies y/o poblaciones, que lleva, en algunos casos, a su extinción (Molina, 2014; Argañaraz et al., 2017; Urrutia, 2018). Además de estos efectos en las especies, la actividad antrópica genera cambios en las variables ambientales como el aumento de la temperatura (Heaviside et al., 2017). El efecto de Islas Urbanas de Calor (UHI, por sus siglas en inglés Urban Heat Islands) es el aumento de temperatura en zonas altamente urbanizadas pero también afecta las lluvias, la calidad de aire y agua (Heaviside et al., 2017). Otra variable afectada por la urbanización es la luminosidad, debido al incremento de luces artificiales nocturnas (Owens & Lewis, 2018). Estudios en insectos nocturnos demuestran alteraciones en la orientación espacial y temporal, como por ejemplo cambios en su sensibilidad a la luz (Owens & Lewis, 2018). Estos cambios llevan a un fenómeno conocido como Homogeneización Biótica, donde especies nativas comienzan a ser reemplazadas por especies exóticas más resistentes a los cambios ambientales (McKinney & Lockwood, 1999; Cadotte et al., 2017).

Myriapoda es un subphylum de artrópodos megadiverso (Brusca & Brusca, 2002; Enghoff, 2015; Bonato et al., 2016; Sierwald & Splenda, 2024) que habita todos los continentes menos la Antártida (Golovatch & Kime, 2009). Los miriápodos están conformados por cuatro clases: Diplopoda (milpiés), Chilopoda (ciempiés), Paurópoda (paurópodos) y Symphyla (sínfilos) (Adis, 2001; Minelli & Golovatch, 2013; Minelli, 2015). A todos estos grupos los caracteriza su tagmosis que consiste de una cabeza diferenciada y un tronco altamente segmentado y con gran cantidad de apéndices (Minelli & Golovatch, 2013).

Los milpiés (Figura 1A) son el grupo más diverso dentro de Myriapoda (Sierwald & Spelda, 2024) y se caracterizan por presentar dos pares de apéndices locomotores en la mayoría de sus segmentos. Presentan hábitos detritívoros y poseen un importante rol en la descomposición de la materia orgánica (Minelli & Golovatch, 2013). Son buenos bioindicadores de calidad de suelo y de impactos ambientales por su sensibilidad frente a cambios en las condiciones ambientales como humedad de suelo, incidencia de luz y calidad del material vegetal presente (Bogyó et al., 2015; Minelli, 2015; Christofolletti et al., 2016). Por otro lado, los ciempiés (Figura 1B) poseen un par de patas por segmento (Bonato et al., 2010). A diferencia de los milpiés se caracterizan por presentar hábitos depredadores (Minelli, 2011). Los sínfilos (Figura 1C) son un grupo de miriápodos pequeños (de 2 a 8 mm), ciegos y presentan una morfología similar a Chilopoda (Adis, 2001). Se alimentan principalmente de hongos, humus y vegetales (Adis, 2001). Los paurópodos (Figura 1D) son los miriápodos de menor tamaño (de 0,5 a 1,5 mm), ciegos y con ocho a once segmentos en el estado adulto (Adis, 2001). Su alimentación es diversa, existen especies depredadoras, fungívoras y herbívoras (Adis, 2001).



Figura 1: Clases del Subphylum Myriapoda. A) Diplopoda. Créditos: Damian Hagopían. B) Chilopoda. Créditos: Mikaela Cúparo. C) Symphyla. Créditos: Damian Hagopían. D) Pauropoda. Créditos: Ryosuke Kuwahara.

El estudio del Subphylum Myriapoda en nuestro país es muy reciente. El primer trabajo data del año 2018 por Rojas-Buffet, si bien la colección entomológica de la Sección Entomología de la Facultad de Ciencias tenía material para ser estudiado. Sin embargo, el material era muy antiguo y no se habían realizado muestreos estandarizados para el grupo. Rojas-Buffet (2023) estudió los diplópodos depositados en la colección de Entomología de la Facultad de Ciencias y la diversidad en bosques ribereños en las ecorregiones de Uruguay. En dicho estudio se quintuplicó el número de especies de Diplopoda registradas para Uruguay, se identificó un género nuevo para la ciencia y siete especies nuevas (Rojas-Buffet, 2023). Al mismo tiempo se amplió la información sobre historia natural, ambientes y métodos de recolección para el grupo en el Neotrópico (Rojas-Buffet, 2023). Las diez especies de Diplopoda registradas para nuestro país son: *Alloporus crenatus* Porat, 1876, *Orthoporus clathratus* (Voges, 1878), *Polyxenus platensis* Silvestri, 1903, *Pseudonannolene typica* Silvestri, 1895, *Pseudonannolene rocana* Silvestri, 1902, *Sandalodesmus joachimadisi* Rojas-Buffet & Bouzan, 2022, *Phryssonotus orientalis* (Silvestri, 1900), *Nopoiulus kochii* (Gervais, 1847), *Brachydesmus superus* Latzel, 1884 y *Oxidus gracilis* (Koch, 1847) (Rojas-Buffet, 2020; Rojas-Buffet, 2022; Sierwald & Spelda, 2023).

Para Chilopoda existen registros de siete especies: *Akymnopellis laevigata* (Porat, 1876), *Cryptops (Cryptops) galathea* Meinert, 1886, *Dinogeophilus pauropus* Silvestri,

1909, *Lithobius (Lithobius) obscurus* Meinert, 1872, *Otostigmus (Parotostigmus) sulcatus* Meinert, 1886 (Bonato et al., 2016), *Eurytion heurtaultae* Pereira, 2006 y *Eurytion tenebrosus* (Meinert, 1886) (Pereira, 2006). Sin embargo, al presente no existen estudios que analicen la diversidad de ciempiés en Uruguay, aunque sí son conocidas algunos de los órdenes presentes (Lithobiomorpha, Scutigleromorpha, Scolopendromorpha y Geophilomorpha) (Rojas-Buffet, com. pers.). Los registros de Diplopoda y Chilopoda son antiguos y no representan la diversidad de nuestro país. Para Symphyla no se encuentran registros publicados, aunque sí hay observaciones en el campo y material depositado en la colección de Entomología de la Facultad de Ciencias. Finalmente, para Pauropoda no se hallan registros para la región ni para Uruguay, posiblemente por la escasez de estudios en el grupo.

Los miriápodos, como otros grupos de artrópodos, son buenos modelos para analizar el efecto de la urbanización (Cabrero-Sañudo et al., 2022), principalmente por su importancia como bioindicadores y sensibilidad a los disturbios ambientales (Minelli, 2015). Además, hay especies que tienen la capacidad de habitar espacios urbanos o suburbanos (sinantropía) (Hoffman, 1999). Por ser animales terrestres y con baja dispersión, también han sido utilizados en estudios biogeográficos (Means & Marek, 2017; Parra-Gómez & Fernández, 2022; Bharti et al., 2023). A pesar de que hay registros de recolecciones puntuales en localidades urbanas de Uruguay, se han abordado pocos estudios que analicen la diversidad de miriápodos de manera estandarizada en espacios verdes urbanos de nuestro país (Carbonell et al., 2023a; Carbonell et al., 2023b).

La identificación de los miriápodos, puede resultar difícil debido a la similitud en caracteres morfológicos entre las especies y al escaso número de claves y descripciones de especies en la región Neotropical (Bueno-Villegas et al., 2004; Müller & Rosenberg, 2009). Una herramienta que posibilita una mejor identificación en los miriápodos son los códigos de barra de ADN ("barcoding"). Los códigos de barra de ADN son fragmentos cortos, de aproximadamente 650 pb (pares de bases), estandarizados de la secuencia nucleotídica del gen mitocondrial citocromo oxidasa c subunidad 1 (*cox1*) en el caso de animales, que tiene como generalidad formar un sistema para la identificación de taxones a partir de secuencias de ADN (Hebert et al., 2003). El código de barras en conjunto con estudios taxonómicos basados en el análisis detallado de la morfología, permiten la identificación de especies y construir una librería de secuencias de referencia para una identificación rápida de especímenes (Pires & Marinoni, 2010). Esta identificación se basa en la comparación de las diferencias nucleotídicas de la secuencia del espécimen desconocido con las secuencias de referencias, considerando la variación interespecífica e intraespecífica. El barcoding también ha mostrado ser un método efectivo para el descubrimiento de nuevas especies (Hebert et al., 2003; Antil et al., 2022) y el estudio de sus relaciones filogenéticas (Austerlitz,

2009; Antil et al., 2022). Además, el método posee una gran aceptación debido a su simplicidad y accesibilidad (Padial & De La Riva, 2007). La utilización del gen *cox1* como gen barcode posee diversas ventajas. Por un lado, los primers universales son altamente robustos y el gen posee un rango de la señal filogenética mayor que cualquier otro gen mitocondrial (Hebert et al., 2003). Otras ventajas importantes que provee este gen son la posible identificación de especies en un grupo poco estudiado (Hebert et al., 2003), asociar individuos juveniles con los adultos de su especie (Ahrens et al., 2007) asociar hembras y machos de la misma especie (Grzywacz et al., 2021), estudiar la conectividad entre poblaciones que permite inferir la capacidad de dispersión (Domenech et al., 2021), entre otros. La información contenida en este gen, también nos permite distinguir a las especies exóticas de las nativas a partir de la identificación de especies (Nagarajan, 2020), en el caso que existan secuencias de referencia en los repositorios de secuencias como el GenBank y BOLD. Por último, permite estimar la diversidad filogenética (Faith, 1992). Esta es una medida de biodiversidad a partir de relaciones de parentesco (Winter et al., 2013). A lo largo de los años se ha intentado integrar la diversidad filogenética en la conservación como una forma de tomar en cuenta los procesos evolutivos y conservar sitios con una mayor diversidad filogenética (Moritz, 2002; Winter et al., 2013).

En este marco surge el presente proyecto que propone caracterizar comunidades de miriápodos en espacios verdes con diferentes grados de urbanización. La propuesta está enmarcada en la ciudad de Montevideo y en particular pretende comparar la diversidad de miriápodos entre espacios verdes urbanizados y rurales. Esto nos permitirá evaluar las diferencias en la abundancia, riqueza, diversidad, composición de especies y diversidad filogenética en estos espacios verdes. Asimismo, se podrá analizar la distribución de las especies en dichos ambientes y entender los efectos de la urbanización en este Subphylum. La selección de espacios verdes con urbanización diferencial permite analizar estas características. Este estudio resulta importante para conocer la fauna de miriápodos e identificar especies nativas y especies exóticas para promover programas de concientización y acciones de conservación hacia el grupo y sus hábitats.

Objetivos

Objetivo general

Caracterizar y comparar las comunidades de miriápodos en espacios verdes urbanos (Parque Baroffio y Parque Rivera) y rurales (Parque Lecocq y Melilla) de Montevideo, Uruguay.

Objetivos específicos

- 1) Identificar las especies taxonómica y genéticamente de los sitios de muestreo relevados.
- 2) Comparar la abundancia, diversidad taxonómica y filogenética, y composición de especies de las comunidades entre los sitios relevados.
- 3) Identificar a las especies indicadoras de cada espacio verde.
- 4) Analizar qué variables ambientales son las que poseen mayor efecto en las especies.

Hipótesis

Las hipótesis en relación a los objetivos específicos son:

OE1. Los espacios verdes analizados poseen una diversidad de miriápodos aún no reportada para el país.

OE2. Existen diferencias en la diversidad taxonómica y filogenética, riqueza y composición de especies del Subphylum Myriapoda entre espacios verdes urbanos y rurales. Se espera una mayor diversidad en los espacios verdes rurales debido a su menor degradación antropogénica.

OE3. Cada espacio verde posee al menos una especie indicadora que caracterice el sitio de muestreo.

OE4. Las variables ambientales humedad, % de hojarasca, altura de dosel y los luces artificiales nocturnas inciden en la presencia de las especies de miriápodos.

Materiales y Métodos

Áreas relevadas

Se realizaron dos jornadas de recolecciones diurnas de miriápodos en dos espacios verdes urbanos y dos rurales de Montevideo. Los espacios verdes urbanos fueron el Parque Baroffio (34° 53' 24.212" S, 56° 5' 27.226" O) y el Parque Rivera (34° 52' 54.084" S, 56° 5' 32.892" O); y los espacios verdes rurales fueron el Parque Lecocq (34° 47' 40.380" S, 56° 19' 57.745" O) y una localidad de Melilla (34° 43' 053" S, 56° 19' 23.4" O) (Figura 2).



Figura 2: Mapa de Montevideo con los espacios muestreados señalados.

El Parque Rivera (Figura 3A) fue creado en el año 1929, posee una superficie de aproximadamente 40 hectáreas (Barrios Pintos, 1971). Se caracteriza por la presencia de eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) (Barrios Pintos, 1971), pinos marítimos (*Pinus pinaster*), un trazado peatonal, ciclovías y un estanque (Gaeta & Folle, 1999). El Parque Baroffio (Figura 3B) es un espacio verde lineal de ocho hectáreas aproximadamente que surge en el año 1956 a lo largo del arroyo Malvín (Gaeta & Folle, 1999) donde se concentran sauces llorones (*Salix babylonica*), árboles de caucho (*Ficus elastica*) y eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) (Obs. pers.). El Parque Zoológico Lecocq (Figura 3C) fue creado entre los años 1946 y 1949 (Payssé, 1968) y posee una superficie de 70 hectáreas aproximadamente. La zona de muestreo se caracteriza por una gran densidad de eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) y acacias (Fabaceae sp.) (Barrios Pintos & Reyes Abadie, 1995). El sitio de muestreo en Melilla (Figura 3D) posee una superficie de 6 hectáreas y se caracteriza por la presencia de talas (*Celtis ehrenbergiana*), ligustros (*Ligustrum* sp.), moreras (*Morus* sp.), gramillas (*Cynodon* sp.), álamos (*Populus* sp.) y anacahuítas (*Cordia boissieri*) (Hagopián Com. pers.)

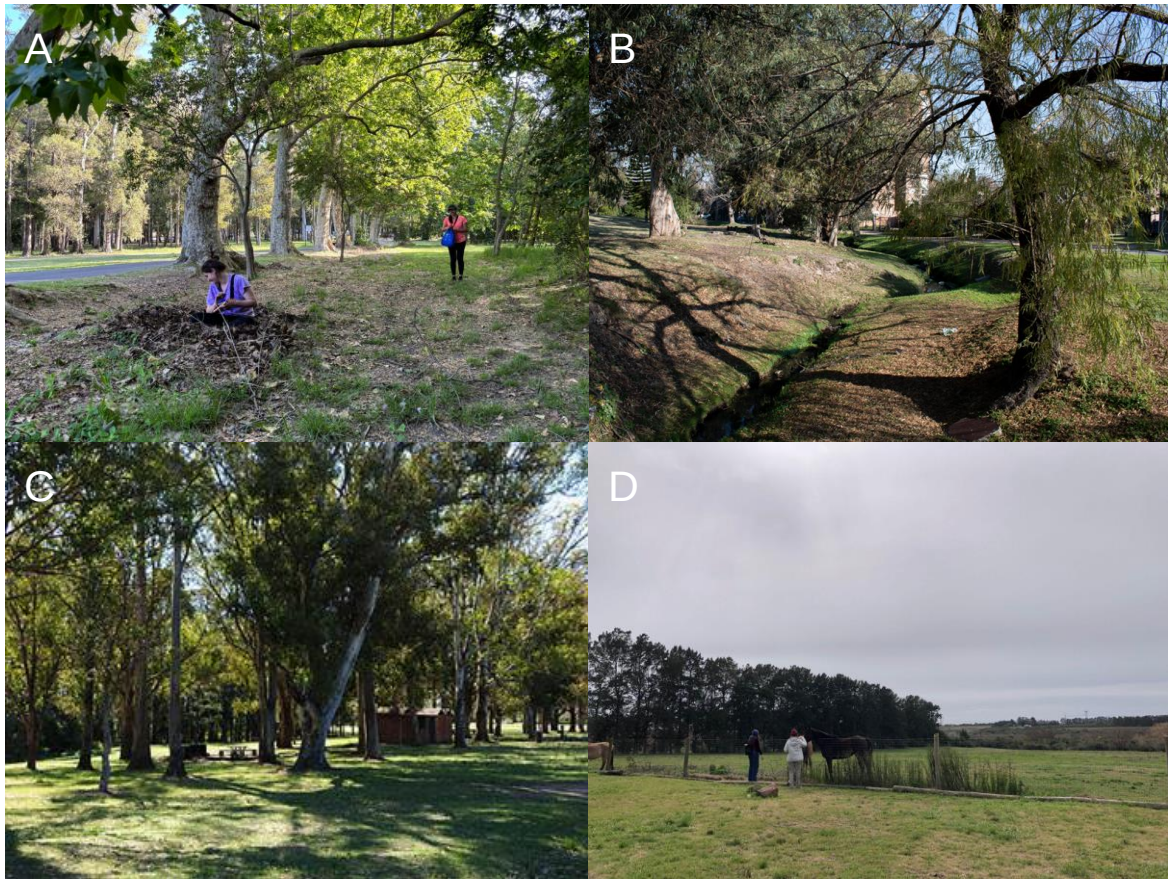


Figura 3: Sitios de muestreo. A) Parque Rivera. B) Parque Baroffio. Créditos: Bettina Franco. C) Parque Lecocq. Créditos: Stonek. D) Melilla.

Diseño de muestreo

Se realizaron dos jornadas de recolecciones diurnas, una en invierno y otra en primavera de 2023, en cada uno de los espacios verdes urbanos y rurales de Montevideo antes mencionados. Se seleccionaron estaciones con diferencias en sus temperaturas medias (de 4 a 6°C) pero con poca diferencia en su precipitación y humedad global (Barreiro et al., 2019). Por las características del Subphylum, se priorizaron estaciones húmedas de temperaturas similares.

El método de muestreo utilizado fue la recolección manual focalizada en zonas húmedas y con baja incidencia directa de luz solar. Se centró en la hojarasca, debajo de las piedras, troncos y plantas en descomposición. El esfuerzo de muestreo fue de una hora y cinco personas oficiaron de recolectores de manera simultánea. Se cubrió un área de muestreo de aproximadamente una hectárea. El método manual es ampliamente utilizado y resulta muy efectivo para la recolección de miriápodos, principalmente por su poca movilidad (Mesibov, 1995; Snyder et al., 2006; Rojas-Buffet et al., 2018). También, se ha comprobado en estudios en bosques ribereños de Uruguay, que otros métodos de

recolección, como los embudos de Berlese-Tullgren y los extractores Winkler, poseen baja eficacia y poca selectividad frente a los miriápodos (Rojas-Buffet et al., 2018). Es por eso que en este trabajo se optó por la recolección manual como único método de muestreo. Todos los individuos recolectados fueron preservados en alcohol 95% y depositados a -20°C en freezer, se utilizó esta graduación de alcohol ya que es óptimo para la conservación del ADN.

Variables ambientales analizadas

Se obtuvieron medidas fisicoquímicas para analizar posteriormente la forma en que las variables afectan a la presencia de miriápodos. Se seleccionaron cinco puntos que representaran la heterogeneidad de suelo de cada espacio verde. En cada uno de estos puntos se posicionó un cuadrante de 50 x 50 cm donde se midió temperatura y humedad relativa de la superficie del suelo con un higrotermómetro y la altura del mantillo con una varilla de madera y una regla (Figura 4A). El análisis de la heterogeneidad del sitio se realizó mediante fotografías (celular Iphone 8 plus, Modelo A1864) de cada cuadrante colocado en el suelo y fotografías tomadas hacia el cielo (Figura 4B y C). Luego se analizaron a través del programa Adobe Photoshop (Versión 2017.1.1) con el método de los diferentes colores desarrollado por Gilbert y Butt (2009). A partir del análisis de las fotografías del suelo se cuantificó el porcentaje de cobertura de vegetación, porcentaje de suelo desnudo y porcentaje de hojarasca. En el caso de las fotografías del cielo, se cuantificó el porcentaje de luminosidad tomando en cuenta la cobertura del cielo por vegetación y estructuras humanas.



Figura 4: A) Cuantificación de las variables ambientales (temperatura de suelo, humedad *in situ* y altura de mantillo) en cada uno de los espacios relevados. B-C) Ejemplos de fotografías de suelo con cuadrante de 50x50 (B) y de cielo (C) para el análisis de la heterogeneidad de suelo y porcentaje de luminosidad respectivamente.

También se extrajeron variables espaciales de la plataforma Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017). Éstas variables fueron: intensidad de luces artificiales nocturnas (ALAN), altura del dosel, densidad poblacional humana, vegetación verde (índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI)) y humedad (índice diferencial de agua normalizado (NDWI)). Cada una de estas variables fueron extraídas a diferentes escalas. Se tomaron como un punto central en el espacio y en áreas con radios de 30, 50, 100 y 200 metros para las estaciones muestreadas. Estos datos fueron proporcionados por el investigador Luis Orlando Chifflet del Departamento de Ecología y Biología Evolutiva, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable.

Procesamiento e identificación taxonómica

Los ejemplares recolectados fueron inicialmente identificados en morfoespecies y posteriormente fueron identificados al nivel taxonómico más preciso posible mediante claves taxonómicas y revisiones de géneros (Adis, 2001; Nguyen & Sierwald, 2013; Rodrigues et al., 2019, 2020; Iniesta et al., 2021; Parra-Gómez, 2022) mediante el uso de una lupa estereomicroscópica. Todos los individuos recolectados fueron preservados en alcohol 95% y mantenidos en freezer a -20°C , estas condiciones permiten una menor degradación del

ADN. El procesamiento, la identificación taxonómica y fotografías fueron realizadas en Sección Entomología, Instituto de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Los ejemplares serán depositados en la Colección de Myriapoda de la Sección Entomología, Facultad de Ciencias, UdelaR (FCE-Myr). El ADN extraído será depositado en el Departamento de Biodiversidad y Genética del Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable.

Extracción de ADN, amplificación y secuenciación

Dos individuos de cada especie/morfoespecie de cada sitio de muestreo y de cada colecta realizada fueron seleccionados para la secuenciación del gen mitocondrial *cox1*. Se realizó la extracción de ADN a partir de patas del individuo y se preservó el resto del espécimen como *voucher* del mismo, de modo que cada individuo secuenciado posee asociado su código de barras. En el caso de *Polyxenida* sp., *Nopoiulus kochii* y *Symphyla* sp. 1 los especímenes fueron utilizados en su totalidad debido a su pequeño tamaño. En estos casos un individuo de la misma población y morfoespecie fue guardado como *voucher* y además fue fotografiado con una cámara digital Leica DMC2900 sobre un microscopio estereoscópico Leica M205 A, previo a la extracción de ADN. Para la extracción de ADN se utilizó el protocolo González et al. 1998. Se amplificó un fragmento de 658 pares de bases del gen *cox1* mediante PCR (Polymerase Chain Reaction) a tiempo final. Se utilizaron los *primers* universales LCO1490 (forward *primer*, 5' GGTCAACAAATCATAAAGATA 3') y HCO2198 (reverse *primer*, 5' TAAACTTCAGGGTGACCAAAAAATCA 3') (Folmer et al., 1994) que resultaron óptimos para la amplificación de miriápodos. Las amplificaciones se llevaron a cabo en un volumen de reacción de 25 µL para una concentración final de 1,25 U DreamTaq Polymerase (Thermo Scientific), 2,5 µL de 10X DreamTaq Buffer (Thermo Scientific), 0,2 mM de cada dNTP, 0,2 µM de cada *primer* y entre 0,5 a 13 ng de ADN molde. Las condiciones del ciclado para la amplificación de este fragmento fueron las siguientes: desnaturalización inicial a 94°C por 5 min; 38 ciclos a 94°C por 45s, 38°C por 45s, 72°C por 45s; y extensión final a 72°C por 5 min. Se purificaron 10 µL de cada producto de PCR con una concentración de 0,25 U/µL de fosfatasa termosensible alcalina FastAP (Thermo Scientific) y 1 U/µL de exonucleasa EXO I (Thermo Scientific) previo a la secuenciación. Las condiciones del ciclado para la purificación fueron las siguientes: 37°C por 1h45min y 75°C por 5min. Para la secuenciación se utilizaron los *primers* en una concentración de 0,2 µM. Los productos de PCR fueron secuenciados en ambos sentidos utilizando el método de Sanger por el servicio de Humanizing Genomics MacroGen (Seúl, Corea del Sur). Las secuencias obtenidas fueron editadas con el programa Geneious v5.4 (<http://www.geneious.com/>), alineadas con el programa AliView (Larsson, 2014) e

inspeccionadas visualmente, y verificadas para la presencia de codones de terminación. Las secuencias serán depositadas en GenBank y en BoldSystems junto con las fotografías de cada espécimen. Las extracciones de ADN y amplificaciones fueron realizadas en el Departamento de Biodiversidad y Genética, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE, Montevideo, Uruguay).

Análisis filogenético

Las secuencias obtenidas se compararon con secuencias ya disponibles en GenBank utilizando la herramienta “Standard Nucleotide Blast” (Altschul et al., 1990) y en BoldSystem (Ratnasingham & Hebert, 2007) mediante “Identification engine”. Se realizó un árbol de Máxima Verosimilitud (MV) en iqTree (Nguyen et al., 2015) con las secuencias obtenidas y secuencias de referencia tomadas a partir de un trabajo anterior en filogenómica de miriápodos con *Folsomia candida* y *Daphnia pulex* como grupo externo (Fernández et al., 2018). Las secuencias de referencia fueron extraídas de GenBank y BoldSystem. Se identificaron linajes moleculares evolutivamente independientes con el método General Mixed Yule Coalescent (GMYC) (Pons et al., 2006; Fontaneto et al., 2007) para la Clase Symphyla, el Orden Geophilomorpha, Lithobiomorpha (Chilopoda), la Familia Paradoxosomatidae y Julidae (Diplopoda), el Género *Brachydesmus* (Diplopoda) y la especie *Polyxenus lagurus* (Diplopoda). Cada alineamiento se analizó con ModelFinder para encontrar qué modelo evolutivo es el más óptimo para estimar filogenias (Kalyaanamoorthy et al., 2017). El método GMYC requiere árboles ultramétricos, los cuales se obtuvieron mediante el programa BEAST que permite realizar análisis bayesianos de secuencias moleculares con el Método de Monte Carlo basado en cadenas de Markov (MCMC) (Bouckaert et al., 2019). Se utilizaron las siguientes especificaciones para el análisis de BEAST: para el modelo de reloj molecular se utilizó un reloj lognormal relajado, como *prior* de árbol se utilizó el modelo coalescente con tamaño poblacional constante, se utilizó una distribución de las tasas de transición/transversión uniformes con límite 0 y 100. El análisis se corrió con un largo de cadena de 100 millones, muestreando cada 10000 generaciones. Se verificó la convergencia de cada corrida con el programa TRACER 1.7 (Rambaut et al., 2018). Para resumir la información de los árboles muestreados se utilizó el programa TreeAnnotator (Drummond & Rambaut, 2007). Una vez obtenidos los árboles ultramétricos, se usó la interfaz web de GMYC (Species delimitation server) (Pons et al., 2006) y se identificaron los linajes evolutivamente independientes. Los linajes evolutivamente independientes obtenidos con el método GMYC fueron contrastados con las identificaciones morfológicas realizadas, de modo que se caracterizaron los diferentes linajes como: especie confirmada identificada y especies potencialmente nuevas. Estas agrupaciones fueron

utilizadas como OTUs (Operational Taxonomic Units) para los análisis posteriores. Además, se estimó la diversidad filogenética de los distintos sitios de muestreo utilizando el índice de diversidad filogenética de Faith (PD) (Faith, 1992a, 1992b) mediante el programa Phylogenetic Diversity Analyzer (Minh et al., 2006; Chernomor et al., 2014). Se realizó un análisis de la diversidad filogenética con todas las especies recolectadas y un análisis quitando las especies exóticas confirmadas. Se analizó la diversidad filogenética para cada espacio verde por Subphylum, y por Clase en los casos que se lograron secuenciar más de dos OTUs y los espacios verdes en conjunto (Urbanos y Rurales).

Análisis de datos

Se generaron las curvas de rarefacción y extrapolación de muestreo que estiman la riqueza basada en la cobertura muestral. Se realizaron con el programa iNEXT en línea (Chao et al., 2016, 2014). Para este análisis se utilizaron las morfoespecies identificadas taxonómicamente y su abundancia.

Para comparar la diversidad se calcularon los tres primeros números de Hill (q_0 , q_1 y q_2). El número de Hill q_0 es la riqueza de especies. El número de Hill q_1 es el exponencial del índice de entropía de Shannon, que toma en cuenta la riqueza y la equitatividad en la distribución de las abundancias relativas. El número de Hill q_2 es el inverso del índice de dominancia de Simpson, toma en cuenta la distribución de las abundancias relativas. Para visualizar los perfiles de diversidad empíricos se generaron gráficas en función de los valores q_0 , q_1 y q_2 con el programa iNEXT en línea (Chao et al., 2016, 2014). Para este análisis se utilizaron las morfoespecies identificadas taxonómicamente y su abundancia. Además, se realizó por espacio verde y en conjunto los espacios verdes urbanos y los rurales.

Para comparar la composición de especies entre los diferentes sitios de muestreo se realizaron los análisis escalamiento multidimensional no métrico NMDS y análisis multivariado de similitud ANOSIM. El análisis NMDS representa la similitud de los espacios verdes bidimensionalmente. La distancia que se visualiza entre los espacios verdes describen las disimilitudes y similitudes de las matrices (Kruskal, 1964). Para cuantificar el ajuste del modelo se utilizó el coeficiente de Stress. El coeficiente fluctúa entre 0 y 1, siendo 0 el mejor ajuste (Kruskal, 1964). Por último, se realizó el análisis ANOSIM para analizar si existen diferencias significativas en la composición de especies entre los espacios verdes. Este análisis brinda un valor de R, que va de -1 a 1. Los valores cercanos a 1 indican una composición de especies diferente entre grupos. Además, brinda un p-valor que indica la significancia estadística del análisis (Clarke, 1993). También permite analizar en grupos pareados cuando existe una diferencia entre espacios verdes global (Clarke, 1993). Para

estos grupos pareados también entrega un valor R y p (Clarke, 1993). Para los análisis de NMDS y ANOSIM se utilizó el índice de similitud de Jaccard. Esto se realizó con los datos de presencia-ausencia obtenidos a partir de la integración del análisis morfológico y genético (OTUs). Los análisis NMDS y ANOSIM se realizaron para el Subphylum y para las Clase Diplopoda y Chilopoda. La clase Symphyla no fue analizada por sí sola debido a la presencia de dos especies solamente en espacios verdes rurales.

Para distinguir especies indicadoras en cada espacio verde se utilizó el análisis IndVal. Las especies indicadoras son aquellas características de un sitio particular. Los valores fluctúan entre 0 y 100%, si existen valores de 100% indica una asociación entre esa especie y un sitio de muestreo. A este valor se asocia un valor de p que indica que tan estadísticamente significativo es el porcentaje de asociación (Dufrene & Legendre, 1997). Si el valor de asociación es mayor a un 60% y un p-valor menor a 0,05 se toma como una especie indicadora (Dufrene & Legendre, 1997).

Para detectar diferencias de las variables físicas entre los espacios verdes se verificaron los supuestos de normalidad de los datos con la prueba de Shapiro-Wilk y la homogeneidad de varianzas con la prueba de Levene. Cuando los valores cumplieron estos supuestos se utilizó un análisis de varianza ANOVA. Si se hallaba una diferencia significativa en este test, se realizó la prueba Q de Tukey para ver diferencias entre pares de espacios verdes. Si los supuestos de normalidad no se cumplían, se utilizó la prueba no paramétrica Kruskal-Wallis. Al existir diferencias significativas se utilizó la prueba de U de Mann-Whitney para ver diferencias entre pares de espacios verdes.

También se analizó la correlación entre las variables de los espacios verdes, para esto se utilizó el análisis de correlación de Pearson. Esto permite una robustez en la interpretación de los resultados ya que las variables colineales pueden generar inestabilidad de coeficientes. También se focalizó en las variables ambientales que poseen significancia para Myriapoda (Golovatch & Kime, 2009). Se realizaron agrupaciones de las variables ambientales que cumplieran estas condiciones.

Con estas agrupaciones de las variables ambientales se realizó un análisis de Redundancia (RDA) para observar qué variables tienen un efecto en la presencia de las especies de miriápodos. Este análisis permite observar cómo se comportan las matrices de datos en base a variables responsivas (presencia de especies) y variables predictivas (variables ambientales) (Legendre & Legendre, 2012). Gráficamente se puede observar bidimensionalmente qué especies se ven relacionadas con las variables ambientales utilizadas. El análisis brinda tres valores estadísticos. R_{2adj} indica la fuerza de la relación entre las variables responsivas con las predictivas, establece el porcentaje que se explica con las variables frente a los datos de presencia de las especies. El valor F funciona como

un test de significancia global y un p-valor que apoya a la significancia del test (Legendre & Legendre, 2012).

Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa PAST paleontological Statistics v. 3.15 (Hammer et al., 2004).

Resultados

Muestreo y diversidad taxonómica

En total se recolectaron 3151 individuos: 2851 individuos de Diplopoda, 291 individuos de Chilopoda y nueve individuos de Symphyla (Figura 5). En los espacios verdes urbanizados se recolectaron 1651 individuos, 979 correspondientes al Parque Rivera y 521 al Parque Baroffio. Mientras que en los espacios verdes rurales se recolectaron 1500 individuos, 1477 en el Parque Lecocq y 171 en la localidad de Melilla.

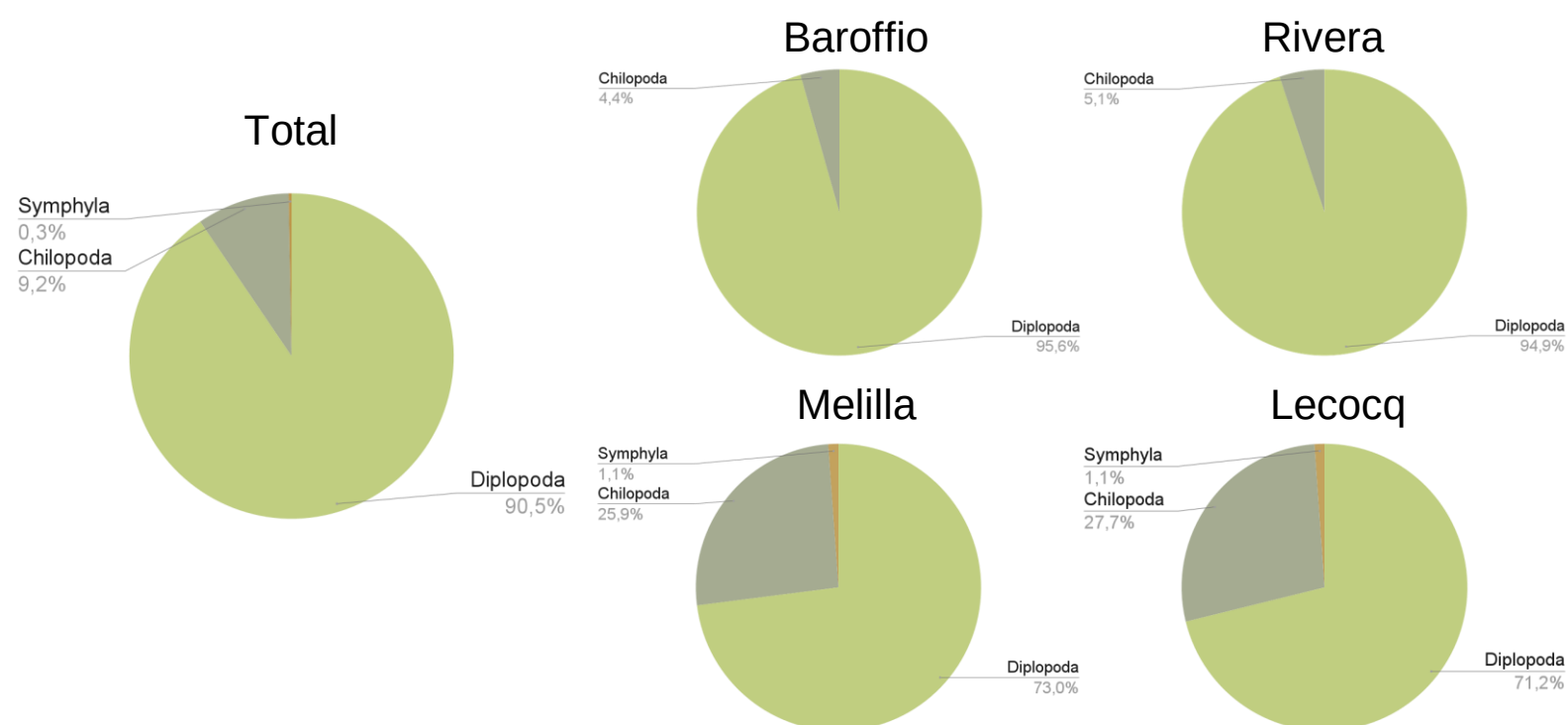


Figura 5: Proporción de las clases de Myriapoda recolectadas en todos los muestreos (izquierda) y en cada espacio verde (derecha).

Se identificaron taxonómicamente 16 morfoespecies: nueve morfoespecies de Diplopoda, seis de Chilopoda y una morfoespecie de Symphyla (Tabla 1). *Cylindroiulus* sp. 1 (Diplopoda) fue la morfoespecie más abundante en los Parques Baroffio y Rivera, además fue la segunda morfoespecie más abundante en el Parque Lecocq. En este último, la morfoespecie más abundante fue *Polyxenida* sp. (Diplopoda). Esta morfoespecie también presentó alta abundancia en el Parque Rivera. Mientras que en Melilla se halló en mayor abundancia la morfoespecie *Catharosoma* sp. 1 (Diplopoda). Se hallaron morfoespecies exclusivas de los espacios verdes rurales. Las especies *Cylindroiulus* sp. 2, *Lithobiomorpha* sp. 2 y *Scolopendromorpha* sp. 2 fueron exclusivas de Melilla. Para el Parque Lecocq lo fueron *Cylindroiulus* sp. 3, *Dalodesmidae* sp. y *Scolopendromorpha* sp. 3.

Tabla 1: Lista de morfoespecies con sus correspondientes abundancias en cada espacio verde relevado. Las especies indicadas con un asterisco (*) son especies exóticas.

Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq	Total
Diplopoda	Julida	Julidae	<i>Cylindroiulus</i>	<i>Cylindroiulus</i> sp. 1*	384	585	5	424	1398
				<i>Cylindroiulus</i> sp. 2*	0	0	36	0	36
				<i>Cylindroiulus</i> sp. 3*	0	0	0	1	1
		Blaniulidae	<i>Nopoiulus</i>	<i>Nopoiulus kochii</i> *	63	1	0	0	64
	Polydesmida	Paradoxosomatidae	<i>Catharosoma</i>	<i>Catharosoma</i> sp. 1	0	0	85	8	93
				<i>Catharosoma</i> sp. 2	0	0	1	1	2
		Polydesmidae	<i>Brachydesmus</i>	<i>Brachydesmus superus</i> *	24	1	0	0	25
		Dalodesmidae		Dalodesmidae sp.	0	0	0	10	10
	Polyxenida			Polyxenida sp.	27	342	0	853	1222
Chilopoda	Lithobiomorpha			Lithobiomorpha sp. 1	4	28	11	167	210
				Lithobiomorpha sp. 2	0	0	5	0	5
	Geophilomorpha			Geophilomorpha sp.	19	20	23	5	67
	Scolopendromorpha			Scolopendromorpha sp. 1	0	2	5	0	7
				Scolopendromorpha sp. 2	0	0	1	0	1
				Scolopendromorpha sp. 3	0	0	0	1	1
Symphyla				Symphyla sp.	0	0	2	7	9
				Abundancia	521	979	174	1477	3151

Las curvas de rarefacción del Parque Rivera, Lecocq y Melilla no alcanzaron una asíntota. Por lo que la riqueza estimada es mayor que la observada. El único espacio verde que si la alcanzó fue el Parque Baroffio (Figura 6).

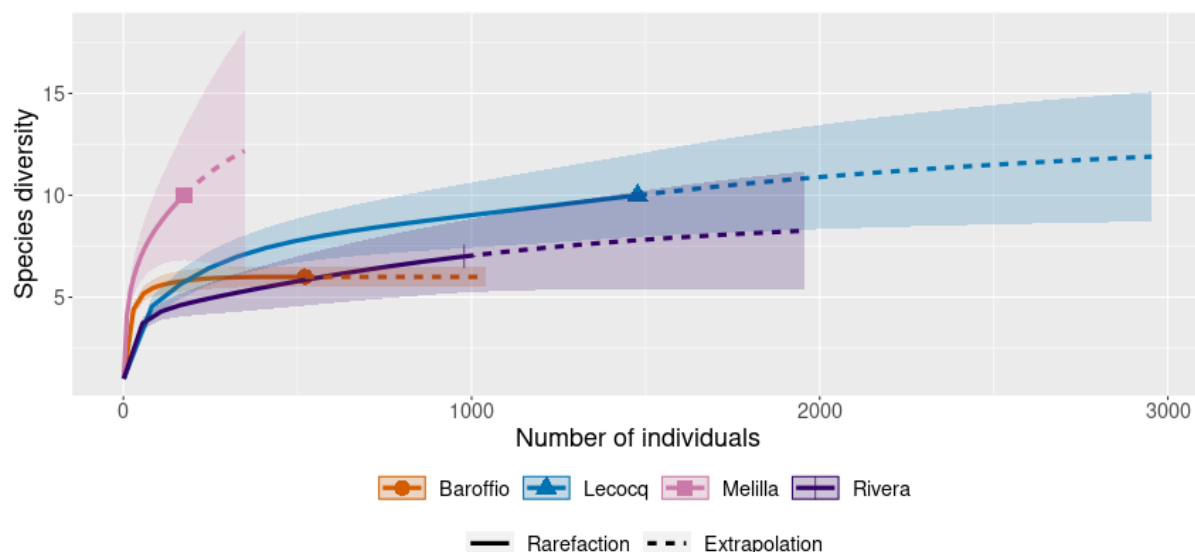


Figura 6: Curvas de rarefacción y extrapolación de la riqueza de especies en los diferentes espacios verdes muestreados con intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas).

Los espacios verdes con mayor riqueza fueron el Parque Lecocq y Melilla. Mientras que el Parque Baroffio fue el sitio de muestreo con la menor riqueza (Tabla 2). Los números de Hill mostraron que Melilla fue el espacio verde más diverso taxonómicamente y Baroffio el menos diverso (Tabla 2). Cuando se observan los espacios verdes en conjunto como urbanos y rurales, los espacios verdes rurales presentaron mayor riqueza y mayor diversidad (Tabla 2).

Tabla 2: Números de Hill de los diferentes espacios verdes y de las diferentes agrupaciones por su grado de urbanización (Urbanos y Rurales). Abreviaturas: q0= Riqueza de especies; q1= Exponencial del índice de Shannon; q2= Inverso del índice de Simpson.

	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq	Urbanos	Rurales
q0	6	7	10	10	7	14
q1	2,56	2,43	4,60	2,85	2,77	3,88
q2	1,78	2,08	3,29	2,33	2,08	2,86

Melilla fue el espacio verde más diverso al comparar q1 y q2 con los demás espacios verdes (Tabla 2 y Figura 7). El Parque Baroffio fue el espacio verde menos diverso

al comparar los valores de q_2 (Tabla 2 y Figura 7). Se observó que la riqueza específica (q_0) entre Melilla y el Parque Baroffio difiere significativamente (Figura 7).

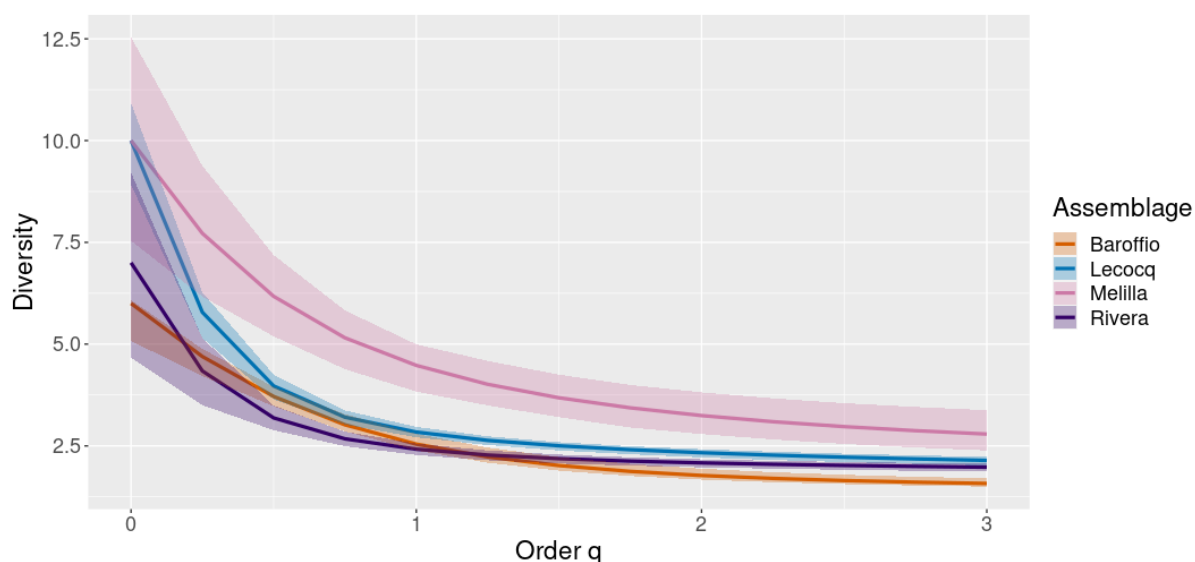


Figura 7: Perfiles de diversidad de miriápodos en los sitios de muestreo en base a los números de Hill (q) con intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas).

En su conjunto, los espacios verdes rurales presentaron mayor riqueza específica (q_0) e índices de diversidad (q_1 y q_2) que los espacios verdes urbanos (Figura 8).

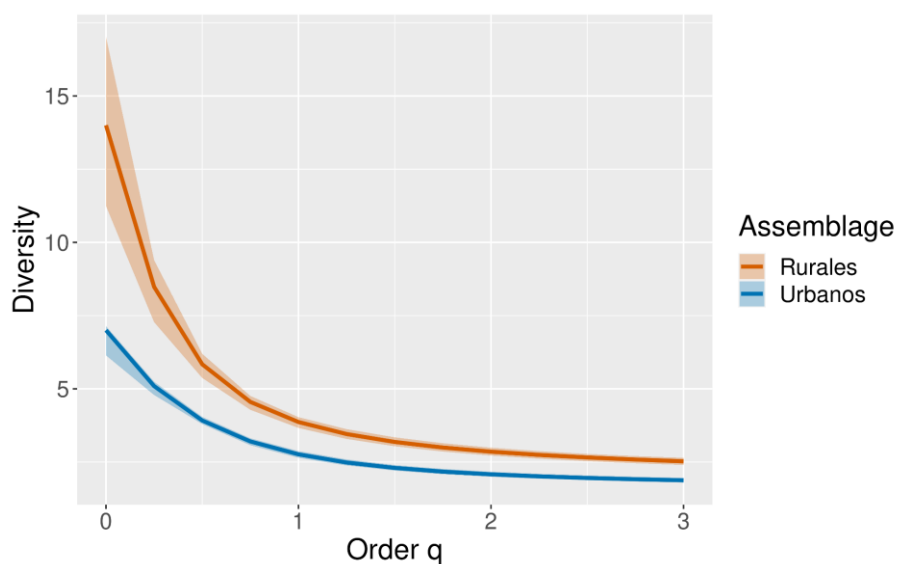


Figura 8: Perfiles de diversidad de miriápodos en los sitios de muestreo (Rurales: Parque Lecocq y Melilla; Urbanos: Parque Baroffio y Rivera) en base de los números de Hill (q) con intervalos de confianza del 95% (áreas sombreadas).

Identificación molecular y diversidad filogenética

Se extrajo ADN de 126 individuos y se seleccionaron 58 individuos para amplificar y secuenciar el fragmento del gen *cox1*: 17 individuos de Diplopoda, 37 de Chilopoda y cuatro de Symphyla de los cuales 13 individuos pertenecen al Parque Baroffio, 12 al Parque Rivera, 16 al Parque Lecocq y 17 a la localidad de Melilla.

Solamente dos morfoespecies no pudieron ser amplificadas en ninguno de los espacios verdes: *Nopoiulus kochii* (Diplopoda) y *Dalodesmidae* sp. (Diplopoda). Además, algunas morfoespecies no se lograron amplificar en ciertos Parques:

-En el Parque Rivera: *Brachydesmus superus* (Diplopoda) y *Scolopendromorpha* sp. 1 (Chilopoda).

-En el Parque Lecocq: *Cylindroiulus* sp. 1 (Diplopoda), *Cylindroiulus* sp. 3 (Diplopoda), *Catharosoma* sp. 1 (Diplopoda) y *Scolopendromorpha* sp. 3 (Chilopoda).

Se recuperó el Subphylum Myriapoda como grupo monofilético (soporte mayor a 85 de Ultrafastbootstrap). Asimismo, las Clases Diplopoda y Symphyla se recuperan monofiléticas con soporte de ultrafastbootstrap 85,3 y 94,3 respectivamente. Dentro de los quilópodos, los órdenes Lithobiomorpha y Geophilomorpha se recuperaron monofiléticos y con soporte de Ultrafastbootstrap 88,8 y 91,5 respectivamente. Sin embargo, el género *Cryptops* (Chilopoda: Scolopendromorpha) resultó parafilético respecto al clado de los demás quilópodos (Lithobiomorpha, Geophilomorpha, Scolopendromorpha: *Rhysida*). En el caso de Diplopoda se recuperaron monofiléticos el orden Polyxenida y las familias Julidae y Paradoxosomatidae con soporte de Ultrafastbootstrap 99,9, 96,8 y 85 respectivamente (Figura 9). Las secuencias generadas en este trabajo siempre se encuentran contenidas dentro de alguno de estos grupos.

Con el método GMYC se identificaron los linajes evolutivos independientes de las diferentes agrupaciones.

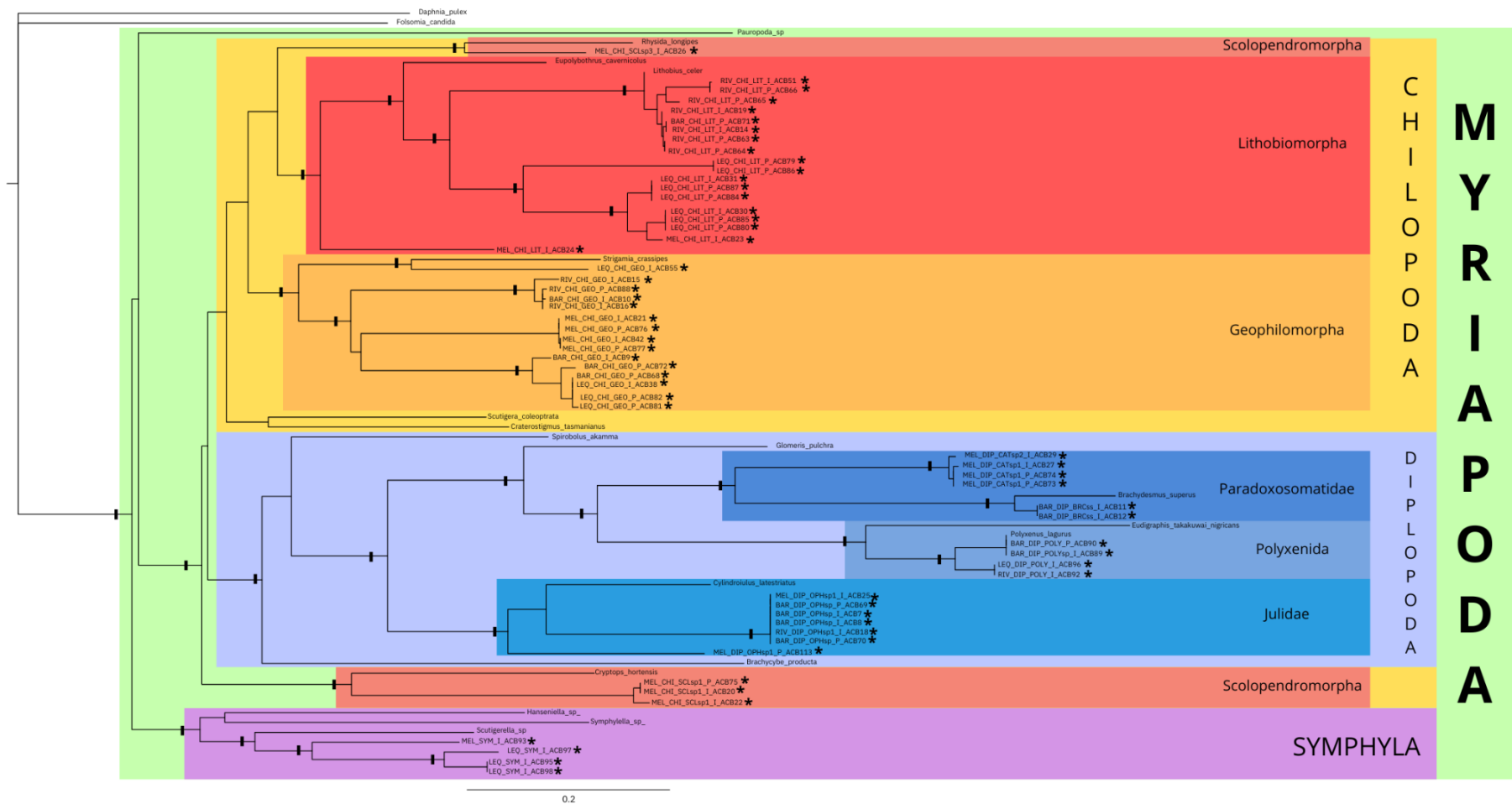


Figura 9: Árbol de máxima verosimilitud. Ultrafastbootstrap= 1000. Valores mayores a 85% indicados en los nodos con un rectángulo negro sobre la rama. Abreviaturas: MEL= Melilla; LEQ= Lecocq; BAR= Baroffio; RIV= Rivera; DIP= Diplopoda; CHI= Chilopoda; SYM= Symphyla; GEO= Orden Geophilomorpha; LIT= Orden Lithobiomorpha; SCL= Orden Scolopendromorpha; POLY= Polyxenida; CAT= Género *Catharosoma*; OPH= Género *Ophiulus*; BRCss= *Brachydesmus superus*; ACB= Código ADN personal, *= Secuencias generadas en este trabajo

En su totalidad se delimitaron 24 especies/morfoespecies: siete especies de Diplopoda, 15 de Chilopoda y dos de Symphyla. A partir de la posterior contrastación morfológica, seis son especies confirmadas y 18 no fueron identificadas a nivel de especie (12 fueron a nivel de género, cinco fueron a nivel de familia y uno fue a nivel de clase). Dentro de Diplopoda, se realizaron cambios de género en dos especies de la familia Julidae. *Cylindroiulus* sp. 1 fue mal atribuido y con el análisis molecular se posicionó dentro del género *Ophiulus*. *Cylindroiulus* sp. 2 se posicionó dentro del género *Julus*. *Nopoiulus kochii* y Dalodesmidae sp. no se lograron secuenciar pero al estar delimitados morfológicamente fueron utilizados en los análisis. Además, se delimitan *Catharosoma* sp. 1 y *Brachydesmus superus*. Por último, se determinó la especie de Polyxenida como *Polyxenus lagurus*. En la Clase Chilopoda, se delimitaron ocho morfoespecies para el orden Lithobiomorpha con tres especies identificadas: *Lithobius celer*, *Lithobius forficatus* y *Lamyctes coeculus*. Las otras especies se atribuyeron al género *Lithobius*. Dentro de Geophilomorpha se hallaron cinco especies todas pertenecientes a la familia Geophilidae. Solo una especie pudo ser identificada dentro del género *Eurytion*. Para el orden Scolopendromorpha se encontraron dos especies de los géneros *Rhysida* y *Cryptops*. Finalmente, se distinguieron dos especies de la clase Symphyla, una de las cuales pertenece al género *Scutigereilla*.

Con la comparación de secuencias contra los repositorios de secuencias (BLAST (Altschul et al., 1990) y BOLD (Ratnasingham & Hebert, 2007)) y los análisis de delimitación de especies y la integración de la información taxonómica se genera una nueva tabla de diversidad con especies confirmadas identificadas y especies potencialmente nuevas, además de la identificación de especies exóticas (Tabla 3 y anexo Figuras 17-23).

A partir de la integración de la información taxonómica y molecular, el Parque Lecocq presentó mayor riqueza que los otros espacios verdes cuando se toman en cuenta tanto las especies exóticas como las nativas (Tabla 3). Se hallaron especies exclusivas para cada espacio verde. Para el Parque Baroffio: *Brachydesmus superus* (especie exótica) y Geophilidae sp. 3. Para el Parque Rivera: *Lithobius forficatus* (especie exótica) y *Lithobius* sp. 1. Para el Parque Lecocq: Dalodesmidae sp., *Lithobius* sp. 2, *Lithobius* sp. 3, *Lithobius* sp. 4, Geophilidae sp. 1 y Symphyla sp. Para Melilla: *Julus* sp. (especie exótica), *Catharosoma* sp., *Lithobius* sp. 5, *Lamyctes coeculus* (especie exótica), Geophilidae sp. 4, *Rhysida* sp., *Cryptops* sp. y *Scutigereilla* sp.. En conjunto los espacios verdes rurales presentaron casi el doble de riqueza de especies que los espacios verdes urbanos (Tabla 3).

Tabla 3: Lista de especies delimitadas como OTUs, y presencias (1) y ausencias (0) en los diferentes espacios verdes relevados y riqueza en los diferentes espacios verdes y en agrupaciones (Urbanos y Rurales). Abreviaturas: q0= Riqueza de especies. Las especies indicadas con un asterisco (*) son especies exóticas.

					Espacios verdes rurales		Espacios verdes rurales		
Clase	Orden	Familia	Género	Especie	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq	
Diplopoda	Julida	Julidae	<i>Julus</i>	<i>Julus</i> sp. 1*	0	0	1	0	
			<i>Ophiulus</i>	<i>Ophiulus</i> sp. 1*	1	1	1	0	
			<i>Nopoiulus</i>	<i>Nopoiulus kochii</i>	1	1	0	0	
	Polydesmida	Paradoxosomatidae	<i>Catharosoma</i>	<i>Catharosoma</i> sp. 1	0	0	1	0	
		Polydesmidae	<i>Brachydesmus</i>	<i>Brachydesmus superus</i> *	1	0	0	0	
		Dalodesmidae		Dalodesmidae sp.	0	0	0	1	
	Polyxenida	Polyxenidae	Polyxenus	<i>Polyxenus lagurus</i> *	1	1	0	1	
Chilopoda	Lithobiomorpha	Lithobiidae	<i>Lithobius</i>	<i>Lithobius celer</i> *	1	1	0	0	
				<i>Lithobius forficatus</i> *	0	1	0	0	
				<i>Lithobius</i> sp. 1	0	1	0	0	
				<i>Lithobius</i> sp. 2	0	0	0	1	
				<i>Lithobius</i> sp. 3	0	0	0	1	
				<i>Lithobius</i> sp. 4	0	0	0	1	
				<i>Lithobius</i> sp. 5	0	0	1	0	
		Heincopidae	<i>Lamyctes</i>	<i>Lamyctes coeculus</i> *	0	0	1	0	
	Geophilomorpha	Geophilidae		Geophilidae sp. 1	0	0	0	1	
				Geophilidae sp. 2	1	0	0	1	
				Geophilidae sp. 3	1	0	0	0	
				Geophilidae sp. 4	0	0	1	0	
			<i>Eurytion</i>	<i>Eurytion</i> sp.	1	1	0	0	
	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Rhysida</i>	<i>Rhysida</i> sp.	0	0	1	0	
		Cryptopidae	<i>Cryptops</i>	<i>Cryptops</i> sp.	0	0	1	0	
	Symphyla		Scutigerellidae	<i>Scutigereella</i>	<i>Scutigereella</i> sp.	0	0	1	0
					Symphyla sp.	0	0	0	1
				q0	8	7	9	11	
				q0		10		18	

En los análisis de la diversidad filogenética con las especies exóticas incluidas, Melilla resultó ser el espacio verde más diverso. El Parque Lecocq fue el espacio verde con menos diversidad filogenética (Tabla 4). Al realizar el análisis sin las especies exóticas,

Melilla continuó siendo el espacio más diverso filogenéticamente seguido por el Parque Lecocq mientras que el Parque Baroffio fue el espacio verde con menos diversidad filogenética seguido por el Parque Rivera. Al analizar los espacios verdes en conjunto por su grado de urbanización, los espacios verdes rurales presentaron mayor diversidad filogenética (Tabla 4). Al quitar las especies exóticas de los análisis de diversidad filogenética, los índices variaron altamente. Los espacios verdes rurales continuaron siendo los más diversos filogenéticamente. Para los espacios verdes urbanizados la diversidad filogenética disminuyó en mayor proporción (Tabla 4).

Tabla 4: Valores de índice de diversidad filogenética de Faith (PD) para cada espacio verde y para las agrupaciones (Urbanos y Rurales).

	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq	Urbanos	Rurales
Con especies exóticas	2,18	2,07	2,96	1,90	2,24	4,79
Sin especies exóticas	0,38	0,75	2,13	1,30	0,78	3,41

Al considerarse la Clase Chilopoda, los espacios verdes siguieron un patrón similar al anterior. Melilla resultó el espacio verde más diverso filogenéticamente. Mientras que el Parque Baroffio fue el espacio verde menos diverso filogenéticamente. Al quitar las especies exóticas del análisis, los espacios verdes urbanos fueron los menos diversos filogenéticamente. El más diverso filogenéticamente sin especies exóticas fue el Parque Lecocq (Tabla 5). Mientras que al considerarse la Clase Diplopoda se observó que el espacio verde más diverso filogenéticamente fue el Parque Rivera cuando se toman en cuenta todas las especies y el Parque Baroffio resultó el menos diverso (Tabla 5). Al quitar las especies exóticas, los espacios verdes urbanos disminuyeron su diversidad a cero y Melilla fue el espacio verde más diverso filogenéticamente. El Parque Lecocq no se logró analizar debido a que no se lograron analizar secuencias de miriápodos en este espacio verde.

Tabla 5: Valores de índice de diversidad filogenética de Faith (PD) para cada espacio verde para las Clases Chilopoda y Diplopoda.

	Chilopoda				Diplopoda			
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Con especies exóticas	0,76	1,10	1,28	1,02	0,74	0,94	0,77	NA
Sin especies exóticas	0,40	0,75	0,97	1,02	0	0	0,01	NA

En la relación a la Clase Symphyla solamente se logró analizar para el Parque Lecocq que presentó un índice de diversidad filogenética de Faith (PD) de 0,08. El mismo valor se mantuvo al quitar las especies exóticas.

Composición de especies de los espacios verdes

Mediante el análisis NMDS se observó que el Parque Rivera y Parque Baroffio presentaron mayor similitud entre sí que con los demás espacios verdes. El Parque Lecocq y Melilla poseen puntos más alejados, por lo que existe una disimilitud en la composición de especies entre estos espacios (Figura 10).

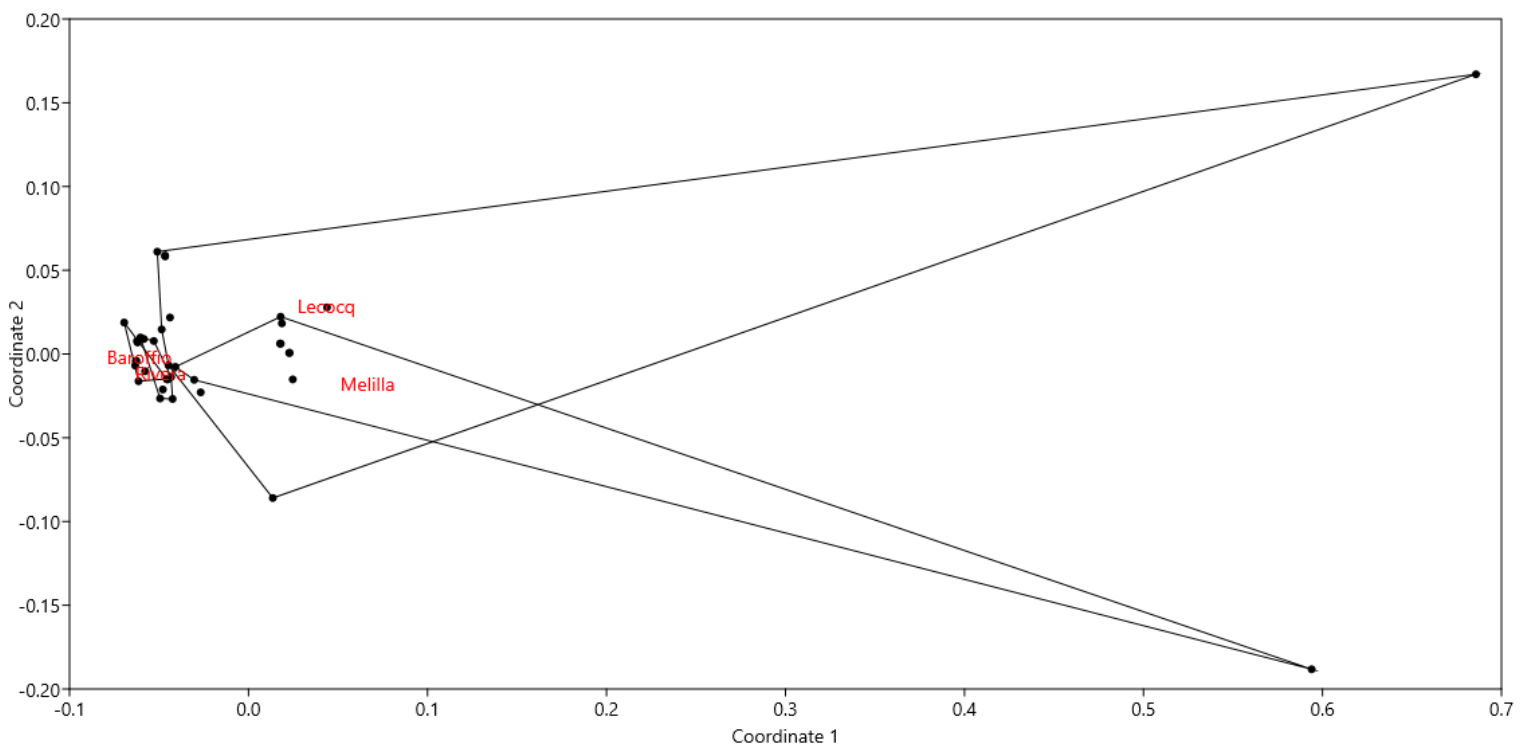


Figura 10: Representación gráfica del análisis NMDS para el Subphylum Myriapoda. Stress= 0,37.

Al realizar el análisis para la Clase Chilopoda se observa que no existe una diferencia en la composición de especies entre los espacios verdes y hay un gran solapamiento entre las áreas correspondientes a cada espacio verde (Figura 11).

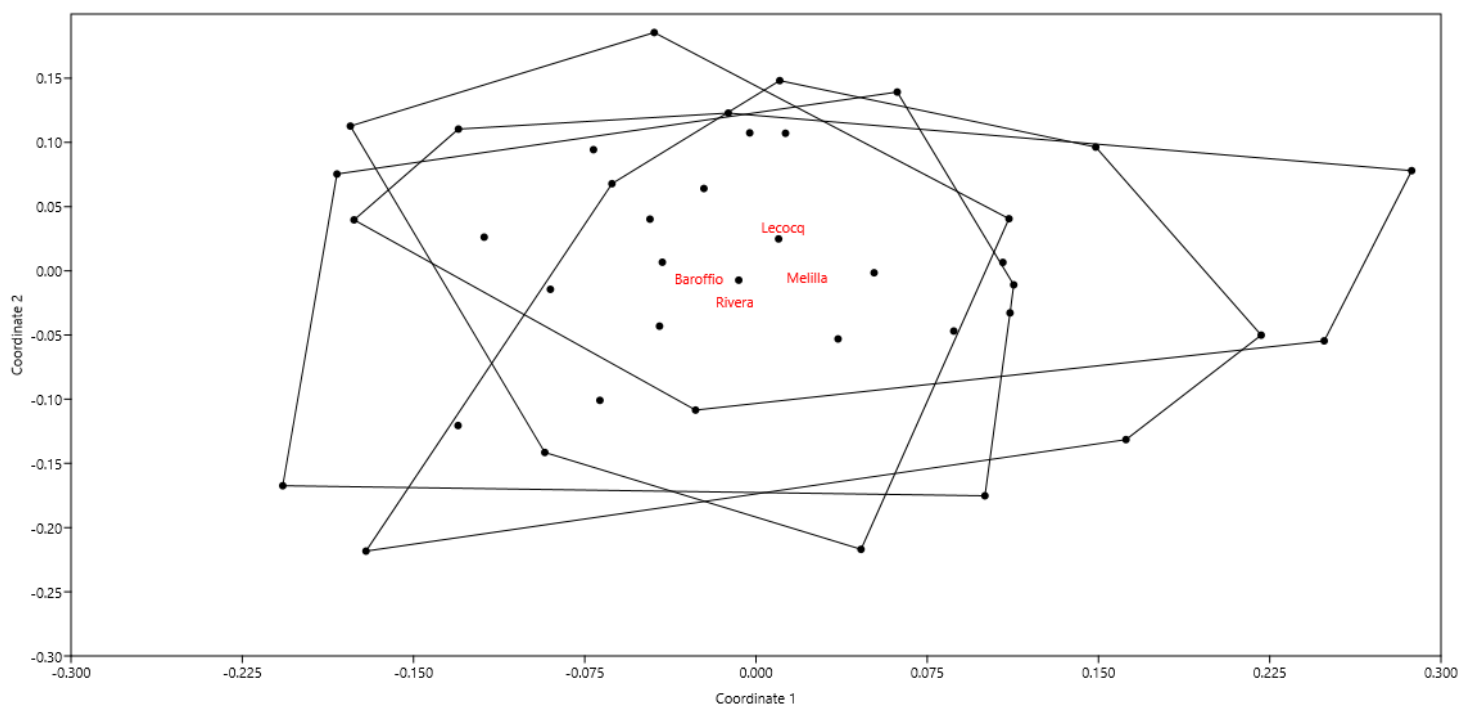


Figura 11: Representación gráfica del análisis NMDS para la Clase Chilopoda. Stress: 0,97.

En el caso del análisis NMDS para la Clase Diplopoda se puede observar una gran cercanía entre los espacios verdes urbanizados (Rivera y Baroffio) que indica una similitud en la composición de especies entre estos sitios de muestreo (Figura 12).

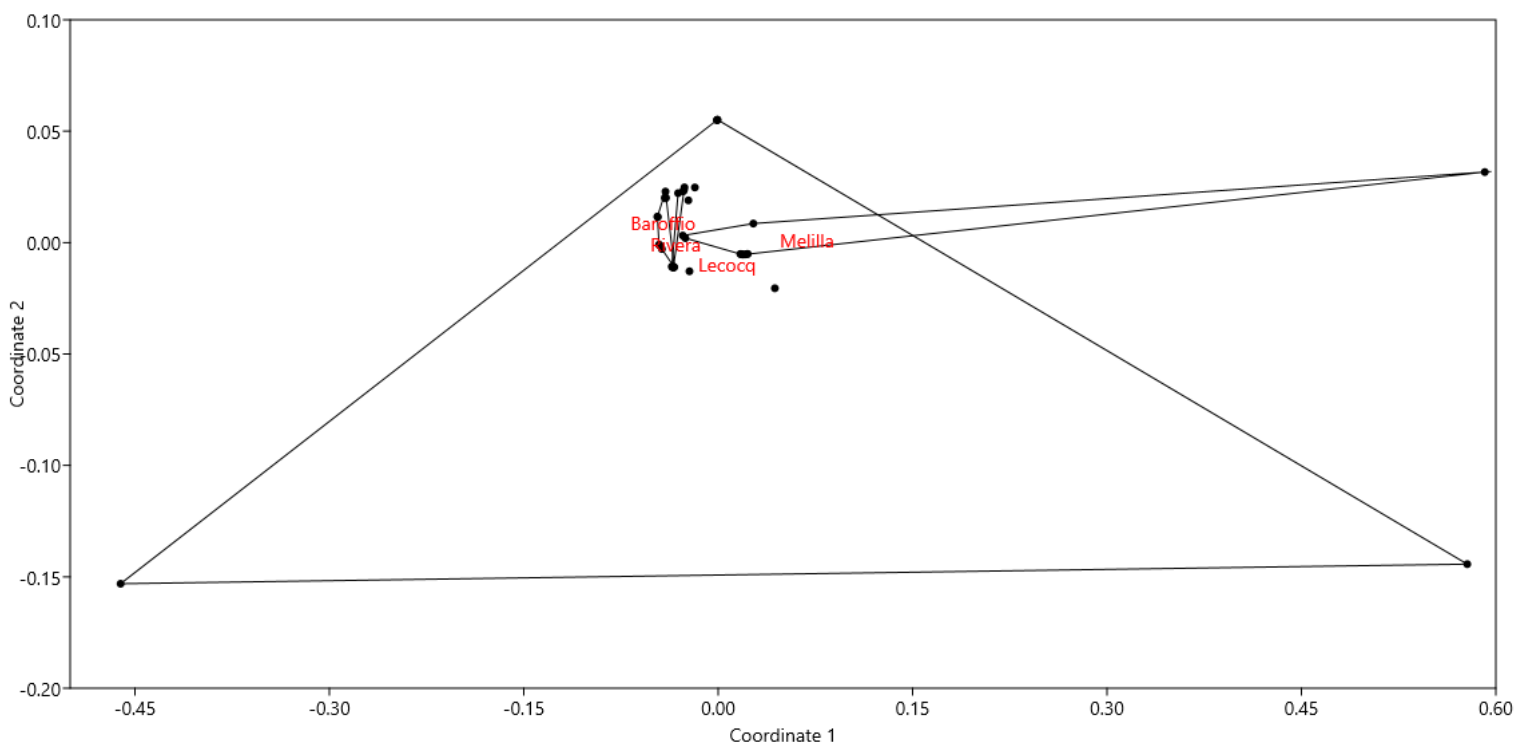


Figura 12: Representación gráfica del análisis NMDS para la Clase Diplopoda. Stress: 0,37.

El análisis ANOSIM indicó diferencias significativas en la composición de especies de miriápodos entre los diferentes espacios verdes ($R = 0,54$, $p = 0,0001$). En la comparación pareada de los espacios verdes se encontraron diferencias significativas en la composición de especies entre todos los espacios verdes. Los espacios verdes más similares entre sí fueron el Parque Rivera y el Parque Lecocq (Tabla 6). La composición de especies de Melilla difiere altamente de la de los Parques Rivera y Baroffio (Tabla 6).

Tabla 6: Valores pareados del análisis ANOSIM utilizando el índice de similitud de Jaccard para el Subphylum Myriapoda. Valores de R debajo de la diagonal y valores de p sobre la diagonal.

	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio	-	0,0008	0,0001	0,0001
Rivera	0,44	-	0,0001	0,0012
Melilla	0,86	0,82	-	0,0002
Lecocq	0,46	0,31	0,42	-

Para la Clase Chilopoda, el análisis ANOSIM no indicó diferencias en la composición de especies entre los diferentes espacios verdes ($R= 0,027$, $p= 0,017$).

El análisis ANOSIM indicó diferencias significativas en la composición de especies de diplópodos entre los diferentes espacios verdes ($R= 0,5779$, $p= 0,0001$). En la comparación pareada de los espacios verdes se encontraron diferencias significativas en la composición de especies entre todos los espacios verdes. Melilla posee una composición de especies altamente diferente en comparación a la encontrada en los Parques Baroffio y Rivera (Tabla 7). Los espacios verdes más similares entre sí son el Parque Lecocq y el Parque Rivera (Tabla 7).

Tabla 7: Valores pareados del análisis ANOSIM utilizando el índice de similitud de Jaccard para las especies de la Clase Diplopoda. Valores de R debajo de la diagonal y valores de p sobre la diagonal.

	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio	-	0,0007	0,0001	0,0001
Rivera	0,55	-	0,0001	0,0004
Melilla	0,86	0,80	-	0,0005
Lecocq	0,49	0,35	0,43	-

Se identificaron ocho especies indicadoras con un valor de IndVal de 100%. Las especies indicadoras del Parque Baroffio fueron *Nopoiulus kochii* (Diplopoda) ($p= 0,0325$) y *Brachydesmus superus* (Diplopoda) ($p= 0,0325$). La del Parque Rivera fue *Lithobius forficatus* (Chilopoda) ($p= 0,0357$). Para Melilla fueron Geophilidae sp. 3 (Chilopoda) ($p= 0,038$) y *Cryptops* sp. 1 (Chilopoda) ($p= 0,038$). Por último, para el Parque Lecocq se encontraron tres especies indicadoras, Dalodesmidae sp. (Diplopoda) ($p= 0,0344$), *Lithobius* sp. 2 (Chilopoda) ($p= 0,0344$) y *Lithobius* sp. 4 (Chilopoda) ($p= 0,0344$) (Figura 13).

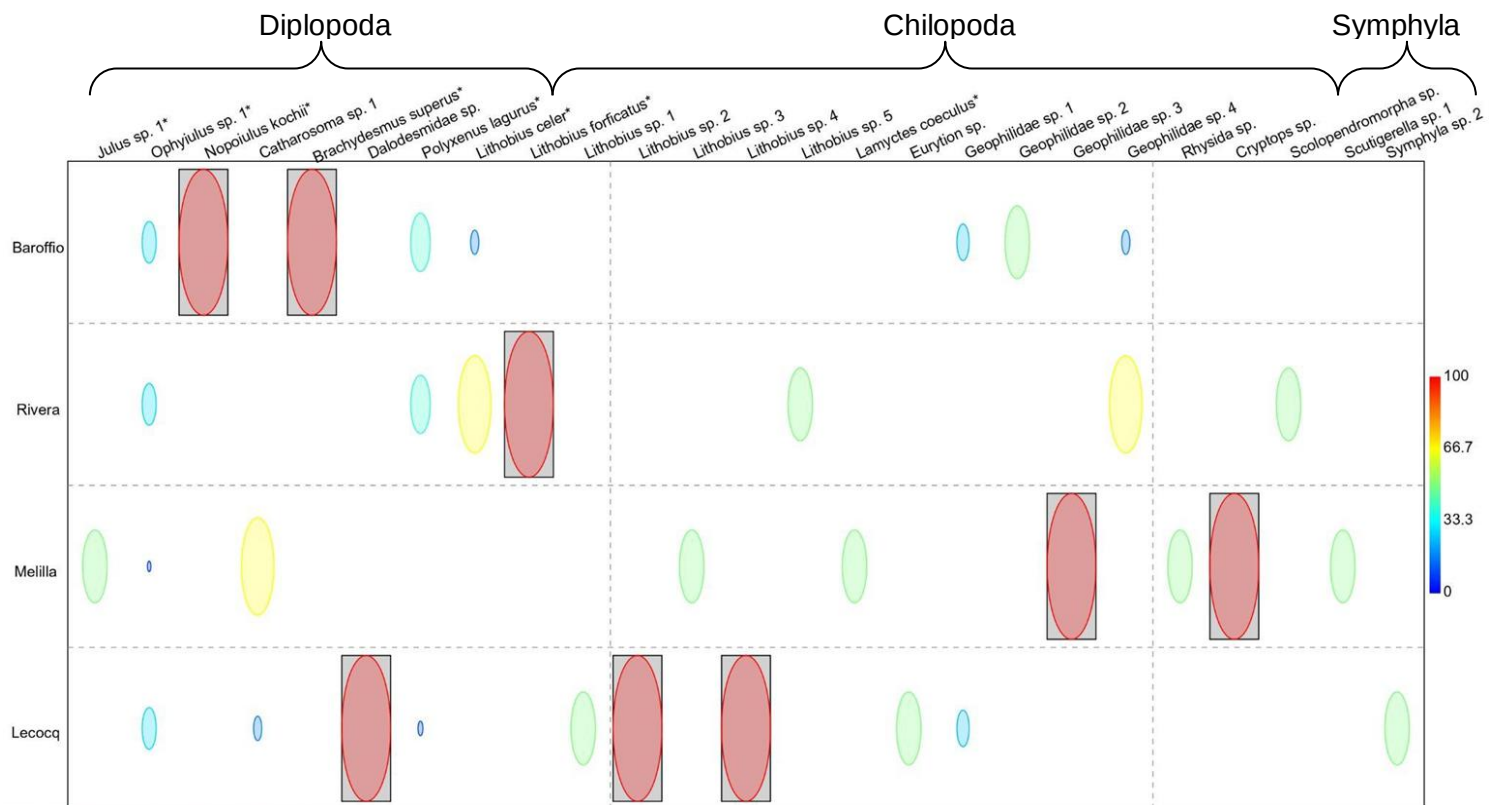


Figura 13: Representación gráfica del análisis IndVal. La escala de color muestra el grado de asociación de las especies con los diferentes espacios (desde azul=0% a rojo=100%). Las asociaciones que presentan significancia estadística ($p < 0,05$) se encuentran recuadradas.

Incidencia de variables ambientales en las especies

En la Tabla 8 se observan las medias de las variables ambientales y espaciales de cada espacio verde relevado.

Tabla 8: Promedio y desvío estándar de las variables obtenidas *in situ* y satelitalmente. Abreviaturas: V= porcentaje de cobertura vegetal; H= porcentaje de cobertura de hojarasca; S= porcentaje de suelo desnudo; hM= altura del mantillo; Hr= humedad *in situ*; TS= temperatura de suelo; L= porcentaje de luminosidad; ALAN= intensidad de luces artificiales nocturnas; NDVI= índice diferencial de vegetación normalizado; hpd= densidad poblacional humana; hD= altura de canopy; NDWI= índice diferencial de agua normalizado; 0= tomado en un punto; 30= tomado en un radio de 30 metros; 50= tomado en un radio de 50 metros; 100= tomado en un radio de 100 metros; 200= tomado en un radio de 200 metros.

	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
V (%)	33,29 ± 27,13	38,45 ± 28,29	60,60 ± 46,32	1,15 ± 2,27
H (%)	47,94 ± 29,05	43,34 ± 28,49	31,44 ± 47,55	90,08 ± 23,16
S (%)	25,62 ± 20,24	18,43 ± 23,36	8,84 ± 23,29	6,66 ± 17,76
hM (cm)	0,82 ± 0,63	0,71 ± 0,67	3,24 ± 4,24	1,56 ± 0,80
Hr (%)	59,40 ± 2,22	59,70 ± 5,16	44,70 ± 10,88	51,20 ± 11,48
TS (°C)	24,10 ± 2,13	24,06 ± 3,22	20,91 ± 6,31	17,70 ± 7,68
L (%)	54,62 ± 14,63	56,25 ± 18,92	81,75 ± 29,20	29,33 ± 13,43
Alan0 (nWatts/sr/cm ²)	51,35 ± 0	52,78 ± 0	0,83 ± 0	2,83 ± 0
Alan30 (nWatts/sr/cm ²)	51,16 ± 2,66	49,59 ± 4,90	0,87 ± 0,072	2,85 ± 0,26
Alan50 (nWatts/sr/cm ²)	51,36 ± 0	49,36 ± 0	0,87 ± 0	2,83 ± 0
Alan100 (nWatts/sr/cm ²)	51,32 ± 0,93	48,63 ± 4,91	0,89 ± 0,072	2,83 ± 0
Alan200 (nWatts/sr/cm ²)	50,90 ± 2,20	48,41 ± 4,90	0,90 ± 0,073	2,78 ± 0,18
NDVI0	0,81 ± 0	0,68 ± 0	0,55 ± 0	0,62 ± 0
NDVI30	0,55 ± 0,14	0,58 ± 0,15	0,62 ± 0,10	0,61 ± 0,14
NDVI50	0,67 ± 0,13	0,58 ± 0,13	0,62 ± 0,082	0,67 ± 0,088
NDVI100	0,52 ± 0,21	0,57 ± 0,13	0,59 ± 0,087	0,67 ± 0,14
NDVI200	0,41 ± 0,22	0,57 ± 0,16	0,61 ± 0,11	0,60 ± 0,20
hpd0 (hab/km ²)	4906,52 ± 0	4906,52 ± 0	8,53 ± 0	6,37 ± 0
hpd30 (hab/km ²)	5392,05 ± 0	5832,77 ± 0	8,12 ± 0	5,69 ± 0
hpd50 (hab/km ²)	5132,90 ± 0	NA	8,53 ± 0	6,37 ± 0
hpd100 (hab/km ²)	5197,59 ± 0	6083,20 ± 0	8,53 ± 0	6,37 ± 0
hpd200 (hab/km ²)	5444,02 ± 0	5889,53 ± 0	8,28 ± 0	5,29 ± 0
hD0 (sr)	18 ± 9	23 ± 10	10 ± 8	17 ± 9
hD30 (sr)	14,68 ± 8,84	21,03 ± 10,43	10,46 ± 8,43	15,80 ± 8,77
hD50 (sr)	15,56 ± 8,92	22,23 ± 10,75	10,22 ± 8,01	17,89 ± 9,01
hD100 (sr)	14,91 ± 9,19	20,36 ± 11,11	10,41 ± 8,63	17,82 ± 8,94
hD200 (sr)	13,99 ± 9,01	19,61 ± 10,73	10,86 ± 9,13	15,80 ± 8,56
NDWI0	-0,74 ± 0	-0,66 ± 0	-0,49 ± 0	-0,61 ± 0
NDWI30	-0,54 ± 0,11	-0,61 ± 0,13	-0,60 ± 0,072	-0,59 ± 0,11

NDWI50	-0,66 ± 0,085	-0,63 ± 0,098	-0,60 ± 0,061	-0,64 ± 0,066
NDWI100	-0,55 ± 0,17	-0,60 ± 0,096	-0,58 ± 0,058	-0,67 ± 0,11
NDWI200	-0,43 ± 0,19	-0,59 ± 0,17	-0,60 ± 0,072	-0,63 ± 0,16

Se hallaron diferencias significativas en las variables:

-porcentaje vegetal (F=18,46; p=0,000339) entre el Parque Lecocq y el Parque Baroffio (F=3; p=0,0005781), entre el Parque Lecocq y el Parque Rivera (F=2; p=0,00004241) y entre el Parque Lecocq y Melilla (F=4; p=0,001132). El Parque Lecocq presentó menor porcentaje vegetal en comparación con todos los espacios verdes.

-porcentaje de hojarasca (H=14,67; p=0,002036) entre el Parque Lecocq y el Parque Baroffio (F=8; p=0,002641), entre el Parque Lecocq y el Parque Rivera (F=6; p=0,001517) y entre el Parque Lecocq y Melilla (F=8; p=0,003903). El Parque Lecocq presentó mayor porcentaje de hojarasca frente a los demás espacios verdes.

-porcentaje de suelo (H=10,97; p=0,006521) entre el Parque Lecocq y el Parque Baroffio (H=13; p=0,006547), entre el Parque Lecocq y el Parque Rivera (H=17; p=0,01519) y entre el Parque Baroffio y Melilla (H=13; p=0,01753). El Parque Lecocq presentó menor porcentaje de suelo desnudo al compararlo con los demás espacios verdes.

-humedad *in situ* (H=12,57; p=0,005439) entre el Parque Baroffio y Melilla (H=6; p=0,0009687) y entre el Parque Rivera y Melilla (H=12; p=0,00445). Melilla presentó menor humedad en comparación a los espacios verdes urbanos.

-luminosidad (F=7,684, p=0,0004739) entre el Parque Lecocq y Melilla (F=6,783; p=0,000178). Melilla presentó mayor luminosidad frente al Parque Lecocq.

-luces artificiales nocturnas en un radio de 30 metros (H=12,7; p=0,005318) entre Melilla y el Parque Baroffio (F=0; p=0,03038), entre Melilla y el Parque Rivera (F=0; p=0,03038), entre Melilla y el Parque Lecocq (F=0; p=0,03038), entre el Parque Rivera y el Parque Baroffio (F=0; p=0,03038) y entre el Parque Rivera y el Parque Lecocq (F=0; p=0,03038). Los espacios verdes urbanos presentaron mayor luces artificiales nocturnas en un radio de 30 metros al compararlos con los espacios verdes rurales.

-índice verde en un punto (F=6,501; p=0,05113) entre el Parque Baroffio y Melilla (F=6,02; p=0,04327). El Parque Baroffio presentó mayor índice verde en un punto al compararlo con Melilla.

-altura de dosel en un radio de 30 metros (F=6,565; p=0,05032) entre el Parque Lecocq y Melilla (F=6,227; p=0,03871). El Parque Baroffio presentó mayor altura de dosel en un radio de 30 metros en comparación a Melilla.

-humedad satelital en un punto (F=7,195; p=0,04336) entre el Parque Baroffio y Melilla (F=6,414; p=0,03508). Melilla presentó una mayor humedad satelital en un punto en comparación al Parque Baroffio.

Para las demás variables no se hallaron diferencias significativas entre los espacios verdes. El análisis pareado entre espacios verdes se encuentra en el anexo (Tabla 9).

A partir del análisis de correlación de Pearson se seleccionaron variables con diferencia significativa y sin correlación. Con estos análisis se seleccionaron tres grupos de variables. Estas variables poseen diferencias significativas entre espacios verdes y no son colineales. Los grupos utilizados fueron:

- Grupo 1: luces artificiales nocturnas tomadas en un radio de 30 metros, vegetación tomada en un radio de 30 metros, altura de dosel tomada en un punto, porcentaje de luminosidad.

- Grupo 2: luces artificiales nocturnas tomadas en un radio de 30 metros, vegetación tomada en un radio de 30 metros, altura de dosel en un punto y porcentaje de suelo desnudo.

- Grupo 3: Porcentaje de hojarasca, humedad, altura de dosel tomada en un punto y porcentaje de luminosidad.

Se realizaron tres grupos con las variables más relacionadas a los hábitos ecológicos de Myriapoda. Dentro de los grupos se encuentran variables en común pero en cada grupo existe al menos una variable ambiental diferente. Esto nos permitió analizar todas las variables ambientales que poseen diferencias significativas entre los espacios verdes.

El análisis de Redundancia indica cómo la presencia de las especies se correlaciona con variables ambientales. Al utilizar las variables del Grupo 1, el análisis presentó significancia estadística ($F= 1,996$; $p= 0,0014$; $R^2_{adj}= 0,4157$). Los dos primeros ejes del RDA explicaron el 32,72% y 22,62% respectivamente (Figura 14). A partir de la representación gráfica, se infiere que la presencia de *Lithobius celer*, *Lithobius forficatus* y *Polyxenus lagurus* se correlacionó positivamente con las luces artificiales nocturnas en un radio de 30 metros, el índice verde en un punto y la altura de dosel en un radio de 30 metros. La presencia de *Ophiulus* sp. 1 se correlacionó positivamente con la altura de dosel en un radio de 30 metros y negativamente con el porcentaje de luminosidad. La presencia de las especies *Lithobius* sp. 5, Geophilidae sp. 2, Geophilidae sp. 4, *Brachydesmus superus* y *Nopoiulus kochii* se correlacionaron positivamente con las luces artificiales nocturnas en un radio de 30 metros.

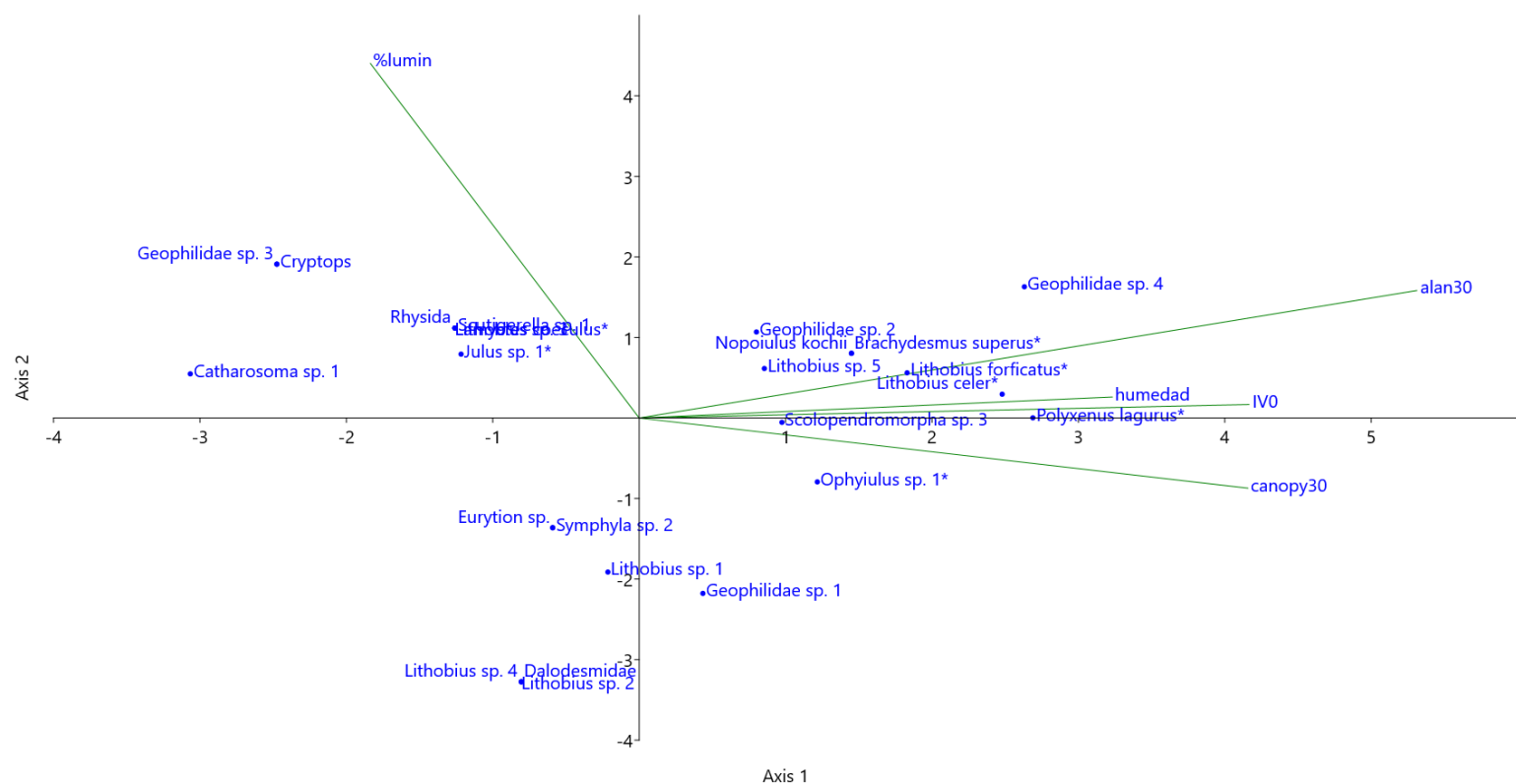


Figura 14: Diagrama de ordenación del análisis de redundancia (RDA). $R^2_{adj} = 0,4157$, $F = 1,996$, $p = 0,014$. Referencia: alan= intensidad de luces artificiales nocturnas. IV= índice diferencial de vegetación normalizado. canopy= altura de dosel. %lumin= porcentaje de luminosidad. 0= tomado en un punto. 30= tomado en un radio de 30 metros.

Al utilizar las variables del Grupo 2, el análisis presentó significancia estadística ($F = 2,038$; $p = 0,023$; $R^2_{adj} = 0,4258$). Los dos primeros ejes del RDA explicaron el 32,05% y 20,5% respectivamente (Figura 15). A partir de la representación gráfica, se infiere que la presencia de *Brachydesmus superus*, *Lithobius forficatus*, *Nopoiulus kochii* y *Geophilidae* sp. 4 se correlacionó positivamente con el porcentaje de suelo desnudo.

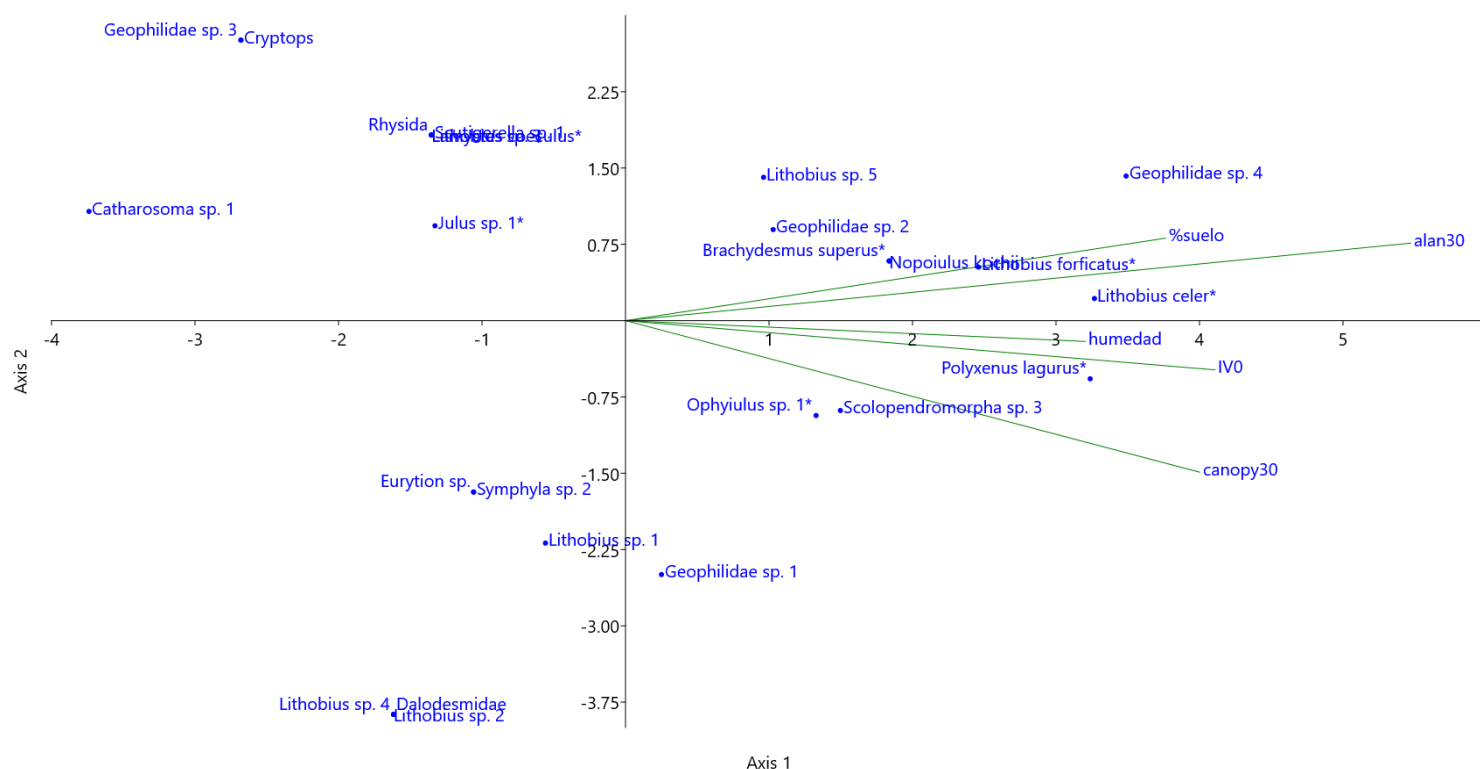


Figura 15: Diagrama de ordenación del análisis de redundancia (RDA). $R^2_{adj} = 0,4258$, $F = 2,038$, $p = 0,023$. Referencia: alan= intensidad de luces artificiales nocturnas. IV= índice diferencial de vegetación normalizado. canopy= altura de dosel. %suelo= porcentaje de suelo desnudo. 0= tomado en un punto. 30= tomado en un radio de 30 metros.

Al utilizar las variables del Grupo 3, el análisis presentó significancia estadística ($F = 2,101$; $p = 0,004$; $R^2_{adj} = 0,3862$). Los dos primeros ejes del RDA explicaron el 29,44% y 23% respectivamente (Figura 16). A partir de la representación gráfica, se infiere que la presencia de *Symphyla* sp., *Geophilidae* sp. 1 y *Eurytion* sp. se correlacionó positivamente con el porcentaje de hojarasca. Además, se infiere que la presencia de *Julus* sp. se correlacionó positivamente con el porcentaje de luminosidad.

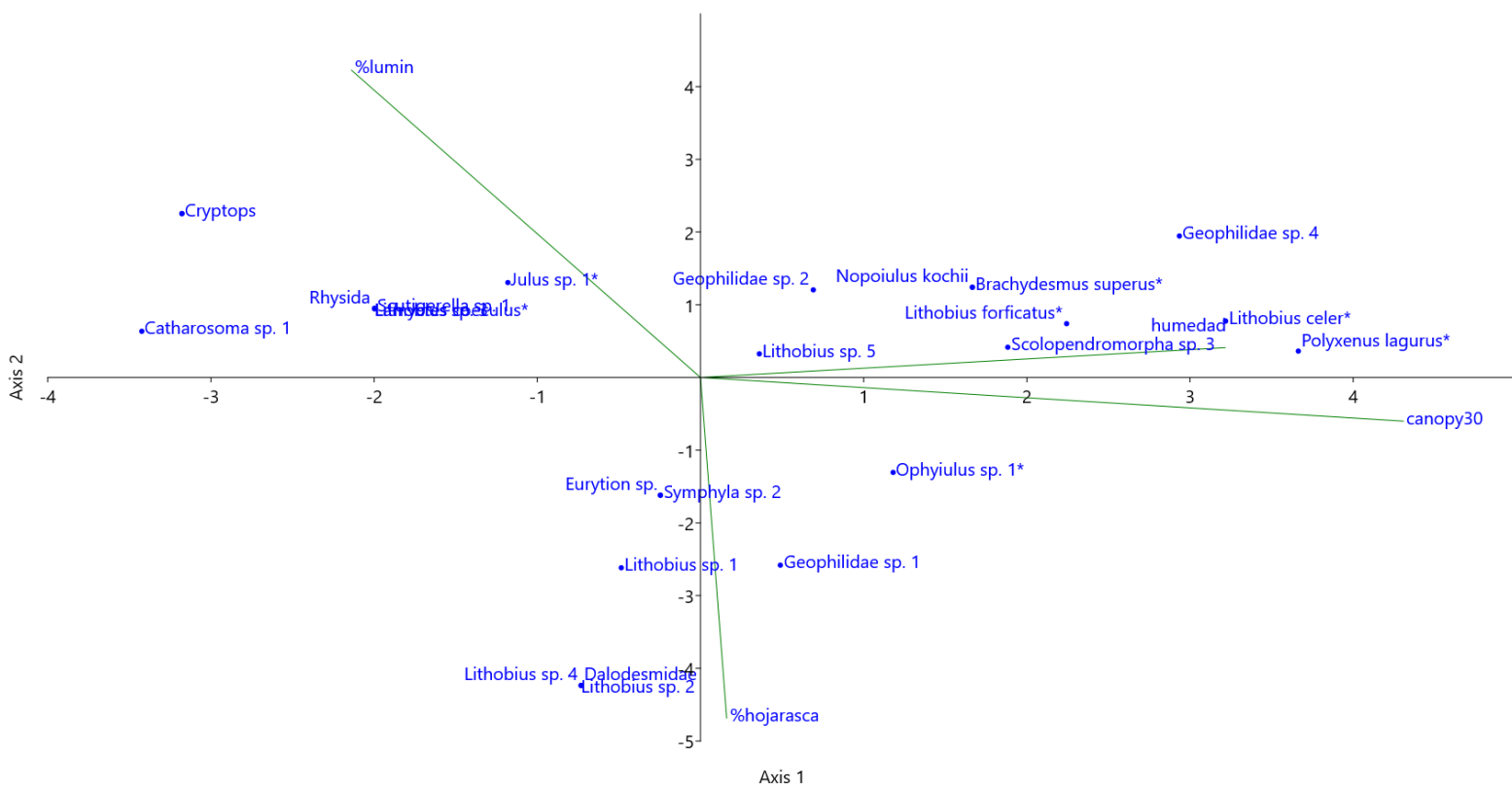


Figura 16: Diagrama de ordenación del análisis de redundancia (RDA). $R^2_{adj} = 0,3862$, $F = 2,101$, $p = 0,004$. Referencia: humedad= humedad *in situ*. %lumin= porcentaje de luminosidad. canopy= altura de dosel. 0= tomado en un punto. 30= tomado en un radio de 30 metros.

Discusión

En otras regiones del mundo, la diversidad de los miriápodos se ha visto afectada por la urbanización y la modificación de su hábitat (Bogyó, 2015; Masse & Makon, 2019; Nkoh et al., 2022). En Uruguay, hasta el momento no habían estudios que abordaran esta temática siendo éste el primer trabajo que compara las comunidades de miriápodos en cuatro espacios verdes urbanos y rurales de Montevideo, con diferencias en su grado de urbanización. Además, es el primer trabajo que utiliza los códigos de barra de la vida en miriápodos presentes en Uruguay, para la identificación de linajes evolutivos independientes, la delimitación de especies y estimación de la diversidad filogenética.

Se halló una gran representatividad de las Clases Chilopoda y Diplopoda en los muestreos con recolección manual en todos los espacios verdes. Esto afianza a éste método como óptimo para el relevamiento de los miriápodos. La abundancia hallada es alta en comparación con lo recolectado en muestreos de milpiés en bosques ribereños del país (Rojas-Buffet, 2023). Además, en dichos muestreos se utilizaron tres métodos de recolección durante cinco estaciones en dos años (primavera, verano, otoño, primavera y verano) (Rojas-Buffet, 2023). Nuestros resultados resaltan la gran abundancia y riqueza en espacios verdes de Montevideo en comparación a bosques ribereños nativos. Al mismo tiempo, se encontraron morfoespecies de diferentes hábitos de vida (arborícolas, fosoriales y errantes).

En cuanto a la cobertura del muestreo, solamente el Parque Baroffio alcanzó una asíntota y se hallaron todas las posibles especies esperadas para dicho espacio verde. Sin embargo, para los demás espacios verdes es necesario un mayor esfuerzo de muestreo para alcanzar la riqueza estimada. Esto permitirá una mejor estimación de las riquezas de miriápodos en los diferentes espacios verdes y alcanzar un mejor entendimiento de su diversidad. La baja cobertura de muestreo del Parque Rivera, Lecocq y Melilla puede deberse a características del Subphylum Myriapoda. Poseen baja abundancia en comparación a otros grupos de artrópodos y posee especies de pequeño tamaño y crípticas (Adis, 2001). Además, tienen un modo de vida fosorial con la capacidad de mantenerse enterrados en el suelo (Haľková et al., 2020) en busca de humedad. Por último, el efecto de la situación climática de sequías en el país en el año 2023 (Instituto Uruguayo de Meteorología, 2023) pudo haber afectado la abundancia y riqueza de las comunidades analizadas.

En este estudio se comprueba que la utilización del gen *cox1* como gen barcode en un grupo poco estudiado y con dificultades en la identificación morfológica es una herramienta óptima. El número de especies halladas aumentó cercanamente al doble en

comparación a la identificación morfológica. Con la integración de la información morfológica y genética se delimitaron 24 linajes mientras que a través de la identificación morfológica se delimitaron 13 morfoespecies. De los 24 linajes, seis fueron identificadas a nivel de especie, 12 fueron a nivel de género, cinco fueron a nivel de familia y uno fue a nivel de clase. Al mismo tiempo, la herramienta molecular permitió corroborar ciertas identificaciones de especies en los géneros correspondientes como sucedió en la familia Julidae. Las morfoespecies identificadas como *Cylindroiulus* fueron identificadas molecularmente como *Ophiulus* y *Julus*. La familia Julidae se caracteriza por una homogeneidad morfológica que dificulta su taxonomía y clasificación entribus y géneros (Enghoff et al., 2011c). Por lo tanto, el uso del gen barcode facilitó su identificación. Seis de las especies fueron identificadas como especies ya descritas. Todas ellas son especies exóticas y cosmopolitas (Chamberlin, 1925; John, 1966; Enghoff, 1975; Korsós et al., 2002; Hickerson et al., 2005; Burrial & Priede, 2007; Agnolin et al, 2020).

Las especies exóticas que se identificaron fueron *Lamyctes coeculus* (Chilopoda), originaria de Italia, y actualmente distribuída en África, Asia, Europa, Sudamérica (Islas Galápagos, Cuba y Venezuela) y Palestina (Brölemann, 1889; Bonato et al., 2016). *Lithobius forficatus* (Chilopoda), originaria de Europa y América del Norte. Distribuida en Rusia y Santa Helena (África) (Linnaeus, 1789; Bonato et al., 2016). *Lithobius celer* (Chilopoda), originaria de Estados Unidos y solamente descrita para ese país (Bollman, 1888; Bonato et al., 2016). *Polyxenus lagurus* (Diplopoda), originaria del Paleártico. Distribuida en Estados Unidos y parte de Australia (Von Linne, 1767; Sierwald et al., 2024). *Nopoiulus kochii* (Diplopoda), originaria de Europa y Estados Unidos, y distribuida actualmente en Egipto, Chile y Nueva Zelanda (Gervais, 1847; Sierwald et al., 2024). *Brachydesmus superus* (Diplopoda), originalmente descrita para República Checa, Austria, Polonia y Hungría, ampliamente distribuida en Europa, Rusia, Estados Unidos, norte de África, Australia, Chile y Argentina (Latzel, 1884; Agnolin et al, 2020; Sierwald et al., 2024).

Algunas de estas especies como *Brachydesmus superus* (Diplopoda), *Polyxenus lagurus* (Diplopoda), *Nopoiulus kochii* (Diplopoda), *Lithobius forficatus* (Chilopoda), han sido identificadas como sinantrópicas, principalmente encontradas en ciudades de Alemania, Argentina, Bulgaria, Hungría y Suiza (Korsós et al., 2002; Stoev, 2004; Voigtländer, 2011; Vilisics et al., 2012; Agnolin et al, 2020). También se encontró a *B. superus* en bosques ribereños asociados al Arroyo Maldonado, Arroyo Pavón, Río Daymán y Río Olimar de nuestro país (Rojas-Buffet, 2023). *N. kochii* se encontró en el bosque ribereño del Río Dayman de nuestro país (Rojas-Buffet, 2023). Además, se detectaron otras especies exóticas pero que no se lograron identificar a nivel específico, como *Julus* sp. 1 (Diplopoda) y *Ophiulus* sp. 1 (Diplopoda) que son integrantes de la familia Julidae, originaria del Paleártico (Agnolin et al, 2020; Enghoff et al., 2011). No fue posible identificar a las demás

especies posiblemente debido a la falta de estudios del grupo en el Neotrópico, falta de claves taxonómicas y de secuencias en los repositorios de secuencias genéticas. Además de que algunas pueden ser potencialmente especies nuevas para la ciencia. Un mayor esfuerzo en el estudio de la diversidad de diplópodos, quilópodos y sínfilos permitirá avanzar en el conocimiento de estos grupos en Uruguay. Las especies nativas que se recolectaron fueron *Catharosoma* sp. 1 (Diplopoda), un género Neotropical (Rodrigues et al., 2020) y *Eurytion* sp. que podría tratarse de *E. huertaultae* o *E. tenebrosus* (Chilopoda), descritas para los Departamentos de Lavalleya y Treinta y Tres respectivamente (Pereira, 2006). También se identifica la clase Symphyla y dentro de la Clase, el género *Scutigerella*. El género *Scutigerella* es sub-cosmopolita y está compuesto por 37 especies, y representa el segundo género más diverso de la familia Scutigerellidae (Jin et al., 2023).

De estas identificaciones, se registran cuatro nuevas especies exóticas para el país: *Polyxenus lagurus* (Diplopoda), *Lithobius forficatus* (Chilopoda), *L. celer* (Chilopoda) y *Lamyctes coeculus* (Chilopoda). Se registran dos nuevos géneros exóticos de milpiés: *Ophiulus* y *Julus*; y un nuevo género de ciempiés: *Rhysida*. Se registra también la familia Henicopidae (Lithobiomorpha: Chilopoda). Se registra por primera vez la Clase Symphyla con dos especies y el género *Scutigerella*. Para la capital existían registradas nueve especies de milpiés (Rojas-Buffet, 2023), dos de estas especies fueron recolectadas en el presente trabajo: *Brachydesmus superus* y *Catharosoma* sp. 1. Mientras que se recolectan cinco nuevas especies para la capital: *Julus* sp. 1, *Ophiulus* sp. 1, *Nopoiulus kochii*, Dalodesmidae sp. y *Polyxenus lagurus*.

Utilizando únicamente la evidencia morfológica, Melilla resultó ser el espacio verde más diverso con una alta riqueza taxonómica y equitatividad en la abundancia de todas las morfoespecies, además es el espacio verde menos influenciado por el humano y con una menor cantidad de especies vegetales exóticas. En el caso de los Parques Lecocq, Rivera y Baroffio la diversidad fue menor por una gran dominancia de las morfoespecies exóticas *Polyxenus lagurus* y *Ophiulus* sp. 1. El Parque Baroffio resultó ser el espacio verde menos diverso taxonómicamente, posiblemente por ser el espacio verde más cercano a edificaciones humanas. La vegetación exótica es una de las principales formas de transportar especies a otros países, esto se ve reforzado en grupos edáficos como los miriápodos (Inieta et al., 2021). Cuando se analizan en conjunto los espacios verdes rurales y los urbanos, se observa una mayor diversidad en los espacios verdes rurales posiblemente dado por la menor influencia humana en estos sitios de muestreo.

Con el análisis de la diversidad filogenética se demuestra cómo las especies exóticas aportan una gran diversidad por su lejanía de parentesco con el resto de las especies. Al realizar el análisis sin las especies exóticas, se observa cómo Melilla posee una mayor diversidad filogenética compuesta por especies nativas. Un estudio en otros

artrópodos (Arachnida e Insecta) demostró una relación negativa entre el gradiente de degradación antropogénica con la diversidad filogenética de escarabajos pertenecientes a la familia Carabidae (Coleoptera: Insecta), mientras que para arácnidos no se halló una asociación significativa (Hacala et al., 2021). También se observó que la temperatura, humedad y salinidad poseen efectos en la diversidad filogenética, y que estos efectos pueden ser positivos o negativos según el grupo de estudio (Hacala et al., 2021). Esto apoya la hipótesis de que los cambios ambientales asociados a espacios verdes urbanos afectan también a la diversidad filogenética. Además, a partir de estudios de diversidad filogenética y biogeografía, se han hallado hotspots de diversidad que tienen en cuenta linajes antiguos evolutivamente y geográficamente únicos para quilópodos (Bharti et al., 2021). Estudios como este resaltan la importancia de considerar la historia evolutiva al analizar la diversidad e importancia de conservar sitios de muestreo que la contengan. Tomar en cuenta el índice de diversidad filogenética (PD) propuesto por Faith (1992a; 1992b) provee una gran herramienta en cuanto a la conservación de áreas, con un foco definido en especies nativas.

Al considerar los OTUs, integrando la información morfológica y genética, se observa como el Parque Lecocq resulta el espacio verde con mayor riqueza de miriápodos seguido por Melilla cuando se toman en cuenta las especies nativas y exóticas. Mientras que los espacios verdes urbanos poseen una menor riqueza. Al ser analizados en conjunto se observa una riqueza mayor de los espacios verdes rurales ($n= 18$) mientras que los espacios verdes urbanos es menor ($n= 10$). Un estudio con metanálisis sobre el efecto de la urbanización en invertebrados edáficos demuestra cómo la riqueza de invertebrados habitantes del suelo disminuye en sitios urbanizados (Szabó et al., 2023b). Otros estudios en miriápodos a lo largo de gradientes urbano-rurales también han hallado una mayor diversidad y riqueza en zonas rurales o suburbanas (Mwabvu, 2007; Bogyó, 2015; Tóth & Hornung, 2019). Además, se ha observado que espacios verdes altamente urbanizados suelen poseer una dominancia de especies exóticas con un desplazamiento de las especies nativas (McIntyre, 2000). Esto también sugieren los resultados de este trabajo para los espacios verdes urbanos analizados y en el Parque Lecocq. Principalmente, lo que sucede es que los invertebrados edáficos con baja dispersión y exóticos suelen aumentar su abundancia en espacios verdes urbanizados o con vegetación exótica (McIntyre, 2000; Szabó et al., 2023). En el caso de Melilla, por más que habitan algunas especies exóticas, existe una equitatividad en cuanto a presencia y abundancia de especies exóticas y nativas. También se observa una mayor cantidad de especies exclusivas en los espacios verdes rurales que en los urbanos. Esto puede deberse a la estabilidad ambiental y climática que ofrecen las ciudades, que tienen como consecuencia una estabilidad en la composición de especies y una mayor abundancia de especies exóticas (Fox, 1979). Mientras que en zonas

donde existe una variabilidad climática mayor (como lo son los espacios verdes rurales) puede favorecer una mayor riqueza de especies nativas o especialistas (Bogyó, 2015).

Los espacios verdes urbanos presentan una similitud mayor en la composición de especies de miriápodos en comparación a los espacios verdes rurales a partir del análisis NMDS, esto puede deberse a su similitud en las especies vegetales, su cercanía geográfica y por ser construidos en un intervalo de tiempo coetáneo con 27 años de diferencia en su construcción (Barrios Pintos, 1971; Gaeta & Folle, 1999). Al analizar la composición de especies a través del análisis ANOSIM, se evidencia que el Parque Lecocq tiene una mayor similitud en la composición de especies con los espacios verdes urbanos. Esto puede deberse a las especies vegetales exóticas halladas en el Parque Lecocq que lo hacen más similar a las zonas urbanas. Un análisis de las especies vegetales en cada espacio verde y la correlación con las especies habitantes podrían brindar un aporte importante a estudios de este tipo. La baja diversidad de especies vegetales puede reducir o cambiar las riquezas y abundancias de la miriapodofauna, donde se favorecen especies más resistentes (Mwabvu, 2007). En el caso de los espacios verdes urbanos analizados, estas especies suelen ser exóticas. Además, la introducción de especies exóticas vegetales disminuye la riqueza de artrópodos (Cook-Patton & Agrawal, 2014). También se resalta la distintiva diferencia entre los Parques Lecocq, Baroffio y Rivera con Melilla. Este último espacio verde rural debe ser tomado en cuenta para futuros planes de conservación por su riqueza, diversidad taxonómica y filogenética. Espacios verdes urbanos y rurales son reservorios de biodiversidad para los artrópodos, por lo que la selección de sitios para su conservación y su futuro manejo es clave para la protección de las especies nativas (Braschler et al., 2020; Trigos-Peral et al., 2020).

Se halló al menos una especie indicadora para cada espacio verde. Las especies indicadoras de los espacios verdes urbanos fueron especies exóticas. *Lithobius forficatus* para el Parque Rivera y *Nopoiulus kochii* y *Brachydesmus superus* para el Parque Baroffio. En artrópodos, la introducción de especies exóticas puede eliminar especies regionales nativas para el asentamiento de especies exóticas más prevalentes (McKinney & Lockwood, 1999; LeBrun et al., 2013). Además del desplazamiento de las especies nativas, las especies exóticas logran aumentar su abundancia en un corto tiempo y a altos niveles, donde se vuelven las especies dominantes (McKinney & Lockwood, 1999; LeBrun et al., 2013). En contraste, al analizar las especies indicadoras de los espacios verdes rurales, encontramos que para Melilla son Geophilidae sp. 3 y *Cryptops* sp., y para el Parque Lecocq son Dalodesmidae sp., *Lithobius* sp. 2 y *Lithobius* sp. 3. Hipotetizamos que estas son especies nativas por la falta de secuencias de referencias en los repositorios de secuencias. En general, especies cosmopolitas, exóticas e invasoras están altamente representadas en los repositorios de secuencias (Pyšek et al., 2008). Este hallazgo fortalece

la idea de que los espacios verdes rurales albergan fauna importante para su conservación y la necesidad de su estudio (Ignatieva et al., 2010; Braschler et al., 2020b).

Al analizar las variables ambientales, se halló que el Parque con mayor riqueza (el Parque Lecocq) exhibió mayor porcentaje de hojarasca que los otros Parques. Se encontró correlación entre la presencia de algunas especies y porcentaje de hojarasca, la presencia de *Symphyla* sp., *Geophilidae* sp. 1 y *Eurytion* sp. se ve positivamente correlacionada con el porcentaje de hojarasca en cada espacio verde. Esto posiblemente se da por los hábitos edáficos y lucífugos de los miriápodos (Adis, 2001; Minelli & Golovatch, 2013). La hojarasca brinda un lugar de resguardo y refugio para diferentes especies asociadas al suelo (Hättenschwiler et al., 2005; Gerlach et al., 2013). Al mismo tiempo, para los milpiés la hojarasca es una posible fuente de alimento (Hättenschwiler et al., 2005; Gerlach et al., 2013). En los espacios verdes urbanos se observó un mayor porcentaje de suelo desnudo. La falta de vegetación y hojarasca podría estar relacionada con la baja riqueza encontrada en estos espacios verdes ya que los miriápodos suelen encontrarse en ambientes húmedos, con poca luminosidad y hojarasca (Golovatch & Kime, 2009). Sin embargo, la presencia de *Lithobius forficatus* se ve positivamente correlacionada con el porcentaje de suelo desnudo. Esto puede deberse a su asociación con ambientes xéricos (Auerbach, 1951). Como se mencionó anteriormente, *L. forficatus* es una especie exótica e invasora en países como Estados Unidos (Bonato et al., 2016). Se ha comprobado su capacidad de competir con especies nativas y su dominancia en ambientes antropizados (Hickerson et al., 2005). También se observó una diferencia significativa entre espacios verdes en relación a las luces artificiales nocturnas en un radio de 30 metros, con el Parque Baroffio y Rivera con valores más elevados de esta variable. Además, se observó un claro sesgo de las especies exóticas con las luces artificiales nocturnas, asociadas mayoritariamente a zonas urbanas y con gran densidad poblacional (Davies et al., 2014). Las luces artificiales nocturnas tienen efectos en ciertos artrópodos predadores como las agregaciones en zonas iluminadas (Davies et al., 2017), a través de nuestros datos se observan dos especies de ciempiés predadoras exóticas (*Lithobius celer* y *Lithobius forficatus*) asociadas positivamente a las luces nocturnas artificiales. Por lo tanto, se ve una mayor cantidad de especies exóticas de miriápodos en ambientes urbanizados reflejado con las luces artificiales nocturnas. También se ve una clara separación entre especies exóticas y nativas, formando tres agrupaciones principales. Una de estas agrupaciones engloba a la mayoría de especies exóticas (*Nopoiulus kochii*, *Brachydesmus superus*, *Polyxenus lagurus*, *Lithobius forficatus* y *L. celer*) y se ven similarmente afectadas por las variables ambientales analizadas. *Polyxenus lagurus* posee una correlación con la altura de dosel e índice verde ya que es una especie arborícola (Alexander, 2006). Asimismo, es una especie exótica altamente relacionada a los árboles *Eucalyptus* sp. Estos árboles se hallan en espacios verdes urbanos (Parque Rivera

y Parque Baroffio) además del Parque Lecocq, donde se encontraron en mayor abundancia. La humedad *in situ* fue mayor en los espacios verdes urbanos, variable ambiental que se asocia a una mayor riqueza de miriápodos. Al mismo tiempo, suele ser una variable que se ve disminuida en ambientes urbanos (Liu et al., 2008). Esto puede deberse a la sequía meteorológica dada en Uruguay en el año 2023 (año de los muestreos) que afectó la humedad de todo el país (Instituto Uruguayo de Meteorología, 2023). Otras variables relacionadas con el suelo podrían brindar más información sobre el efecto de la urbanización en la acidificación de suelos y la incorporación de agroquímicos (Tudose & Rîșnoveanu, 2023). El análisis de la granulometría, metales y pH de los suelos podría utilizarse para inferir los cambios de riqueza y abundancia de miriápodos. Se ha demostrado lo relevante que es el pH como indicador para la riqueza de miriápodos (Stašiov et al., 2021; Rojas-Buffet, 2023), por lo que será tomado en cuenta para próximos estudios.

A partir del análisis de las comunidades de miriápodos en los espacios verdes urbanos se evidencia que están frente a un fenómeno de homogeneización biótica (McKinney & Lockwood, 1999) por la baja cantidad de especies nativas y una similitud en la composición de especies con otros espacios verdes urbanos en el mundo. La abundancia de las especies exóticas en las zonas urbanas también suponen cierta prevalencia de este grupo además de una conectividad debido a la cercanía de los espacios verdes antropizados. Estudios demuestran como la urbanización posee un efecto directo en esta homogeneización debido principalmente a dos factores: la importación de especies exóticas y la formación de un hábitat favorable para estas especies (McKinney, 2006; Vilisics et al., 2012b; LeBrun et al., 2013b; Cook-Patton & Agrawal, 2014b). El problema reside cuando las mismas especies exóticas colonizan diferentes partes del mundo, esto se debe a la similitud de las ciudades (zonas homeostáticas) y su poca variabilidad ambiental (McKinney, 2006). Este fenómeno posee diferentes efectos en los ambientes, disminuye la diversidad filogenética y variabilidad genética de poblaciones (Olden et al., 2004) como también fue observado en los análisis de diversidad filogenética de este estudio. También se utiliza el concepto de la homogeneización taxonómica, donde las especies “ganadoras” (exóticas dominantes) logran desplazar a las especies nativas de sus ambientes. Esto posee un efecto directo en la diversidad funcional por el reemplazo de especies cosmopolitas y generalistas (Olden et al., 2004). El estudio de especies exóticas y su posible invasión es primordial para prevenir este fenómeno. También es necesario tomar en cuenta la diversidad filogenética de las comunidades para conservar la diversidad y los procesos evolutivos asociados (Bharti et al., 2021b).

En este trabajo se aumenta el conocimiento de los miriápodos de Uruguay integrando por primera vez la información taxonómica, genética y ecológica. Este abordaje integral permitió incorporar información genética para la delimitación de taxones en este

grupo e incorporar índices de diversidad filogenética que aportan a la construcción de estrategias para la conservación de miriápodos, evidenciándose que son relevantes para el estudio del grupo. Al mismo tiempo aportaron a la identificación de especies que representan nuevos registros para el país y una ampliación del conocimiento de miriápodos en la capital uruguaya. Como conclusión, se evidencia el efecto de la urbanización en la diversidad taxonómica y filogenética en las comunidades de miriápodos. Además, se observa cómo ciertas variables ambientales inciden en la presencia de las diferentes especies de miriápodos. También se remarca la importancia de los espacios verdes rurales como reservorios de diversidad tanto taxonómica como filogenética de fauna nativa. Un mayor conocimiento de la fauna Neotropical de miriápodos y del manejo de áreas para la conservación de este grupo es necesaria para proteger a las especies nativas y a los espacios verdes que éstas habitan.

Perspectivas

El conocimiento de los artrópodos en zonas urbanizadas continúa siendo limitado. Este trabajo sentó las bases para realizar análisis sistemáticos en ambientes antropizados y entender cómo la biodiversidad de dichos espacios verdes se ve afectada. La continuación de este proyecto analizando diferentes sitios de muestreo en un gradiente de urbanización definido permitirá comprobar la teoría de la Homogeneización Biótica. Esto también aumentaría el conocimiento de las especies exóticas en el país y su potencialidad de invasión en nuestros hábitats.

Sería importante también realizar una revisión más exhaustiva de los especímenes que no se lograron identificar a nivel específico para una identificación o descripción de nuevas especies. Esto posiblemente generará nuevos registros de miriápodos tanto para el país como para la ciencia. También se realizará una revisión de cada individuo recolectado para ser asociado a cada OTU. Dicho análisis permitirá realizar nuevamente los análisis con datos de abundancia. Esta metodología no fue realizada en el proyecto de la tesina debido a la dificultad en la identificación y falta de claves para los miriápodos de la Región Neotropical.

El material colectado será depositado en la Colección de tejidos de Myriapoda de la Sección Entomología, Facultad de Ciencias, de manera de ampliar el acervo disponible para futuros estudios de diferentes disciplinas científicas.

En cuanto a las secuencias genéticas generadas, se enriquecerán los repositorios BOLD y BLAST de miriápodos tanto exóticos como neotropicales. Esto permitirá una identificación genética más precisa y eficiente en futuros trabajos de miriápodos en la región. El ADN extraído será depositado en el Departamento de Biodiversidad y Genética, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable para futuros estudios filogenéticos.

La información de diversidad generada a partir de este trabajo permitirá una mayor comprensión de los espacios verdes, tanto urbanos como rurales. Este conocimiento es fundamental para evaluar el estado actual de estos ecosistemas y también provee una base para un posible manejo y conservación de las áreas muestreadas.

Bibliografía

- Adis, J. (2002). *Amazonian Arachnida and Myriapoda: identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species*. Pensoft Publishers.
- Agnolin, F., Agnolin, A., Garcia Marsà, J., & Olejnik, N. (2020). New or Little Known Exotic Invertebrates (Tricladida, Gastropoda, Diplopoda, Symphyla, Isopoda, Arachnida) in Buenos Aires City, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, 64(1), 13-29.
- Ahrens, D., Monaghan, M. T., & Vogler, A. P. (2007). DNA-based taxonomy for associating adults and larvae in multi-species assemblages of chafers (Coleoptera: Scarabaeidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 44(1), 436-449.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ympev.2007.02.024>
- Alexander, K. N. (2006). The habitat preferences of *Polyxenus lagurus* (Linné). *Bulletin of the British Myriapod & Isopod Group*, 21, 12-13.
- Altschul, S. F., Gish, W., Miller, W., Myers, E. W., & Lipman, D. J. (1990). Basic local alignment search tool. *Journal of molecular biology*, 215(3), 403-410.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-2836\(05\)80360-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0022-2836(05)80360-2)
- Antil, S., Abraham, J. S., Sripoorna, S., Maurya, S., Dagar, J., Makhija, S., . . . Lal, R. (2023). DNA barcoding, an effective tool for species identification: a review. *Molecular biology reports*, 50(1), 761-775.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11033-022-08015-7>
- Argañaraz, C. I., Rubio, G. D., & Gleiser, R. M. (2018). Spider communities in urban green patches and their relation to local and landscape traits. *Biodiversity Conservation* 27, 981-1009.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10531-017-1476-8>
- Auerbach, S. I. (1951). The centipedes of the Chicago area with special reference to their ecology. *Ecological Monographs*, 21(1), 97-124.
<https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1948647>
- Austerlitz, F., David, O., Schaeffer, B., Bleakley, K., Olteanu, M., Leblois, R., . . . Laredo, C. (2009). DNA barcode analysis: a comparison of phylogenetic and statistical classification methods. *BMC bioinformatics*, 10(14), 1-13.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1186/1471-2105-10-S14-S10>
- Barreiro, M., Arizmendi, F., & Trinchin, R. (2019). *Variabilidad observada del clima en Uruguay* (Producto 2). Departamento de Ciencias de la Atmósfera, Instituto de Física, Facultad de Ciencias.
<https://www.ambiente.gub.uy/oan/documentos/Producto-2.pdf>
- Bharti, D., Pawar, P. Y., Edgecombe, G. D., & Joshi, J. (2023). Genetic diversity varies with species traits and latitude in predatory soil arthropods (Myriapoda: Chilopoda). *Global Ecology and Biogeography*, 32(9), 1508-1521.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.13709>
- Bogyó, D., Magura, T., Nagy, D. D., & Tothmeresz, B. (2015). Distribution of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) along a forest interior–forest edge–grassland habitat

- complex. *ZooKeys*(510), 181.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3897%2Fzookeys.510.8657>
- Bogyó, D., Magura, T., Simon, E., & Tóthmérész, B. (2015). Millipede (Diplopoda) assemblages alter drastically by urbanisation. *Landscape and Urban Planning*, 133, 118-126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.09.014>
- Bollman, C. H. (1888). A preliminary list of the Myriapoda of Arkansas, with descriptions of new species. *Entomologica Americana*, 4, 1-8.
- Bonato, L., Chagas, A., Dioguardi, R., Edgecombe, G., Lewis, J., Minelli, A., . . . Uliana, M. (2016). *ChiloBase 2.0*. <https://chilobase.biologia.unipd.it>
- Bonato, L., Edgecombe, G. D., Lewis, J. G., Minelli, A., Pereira, L. A., Shelley, R. M., & Zapparoli, M. (2010). A common terminology for the external anatomy of centipedes (Chilopoda). *ZooKeys*(69), 17.
<https://doi.org/https://doi.org/10.3897%2Fzookeys.69.737>
- Bouckaert, R., Vaughan, T. G., Barido-Sottani, J., Duchêne, S., Fourment, M., Gavryushkina, A., . . . De Maio, N. (2019). BEAST 2.5: An advanced software platform for Bayesian evolutionary analysis. *PLoS computational biology*, 15(4), e1006650. <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006650>
- Braschler, B., Gilgado, J. D., Zwahlen, V., Rusterholz, H.-P., Buchholz, S., & Baur, B. (2020). Ground-dwelling invertebrate diversity in domestic gardens along a rural-urban gradient: Landscape characteristics are more important than garden characteristics. *PLoS one*, 15(10), e0240061.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0240061>
- Brolemann, H. W. (1889). Contributions à la faune myriapodologique méditerranéenne. *Publications de la Société Linnéenne de Lyon*, 35(1), 271-284.
- Brusca, R. C., & Brusca, G. J. (2002). *Invertebrates*. Sinauer Associates Incorporated.
- Bueno-Villegas, J., Sierwald, P., & Bond, J. E. (2004). Diplopoda. In J. L. Bousquets, A. N. García Aldrete, & E. González Soriano (Eds.), *Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos de México: hacia una síntesis de su conocimiento* (Vol. 4, pp. 569-599). Facultad de Ciencias UNAM, México D. F.
- Cabrero-Sañudo, F. J., García, R. C., Caro-Miralles, E., Tapetado, D. G., Grzechnik, S., & Collar, D. L. (2022). Seguimiento de artrópodos bioindicadores en áreas urbanas: objetivos, experiencias y perspectivas. *Ecosistemas*, 31(1), 2340-2340.
<https://doi.org/https://doi.org/10.7818/ECOS.2340>
- Cadotte, M. W., Yasui, S. L. E., Livingstone, S., & MacIvor, J. S. (2017). Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological invasions*, 19, 3489-3503. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10530-017-1586-y>
- Carbonell, A., Rojas-Buffet, C., & Bidegaray-Batista, L. (2023a). *Muchos pies, pocas huellas: diversidad taxonómica y genética de miriápodos en espacios urbanos y rurales de Montevideo*. [Presentación oral en simposio "Códigos de barra de la vida: aportes a la zoología y ecología del Uruguay"]. VII Congreso Uruguayo De Zoología, Montevideo, Uruguay. https://cuz.szu.org.uy/lib/LIBRO_VII_CUZ_2023.pdf

- Carbonell, A., Ferrari, P., Cúparo, M., Puppo, L., & Rojas-Buffet, C. (2023b). *Miriápodos fantásticos y dónde encontrarlos: estudio de su diversidad en espacios verdes de Montevideo*. [Presentación oral]. VII Congreso Uruguayo De Zoología, Montevideo, Uruguay. https://cuз.szu.org.uy/lib/LIBRO_VII_CUZ_2023.pdf
- Chamberlin, R. V. (1925). The Genera Lithobius, Noeolithobius, Gonibius, and Zinapolys in America North of Mexico. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology at Harvard College*, 57, 441-504.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T., Sander, E. L., Ma, K., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Chao, A., Ma, K., & Hsieh, T. (2016). iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) online: software for interpolation and extrapolation of species diversity. Program User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download
- Chernomor, O., Minh, B. Q., Forest, F., Klaere, S., Ingram, T., Henzinger, M., & von Haeseler, A. (2015). Split diversity in constrained conservation prioritization using integer linear programming. *Methods in ecology evolution*, 6(1), 83-91. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/2041-210X.12299>
- Christoforetti, C. A., Francisco, A., Pedro-Escher, J., Gastaldi, V. D., & Fontanetti, C. S. (2016). Diplopods as soil bioindicators of toxicity after application of residues from sewage treatment plants and ethanol industry. *Microscopy Microanalysis*, 22(5), 1098-1110. <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S1431927616011739>
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology*, 18(1), 117-143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Cook-Patton, S. C., & Agrawal, A. A. (2014). Exotic plants contribute positively to biodiversity functions but reduce native seed production and arthropod richness. *Ecology*, 95(6), 1642-1650. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/13-0782.1>
- Cronin, A. D., Smit, J. A., Muñoz, M. I., Poirier, A., Moran, P. A., Jerem, P., & Halfwerk, W. (2022). A comprehensive overview of the effects of urbanisation on sexual selection and sexual traits. *Biological Reviews*, 97(4), 1325-1345. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/brv.12845>
- Davies, T. W., Bennie, J., Cruse, D., Blumgart, D., Inger, R., & Gaston, K. J. (2017). Multiple night-time light-emitting diode lighting strategies impact grassland invertebrate assemblages. *Global Change Biology*, 23(7), 2641-2648. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13615>
- Davies, T. W., Duffy, J. P., Bennie, J., & Gaston, K. J. (2014). The nature, extent, and ecological implications of marine light pollution. *Frontiers in Ecology the Environment*, 12(6), 347-355. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/130281>
- Drummond, A. J., & Rambaut, A. (2007). BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees. *BMC evolutionary biology*, 7, 1-8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1186/1471-2148-7-214>

- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345-366.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- Enghoff, H. (2015). Diplopoda: geographical distribution. . In M. A. (Ed.), *The Myriapoda. Treatise on Zoology - Anatomy, Taxonomy, Biology. Volume 2* (pp. 329–336). Brill.
- Enghoff, H., Petersen, G., & Seberg, O. (2011). Phylogenetic relationships in the millipede family Julidae. *Cladistics*, 27(6), 606-616.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.2011.00360.x>
- Enghoff, H. J. (1975). Notes on *Lamyctes coeculus* (Brölemann), a cosmopolitic, parthenogenetic centipede (Chilopoda: Henicopidae). *Insect Systematics & Evolution*, 6(1), 45-46.
- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x>
- Faeth, S. H., Saari, S., & Bang, C. (2012). Urban biodiversity: Patterns, processes and implications for conservation. eLS.
- Faith, D. P. (1992a). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological conservation*, 61(1), 1-10.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Faith, D. P. (1992b). Systematics and conservation: on predicting the feature diversity of subsets of taxa. *Cladistics*, 8(4), 361-373.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.1992.tb00078.x>
- Fernández, R., Edgecombe, G. D., & Giribet, G. (2018). Phylogenomics illuminates the backbone of the Myriapoda Tree of Life and reconciles morphological and molecular phylogenies. *Scientific reports*, 8(1), 83.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1038/s41598-017-18562-w>
- Folmer, O., Black, M., Hoeh, W., Lutz, R., & Vrijenhoek, R. (1994). DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular marine biology and biotechnology*.
- Fontaneto, D., Herniou, E. A., Boschetti, C., Caprioli, M., Melone, G., Ricci, C., & Barraclough, T. G. (2007). Independently evolving species in asexual bdelloid rotifers. *PLoS biology*, 5(4), e87.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050087>
- Fox, J. F. (1979). Intermediate-disturbance hypothesis. *Science*, 204(4399), 1344-1345.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1126/science.204.4399.1344>
- Gaeta, J. C., & Folle, E. (1999). *Guías Elarqa de Arquitectura: Carrasco Punta Gorda* (Vol. 6). Dos Puntos.
- 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/https://doi.org/10.1007/s10841-013-9565-9>

- Gervais, P. (1847). Myriapodes. En: Walckenaer, *Histoire naturelle des insectes. Aptères IV*, 4: 1-623. Paris, disponible online en <http://biodiversitylibrary.org/page/32961491>
- Golovatch, S. I., & Kime, R. D. (2009). Millipede (Diplopoda) distributions: A review. *Soil organisms*, 81(3), 565-565.
- González, S., Maldonado, J., Leonard, J., Vilà, C., Barbanti Duarte, J., Merino, M., . . . Wayne, R. (1998). Conservation genetics of the endangered Pampas deer (*Ozotoceros bezoarticus*). *Molecular ecology*, 7(1), 47-56.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-294x.1998.00303.x>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Grzywacz, A., Jarmusz, M., Walczak, K., Skowronek, R., Johnston, N. P., & Szpila, K. (2021). DNA barcoding identifies unknown females and larvae of *Fannia* R.-D. (Diptera: Fanniidae) from carrion succession experiment and case report. *Insects*, 12(5), 381. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/insects12050381>
- Hacala, A., Lafage, D., Prinzing, A., Sawtschuk, J., & Pétilon, J. (2021). Drivers of taxonomic, functional and phylogenetic diversities in dominant ground-dwelling arthropods of coastal heathlands. *Oecologia*, 197(2), 511-522.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00442-021-05032-4>
- Haľková, B., Tuf, I. H., Tajovský, K., & Mock, A. (2020). Subterranean biodiversity and depth distribution of myriapods in forested scree slopes of Central Europe. *ZooKeys*, 930, 117. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/zookeys.930.48914>
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V., & Scheu, S. J. (2005). Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36(1), 191-218.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>
- Heaviside, C., Macintyre, H., & Vardoulakis, S. (2017). The urban heat island: implications for health in a changing environment. *Current environmental health reports*, 4(3), 296-305. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s40572-017-0150-3>
- Hebert, P. D., Cywinska, A., Ball, S. L., & DeWaard, J. R. (2003). Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1512), 313-321.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2218>
- Hickerson, C.-A. M., Anthony, C. D., & Walton, B. M. (2005). Edge effects and intraguild predation in native and introduced centipedes: evidence from the field and from laboratory microcosms. *Oecologia*, 146, 110-119.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00442-005-0197-y>
- Hoffmann, R. L. (1999). *Checklist of the millipeds of North and Middle America*. Virginia Museum of Natural History.
- Ignatieva, M., Stewart, G. H., & Meurk, C. (2011). Planning and design of ecological networks in urban areas. *Landscape and Ecological Engineering*, 7, 17-25.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11355-010-0143-y>

- Iniesta, L. F. M., Bouzan, R. S., Rodrigues, P. E. d. S., Almeida, T. M. d., Ott, R., & Brescovit, A. D. (2021). A preliminary survey and range extension of millipedes species introduced in Brazil (Myriapoda, Diplopoda). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 61, e20216188. <https://doi.org/https://doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.88>
- Instituto Uruguayo de Meteorología. (2023). Sequía Meteorológica en Uruguay, 2020-2023. https://www.inumet.gub.uy/sites/default/files/2024-01/Informe%20final_Sequ%C3%ADa%20Final_2020_2023_compressed.pdf
- Jin, Y.-L., Godeiro, N. N., & Bu, Y. (2023). Description of the first species of *Scutigere* (Symphyla, Scutigerellidae) from China, with mitogenomic and genetic divergence analysis. *ZooKeys*, 1157, 145. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/zookeys.1157.99686>
- Johns, P. (1966). A note on the introduced millipedes of New Zealand. *New Zealand Entomologist*, 3(5), 60-62. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/00779962.1966.9722870>
- Kalyaanamoorthy, S., Minh, B. Q., Wong, T. K., Von Haeseler, A., & Jermin, L. S. (2017). ModelFinder: fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature methods*, 14(6), 587-589. <https://doi.org/https://doi.org/10.1038/nmeth.4285>
- Korsós, Z., Hornung, E., Szilávecz, K., & Kontschán, J. (2002). Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici*, 94, 193-208.
- Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29(2), 115-129.
- Larsson, A. (2014). AliView: a fast and lightweight alignment viewer and editor for large datasets. *Bioinformatics*, 30(22), 3276-3278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu531>
- Latzel, R. (1884). *Die Myriopoden der Österreichisch-ungarischen Monarchie: Die Symphylen, Pauropoden und Diplopoden* (A. Hölder, Ed. Vol. 2). K. K. Hof Und Universitäts-Buchhandler.
- LeBrun, E. G., Abbott, J., & Gilbert, L. E. (2013). Imported crazy ant displaces imported fire ant, reduces and homogenizes grassland ant and arthropod assemblages. *Biological invasions*, 15, 2429-2442. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10530-013-0463-6>
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3rd ed.). Elsevier.
- Linnaeus, C. (1789). *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species; cum characteribus, differentiis, synonymis, locis* (Vol. 1). apud JB Delamolliere. <https://doi.org/https://doi.org/10.5962/bhl.title.559>
- Liu, W., You, H., & Dou, J. J. (2009). Urban-rural humidity and temperature differences in the Beijing area. *Theoretical and Applied Climatology*, 96, 201-207. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00704-008-0024-6>
- Masse, P. M., & Makon, S. (2019). Effects of human disturbance and altitudinal gradient on myriapod species richness and abundance at Mount Kala, central Cameroon. *African Zoology*, 54(4), 215-223. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/15627020.2019.1677496>

- McIntyre, N. E. (2000). Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the entomological society of America*, 93(4), 825-835.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1603/0013-8746\(2000\)093\[0825:EOUAAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2)
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(11), 450-453. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Means, J. C., & Marek, P. E. (2017). Is geography an accurate predictor of evolutionary history in the millipede family Xystodesmidae? *PeerJ*, 5, e3854.
<https://doi.org/https://doi.org/10.7717/peerj.3854>
- Mesibov, R., Taylor, R. J., & Brereton, R. N. (1995). Relative efficiency of pitfall trapping and hand-collecting from plots for sampling of millipedes. *Biodiversity Conservation* 4, 429-439. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF00058426>
- Minelli, A. (2015). Diplopoda—an outline of research history. In *Treatise on Zoology-Anatomy, Taxonomy, Biology. The Myriapoda*. (Vol. 2, pp. 1-6). Brill.
https://doi.org/https://doi.org/10.1163/9789004188273_002
- Minelli, A., & Golovatch, S. I. J. E. o. b. (2013). Myriapods. In *Encyclopedia of Biodiversity* (pp. 421-432). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-384719-5.00208-2>
- Minh, B. Q., Klaere, S., & von Haeseler, A. (2006). Phylogenetic diversity within seconds. *Systematic biology*, 55(5), 769-773.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10635150600981604>
- Molina, G. A. (2014). *Influencia de la heterogeneidad del paisaje sobre la diversidad y la estructura trófica de los ensambles de artrópodos en ambientes agrícolas de la Pampa Ondulada* Facultad de Agronomía]. Repositorio Digital Institucional de la Universidad de Buenos Aires.
<http://ri.agro.uba.ar/greenstone3/library/collection/tesis/document/2014molinagonzaloalbertoroman>
- Moritz, C. (2002). Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. *Systematic biology*, 51(2), 238-254.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10635150252899752>
- Müller, C. H., & Rosenberg, J. (2009). Morphology is still an indispensable discipline in zoology: facts and gaps from Chilopoda. *Soil organisms*, 81, 387-398.
- Mwabvu, T. (2007). Spirostreptid millipedes (Diplopoda, Spirostreptida) of urban and peri-urban habitats in Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 45(3).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2028.2006.00711.x>
- Nagarajan, M., Parambath, A. N., & Prabhu, V. R. (2020). DNA barcoding: A potential tool for invasive species identification. 31-43. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-3-030-50075-7_3

- Nguyen, A. D., & Sierwald, P. (2013). A worldwide catalog of the family Paradoxosomatidae Daday, 1889 (Diplopoda: Polydesmida). *Checklist*, 9(6), 1132-1353.
<https://doi.org/https://doi.org/10.15560/9.6.1132>
- Nguyen, L.-T., Schmidt, H. A., Von Haeseler, A., & Minh, B. Q. (2015). IQ-TREE: a fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. *Molecular biology and evolution*, 32(1), 268-274.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1093/molbev/msu300>
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(1), 18-24. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.09.010>
- Owens, A. C., & Lewis, S. M. J. (2018). The impact of artificial light at night on nocturnal insects: a review and synthesis. *Ecology and Evolution*, 8(22), 11337-11358.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.4557>
- Padial, J. M., & De la Riva, I. (2007). Integrative taxonomists should use and produce DNA barcodes. *Zootaxa*. <https://doi.org/https://doi.org/10.11646/zootaxa.1586.1.7>
- Parra-Gómez, A. (2022). Catálogo de los milpiés (Myriapoda: Diplopoda) de Chile. *Revista Chilena de Entomología*, 48(3).
<https://doi.org/https://doi.org/10.35249/rche.48.3.22.02>
- Parra-Gómez, A., & Fernández, L. D. (2022). Filling gaps on the diversity and biogeography of Chilean millipedes (Myriapoda: Diplopoda). *Arthropod Systematics & Phylogeny*, 80, 561-573. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/asp.80.e86810>
- Payssé, M. (1968). *¿Dónde estamos en arquitectura?* (N. Visión, Ed.). Imprenta Colombino.
- Pereira, L. A. J. (2006). *Eurytion heurtaultae* sp. n. from Argentina and Uruguay with notes on *E. tenebrosus* and *E. yungarum* and a key to the Neotropical taxa of the genus (Chilopoda: Geophilomorpha: Geophilidae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 41(2), 153-168.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/01650520600613275>
- Pintos, A. B. (1995). *Los barrios de Montevideo: Antiguos pueblos y nuevos barrios* (Vol. 8). Intendencia Municipal de Montevideo. <https://books.google.com.uy/books?id=-ORxAAAAMAAJ>
- Pintos, A. B. (1971). *Montevideo: Los barrios (II)* (Vol. 8). Nuestra Tierra.
- Pires, A. C., & Marinoni, L. (2010). DNA barcoding and traditional taxonomy unified through Integrative Taxonomy: a view that challenges the debate questioning both methodologies. *Biota Neotropica*, 10, 339-346.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000200035>
- Pons, J., Barraclough, T. G., Gomez-Zurita, J., Cardoso, A., Duran, D. P., Hazell, S., . . . Vogler, A. P. (2006). Sequence-based species delimitation for the DNA taxonomy of undescribed insects. *Systematic biology*, 55(4), 595-609.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/10635150600852011>
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Pergl, J., Jarošík, V., Sixtová, Z., & Weber, E. (2008). Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(5), 237-244. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.02.002>

- Rambaut, A., Drummond, A. J., Xie, D., Baele, G., & Suchard, M. A. (2018). Posterior summarization in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. *Systematic biology*, 67(5), 901-904. <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/sysbio/syy032>
- Ratnasingham, S., & Hebert, P. D. (2007). BOLD: The Barcode of Life Data System (<http://www.barcodinglife.org>). *Molecular ecology notes*, 7(3), 355-364. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2007.01678.x>
- Rodrigues, P. E., Golovatch, S. I., Ott, R., & Rodrigues, E. N. (2020). Three new species of the millipede genus *Catharosoma* Silvestri, 1897 from southern Brazil, with new records and a clarified identity of *Catharosoma intermedium* (Carl, 1902)(Diplopoda: Polydesmida: Paradoxosomatidae). *Zootaxa*, 4751(1), zootaxa. 4751.4751. 4756-zootaxa. 4751.4751. 4756. <https://doi.org/https://doi.org/10.11646/zootaxa.4751.1.6>
- Rodrigues, P. E. S., Campos, L. A., Ott, R., & Rodrigues, E. N. L. (2020). Phylogeny of three species groups of *Rhinocricus* Karsch, 1881 based on morphological characters (Diplopoda, Spirobolida, Rhinocricidae). *Organisms Diversity Evolution*, 20(1), 141-153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s13127-019-00421-3>
- Rojas-Buffet, C. (2023). *Diversidad ecorregional de milpiés (Myriapoda: Diplopoda) en bosques ribereños de Uruguay y nuevos aportes a la taxonomía y distribución en el país* [Tesis doctoral]. Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Programa de Desarrollo de las Ciencias Básicas (PEDECIBA).
- Rojas-Buffet, C., Bouzan, R. S., Sierwald, P., Brescovit, A. D., & Simo, M. (2022). *Sandalodesmus joachimadisi* n. sp., the first Chelodesmidae member from Uruguay with an updated key to species of the genus (Diplopoda: Polydesmida). *Zootaxa*, 5150(2), 260-268. <https://doi.org/https://doi.org/10.11646/zootaxa.5150.2.5>
- Rojas-Buffet, C., Simó, M., & Sierwald, P. (2020). FIRST RECORDS OF *Oxidus gracilis* (CL Koch, 1847) FOR URUGUAY, WITH NOTES ON ITS NATURAL HISTORY AND DISTRIBUTION (POLYDESMIDA: PARADOXOSOMATIDAE). *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 29(2), 171-175. <https://doi.org/https://doi.org/10.26462/29.2.15>
- Rojas-Buffet, C., Simó, M., & Sierwald, P. (2018). Nuevos abordajes y métodos de muestreo para el estudio de la diversidad de milpiés (Myriapoda, Diplopoda) y otros artrópodos edáficos de Uruguay. *Libro de resúmenes del V Congreso Uruguayo de Zoología (VCUZ)*. Montevideo, Uruguay. Pp. 50. <https://cuz.szu.org.uy/old/2021/lib/Libro%20del%20V%20CUZ.pdf>
- Sierwald, P., & Spelda, J. (2020). *MilliBase*.
- Snyder, B. A., Draney, M., & Sierwald, P. (2006). Development of an optimal sampling protocol for millipedes (Diplopoda). *Journal of Insect Conservation*, 10, 277-288. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10841-006-6699-z>
- Stašiov, S., Vician, V., Benčať, T., Pätoprstý, V., Lukáčik, I., & Svitok, M. (2021). Influence of soil properties on millipede (Diplopoda) communities in forest stands of various tree species. *Acta Oecologica*, 113, 103793. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.actao.2021.103793>
- Stoev, P. (2004). Myriapoda (Chilopoda, Diplopoda) in urban environments in the City of Sofia. In L. Penev, Niemelä, J., Kotze, D.J., Chipev, N. (Ed.), *Ecology of the city of Sofia: species communities in an urban environment*. (pp. 299-306). Pensoft.

- Szabó, B., Korányi, D., Gallé, R., Lövei, G. L., Bakonyi, G., & Batáry, P. (2023). Urbanization decreases species richness, and increases abundance in dry climates whereas decreases in wet climates: a global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 859, 160145. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160145>
- Theodorou, P. (2022). The effects of urbanisation on ecological interactions. *Current Opinion in Insect Science*, 52, 100922. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100922>
- Tóth, Z., & Hornung, E. (2019). Taxonomic and functional response of millipedes (Diplopoda) to urban soil disturbance in a metropolitan area. *Insects*, 11(1), 25. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/insects11010025>
- Trigos-Peral, G., Rutkowski, T., Witek, M., Ślipiński, P., Babik, H., & Czechowski, W. (2020). Three categories of urban green areas and the effect of their different management on the communities of ants, spiders and harvestmen. *Urban Ecosystems*, 23, 803-818. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11252-020-00949-9>
- Tudose, C., & Rîșnoveanu, G. (2023). Effects of Land Use on Millipede Communities (Subphylum Myriapoda, Class Diplopoda): A Review. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, 25(3), 23-40. <https://doi.org/https://doi.org/10.2478/trser-2023-0018>
- Urrutia Arduin, M. (2018). *Respuesta de la diversidad de artrópodos a la intensidad de pastoreo y la variación del suelo en campo natural* Universidad de la Republica (Uruguay). <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/handle/20.500.12008/29802>
- Vilisics, F., Bogyó, D., Sattler, T., & Moretti, M. (2012). Occurrence and assemblage composition of millipedes (Myriapoda, Diplopoda) and terrestrial isopods (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in urban areas of Switzerland. *ZooKeys*(176), 199. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/zookeys.176.2153>
- Voigtländer, K. (2011). Preferences of common Central European millipedes for different biotope types (Myriapoda, Diplopoda) in Saxony-Anhalt (Germany). *International Journal of Myriapodology*, 6, 61-83. <https://doi.org/https://doi.org/10.3897/ijm.6.2172>
- Winter, M., Devictor, V., & Schweiger, O. (2013). Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology & Evolution*, 28(4), 199-204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>

Anexo

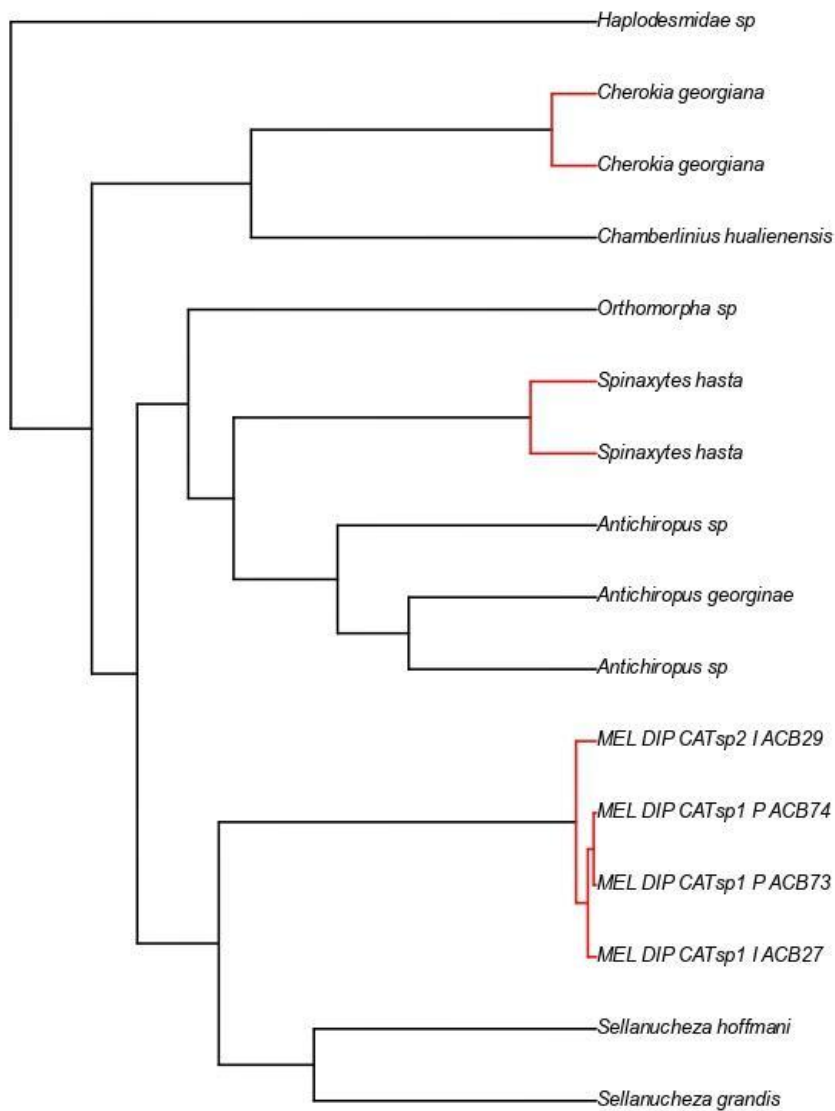


Figura 16: Resultado del análisis GMYC para *Catharosoma* sp. 1 y 2. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.04304769*. MEL= Melilla; DIP= Diplopoda; CAT= Género *Catharosoma*; ACB= Código ADN personal.

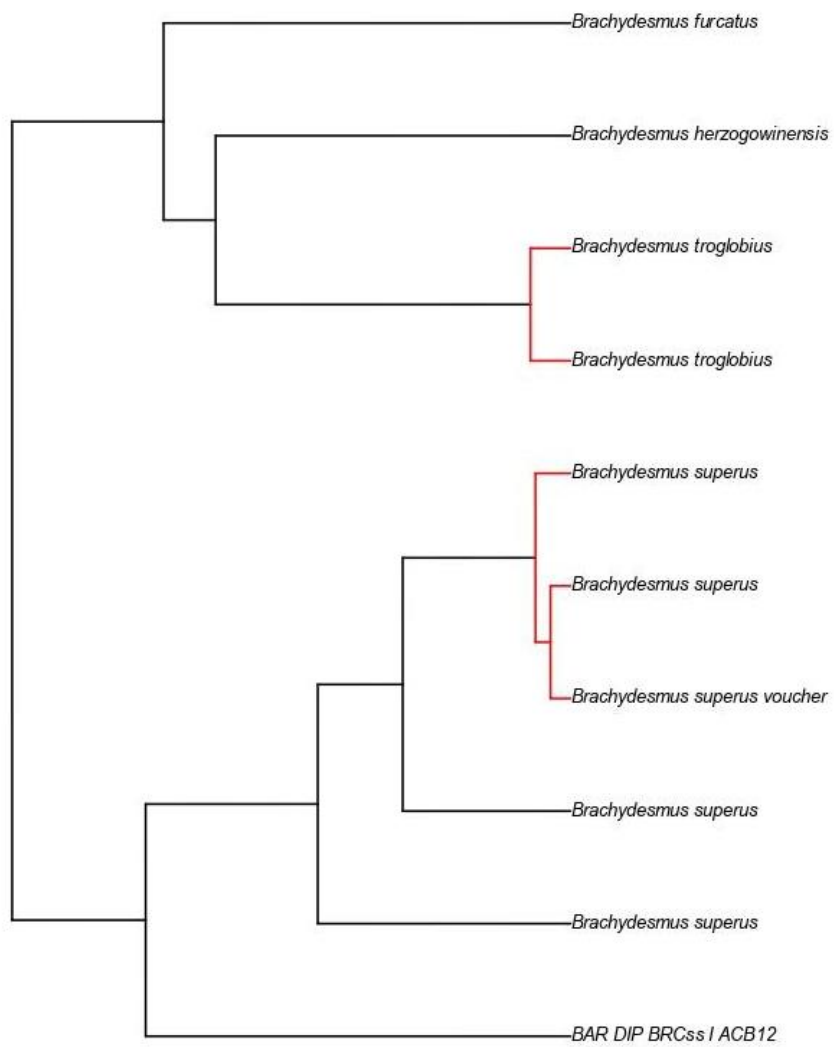


Figura 17: Resultado del análisis GMYC para *Brachydesmus superus*. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.1979342n.s. BAR= Baroffio; DIP= Diplopoda; BRCss= *Brachydesmus superus*; ACB= Código ADN personal.

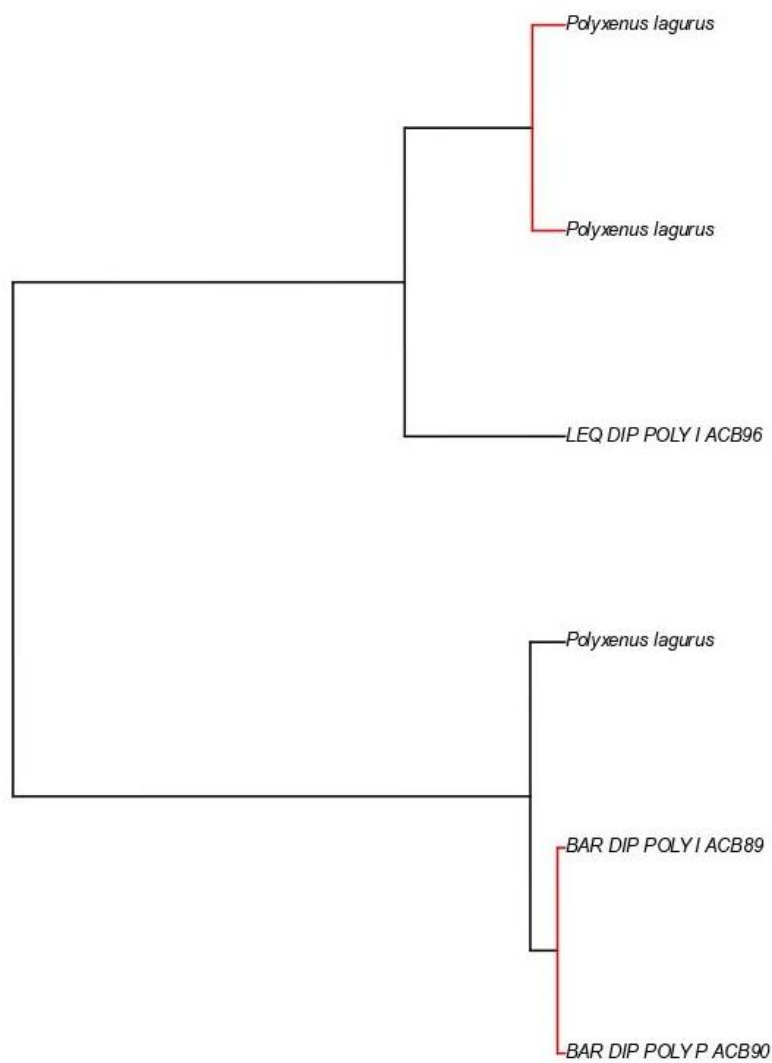


Figura 18: Resultado del análisis GMYC para *Polyxenus lagurus*. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.5829884n.s. LEQ= Lecocq; BAR= Baroffio; DIP= Diplopoda; POLY= Polyxenida; ACB= Código ADN personal.

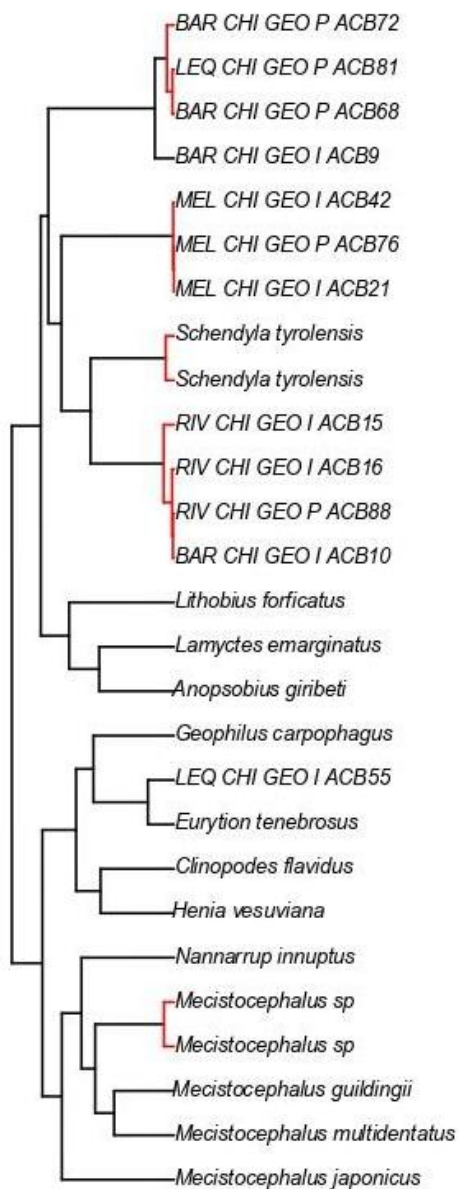


Figura 19: Resultado del análisis GMYC para el orden Geophilomorpha. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.0005665089***. MEL= Melilla; LEQ= Lecocq; BAR= Baroffio; RIV= Rivera; CHI= Chilopoda; GEO= Orden Geophilomorpha; ACB= Código ADN personal.

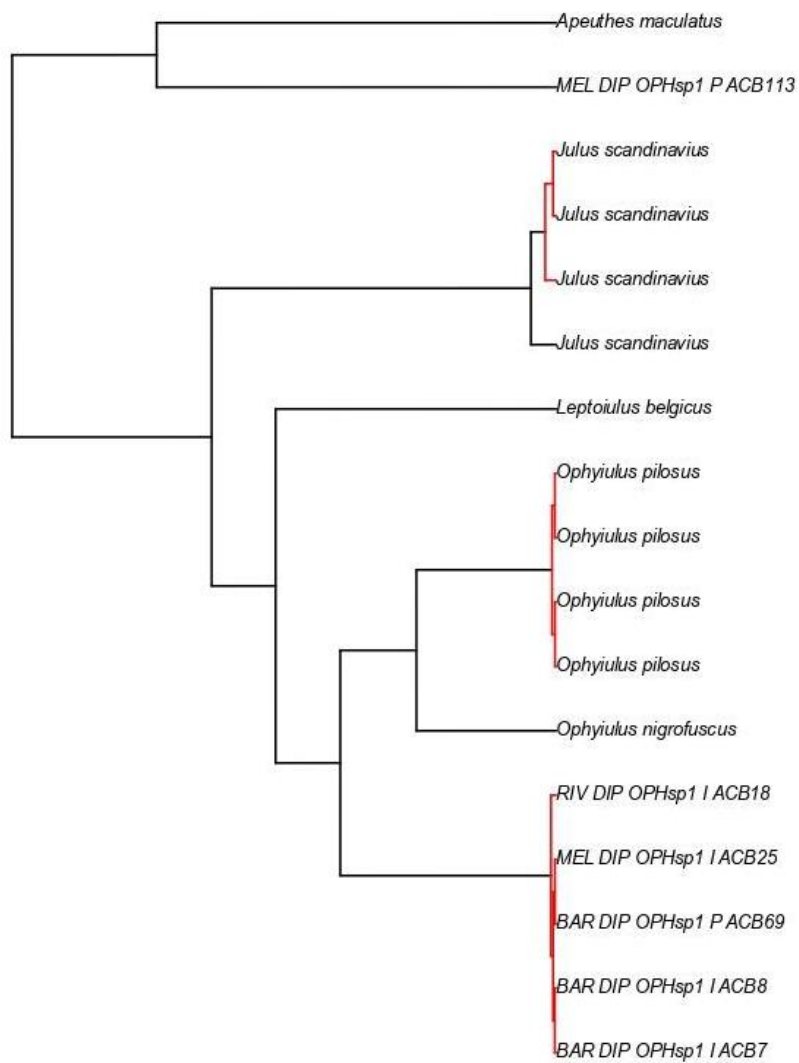


Figura 20: Resultado del análisis GMYC para el género *Ophiulus*. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 5.607442e-05***. MEL= Melilla; BAR= Baroffio; RIV= Rivera; DIP= Diplopoda; OPH= *Ophiulus*; ACB= Código ADN personal.

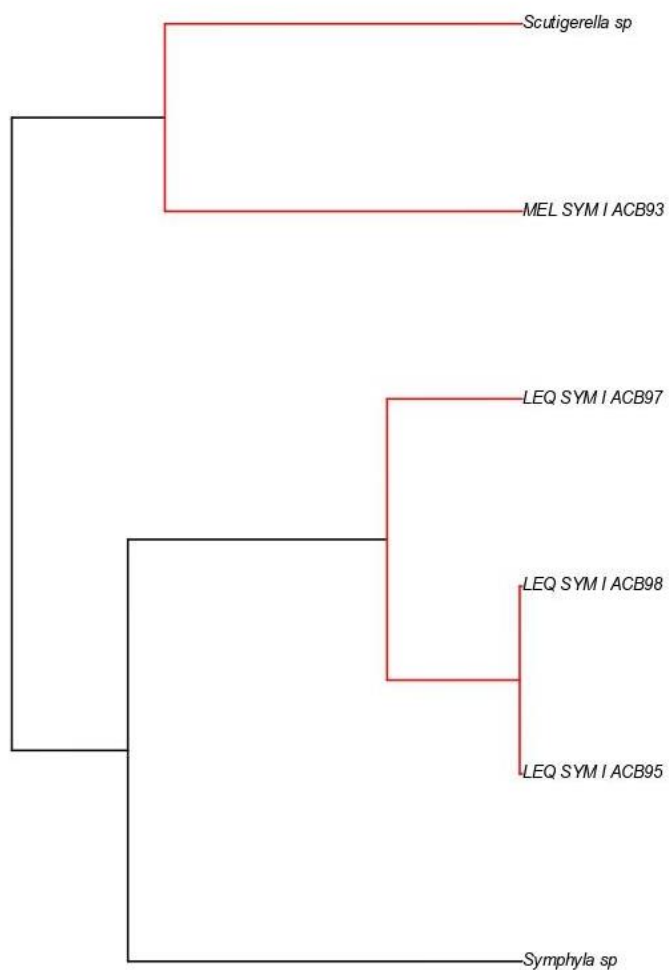


Figura 21: Resultado del análisis GMYC para la clase Symphyla. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.04945824*. MEL= Melilla; LEQ= Lecocq; SYM= Symphyla; ACB= Código ADN personal.

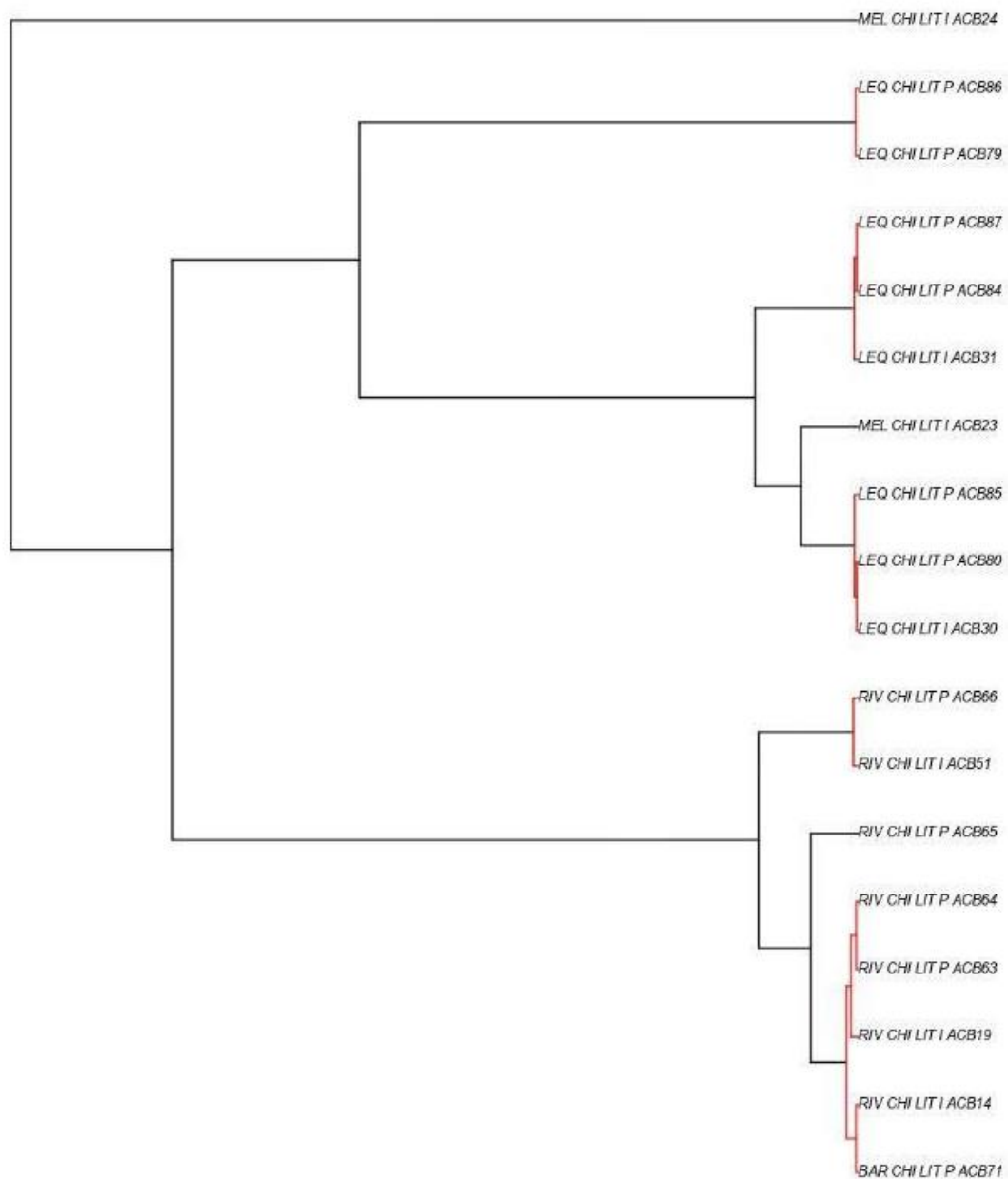


Figura 22: Resultado del análisis GMYC para la orden Lithobiomorpha. p-valor de Prueba de razón de verosimilitud: 0.01299928*. MEL= Melilla; LEQ= Lecocq, BAR= Baroffio; RIV= Rivera; CHI= Chilopoda; LIT= Orden Lithobiomorpha; ACB= Código ADN personal.

Tabla 9: Comparaciones estadísticas de las variables ambientales entre los diferentes espacios. Abreviaturas: H= Valor estadístico de U-Mann Whitney; F= Valor estadístico de Q-Tukey, valores se hallan debajo de la diagonal. ALAN= luces artificiales nocturnas. NDVI= índice diferencial de vegetación normalizado. hD= altura de dosel. NDWI= índice diferencial de agua normalizado. V= Porcentaje de suelo con cobertura vegetal. H= Porcentaje de suelo con cobertura de hojarasca. Hr= humedad *in situ*. S= Porcentaje de suelo desnudo. 0= tomado en un punto. 30= tomado en un radio de 30 metros.

ALAN30				
(nWatts/sr/cm ²)	H= 12,71	p= 0,005318		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,03038	0,03038	8,85E-01
Rivera	0		0,03038	0,03038
Melilla	0	0		0,03038
Lecocq	8	0	0	
NDVI0	F= 6,501	p= 0,05113		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,1125	0,04327	0,2646
Rivera	4,399		0,6854	0,8032
Melilla	6,02	1,621		0,3057
Lecocq	3,116	1,284	2,904	
hD30 (sr)	F= 6,565	p= 0,05032		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,9629	0,4051	0,1732
Rivera	0,658		0,2593	0,2707
Melilla	2,487	3,145		0,03871
Lecocq	3,74	3,082	6,227	
NDWI0	F= 7,195	p= 0,004		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,2153	0,03508	0,5098
Rivera	3,418		0,287	0,8024
Melilla	6,414	2,997		0,1213
Lecocq	2,132	1,286	4,283	

V (%)	F= 18,46	p= 0,000339		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,6232	0,2344	0,0005781
Rivera	43		0,3053	0,0004241
Melilla	30	32		0,001132
Lecocq	3	2	4	
H (%)	H= 14,67	p= 0,002036		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,8205	0,3616	0,002641
Rivera	46,5		0,2661	0,001517
Melilla	33,5	31		0,003903
Lecocq	8	6	8	
S (%)	H= 10,97	p= 0,006521		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,472	0,01753	0,006547
Rivera	40		0,06347	0,01519
Melilla	16,5	23		0,5867
Lecocq	13	17	36	
Hr (%)	H= 12,57	p= 0,005439		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,9095	0,0009687	0,5909
Rivera	48		0,00445	0,1918
Melilla	6	12		0,06113
Lecocq	42,5	32,5	25	
L (%)	F= 7,684	p= 0,0004739		
	Baroffio	Rivera	Melilla	Lecocq
Baroffio		0,9985	0,0562	0,1249
Rivera	0,2255		0,07897	0,09103
Melilla	3,746	3,527		0,000178
Lecocq	3,212	3,432	6,783	

Productos derivados de la tesina y actividades de divulgación

Resúmenes en eventos (ver Apéndice)

Carbonell, A., Ferrari, P., Cúparo, M., Puppo, L., Rojas-Buffet, R. Miriápodos fantásticos y dónde encontrarlos: estudio de su diversidad en espacios verdes de Montevideo. VII Congreso Uruguayo de Zoología, 2023. Presentación oral.

Carbonell, A., Rojas-Buffet, R., Bidegaray-Batista, L. Muchos pies, pocas huellas: diversidad taxonómica y genética de miriápodos en espacios urbanos y rurales de Montevideo. VII Congreso Uruguayo de Zoología, 2023. Presentación oral por invitación en el simposio “Códigos de barra de la vida: aportes a la zoología y ecología del Uruguay”.

Carbonell, A., Rojas-Buffet, R., Bidegaray-Batista, L. Paso a paso: descubriendo la diversidad de miriápodos montevideanos. Jornadas de intercambio aracnológico argentino-uruguayo, 2023. Presentación oral.

Prensa y otros (ver Apéndice)

Otheguy, M. Casi dos tercios de las especies de ciempiés y milpiés halladas en espacios verdes de Montevideo son exóticas. La diaria, 5 de marzo. <https://ladiaria.com.uy/ciencia/articulo/2024/3/casi-dos-tercios-de-las-especies-de-ciempies-y-milpies-halladas-en-espacios-verdes-de-montevideo-son-exoticas/>

Carbonell, A.; Ferrari, P.; Cuparo, M.; Puppo, L.; Rojas-Buffet, C. 2023, Ficha zoológica: *Oxidus gracilis*. (CL Koch, 1847) (Myriapoda, Diplopoda, Polydesmida, Paradoxosomatidae). *Noticias de la SZU*, 61, 33–36.

Divulgación

Charla junto a Paula Ferrari, Mikaela Cúparo, Lucía Puppo y Carolina Rojas-Buffet “Milpiés y Ciempiés ciudadanos: Experiencias universitarias de estudios en miriápodos” por Proyecto EQUIS PEDECIBA “Ciencia que Siembra: Democratizando saberes para preservar la salud de nuestros ecosistemas naturales” en muestra “Ciencia que siembre” en el Molino de Pérez. Junio de 2024.

Charla junto a Verónica Gonnet, Matías González y Eugenia Olivera "Clemente Estable y la conservación de la biodiversidad" en el marco de los 130 años de Clemente Estable en relación al capítulo del libro *"Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable, 95º Aniversario"*. Mayo de 2024.

Proyecto Darwin200: "Uruguayan grasslands an endangered ecosystem". Investigadores referentes: Macarena González y Carlos Toscano Gadea. Uruguay, Octubre de 2023.

Actividad "Ciencia que explora en la noche" en el marco de la Noche Iberoamericana de I@s Investigador@s en el Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE). Septiembre de 2023.

Recorrido de muestreo de artrópodos en el Jardín Botánico organizado por la Sección Entomología, Facultad de Ciencias en el marco de la Noche Iberoamericana de I@s Investigador@s. Septiembre de 2023.

Latitud Ciencias, participación en el Stand "Artrópodos del Uruguay" de la Sección Entomología, Facultad de Ciencias en la Intendencia de Montevideo. Septiembre de 2023.

Charla junto a Leticia Bidegaray-Batista y Verónica Gonnet "Historias de arañas lobo y miriápodos que habitan en nuestro país" en Escuela Nro. 5, Los Cerrillos, Canelones. En el marco de la Semana de la Ciencia y Tecnología. Agosto de 2023.

Charla junto a Leticia Bidegaray-Batista, Verónica Gonnet y Nadia Bou "Historias de arañas lobo, miriápodos y félidos que habitan en nuestro país" en Escuela Nro. 54 "Clemente Estable", Minas, Lavalleja. En el marco de la Semana de la Ciencia y la Tecnología. Agosto de 2023.

Charla junto a Leticia Bidegaray-Batista y Verónica Gonnet en el Departamento de Biodiversidad y Genética en el marco de las visitas escolares al IIBCE. Agosto de 2023.

Charla junto a Leticia Bidegaray-Batista y Verónica Gonnet "Biodiversidad y Genética" en el marco de las visitas escolares al IIBCE. Junio de 2023.

Apéndice

MIRIÁPODOS FANTÁSTICOS Y DÓNDE ENCONTRARLOS: ESTUDIO DE SU DIVERSIDAD EN ESPACIOS VERDES DE MONTEVIDEO.

Carbonell, A. (1,2); Puppo, L. (2); Cúparo, M. (2,3); Ferrari, P. (2,3); Rojas-Buffet, C.(2).

(1) Departamento de Biodiversidad y Genética, Centro de Investigaciones en Ciencias Ambientales (CICA), IIBCE. acarbonell@fcien.edu.uy;

(2) Sección Entomología, FCien, UdelaR;

(3) Laboratorio de Sistemática e Historia Natural de Vertebrados, FCien, UdelaR.

Myriapoda es uno de los subfilos de artrópodos menos estudiado a nivel mundial. Está conformado por milpiés, ciempiés, sínfilos y paurópodos, presentan una amplia diversidad de hábitos alimenticios que van desde depredadores hasta detritívoros. Habitan lugares húmedos y oscuros, y algunas especies se asocian a ambientes antrópicos. En Uruguay hay registradas 8 especies de milpiés, 5 de ciempiés y no existen registros de sínfilos ni de paurópodos. Dada la necesidad de conocer su diversidad en nuestro país nos planteamos como objetivo conocer y comparar la riqueza, diversidad y composición de especies de miriápodos presentes en tres espacios verdes de Montevideo que difieren en su diversidad vegetal y grado de intervención antrópica. Se realizaron muestreos estacionales en la Plaza Virgilio, Parque Rivera y Parque Baroffio. El método de muestreo fue la recolección manual diurna durante una hora y cinco personas oficiaron de recolectores. Se determinó el material a nivel de especies/morfoespecies, se realizó su curaduría y se depositó en la Colección de Myriapoda de la Facultad de Ciencias, UdelaR. Se emplearon los n° de Hill (q_0 , q_1 , q_2) para comparar la riqueza y diversidad entre los espacios relevados y se realizó un ANOSIM y un NMDS para analizar la variación en la composición de especies entre ellos. Se recolectaron 1383 especímenes pertenecientes a 12 especies: 8 de milpiés, 3 de ciempiés y 1 especie de sínfilo. El espacio con mayor riqueza fue el Parque Baroffio ($q_0=10$) sin embargo, fue el menos diverso ($q_1=3,1$; $q_2=2,5$). La Plaza Virgilio presentó la riqueza más baja ($q_0=7$) pero fue el espacio más diverso ($q_1=3,7$; $q_2=2,9$). El Parque Rivera presentó riqueza ($q_0=9$) y diversidad intermedias ($q_1=3,5$; $q_2=2,8$). A nivel global se encontraron diferencias en la composición de especies entre espacios ($R=0,5$; $p=0,02$). Los tres espacios presentaron especies exclusivas. Este es el primer trabajo sobre la diversidad de miriápodos en zonas urbanas de Uruguay y resulta un aporte importante para futuros estudios taxonómicos, sistemáticos, biogeográficos, ecológicos y etológicos en el grupo.

Simposio 4

Códigos de Barra de la Vida: aportes a la zoología y ecología del Uruguay.

MUCHOS PIES, POCAS HUELLAS: DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y GENÉTICA DE MIRIÁPODOS EN ESPACIOS URBANOS Y RURALES DE MONTEVIDEO

Carbonell, A.^(1, 2); Rojas-Buffet, C.⁽²⁾ & Bidegaray-Batista, L.⁽¹⁾.

(1) Departamento de Biodiversidad y Genética, Centro de Investigaciones en Ciencias Ambientales (CICA), Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable. acarbonell@fcien.edu.uy

(2) Sección Entomología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (UdelaR).

Los miriápodos son un subfilo de artrópodos megadiverso compuesto por cuatro clases que difieren altamente tanto en su morfología como en su ecología. A pesar de su gran diversidad y de su importancia en los ecosistemas terrestres aún son poco estudiados en comparación con otros grupos de artrópodos. El barcoding resulta una herramienta óptima para el estudio de este grupo debido a la dificultad de la identificación de las especies, principalmente por la similaridad morfológica que presentan, la falta de claves y el escaso estudio del grupo en la región Neotropical. En este trabajo caracterizamos y comparamos las comunidades de miriápodos en espacios verdes urbanos y rurales de Montevideo, integrando la información morfológica y genética. Se muestreó con el método de recolección manual diurno con cinco colectores durante invierno (dos espacios urbanos y dos espacios rurales). Los espacios relevados fueron el Parque Lecocq, una localidad en Melilla, Parque Rivera y Parque Baroffio. Los individuos fueron fotografiados y clasificados en morfoespecies, las cuales fueron identificadas al nivel taxonómico más preciso posible siguiendo claves taxonómicas. Dos individuos de cada morfoespecie y de cada parque fueron seleccionados para la secuenciación del gen mitocondrial citocromo oxidasa c subunidad 1 (COI). Aquí se presentan y se discuten los resultados obtenidos con la identificación de las morfoespecies y su barcode asociado. Los datos de este estudio resultan importantes para conocer la diversidad de miriápodos y promover programas de concientización y acciones de conservación hacia este grupo.

Casi dos tercios de las especies de ciempiés y milpiés halladas en espacios verdes de Montevideo son exóticas

Miriápodos fantásticos y dónde encontrarlos: el primer trabajo sobre diversidad de este grupo de artrópodos en zonas urbanas de Uruguay encontró una abundancia y diversidad inesperadas en tres de los parques más concurridos de Montevideo

MARTÍN OTHEGUY

Muchas personas conocen el billywig, un insecto nativo de Australia de un intenso color azul zafiro, con dos alas como hélices de helicóptero. O el augurey, un pájaro de aspecto curioso que canta cuando percibe que llega la lluvia. O el bowtruckle, tan dotado para el camuflaje que parece simplemente una ramita fina con algunas hojas verdes. O el occamy, que tiene forma de serpiente y es capaz de estirarse o achicarse según el espacio del que disponga. O el escarbato, una criatura peluda y con garras pero con un hocico parecido al del pato. Todas estas criaturas fabulosas y que despiertan tanto interés tienen algo en común: no existen en la vida real. Salieron de la mente de la escritora Joanne Rowling para la saga *Animales fantásticos y dónde encontrarlos*, una ampliación del mundo de Harry Potter que hace énfasis en la zoología de su universo mágico.

Sin embargo, sus características no son más impactantes que las de muchos animales que se encuentran muy cerca de nosotros, incluso en ciudades muy pobladas, ante la indiferencia de la gran mayoría de las personas. De hecho, la mayoría de las criaturas creadas por Rowling están basadas en animales que sí existen y que han desarrollado formidables estrategias para sobrevivir.

El billywig se parece a la hormiga azul de Australia, que ni siquiera es una hormiga: es una avispa con una picadura capaz de paralizar y parasitar grillos para que sus crías tengan comida fresca al crecer. El bowtruckle es casi igual a los insectos o bichos palo, a los que la evolución modeló pacientemente para ser casi indistinguibles de las ramitas en las que se posan. El escarbato parece una mezcla del equidna –curioso mamífero que, al igual que el ornitorrinco, pone huevos– y el topo nariz de estrella, un fabuloso animal con garras muy hábiles y



Blaniulidae en Montevideo. FOTO: DAMIÁN HAGOPIÁN



Ciempiés ciego del orden Geophilophorm en el parque Rivera. FOTO: ESTUDIANTES PAIE

una nariz dotada de un manojo de tentáculos súper sensibles.

Si nos dijeran que una de las criaturas de esta saga mágica tiene decenas o cientos de patas, que respira a través de ellas y que cuenta con armas químicas secretas para enfrentarse a sus amenazas, no nos parecería nada extraño, pero ese tipo de animales no se encuentra en relatos fantasiosos sino en las plazas y parques de nuestras ciudades (aunque probablemente JK Rowling no incluiría el dato de que dos de las patas de estas criaturas se transformaron en órganos copuladores).

Este nexo entre las maravillas de la saga potteriana y del mundo natural fue justamente lo que saltó a la mente de un grupo de estudiantes de la Facultad de Ciencias, tras elegir el objeto de estudio para su proyecto de investigación PAIE-CSIC (Programa de Apoyo a la Investigación Estudiantil de la Comisión Sectorial de Investigación Científica de la Universidad de la República).

A instancias de Miguel Simó y Carolina Rojas, docentes de la Sección Entomología de esa institución, decidieron enfocarse en los miriápodos, el grupo de artrópodos que

incluye a los milpiés, ciempiés, sínfilos y paurópodos, y que tiene algunas de las sorprendentes características enumeradas en párrafos anteriores.

Más precisamente, resolvieron hacer una primera aproximación al estudio de la diversidad de estos animales en tres espacios verdes de Montevideo. Su proyecto, presentado en el Congreso Uruguayo de Zoología con el nombre *Miriápodos fantásticos y dónde encontrarlos*, los llevó a descubrir una cantidad impensada de miriápodos en los parques de la capital, entre ellos algunas especies probablemente nuevas para Uruguay.

Buena pata

Los estudiantes Agustín Carbone-ll, Lucía Puppo, Mikaela Cúparo y Paula Ferrari (de la Facultad de Ciencias, aunque Agustín integra también el Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable) no pensaban originalmente trabajar con miriápodos. “Nosotros subimos a Entomología con la intención de armar un proyecto con arañas y nos topamos con que Carolina Rojas estaba estudiando los milpiés, de los que no sabíamos nada. Y fue ahí que surgió la idea de armar un proyecto con ellos. Al final quedamos todos fascinados”, cuentan alrededor de una mesa de la Facultad de Ciencias mientras sacan algunos ejemplares de cajas de vidrio con tierra.

El objetivo, explica Carolina Rojas, quien los orientó en la investigación, fue explorar la diversidad de miriápodos en algunos espacios urbanos y compararla con la que se viene obteniendo en los estudios en ambientes naturales, que es además el tema central de la tesis de grado de Agustín Carbonell.

Para realizar este inventario de los miriápodos eligieron tres espacios verdes del Municipio E de Montevideo: el parque Rivera, la plaza Virgilio y el parque Baroffio, siendo el parque Rivera el más



CIENCIA

→ alejado de la costa, mientras que tanto el Baroffio como la plaza Virgilio dan prácticamente a ella. Los tres difieren además en su diversidad vegetal y en el grado de intervención antrópica.

Los cometidos específicos del grupo de investigación fueron comparar la abundancia y diversidad de estos animales en estos tres espacios verdes, comparar la diversidad también en función de la variación estacional y evaluar la incidencia de las variables ambientales.

Para eso hicieron cuatro salidas de campo, una por cada estación, a cada uno de estos tres espacios públicos. Los cinco integrantes del equipo hicieron la recolección manual diurna durante una hora y fotografiaron cada uno de los ejemplares. Además, relevaron la temperatura, humedad y heterogeneidad del suelo, así como la altura del mantillo y la luminosidad.

Estos animales habitan generalmente en lugares húmedos y oscuros, así que la tarea de los estudiantes no consistió en sentarse bajo el sol sobre el césped de la plaza Virgilio o en un banquito del parque Rivera y observar displicentemente si aparecía algún animal con muchas patas. Su trabajo requirió una búsqueda activa, en la que dieron vuelta hojarasca, piedras, cortezas y básicamente revisaron todo lugar en el que estos artrópodos tímidos y escurridizos podían esconderse.

En Uruguay hay registradas ocho especies de milpiés, siete de ciempiés y aún no hay registros formales de sínfilos ni de paurópodos. Es bastante poco para un grupo que tiene cerca de 17.000 especies descritas en todo el globo, así que las expectativas de éxito del equipo eran bastante bajas.

“Hicimos una apuesta la primera vez que salimos y en promedio esperábamos encontrar 13 individuos en los tres parques. Sólo en el primer día hallamos cientos, y todavía estamos analizando los resultados”, cuenta Agustín, lo que habla muy bien de los miriápodos y muy mal del criterio para las apuestas que muestran los estudiantes de ciencia. La cifra, impactante para un estudio bastante acotado, hace reflexionar también acerca de quiénes son realmente los dueños de los espacios públicos de Montevideo.

Miriápodos con vista al mar

La recolección de miriápodos por parte de Carolina y los estudiantes resultó toda una novedad para los montevideanos que disfrutaban los parques. “Se acercaba gente de todas las edades

Julidae en Montevideo. FOTO: MARTÍN SANTANA



Con una ayudita de mis amigos

Entusiasmados por este trabajo y con ganas de ampliar más la información sobre los ciempiés, milpiés y sínfilos de Uruguay, el equipo conformado por la entomóloga Carolina Rojas y los estudiantes Agustín Carbonell, Lucía Puppo, Mikaela Cúparo y Paula Ferrari comenzó un proyecto en iNaturalist, la plataforma de ciencia ciudadana para observadores de la naturaleza cuyo nodo uruguayo es NaturalistaUY (se puede tanto acceder por web como buscar la aplicación para celular).

Bajo el nombre “Milpiés y ciempiés de Uruguay”, su iniciativa busca la ayuda de la comunidad para recopilar registros y nuevos datos de estos animales. “Las observaciones recabadas contribuyen a saber más acerca de este grupo de artrópodos poco conocido y estudiado. Cada una de ellas nos acerca más a conocer su diversidad y distribución, y abre las puertas a nuevas posibilidades de investigación”, indican en su resumen.

El llamado apela a aquellos interesados en la fauna general y en los artrópodos en particular, pero también a cualquier ciudadano con la suficiente curiosidad para fotografiar especies con su cámara o celular. Si ven uno de estos animales y suben la foto a la plataforma con los datos de su ubicación, colaborarán con el proyecto del equipo pero abrirán también una puerta al mundo diverso de estos antiguos animales, que están entre los primeros que se mudaron del mar a la tierra para vivir en ella.

a preguntar qué estábamos haciendo. Cuando les decíamos, lo primero que preguntaban era si los bichos picaban. Había mucho desconocimiento, pero también mucho interés en saber. La mayoría de la gente no sabía que esos animales estaban allí, y mostraba un interés genuino”, cuenta Paula. Un grupo de niños se sumó incluso a la búsqueda en una de las jornadas y ayudó a rastrear ciempiés y milpiés después de hacer una batería de preguntas al respecto.

La curiosidad de la gente fue llamativa y bienvenida, pero para la entomóloga Carolina Rojas lo más

sorprendente de los resultados fue la abundancia y diversidad encontradas en esos espacios, que contrasta con lo que ocurre cuando sale a buscarlos a ambientes naturales.

De los individuos recolectados identificaron 12 morfoespecies, que es el nombre que se da a ejemplares con características morfológicas comunes, antes de “hilar fino” para confirmar su identidad como especie. Más específicamente, ocho morfoespecies de milpiés, tres de ciempiés y una de sínfilo.

El equipo usó lupas microestereoscópicas para intentar identificar cada

individuo hasta el nivel taxonómico más preciso posible, pero es claro que un análisis más detallado arrojará un número mucho mayor de especies de las que definieron hasta el momento. Según Carolina, es altamente probable que entre ellas haya especies nuevas para la ciencia.

Los tres espacios verdes muestreados presentaron la misma riqueza, con ocho morfoespecies cada uno, pero con características distintas. Los paquetes estadísticos que usaron para comparar la diversidad y abundancia de las especies revelaron que la plaza Virgilio fue el espacio más diverso, seguido por el parque Rivera y, por último, el parque Baroffio. En estos dos últimos hubo unas pocas morfoespecies que dominaron ampliamente los muestreos, mientras que en la plaza Virgilio la distribución fue más pareja. Además, los tres parques revelaron especies exclusivas y distinta dominancia.

Esta fue la segunda sorpresa, tras el shock inicial de la abundancia y diversidad encontradas. Los investigadores –o más bien las investigadoras, ya que el equipo estaba integrado en un 80% por mujeres– hipotizaron que el parque Rivera sería el espacio con mayor abundancia y diversidad de miriápodos, debido a que posee una mayor abundancia y diversidad de vegetación en comparación con los otros dos espacios, y supusieron que la plaza Virgilio quedaría en último lugar.

Además, la plaza Virgilio estuvo marcada por la gran cantidad de ciempiés que hallaron, mientras que en el parque Rivera y el Baroffio dominaron los milpiés. Puede parecer una diferencia menor, pero no lo es. Los ciempiés son depredadores carnívoros, mientras que sus primos los milpiés son vegetarianos que cumplen preciados servicios en el rubro de la descomposición de materia orgánica.

¿Por qué hay tantos miriápodos en los espacios urbanos de Montevideo, en comparación con los ambientes naturales, y por qué fue mayor la diversidad donde menos lo esperaban? Es difícil establecerlo con los datos actuales. Las variables ambientales estudiadas no parecen dar respuestas en ese sentido, aunque la abundancia de algunas especies parece estar asociada a una mayor humedad en los suelos, como pasa con el buen número de ciempiés ciegos del orden Geophilophormia hallados en la plaza Virgilio.

“Puede ser que el tipo de vegetación tenga algo que ver con la mayor diversidad de la Virgilio, y ahí apunta ahora la tesina de Agustín. La idea es

incorporar más variables ambientales para entender cómo afecta eso a la abundancia y diversidad”, señala.

Pero hay otro hecho llamativo en los resultados que obtuvieron, que podría explicar la abundancia de estas especies en ambientes urbanos y abre un llamado de atención. 62% de las especies halladas en estos tres parques públicos son exóticas.

Turistas en Montevideo

“La mayoría de estas especies exóticas llega a Uruguay con el comercio de plantas. Encontramos, por ejemplo, una especie muy conocida a nivel mundial, *Oxidus gracilis*”, cuenta Carolina.

Esta especie nativa del este de Asia, que ya llegó a varios países como polizone en las plantas que se exportan desde ese continente, fue registrada por primera vez para Uruguay en 2020 en un artículo escrito por la propia Carolina Rojas, Miguel Simó y Petra Sierwald. Conocida como milpiés de invernadero, *Oxidus gracilis* suele aparecer en jardines, casas y parques, siempre asociada a la presencia humana. Su distribución conocida en Uruguay abarca los departamentos de Florida, Maldonado, Montevideo y Soriano, según este artículo publicado en el *Boletín de la Sociedad Zoológica*. En el trabajo realizado en los tres

parques montevideanos, apareció exclusivamente en la plaza Virgilio.

“Se han documentado casos en los que esta especie es considerada plaga de poli y monocultivos de relevancia económica, con base en observaciones de inmaduros alimentándose de plántulas de helechos y plantas ornamentales”, señalan. “Estas características explican el éxito de *Oxidus gracilis* y la clasifican como una especie invasora en los sitios en los que ha sido introducida”, advierten.

Si bien esta especie invasora ha sido registrada también en ambientes naturales en otros países de la región, por ahora en Uruguay apareció sólo en lugares urbanizados. Se desconoce exactamente cuándo ingresó este milpiés exótico a nuestro país y cuál es su interacción con especies nativas.

“Con respecto a esta especie y a otras exóticas, aún no hay estudios en Uruguay que evalúen si son perjudiciales, pero sin dudas estaría bueno ahondar ese camino”, dice Carolina.

El trabajo del equipo, entonces, prende una luz amarilla en este sentido, pero también abre una puerta a un mundo muy diverso presente en plena ciudad, que arrojará seguramente nuevos hallazgos a medida que se profundice el estudio del material recolectado.

Mundos invisibles

El próximo paso es tratar de determinar las especies y preparar varios artículos con lo que vayan encontrando. Por lo pronto, los primeros análisis genéticos que está haciendo Agustín para su tesina indican que hay probablemente nuevos registros de especies y géneros para Uruguay.

El espectacular resultado del muestreo, además, es un indicador de lo mucho que queda por explorar incluso en los lugares más impactados por la presencia humana. “Estamos rodeados de diversidad. Este grupo en particular está por todos lados, es fascinante y tiene una inmensidad de características que hacen que sus especies sean súper importantes a nivel ecológico. Entonces es bueno mostrar eso y resaltar la importancia de conservarlos”, argumenta Carolina.

Como sus estudiantes subrayan, es sólo un primer paso hacia un universo muy amplio de posibilidades, como estudiar su potencial como bioindicadores del ambiente, hacer estudios de comportamiento, comparar la diversidad entre ambientes nativos y urbanos o analizar el posible impacto de las especies exóticas. Para todo eso, primero hay que conocer qué hay debajo de nuestros pies. “Si no sabemos ni siquiera qué hay, es un

poco difícil saber qué hacer en pos de la conservación”, cuenta Mikaela.

“Así como nosotros no nos habíamos planteado los miriápodos como objeto de estudio, quizá esto siente un buen precedente para alguien en el futuro y pueda despertar interés y ganas de hacer algo con este grupo de animales, que es súper lindo para trabajar”, agrega Paula.

Tal cual aclara el resumen de su investigación, se trata del primer trabajo sobre diversidad de miriápodos en zonas urbanas de Uruguay y “resulta un aporte importante para futuros estudios taxonómicos, sistemáticos, biogeográficos, ecológicos y etológicos en el grupo”.

Su trabajo es un recordatorio de que incluso en los espacios que hemos modificado más drásticamente, como las grandes ciudades, convivimos con especies que ni siquiera conocemos. A veces, para abrir la puerta a esos otros mundos basta sólo con la curiosidad. ■

Póster: Miriápodos urbanos: un acercamiento al estudio de su diversidad en tres espacios verdes de Montevideo.

Presentado en: Congreso Uruguayo de Zoología (diciembre de 2023)
Autores: Paula Ferrari, Agustín Carbonell, Lucía Puppo, Mikaela Cúparo, y Carolina Rojas (docente).



ERUCA SATIVA



FLORENCIA NÚÑEZ



CATHERINE VERGNES



LA DAME BLANCHE



CAMILA SAPIN

MAREA 7M

7 MAR

18:30H



SALA ZITARROSA