



Seguimiento de artrópodos bioindicadores en áreas urbanas: objetivos, experiencias y perspectivas

Francisco J. Cabrero-Sañudo^{1,*} , Roberto Cañizares García¹ , Elvira Caro-Miralles² , Diego Gil-Tapetado¹ , Sandra Grzechnik¹ , Diego López-Collar¹ 

(1) Grupo de Seguimiento de Biodiversidad UCM (Entomofauna); Grupo de Investigación de Biología Evolutiva y de la Conservación. Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid. C) José Antonio Novais 12. 28040 Madrid, España.

(2) Grupo de investigación de alto rendimiento en Biogeografía y Cambio Global. Universidad Rey Juan Carlos. C/ Tulipán s/n, 28933 Móstoles, Madrid, España.

* Autor de correspondencia: Francisco J. Cabrero-Sañudo [fjcabrero@bio.ucm.es]

> Recibido el 11 de enero de 2022 - Aceptado el 28 de febrero de 2022

Como citar: Cabrero-Sañudo, F.J., Cañizares García, R., Caro-Miralles, E., Gil Tapetado, D., Grzechnik, S., López Collar, D. 2022. Seguimiento de artrópodos bioindicadores en áreas urbanas: objetivos, experiencias y perspectivas. *Ecosistemas* 31(1): 2340. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2340>

Seguimiento de artrópodos bioindicadores en áreas urbanas: objetivos, experiencias y perspectivas

Resumen: Los bioindicadores han demostrado ser herramientas muy útiles para la evaluación del estado de perturbación o madurez de los ecosistemas, así como en la monitorización y detección de cambios en el entorno. Teniendo en cuenta una serie de criterios que justifican la calidad de los grupos bioindicadores, diversos taxones de artrópodos podrían ser considerados como óptimos. Existen varios estudios que utilizan a los artrópodos como bioindicadores, especialmente en zonas urbanas. Se exponen algunas experiencias de monitorización llevadas a cabo en los últimos diez años por el Grupo de Seguimiento de Biodiversidad UCM en el Campus Moncloa, un área periurbana situada en el noroeste de la ciudad de Madrid, relacionadas con el seguimiento de poblaciones de artrópodos (mariposas, hormigas y libélulas). Por último, se resumen algunas recomendaciones y perspectivas de futuro para el uso de artrópodos como bioindicadores en áreas urbanas.

Palabras clave: antropización; bioindicadores; ciencia ciudadana; ciudad; insectos; monitorización

Monitoring of arthropod bioindicators in urban areas: objectives, experiences, and perspectives

Abstract: Bioindicators have proven to be very useful tools for evaluating the state of disturbance or maturity of ecosystems, as well as for monitoring and detecting changes in the environment. Considering a series of criteria that justify the quality of the bioindicator groups, various arthropod taxa could be considered optimal. There are several studies that use arthropods as bioindicators, especially in urban areas. We present some monitoring experiences carried out in the last ten years by the UCM Biodiversity Monitoring Group at the Moncloa Campus, a peri-urban area located in the northwest of the city of Madrid, related to the monitoring of populations of arthropods (butterflies, ants, and dragonflies). Finally, some recommendations and future perspectives for the use of arthropods as bioindicators in urban areas are summarized.

Keywords: anthropization; bioindicators; citizen science; city; insects; monitoring

Bioindicadores para la observación del entorno

El estudio de la biodiversidad permite ampliar el conocimiento del mundo que nos rodea y, además, desde un punto de vista antropocéntrico, posee múltiples utilidades para el ser humano, como puede ser la medicina, la mejora animal y vegetal para la producción, la cinegética o el control ambiental (Chivian 2002; Haines-Young y Potschin 2010). En este último sentido, la biodiversidad, dentro de toda su complejidad y variedad, ofrece diferentes oportunidades para poder conocer el estado, la calidad y las diferentes características de nuestro entorno. Este enfoque se denomina bioindicación (si es puntual) o biomonitorización (si se desarrolla a lo largo del tiempo) (Markert et al. 2003; McGeoch 2007) y su objeto de estudio son los bioindicadores. Un bioindicador es una especie o un grupo de especies que señalan las características ecológicas

del ambiente e indica las posibles perturbaciones, impactos, riesgos y amenazas que posee o que puede sufrir el medio (Gerhardt 2002; Markert et al. 2003; Fränze y Markert 2007; Markert 2007). Así mismo, el análisis y la monitorización a lo largo del tiempo de estos grupos bioindicadores permiten obtener un historial del estado ambiental, infiriendo qué posibles cambios y perturbaciones ha podido sufrir el medio. Esto se traduce en la observación de posibles cambios en las dinámicas y tendencias poblacionales, en la composición de las comunidades biológicas, en el comportamiento, en la morfología, o la detección de bioacumulación de compuestos químicos en un grupo biológico determinado (Gerhardt 2002).

Los bioindicadores han demostrado ser herramientas muy útiles en la monitorización y detección de cambios en el entorno (Hodkinson y Jackson 2005; Burger 2006). Entre sus principales ventajas se pueden destacar: la relación coste-rentabilidad en el desarrollo

de muestreos, la valoración del impacto de las actividades antrópicas en la biota sin tener que estudiarla al completo, la evaluación de la riqueza de especies de una comunidad entera, la detección precoz de cambios en el medio, la comprobación del efecto de materiales tóxicos en los organismos, y la evaluación de factores ambientales que no se pueden o son difíciles de medir, o presentan una interpretación compleja, entre otros (Ribera y Foster 1997; Lanza-Espino 2000; Gerhardt 2002; Rainio y Niemelä 2003; Jones et al. 2009; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020).

El objetivo principal del presente artículo es mostrar la importancia del uso de artrópodos como bioindicadores en áreas urbanas. Para ello, se realizará un recorrido general sobre los bioindicadores y su utilización en estudios de conservación o gestión, indicando los criterios utilizados tradicionalmente para su selección y justificándose así el uso de los artrópodos. Por último, se mostrarán algunas experiencias de uso de artrópodos como bioindicadores en áreas urbanas, principalmente desde la experiencia de los autores.

Bioindicadores en conservación y gestión

De manera clásica, los bioindicadores pueden aportar información de manera directa o indirecta (Ribera y Foster 1997). Aunque, si bien es cierto que esta clasificación es la más utilizada, las diferentes clasificaciones dependen del contexto, del trabajo llevado a cabo, del objetivo y de las características de los taxones. Según Ribera y Foster (1997), los bioindicadores indirectos son utilizados cuando no es posible acceder directamente a la valoración de un ambiente concreto. Se emplean, por tanto, algunos taxones que habitan en él o algunas de sus características para obtener una evaluación de dicho entorno. Algunos ejemplos:

- **Históricos:** usados en paleontología y arqueología. Permiten el estudio de comunidades humanas y de seres vivos ya desaparecidos, a través de restos fósiles. Resaltan las relaciones entre humanos y seres vivos y, de estos con el medio.
- **Entomología forense:** mediante el estudio de los ciclos vitales de taxones necrófagos o necrófilos (como Diptera y Coleoptera) se indican datos imprescindibles en los procesos forenses, para esclarecer y datar temporalmente decesos, causa y lugar de la muerte.
- **Indicadores de variables complejas:** revelan a través de su muestreo variables complejas de los ecosistemas que, de otra forma, no podrían medirse, como la complejidad o el tipismo.

Los bioindicadores directos reflejan la calidad ambiental y la madurez de un sistema a través del estado de las especies animales y vegetales (Ribera y Foster 1997). Los bioindicadores directos se pueden clasificar de diversas formas. Algunos autores (McGeoch 1998; Gerhardt 2002; Rainio y Niemelä 2003; Jones et al. 2009; Kumari y Paul 2020), dividen los bioindicadores en tres categorías según su enfoque:

- **Ambientales:** responden ante perturbaciones del medio tanto bióticas como abióticas (Spiller et al. 2018). Pueden utilizarse como alertas tempranas ante perturbaciones o para analizar la acumulación de contaminantes y su toxicidad (Ribera y Foster 1997). Algunos ejemplos clásicos de su uso se basan en detectar altos niveles de contaminación, uso de herbicidas en plantas, acumulación de metales pesados en suelos o lluvias ácidas (McGeoch 1998).
- **Ecológicos:** taxones que sufren cambios poblacionales, así como en su distribución espaciotemporal, ante factores estresantes del medio (Ribera y Foster 1997). Indican la existencia de una perturbación en el medio, generalmente de carácter climático (cambio climático) o físico (cambios en el uso del suelo, en la estructura de la vegetación, etc.) (Spiller et al. 2018).
- **Biodiversidad:** permiten cuantificar la abundancia de individuos y la riqueza de especies del grupo bioindicador estudiado, así como, los endemismos y especies raras de los lugares de muestreo, evaluando qué factores afectan a las comunidades y de qué forma lo hacen (Vane-Wright 1996; McGeoch 1998).

Kremen (1994) también había propuesto una categoría, a la que denominaba indicadores de impacto, y que se centra en los recursos y en los procesos ecológicos que están directamente afectados por las acciones humanas (Niemelä 2000).

Diversos autores han planteado otras clasificaciones, quizás menos convencionales (Cairns et al. 1993; Kremen 1994; Hodkinson y Jackson 2005). Dependiendo de la fuente que se consulte, pueden existir diversas variantes de una misma clasificación o ser completamente nuevas, específicas del estudio que se esté llevando a cabo (Landres et al. 1988; Noss 1990; Johnson et al. 1993; Hammond 1994; Jain et al. 2010). Por ejemplo, Cairns et al. (1993) hacen una clasificación más enfocada al ámbito de la gestión, distinguiendo entre indicadores de cumplimiento, los que indican que se ha producido un cambio o que continúa presente en el ecosistema; de diagnóstico, los que indican cuál ha sido el agente que lo ha causado; y, de advertencia temprana, los que permiten desarrollar una respuesta predecible antes de que las condiciones sean nefastas (Gerhardt 2002; Chovanec et al. 2003; Kumari y Paul 2020).

¿Cómo seleccionar bioindicadores y qué criterios se han utilizado para buscar óptimos bioindicadores?

A lo largo de los años, se han ido considerando diferentes criterios que debería tener un taxón para ser calificado como un bioindicador idóneo (Tabla 1). En dicha Tabla se resumen algunos de estos criterios, que se han justificado convenientemente en diferentes estudios (Pearson 1994; Lanza-Espino 2000). Por ejemplo, un estudio mediante bioindicadores sobre los niveles de contaminación de las aguas fluviales debe cumplir con unos requerimientos específicos (Kelly y Harwell 1990; Chovanec et al. 2000; Chovanec et al. 2003), diferentes de los de un estudio sobre contaminantes del suelo (Cortet et al. 1999).

Generalmente, las características que más se han manejado han sido: 1) el grupo presenta una taxonomía conocida e identificación sencilla; 2) la biología y la ecología del grupo se encuentran en general bien estudiadas; 3) su respuesta a las perturbaciones es predecible, rápida, sensitiva, analizable, reproducible, representativa, inequívoca y lineal; 4) los organismos son abundantes, conspicuos y fáciles de encontrar en el campo; 5) muestran unas distribuciones geográficas amplias; y, 6) su estudio comporta rentabilidad y eficacia. McGeoch (1998) desarrolló un procedimiento riguroso para facilitar la selección del bioindicador apropiado para cada estudio científico. Este proceso consta de una serie de 9 pasos, que comienza con una definición clara y concisa de los objetivos y finalidad del bioindicador en el estudio y termina con la aceptación o rechazo del indicador biológico seleccionado. En los pasos intermedios, se evalúa estadísticamente la relación entre el bioindicador y los datos ambientales bajo diferentes condiciones. Además, es importante establecer la escala dentro de la cual se va a realizar el estudio, para que coincida la escala en la cual opera el factor en cuestión y la escala a la que es probable observar un efecto sobre el bioindicador elegido (Niemelä 2000; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005).

No obstante, a pesar de que el uso de taxones bioindicadores ha sido una metodología utilizada y desarrollada durante décadas, existen diversos argumentos que cuestionan su uso. Así, no existe una definición unánime ni criterios comunes para la selección de los grupos bioindicadores y diversos autores han propuesto una variedad de criterios, en ocasiones confusos, contradictorios o basados en preferencias subjetivas, intereses socioeconómicos o políticos, o según conveniencia (Soulé y Kolm 1989; Pearson 1994; Williams y Gaston 1994; McGeoch 1998; Andersen 1999; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005; Burger 2006). Uno de los principales inconvenientes es la dificultad en la interpretación de los resultados obtenidos cuando se quiere saber qué ocurre con el resto de los organismos del ecosistema, es decir, saber cómo representa el bioindicador al resto de la biota (Landres et al. 1988; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005). Los requerimientos ecológicos de cada especie son distintos, lo que implica

Tabla 1. Relación de criterios utilizados en diferentes estudios para la consideración de organismos bioindicadores.**Table 1.** List of criteria used in different studies for the consideration of bioindicator organisms.

Criterios	Referencias
<p>Antrópicos</p> <p><u>Los individuos</u>: son abundantes, conspicuos y fáciles de encontrar y muestrear en el medio; pueden ser sacrificables; son robustos durante el manejo; son fáciles de cultivar y de manipular en el laboratorio.</p> <p><u>Los taxones</u>: se identifican fácil y sencillamente; tienen importancia reconocida en agricultura, en los ecosistemas, etc.; tienen importancia económica como recurso o plaga; no son especies diana en estudios de pesticidas; están relacionados con grupos diana.</p> <p><u>Los métodos de estudio</u>: son aplicables a una amplia gama de factores estresantes y en diferentes lugares; son estandarizados y se pueden comparar a lo largo del tiempo; se pueden obtener muestras aleatorias grandes fácilmente; los métodos son rentables y eficaces (tiempo, dinero, personal).</p> <p><u>Los datos</u>: se tiene posibilidad de contar con datos históricos para observar tendencias; existe capacidad para tomar datos a lo largo de la escala espaciotemporal; los resultados son independientes del tamaño de muestra; los cambios pueden ser visibles por teledetección.</p>	<p>Jenkins 1971; Hellawell 1986; Kelly y Harwell 1990; Noss 1990; Regier 1990; Brown 1991; Pearson y Cassola 1992; Cairns et al. 1993; Johnson et al. 1993; Hammond 1994; Pearson 1994; Stork 1994; New 1995; Edwards et al. 1996; Chovanec y Raab 1997; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Cortet et al. 1999; Chovanec et al. 2000; Hilty y Merenlender 2000; Niemelä 2000; Gerhardt 2002; Chovanec et al. 2003; Chovanec y Waringer 2005; Hodkinson y Jackson 2005; Jones et al. 2009; Jain et al. 2010; Syaripuddin et al. 2015; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020</p>
<p>Biogeográficos</p> <p><u>Los taxones</u>: tienen distribuciones geográficas amplias y representativas; tienen tendencia a estar distribuidos en una variedad de escalas espaciales (local, regional, etc.); los taxones endémicos tienen distribuciones bien definidas; las especies tienen un relativo sedentarismo.</p>	<p>Landres et al. 1988; Noss 1990; Regier 1990; Brown 1991; Pearson y Cassola 1992; Johnson et al. 1993; Kremen 1994; Pearson 1994; Edwards et al. 1996; Faith y Walker 1996; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Cortet et al. 1999; Chovanec et al. 2000; Hilty y Merenlender 2000; Niemelä 2000; Gerhardt 2002; Rainio y Niemelä 2003; Syaripuddin et al. 2015; Jones et al. 2009; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020</p>
<p>Biológicos</p> <p><u>Los individuos y taxones</u>: su biología se encuentra en general bien estudiada; tienen una variabilidad genética y funcional baja; su régimen alimenticio es regular; su tasa metabólica es constante; sus tiempos generacionales van de medios a largos; se encuentran disponibles durante todo el año; tienen oscilaciones de abundancia moderadas; tienen una gran variedad de tamaños corporales, preferentemente grandes, y formas de crecimiento; su distribución espaciotemporal es predecible y amplia; tienen una amplia gama de hospedadores específicos.</p>	<p>Hellawell 1986; Landres et al. 1988; Brown 1991; Holloway y Stork 1991; Pearson y Cassola 1992; Johnson et al. 1993; Pearson 1994; Stork 1994; New 1995; Chovanec y Raab 1997; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Hilty y Merenlender 2000; Gerhardt 2002; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005; Jain et al. 2010; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020</p>
<p>Ecológicos</p> <p><u>Los taxones</u>: tienen una ecología en general bien estudiada; poseen una alta diversificación ecológica; existe una alta especificidad ecológica de las especies; su posición es clara en las redes tróficas; se encuentran estrechamente asociados a la presencia de otras especies y recursos; desempeñan una función importante en los ecosistemas; son inofensivos para el ecosistema; existen representantes de todos los niveles tróficos y de los principales grupos funcionales; sus respuestas, incluso con un número bajo de taxones, son representativas de gran parte de la comunidad; son representativos de componentes, funciones y procesos críticos;</p> <p><u>Los datos</u>: es posible realizar la diagnosis del factor que está causando el problema; resumen información de muchos indicadores no medidos; añaden valor a otras medidas, aún proporcionando información única; en ocasiones, los datos sustituyen el papel de otras respuestas.</p>	<p>Hellawell 1986; Landres et al. 1988; Kelly y Harwell 1990; Brown 1991; Pearson y Cassola 1992; Cairns et al. 1993; Johnson et al. 1993; Pearson 1994; Stork 1994; New 1995; Edwards et al. 1996; Chovanec y Raab 1997; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Cortet et al. 1999; Chovanec et al. 2000; Hilty y Merenlender 2000; Niemelä 2000; Gerhardt 2002; Chovanec et al. 2003; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005; Jain et al. 2010; Syaripuddin et al. 2015; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020</p>
<p>Perturbación</p> <p><u>Los individuos y taxones</u>: su respuesta a las perturbaciones es predecible, rápida, sensitiva, analizable, reproducible, representativa, inequívoca y lineal; sus cambios están relacionados con el daño causado por el ser humano; proporcionan información única relacionada con la perturbación; tienen facilidad y posibilidad de acumular contaminantes; son robustos y sobreviven a niveles bajos de contaminantes.</p> <p><u>Los datos</u>: es posible diferenciar entre cambios debidos a tendencias y ciclos naturales y aquellos producidos por factores estresantes antropogénicos; presentan la capacidad de distinguir condiciones aceptables de inaceptables de una forma científica y legalmente defendible; la elección de la escala (espacio y tiempo) es adecuada al nivel del problema considerado; se conocen los niveles de tolerancia.</p>	<p>Jenkins 1971; Hellawell 1986; Landres et al. 1988; Kelly y Harwell 1990; Noss 1990; Regier 1990; Brown 1991; Pearson y Cassola 1992; Cairns et al. 1993; Chovanec y Raab 1997; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Cortet et al. 1999; Chovanec et al. 2000; Hilty y Merenlender 2000; Niemelä 2000; Gerhardt 2002; Chovanec et al. 2003; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005; Jones et al. 2009; Jain et al. 2010; Manickavasagam et al. 2019; Kumari y Paul 2020</p>
<p>Taxonómicos</p> <p><u>Los taxones</u>: tienen una taxonomía conocida; existe una alta diversificación taxonómica; pueden ser representantes de taxones relacionados y no relacionados; existen representantes de grupos de baja, media y alta diversidad.</p>	<p>Brown 1991; Pearson y Cassola 1992; Johnson et al. 1993; Pearson 1994; Stork 1994; Chovanec y Raab 1997; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Hilty y Merenlender 2000; Gerhardt 2002; Rainio y Niemelä 2003; Hodkinson y Jackson 2005; Jones et al. 2009; Syaripuddin et al. 2015; Kumari y Paul 2020</p>

que las respuestas de las especies a un determinado cambio ambiental podrían ser completamente opuestas (Lindenmayer et al. 2000; Rainio y Niemelä 2003). Además, nunca han sido priorizados en base a su importancia y, muchos son difíciles de determinar para la mayoría de los taxones, debido a que no existen demasiados atributos medibles asociados a los criterios sugeridos (Landres et al. 1988; Hilty y Merenlender 2000). Otro de los problemas principales de la bioindicación está relacionado con la generalización de los resultados (Rainio y Niemelä 2003); al desarrollar estudios basados en grupos bioindicadores deben tenerse en cuenta las limitaciones derivadas por la incertidumbre de los resultados y la posible variación de los datos de biodiversidad, por lo que se requiere prudencia y la aplicación de metodologías que disminuyan posibles fuentes de error, como la repetición de muestreos y el uso de procedimientos estadísticos o estimaciones del esfuerzo de muestreo (Paoletti 1999). Así mismo, al utilizar ciertos grupos como bioindicadores es preciso identificar el rango concreto de variación de la característica estudiada, su relación con otros grupos, la interacción con otros posibles factores, las condiciones ambientales o ecológicas (Asif et al. 2018), las cuales pueden ser más o menos estrechas según ciertos límites taxonómicos, geográficos o ambientales, que también habría que conocer. Además, la relación del bioindicador con la característica de interés no tiene por qué tener una explicación biológica causal, sino que, simplemente, hayan estado expuestos a terceros factores al mismo tiempo (Ribera y Foster 1997; Lindenmayer et al. 2000).

Hoy en día, se acepta que no existe el "bioindicador perfecto" (Jones et al. 2009), es decir aquel que reduzca al mínimo las posibles limitaciones y se adecúe totalmente con la característica del medio que se quiere analizar y en un periodo de tiempo corto o inmediato. Aun sabiendo que el uso de los bioindicadores puede acarrear algunos problemas, su utilidad ha ido creciendo exponencialmente en los estudios medioambientales desde principios de los años 70 del siglo XX (Kelly y Harwell 1990; Burger 2006), en gran parte debido a la necesidad de evaluar los cambios ambientales de una forma estandarizada que se pueda replicar y que sirva como un sistema de alarma frente a futuros peligros (Burger 2006). Algunos estudios ponen de manifiesto que, al ser complicado encontrar un taxón que sea capaz de cumplir con todas las características deseadas, es recomendable contar con varios grupos de bioindicadores simultáneos para contrastar la información obtenida, completarla y, siempre que sea posible, asociar un nivel de significación estadística o intervalo de confianza a la relación entre dicho bioindicador y la característica de interés del medio (Landres et al. 1988; Pearson y Cassola 1992; Hammond 1994; Pearson 1994; Ribera y Foster 1997; McGeoch 1998; Gerhardt 2002; Burger 2006). Además, los datos de diferentes grupos generan resultados más robustos y precisos del posible efecto de los factores sobre las comunidades (Blair 1999; Relyea et al. 2000; Sandström et al. 2006; Varet et al. 2011; Gardiner et al. 2014; Bowler et al. 2015).

Los artrópodos como bioindicadores y su uso en áreas urbanas

Existen diferentes seres vivos que han sido considerados como grupos bioindicadores, como, por ejemplo, aves (Temple y Wiens 1989; Lehikoinen et al. 2016), líquenes (Conti y Cecchetti 2001), murciélagos (Jones et al. 2009), anfibios (Dunson et al. 1992; Sewell y Griffiths 2009), algas (Dokulil 2003; Derot et al. 2020), peces (Chovanec et al. 2003) y artrópodos (Lenhard y Witter 1977; McGeoch 1998; 2007; Marc et al. 1999; Nummelin et al. 2007). El número potencial de bioindicadores puede considerarse infinito y la selección de los más válidos entre todos ellos supone una ardua tarea (Lanza-Espino 2000).

Los artrópodos han sido considerados en general buenos bioindicadores, puesto que cumplen con muchos de los criterios anteriormente expuestos. En el procedimiento desarrollado por McGeoch (1998) ocupan altos rangos dentro de los posibles taxones bioindicadores (como es el caso de hormigas y mariposas). Además, los artrópodos constituyen una alta proporción de la ri-

queza de especies y de la biomasa viva presente sobre el planeta, aparte de que tienen un papel significativo en el funcionamiento de los ecosistemas (Bar-On et al. 2018). Los artrópodos son también importantes por los servicios ecosistémicos que proveen tanto en ambientes naturales como en áreas urbanas, como el reciclado de la materia orgánica y de los nutrientes, la aireación del suelo y la polinización (McIntyre et al. 2001). Al ser los artrópodos un grupo cosmopolita y muy sensible a los cambios en su entorno, representan un objeto de estudio óptimo dentro los medios urbanos y periurbanos (Jones y Leather 2012; Júnior et al. 2015; Santana e Isaías 2014). Asimismo, actúan como fuente de alimentación para otros niveles tróficos superiores (Jones y Paine 2006; Jones y Leather 2012). Diversos autores han valorado la importancia de estudiar unos u otros grupos de artrópodos como bioindicadores y han propuesto numerosos criterios y protocolos para abordar su selección (Stork y Samways 1995; McIntyre 2000). Así, han sido frecuentemente utilizados en diferentes estudios de bioindicación de carácter ambiental, ecológico o de biodiversidad (Spiller et al. 2018).

Con respecto a su uso como bioindicadores ambientales, especialmente en áreas urbanas, destacan estudios que han tenido en cuenta a taxones de artrópodos depredadores para evaluar la presencia de metales pesados, puesto que al encontrarse en niveles elevados de las redes tróficas los bioacumulan, como es el caso, por ejemplo, de carábidos (Coleoptera: Carabidae) (Avgin y Luff 2010) o arañas (Araneae) (Maelfait y Hendricks 1998). También se han considerado grupos de artrópodos edáficos, de carácter detritívoro o saprófago, que igualmente podrían bioacumular metales pesados al reciclar la materia orgánica en descomposición, como ácaros del suelo (Acari) (Santorufó et al. 2012; Manu et al. 2018), cochinillas de la humedad (Isopoda) (Pedrini-Martha et al. 2012), o colémbolos (Collembola) (Santorufó et al. 2012). En medios acuáticos existen estudios similares que contemplan la relación entre la perturbación de las aguas (teniendo en cuenta materiales pesados, sedimentos finos inorgánicos o concentración de oxígeno) y la variación en las poblaciones de diversos taxones de artrópodos, como, por ejemplo, efímeras, tricópteros, plecópteros y dípteros (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera y Diptera) (Relyea et al. 2000), anfípodos (Amphipoda) y dípteros (Correa-Araneda et al. 2010), o simplemente dípteros (Rosi-Marshall 2004). Pero si un tipo de estudios realizados con bioindicadores ambientales destaca es, sin duda, el relacionado con la calidad de las aguas epicontinentales teniendo en cuenta la presencia de ciertos grupos de artrópodos. Así, en medios acuáticos se han establecido frecuentemente protocolos estandarizados que relacionan la presencia de diversos taxones de artrópodos con el estado de perturbación de diversos cuerpos de agua (Alba-Tercedor et al. 2002), como el IBMWP (*Iberian BioMonitoring Working Party*).

Con respecto al uso de bioindicadores ecológicos, especialmente en Ecología Urbana, algunos de los factores más frecuentemente considerados que pudieran ejercer un efecto sobre los artrópodos, se relacionan con el gradiente rural-urbano, el tipo de manejo ambiental (como la gestión de zonas verdes urbanas) y la fragmentación de los hábitats. Una mayor diversidad vegetal, refugios y recursos para los artrópodos, que se corresponden con una situación más natural o próxima a ésta, favorecen la riqueza y la abundancia de estos grupos, mientras que la presencia de otros grupos más generalistas se puede corresponder con una mayor antropización. Por ejemplo, algunos de los grupos de artrópodos considerados para caracterizar el grado de urbanización según la composición de las comunidades de estos taxones han sido los carábidos y las arañas (Varet et al. 2011), simplemente las arañas (Argañaraz et al. 2018) o divisiones funcionales entre grupos de depredadores, herbívoros o detritívoros (McIntyre et al. 2001). El tipo de manejo y el diseño de las ciudades y sus zonas verdes tienen una respuesta en las comunidades de artrópodos, como se observa, por ejemplo, en carábidos y arañas (Varet et al. 2014), chinches (Hemiptera: Heteroptera) (Fedyay y Markina 2020), sírfidos (Diptera: Syrphidae), hormigas (Hymenoptera: Formicidae), coccinélidos (Coleoptera: Coccinellidae), licósidos (Araneae: Lycosidae) y carábidos (Gardiner et al. 2014), o arañas, hormigas y opi-

liones (Opiliones) (Trigos-Peral et al. 2020). Por último, la fragmentación de hábitats repercute en las presencias y abundancias de ciertos grupos, como, por ejemplo, en arañas, coleópteros, hormigas, dípteros y avispas (Hymenoptera: Vespidae), que ven su riqueza y abundancia disminuidas en parches verdes de menor tamaño (Gibb y Hochuli 2002).

Como bioindicadores de biodiversidad existen numerosos trabajos que recopilan datos de artrópodos, habitualmente con el sentido de evaluar el efecto de algún factor o de realizar un seguimiento de las poblaciones a medio y largo plazo, como aproximación del resto de elementos de la biodiversidad. Por citar algunos grupos considerados, especialmente en zonas urbanas, se han estudiado en este sentido mariposas (Lepidoptera), ortópteros (Orthoptera), arañas, himenópteros y dípteros (Thomas 2005), o un incluso más amplio número de taxones de artrópodos (Bang y Faeth 2011; Sattler et al. 2011), cuyos valores demuestran una continua calidad de gestión.

Experiencias de monitorización de artrópodos urbanos

Teniendo en cuenta a los artrópodos como bioindicadores y posibles resultados de dicha monitorización, especialmente en áreas urbanas, a continuación, se muestran algunos ejemplos desarrollados en los últimos años desde la experiencia del Grupo de Seguimiento de Biodiversidad UCM (GSB-UCM) (<https://www.ucm.es/segbiodiversidad/>) en el Campus de Moncloa.

El Campus Moncloa proporciona una serie de ventajas a la hora de llevar a cabo estudios de seguimiento a largo plazo: es un área cercana al lugar de trabajo de los investigadores, lo que ayuda a mantener una constancia a lo largo del tiempo y posibilita en gran medida la reducción del gasto de recursos, como el tiempo, los costes de desplazamiento, etc., al mismo tiempo que facilita la coordinación y gestión de actividades con la comunidad universitaria. En términos geográficos, también presenta ventajas, ya que, al estar situado al noroeste de la ciudad de Madrid, se convierte en un punto estratégico a la hora de plantear estudios de monitorización de la biodiversidad urbana, al actuar como un enlace entre el ámbito más rural o natural y el entramado urbano. Hacia el norte, el Monte de El Pardo y el Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares pueden operar como fuentes de fauna que propicien la entrada de especies en la ciudad a través de esta zona. Hacia el sur y el oeste, el Campus conecta directamente con el parque de la Casa de Campo, el parque del Oeste y el cauce del río Manzanares, con lo que podría actuar como un corredor ecológico hacia el interior de la matriz urbana (Fig. 1).

En el Campus se desarrollan varias líneas de estudio que giran en torno a la monitorización de poblaciones de artrópodos - mariposas, hormigas y libélulas (Odonata) - y su uso como bioindicadores de la calidad ambiental del Campus Moncloa y otras zonas de la ciudad de Madrid, aunque los datos aportados también ayudan a resolver otras cuestiones, como las relacionadas con la ecología, la biogeografía y la etología de estos insectos.

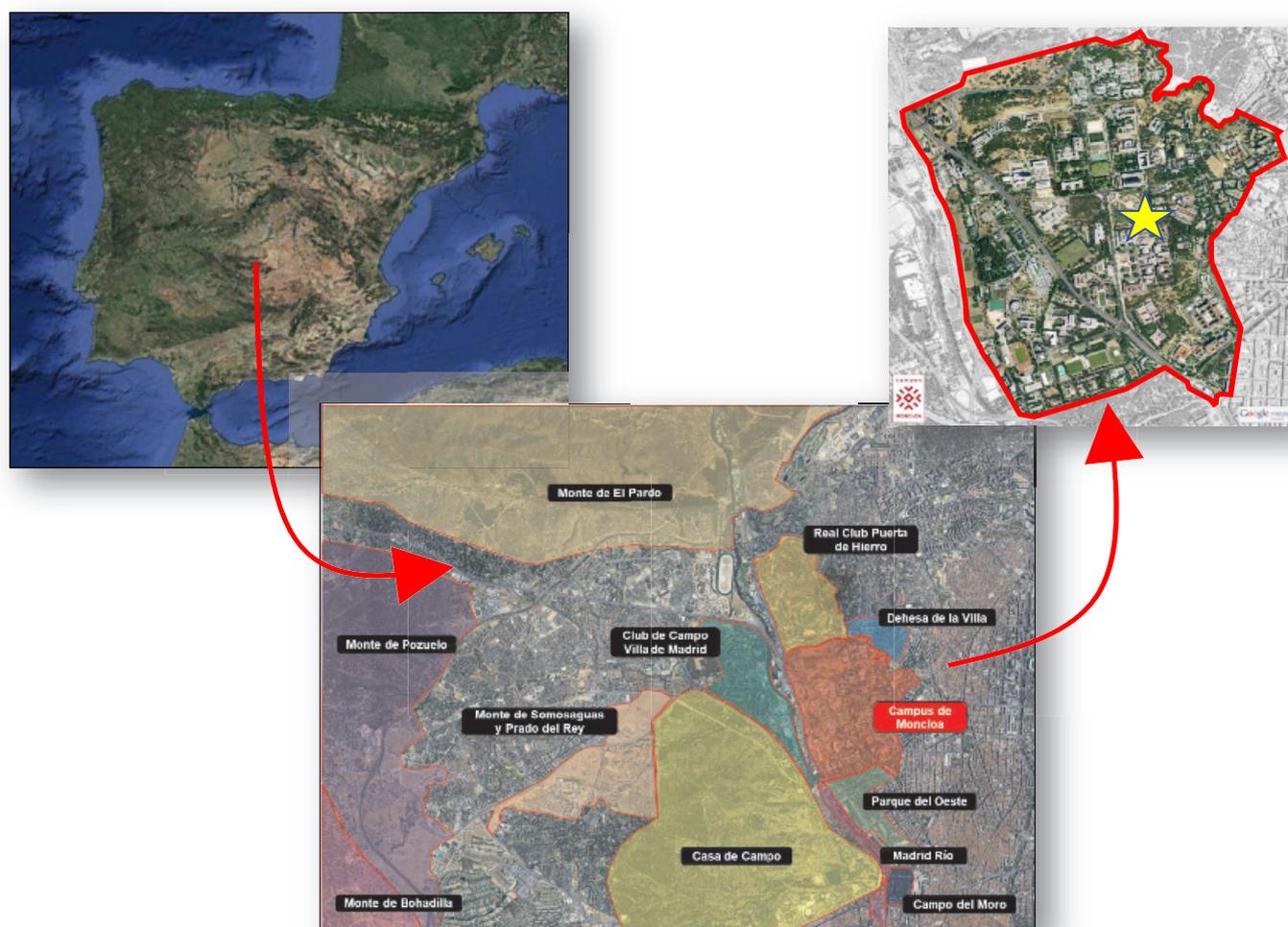


Figura 1. Foto de satélite que muestra la ubicación del Campus Moncloa en el noroeste de la ciudad de Madrid. Se encuentran destacadas las áreas verdes próximas más importantes. En la imagen del Campus Moncloa, los límites se encuentran marcados en rojo; en amarillo, ubicación del Real Jardín Botánico Alfonso XIII. Imágenes cortesía de Google Earth y del Campus Moncloa.

Figure 1. Satellite photo showing the location of the Moncloa Campus in the northwest of Madrid city. The most important nearby green areas are highlighted. In the image of the Moncloa Campus, the limits are marked in red; in yellow, the location of the Alfonso XIII Royal Botanical Garden. Images courtesy of Google Earth and the Moncloa Campus.

Una de las líneas principales es la monitorización de poblaciones de mariposas diurnas, que tiene como objetivo el estudio de la fenología, distribución y papel como bioindicadores en este entorno periurbano. Los datos son recogidos semanalmente mediante muestreos basados en un transecto fijo estandarizado, conocidos como *Pollard walks*, propuestos por el Programa Estandarizado de Seguimiento de Mariposas *Butterfly Monitoring Scheme* (BMS; [Pollard y Yates 1994](#)), una metodología ampliamente utilizada en todo el mundo. En los últimos 10 años se han realizado alrededor de 400 muestreos en el Campus Moncloa (media de 39.40 ± 6.95 d.e. al año) de este tipo, a lo largo de un itinerario fijo establecido que recorre representativamente todos los ambientes presentes en el Campus. De esta manera, y complementando estos datos con registros observados adicionales de individuos en el Campus, se conoce bien la composición de la comunidad de lepidópteros diurnos, su fenología y los cambios producidos a lo largo del tiempo en dicha comunidad.

Aunque esta monitorización de mariposas se ha realizado únicamente en los últimos años, una de las ventajas adicionales del estudio de estos organismos es el hecho de que se cuenta con registros previos de presencias, con los que se pueden comparar los datos actuales. Los registros corresponden a dos periodos diferentes de muestreos de mariposas realizados en el Campus, que cubren más de 90 años de estudio: una primera etapa, que va de 1930 a 1943; y, una segunda etapa, que transcurre entre 1970 y 1998. Para la primera etapa se cuenta con la recopilación de registros de [Pujol \(1943\)](#), mientras que para la segunda etapa hay un mayor número de referencias bibliográficas relacionadas con el Campus Moncloa ([Montserrat 1976](#); [Viejo 1980, 1981](#); [Pino 1982](#); [Gómez de Aizpurúa 1987, 1997](#); [Pino y Viejo 1987](#)), aparte del material colectado por los alumnos de Biología e ingresado en la colección UCME. A lo largo de los tres periodos reconocidos se ha observado un descenso en el número de especies (de 58 a 48 especies), así como un cambio de composición en la comunidad de especies (Cabrero-Sañudo et al. datos sin publicar). Así, ha habido un aumento de las especies pertenecientes a las familias Lycaenidae, Pieridae y Papilionidae, y una disminución de Hesperidae y

Nymphalidae, lo que conlleva a un incremento de especies de amplia distribución y de generalistas, en detrimento de especialistas de hábitats y raras, lo que probablemente esté relacionado con el aumento del proceso de urbanización tanto del Campus Moncloa como de los alrededores de este (Pozuelo, Aravaca, El Pardo, Valdearín y Valdezarza, entre otros). Precisamente, se ha observado que el aumento de la proporción de especies de amplia distribución y de generalistas en las áreas urbanas es una tendencia generalizada en diversos grupos ([Blair 1996](#); [Adams y Lindsey 2009](#); [Luck y Smallbone 2010](#)), lo que implica una mayor homogeneización biótica ([McKinney y Lockwood 1999](#); [Clark et al. 2007](#)).

A corto y medio plazo, la monitorización de mariposas diurnas en el Campus Moncloa también ha podido advertir de cambios en los usos y la gestión del territorio. Aunque no se pueda comprobar de forma directa y solo se hayan observado alteraciones en las comunidades *a posteriori*, en los últimos 5 años han ocurrido dos acontecimientos que podrían haber causado un efecto positivo en las mariposas y, por tanto, en otros elementos de la biodiversidad. El primero de ellos fue la suspensión del uso del glifosato en el Campus Moncloa; el glifosato es un herbicida de amplio espectro, que se ha convertido en el producto de este tipo más utilizado en todo el mundo ([Grube et al. 2011](#)). Existe controversia en su uso, no solo por la posible toxicidad en los productos agrícolas y los efectos carcinógenos y adversos en el ser humano ([IARC 2016](#)), sino también por el efecto perjudicial y biocida sobre los insectos y otros seres vivos ([Gill et al. 2018](#); [Battisti et al. 2021](#); [Smith et al. 2021](#)). En el Campus Moncloa ha sido utilizado durante un número indeterminado de años para eliminar las “malas hierbas”, tanto en enclaves verdes como en pavimento, pero también para control de posibles plagas de insectos (N. Vendrell – Unidad Técnica de Mantenimiento e Instalaciones UCM – comunicación personal). Tras la solicitud por parte del GSB para evitar este herbicida, en mayo de 2016 se suspendió su uso en el Campus; a partir de ese momento se pudo observar un aumento del promedio de individuos registrados por transecto ([Fig. 2](#)), aumentando en más del 100 % con respecto a anteriores años (la media observada hasta 2016 era de 5.50 individuos; en 2016 se contabilizaban de media 8.51 indivi-

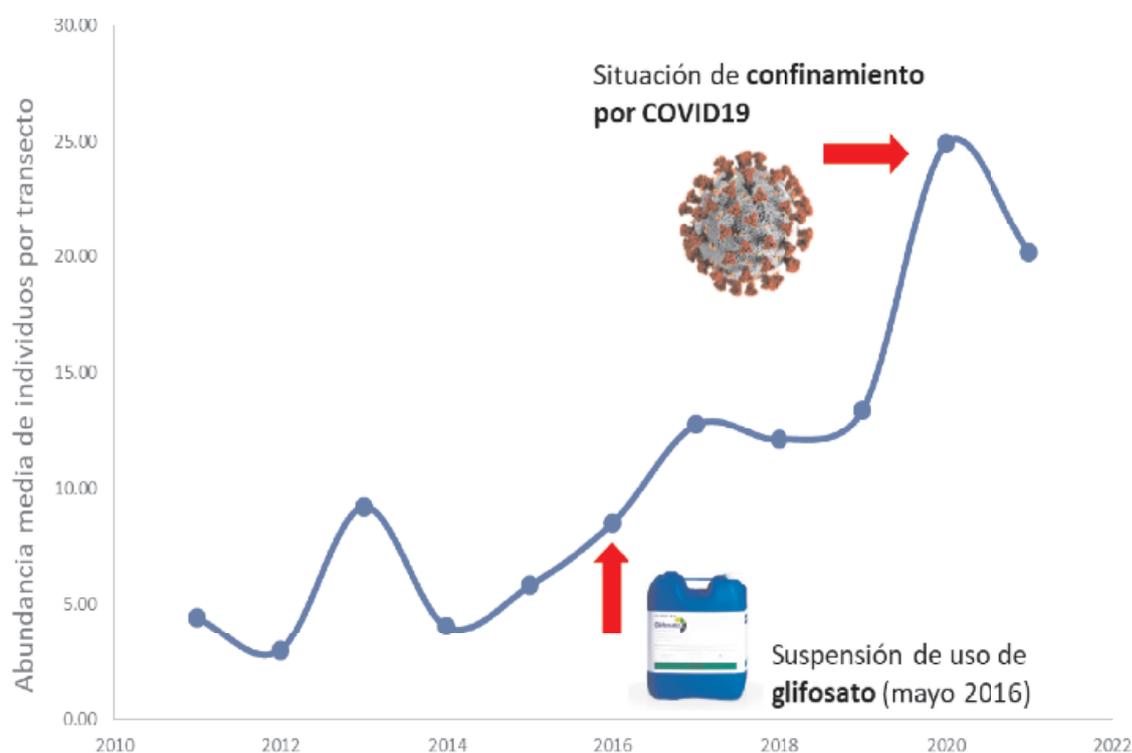


Figura 2. Evolución de las abundancias promedio de individuos de mariposas diurnas registrados en el transecto BMS situado en el Campus Moncloa, entre los años 2011 y 2021.

Figure 2. Evolution of the average abundances of individuals of diurnal butterflies registered in the BMS transect located in the Moncloa Campus, between the years 2011 and 2021.

duos; en los tres siguientes años, la media aumentó a 12.74 individuos (Cabrero-Sañudo et al. datos sin publicar). Es posible que anteriormente el glifosato actuara sobre las fases inmaduras de las mariposas diurnas, al ser intoxicadas las plantas nutricias de las que se alimentaban; con su eliminación, el número de individuos que podrían completar su ciclo aumentaría. No solo aumentaron desde entonces los valores poblacionales de las especies de mariposas (algunas muy considerablemente, como *Zizeeria knysna* (Trimen, 1862), asociada a pastos), sino que también volvieron a registrarse en el Campus especies que no se habían observado en los últimos 20 años, como *Charaxes jasius* (Linnaeus, 1767), *Thymelicus lineola* (Ochsenheimer, 1808), *Anthocaris euphenoides* Staudinger, 1869, *Zegris eupheme* (Esper, 1805) o *Aporia crataegi* (Linnaeus, 1758) (Cabrero-Sañudo et al. 2017) (Fig. 3A-F).

El segundo acontecimiento que pudo influir en el aumento de las poblaciones de mariposas diurnas se trató del estado de confinamiento por seguridad higiénico-sanitaria a consecuencia del COVID-19 (Fig. 2). En 2020 se suspendieron las siegas periódicas efectuadas bimensualmente en el Campus, el mantenimiento controlado de las malezas y el desbroce de restos vegetales durante más de 100 días seguidos, lo que permitió que la vegetación se desarrollara con mayor libertad y recolonizara áreas que habitualmente se encontraban desocupadas por elementos vegetales. Esto, junto con una menor actividad humana, facilitó el aumento de refugios y de alimento para la fauna en zonas urbanas, favoreciendo mayor presencia de esta, como se ha observado también en otros lugares del mundo (Manenti et al. 2020; Bar 2021; Bates et al. 2021). Además, desde la situación de confinamiento, se modificó la gestión habitual de las zonas verdes, distanciando en el tiempo los mantenimientos, y permitiendo así una situación beneficiosa más constante para las fases larvianas de los insectos. Así, en 2020 y 2021, los promedios de individuos de mariposas diurnas registrados en los transectos se incrementaron a 24.91 y 20.19, respectivamente, casi duplicándose los valores anteriores, lo que se cree que pudiera ser consecuencia de esta situación sobrevenida y nueva gestión de zonas verdes (la ligera bajada en 2021 podría quizás corresponder a un ligero aumento en la actividad de gestión).

Otra de las líneas de trabajo del GSB-UCM se centra en la monitorización de libélulas en el estanque del Real Jardín Botánico Alfonso XIII (Campus Moncloa, Ciudad Universitaria de Madrid, España) (Fig. 1). La metodología estandarizada se basa en muestreos de periodicidad semanal mediante el método de captura, marcaje y recaptura (Pradel 1996; Harabiš y Dolný 2012) de ejemplares adultos, desde mayo hasta octubre. Este estudio, desarrollado durante 7 años (2013-2019; desde 2020 no se ha podido continuar, por razones de riesgo sanitario), ha aportado numerosos registros de especies de odonatos, la composición y fenologías de esta comunidad biológica, sus tendencias poblacionales, así como datos morfológicos de los individuos.

Parte de los resultados obtenidos ya han sido objeto de diferentes artículos científicos relacionados con las primeras citas provinciales o para la ciudad de Madrid de libélulas, haciendo patente la importancia de la monitorización de la comunidad de odonatos del Campus Moncloa. En julio de 2015 se detectó en esta zona y, por primera vez en la Comunidad de Madrid, la presencia de *Trithemis kirbyi* Selys, 1891 (Libellulidae), una especie alóctona introducida de forma natural en España en 2007 desde el norte de África, que ha colonizado desde el sur la península ibérica en la actualidad, atravesando los Pirineos, hacia Francia (Gil-Tapetado et al. 2015) (Fig. 3G). Así mismo, en septiembre de 2016, se detectó por primera vez en la ciudad de Madrid la presencia de *Sympetrum sinaiticum* Dumont, 1977 (Libellulidae), una especie predominante en el este de la Península Ibérica y rara hacia el oeste del territorio, representando uno de los registros más noroccidentales, ubicado en el límite de la distribución de esta especie (Gil-Tapetado et al. 2018a) (Fig. 3H). Por último, en los últimos años se ha detectado la entrada masiva de individuos de *Aeshna cyanea* (Müller, 1764) (Aeshnidae) en el entorno periurbano del Campus Moncloa, convirtiéndose en una de las especies más abundantes de la comunidad de odonatos, contrastando fuerte-

mente con la composición original de la comunidad de libélulas de los primeros años de estudio (Gil-Tapetado et al. datos sin publicar) (Fig. 3I).

Estos hallazgos y publicaciones científicas ponen de manifiesto la importancia de los estudios de seguimiento de las libélulas en el Campus Moncloa, monitorizando semanalmente y forma intensiva una misma zona, detectando la entrada de nuevas especies a la comunidad y señalando los cambios y posibles perturbaciones que se producen en el ambiente. Por ejemplo, las entradas de *T. kirbyi* y de *S. sinaiticum* en la zona de muestreo coincidieron con periodos de altas temperaturas de hasta 40°C y de sequedad de casi el 20%, indicando que este cambio en las condiciones meteorológicas pudo beneficiar puntualmente a estas especies en la colonización de este territorio (Gil-Tapetado et al. 2018a), siendo a su vez un ejemplo práctico de bioindicación (Fig. 4).

En cuanto al seguimiento de hormigas, éste no se ha centrado únicamente en el Campus Moncloa, sino que ha abarcado otras zonas relevantes para la biodiversidad urbana como son los parques y jardines de la ciudad de Madrid. La metodología estandarizada se basa en muestreos de periodicidad bianual mediante el método de captura de ejemplares adultos, a mano, mediante aspirador y con trampas de caída (*pitfalls*) (Agosti y Alonso 2000). El objetivo es monitorizar diversos enclaves en la ciudad para detectar la presencia de especies con interés bioindicador de la madurez o perturbación del sistema, según los gremios propuestos por Roig y Espadaler (2010). En el Campus Moncloa destacan especies inusualmente ubicuas, como pone de manifiesto la gran cantidad de nidos pertenecientes al género *Goniomma* Emery, 1895 (Fig. 3J). Es un género endémico del oeste de la cuenca mediterránea adaptado a ambientes abiertos termófilos que resulta poco frecuente en inventarios y que depende de las semillas de terófitos y pequeñas gramíneas propias de pastizales típicamente mediterráneos (Espadaler 1981; Acosta 1982). Seguramente sea la heterogeneidad de esta área periurbana y la cercanía a entornos más rurales lo que permita el establecimiento de especies con cierto valor ecológico, que no dejan de ser indicadoras de zonas urbanas con un gran potencial para el mantenimiento y conservación de hábitats y especies nativas. Así pues, el estudio que se realiza actualmente pone de manifiesto una mayor riqueza de especies y estado de madurez en las áreas periféricas de la ciudad (datos no publicados), donde las zonas verdes tienden a ser más grandes y a tener relación con enclaves ecológicos relevantes como corredores biológicos (río Manzanares) o fuentes de fauna (Monte del El Pardo, Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares) (Fig. 5).

El seguimiento de hormigas en Madrid ha servido también para revelar el alcance de la presencia de la hormiga argentina, *Linepithema humile* (Mayr, 1868), en numerosos puntos de la ciudad (López-Collar y Cabrero-Sañudo 2021) (Fig. 3K). Esta especie exótica es ampliamente conocida por su carácter invasor fuera de su rango nativo (Wetterer et al. 2009) y llega a suponer un problema serio tanto en entornos naturales (Carpintero et al. 2014) como urbanos (Touyama et al. 2003), al desplazar a las especies nativas y provocar perjuicios económicos relacionados con el mantenimiento de plagas de hemípteros. En la ciudad de Madrid todavía es pronto para lanzar un veredicto acerca de las consecuencias ambientales de la invasión por parte de la hormiga argentina, pero sin duda el grado de expansión y la trayectoria histórica (Collingwood y Yarrow 1969; Martínez et al. 1997; Ruiz-Heras et al. 2011) son preocupantes.

Con el tiempo se espera que el programa de monitorización de hormigas urbanas permita proporcionar datos suficientes para concienciar a los ciudadanos y a las autoridades competentes del problema que supone la presencia de la hormiga argentina y las consecuencias para la fauna nativa. Numerosos autores han señalado la necesidad de programas de monitorización (Ward et al. 2005; Angulo et al. 2007; Stanley et al. 2008), en los que incluso participen los propios ciudadanos, en un afán por intentar establecer medidas preventivas y de control para frenar los impactos que pueda tener esta especie sobre la biodiversidad local.

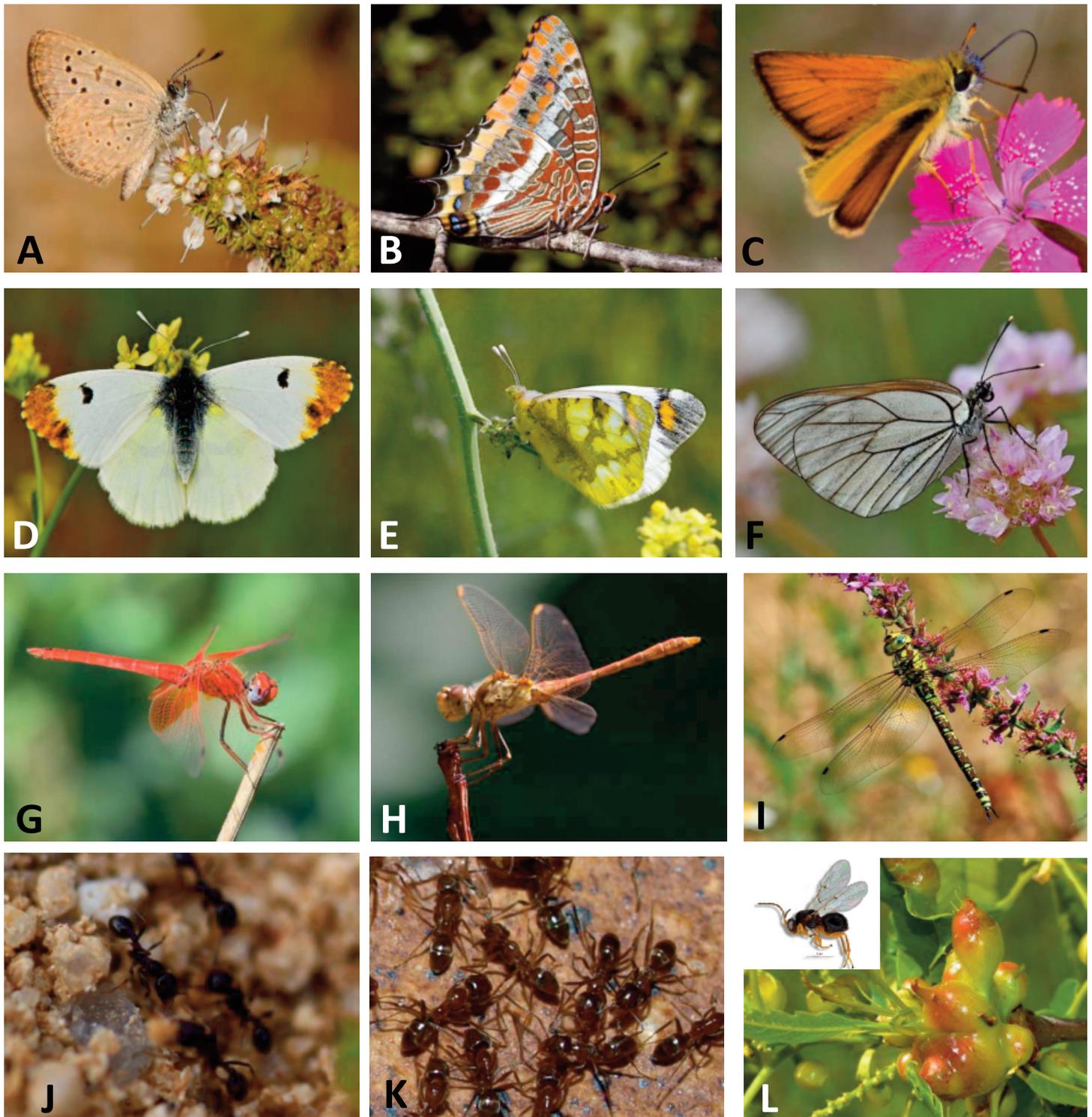


Figura 3. Fotos de algunas especies citadas en el documento y observadas en el Campus Moncloa. A: *Zizeeria knysna*¹; B: *Charaxes jasius*²; C: *Thymelicus lineola*³; D: *Anthocaris euphenoides*¹; E: *Zegris eupheme*⁴; F: *Aporia crataegi*⁴; G: *Trithemis kirby*⁵; H: *Sympetrum sinaiticum*⁶; I: *Aeshna cyanea*⁴; J: *Goniomma hispanicum* (André, 1883)⁷; K: *Linepithema humile*³; L: agalla⁴ y hembra adulta de *Dryocosmus kuriphilus*⁸.

El superíndice se refiere al autor de la fotografía; fotos obtenidas gracias a la colaboración con la plataforma Biodiversidad Virtual. Autores: 1 – Rosa Angulo; 2 – José Manuel Sesma; 3 – Jordi Clavell; 4 – Marián Álvarez; 5 – Paco Otero; 6 – José Biedma; 7 – Diego López Collar; 8 – Diego Gil Tapetado.

Figure 3. Photos of some species mentioned in the document and observed in the Moncloa Campus. A: *Zizeeria knysna*¹; B: *Charaxes jasius*²; C: *Thymelicus lineola*³; D: *Anthocaris euphenoides*¹; E: *Zegris eupheme*⁴; F: *Aporia crataegi*⁴; G: *Trithemis kirby*⁵; H: *Sympetrum sinaiticum*⁶; I: *Aeshna cyanea*⁴; J: *Goniomma hispanicum* (André, 1883)⁷; K: *Linepithema humile*³; L: agalla⁴ and adult female of *Dryocosmus kuriphilus*⁸.

The superscript refers to the author of the photograph; photos obtained thanks to the collaboration with the Virtual Biodiversity platform. Authors: Autores: 1 – Rosa Angulo; 2 – José Manuel Sesma; 3 – Jordi Clavell; 4 – Marián Álvarez; 5 – Paco Otero; 6 – José Biedma; 7 – Diego López Collar; 8 – Diego Gil Tapetado.

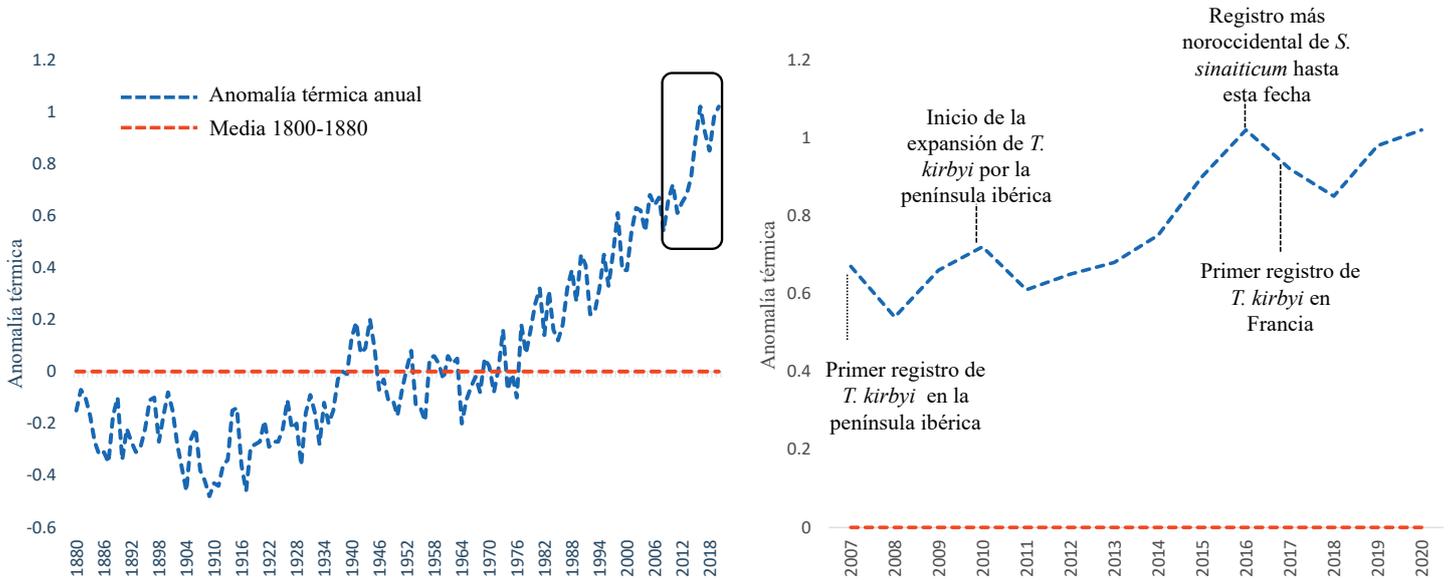


Figura 4. Progresión anual de la anomalía térmica sobre la base de temperaturas medias de 1800-1880. A: Progresión y aumento de la anomalía térmica desde 1880 hasta 2020, enmarcando el periodo de 2007-2020. B: Progresión de la anomalía térmica anual en el periodo de 2007-2020, considerando los hitos de la colonización europea de *Trithemis kirbyi* y el registro más noroccidental de *Sympetrum sinaiticum*.

Figure 4. Annual progression of the thermal anomaly based on the average temperatures of 1800-1880. A: Progression and increase of the thermal anomaly from 1880 to 2020, framing the period of 2007-2020. B: Progression of the annual thermal anomaly in the period 2007-2020, considering the milestones of the European colonization by *Trithemis kirbyi* and the most northwestern record of *Sympetrum sinaiticum*.

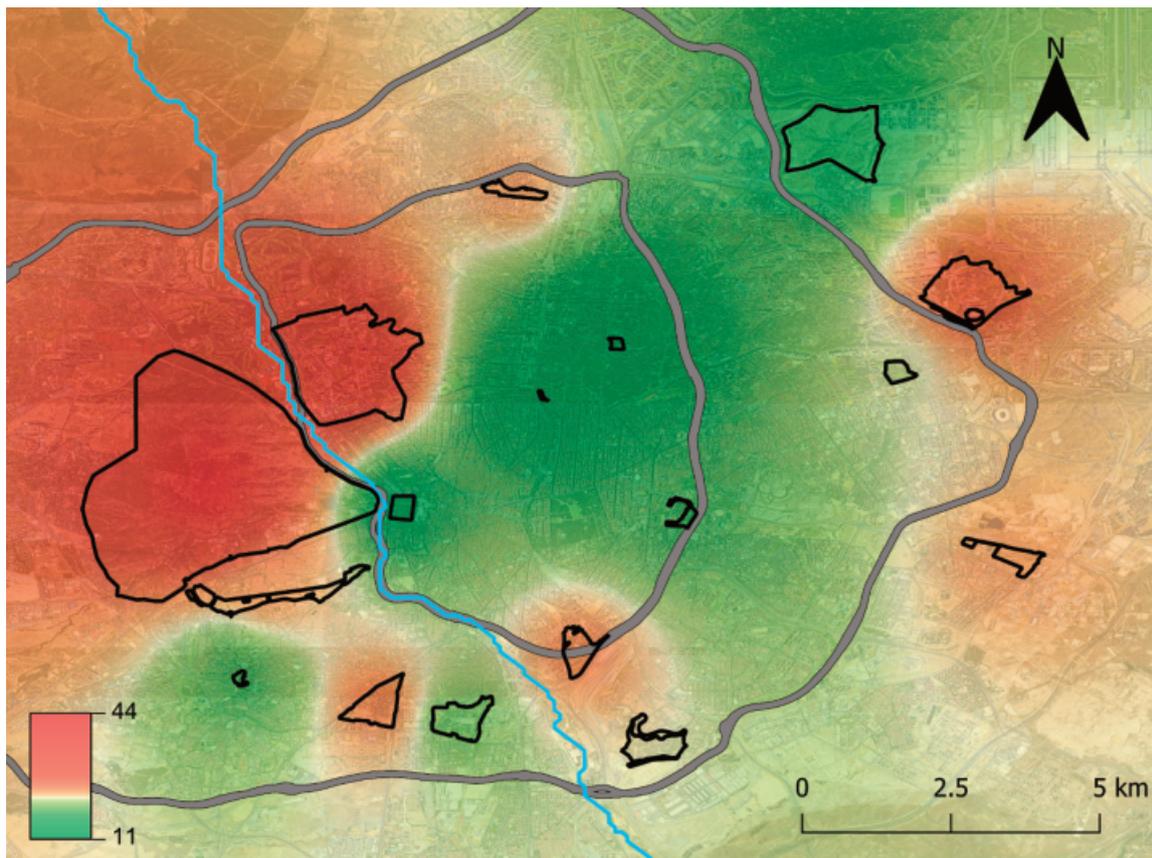


Figura 5. Representación espacial mediante Trend Surface Analysis de la riqueza de especies de hormigas.

En la escala de color del mapa, el color verde corresponde a valores bajos de riqueza de especies y el rojo a altos. Las curvas concéntricas representan las circunvalaciones M-30 y M-40. En azul se representa el río Manzanares. Se han representado las siluetas de los parques cuyos datos registrados contribuyeron al mapa.

Figure 5. Spatial representation based on a Trend Surface Analysis of ant species richness.

In the map color scale, green corresponds to low values of species richness and red to high values. The concentric curves represent the M-30 and M-40 ring motorways. The Manzanares River is represented in blue. The silhouettes of the parks whose recorded data contributed to the map have been represented.

Paralelamente con los proyectos de seguimiento de mariposas, libélulas y hormigas, la presencia del GSB-UCM en el Campus Moncloa ha permitido la monitorización y vigilancia ambiental de áreas susceptibles a la entrada de flora y fauna de diferentes procedencias, como el Real Jardín Botánico Alfonso XIII, en el que se han encontrado especies exóticas (e.g: *T. kirbyi*), invasoras y plagas, como es también el caso de la avispa del castaño, *Dryocosmus kuriphilus* Yasumatsu, 1951 (Hymenoptera: Cynipidae) (Gil-Tapetado et al. 2018b) (Fig. 3L).

Ciencia ciudadana

Con el desarrollo de las nuevas tecnologías, como los ordenadores, el GPS, Internet, las redes sociales o la fotografía digital, ha aumentado la accesibilidad y cercanía de la ciencia y el conocimiento de biodiversidad para la ciudadanía no vinculada con el mundo académico. En la actualidad, cualquier ciudadano es válido y capaz de poder registrar la presencia de seres vivos en un lugar determinado. Este fenómeno científico-social se denomina ciencia ciudadana o ciencia abierta o participativa (Irwin 1995; Silvertown 2009; Dickinson et al. 2010).

Existen diversos ejemplos de estudios llevados a cabo mediante ciencia ciudadana, aunque, los más comunes son aquellos que estudian grupos llamativos y bien conocidos, como las aves (Callaghan et al. 2021) o las mariposas diurnas (Lepidoptera) (Stefanescu et al. 2011; Staats y Regan 2014; Melero et al. 2016; Ubach et al. 2020). En medios urbanos, a partir del año 2018 nació la iniciativa uBMS (*urban Butterfly Monitoring Scheme*; <https://ubms.creaf.cat/>), conocida como Observatorio ciudadano de mariposas urbanas. Este proyecto es una red colaborativa de voluntarios, cuyo objetivo principal es obtener de manera periódica datos de abundancia y riqueza de las mariposas diurnas de diferentes parques de las ciudades de Barcelona y Madrid. De esta manera, se fomenta el conocimiento sobre la diversidad de mariposas de las ciudades y sobre cómo estas cambian a lo largo del tiempo, se pueden crear indicadores de calidad y analizar qué factores y gestiones de las administraciones potencian o hacen disminuir esa biodiversidad; así, se pueden proponer recomendaciones a dichos gestores para favorecer un incremento de la diversidad urbana y una mejor calidad del entorno. Los datos obtenidos de estos muestreos han favorecido el desarrollo de publicaciones científicas, como Pla-Narbona et al. (2021), sobre la dispersión de las especies en ambientes urbanos respecto a sus características en diferentes zonas verdes.

En España existen también numerosas plataformas de ciencia ciudadana vinculadas a la fotografía de la naturaleza, entre otras iNaturalist, Natusfera, Observation.org o Biodiversidad Virtual (BV). BV (www.biodiversidadvirtual.org) es una plataforma reconocida en diferentes estudios de biodiversidad (Goula et al. 2013; Jiménez-Valverde et al. 2019; Sardón-Gutiérrez et al. 2021), y la segunda fuente de registros georeferenciados compartidos de artrópodos ibéricos en GBIF (*Global Biodiversity Information Facility* www.gbif.org), estando estos datos a disposición de toda la ciencia mundial. Mediante la fotografía de la biodiversidad se puede generar información acerca de especies potencialmente bioindicadoras, así como la detección y seguimiento de especies invasoras (e.g: *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773); Comont y Ashbrook 2017; Sesma y Gil-Tapetado 2020) o *Cheilomenes propinqua* (Mulsant, 1850) (ambas Coleoptera: Coccinellidae) (Gil-Tapetado et al. 2020)). Si bien este método es difícilmente estandarizable, el enorme volumen de datos recopilados de forma colaborativa por parte de la ciudadanía supone una nutrida e incesante fuente de información para la ciencia académica y un eficaz sistema de vigilancia ambiental.

Conclusiones, Perspectivas y Recomendaciones de Futuro para el uso de bioindicadores artrópodos en zonas urbanas

En los próximos 10 años, más de la mitad de la población mundial estará concentrada en las ciudades, a consecuencia del creci-

miento demográfico mundial y de las migraciones hacia zonas urbanas (Naciones Unidas 2018). Por ello, las ciudades están consideradas como los ecosistemas de crecimiento más rápido, generadores de los cambios más impactantes en su entorno (Grimm et al. 2008; McKinney 2006). La rapidez con la que se ha producido el proceso de urbanización en el último siglo ha impactado fuertemente a la biodiversidad presente en dichas áreas (Parris 2016). De esta manera, en las ciudades la biodiversidad se encuentra bajo continua amenaza (Aronson et al. 2014), como resultado de una mayor contaminación lumínica, acústica, de aire y de agua, superficies impermeables, pérdida de hábitats y fragmentación, presencia de especies exóticas, homogeneización biótica, modificaciones climáticas y degradación del ecosistema natural (McKinney 2006; Grimm et al. 2008; McDonnell et al. 2009; Kowarik 2011; Niemelä 2011; Deguines et al. 2016; IPBES 2019). Además, muchas áreas actualmente con una gran densidad demográfica coinciden con áreas calientes (*hotspots*) de biodiversidad, lo que supone una amenaza aún mayor para esta (Myers et al. 2000), especialmente sobre la diversidad y abundancia de los artrópodos (Davis 1978; McIntyre 2000; McIntyre et al. 2001). Esta situación necesita, por tanto, de herramientas para caracterizar y estimar el impacto de la urbanización y de sus efectos sobre la biodiversidad, para así poder evaluar la compleja relación entre las ciudades y la biodiversidad (Villarroya-Villalba et al. 2021).

Como se ha visto, el uso de especies bioindicadoras es una metodología viable y rentable para valorar esta relación (Rainio y Niemelä 2003), pues se muestra como una estrategia eficaz, barata y rápida para considerar el estado ambiental, ecológico o de biodiversidad de un sistema (Paoletti y Bressan 1996). En vez de examinar el efecto de la urbanización y de las actividades humanas sobre toda la biodiversidad, se pueden utilizar grupos bioindicadores más concretos y restringidos o de un rango superior para dicha monitorización (Colwell y Coddington 1994). Los artrópodos han sido considerados por diversas razones buenos bioindicadores y, por ello, su uso en la bioindicación de los sistemas terrestres y, en concreto, urbanos ha aumentado progresivamente (Holloway 1980).

No obstante, el valor de los artrópodos como bioindicadores a veces se encuentra limitado (McGeoch 2007). Así, se reconocen ciertas dificultades para el uso de estos grupos a consecuencia de la pobre reputación social, retos taxonómicos o desconocimiento que se tiene sobre estos pequeños seres por parte de gestores, administrativos y técnicos responsables de tomar decisiones (New 1996; Paoletti 1999). Con algunas excepciones, los artrópodos son habitualmente ignorados en programas de seguimiento de especies bioindicadoras, fomentándose principalmente el uso de vertebrados o plantas bioindicadoras, salvo en lo referido a sistemas acuáticos, donde sí se aplican sencillos protocolos de forma generalizada para evaluar la salud ambiental (Hellawell 1978; Norris y Norris 1995).

Se pueden considerar algunas recomendaciones para la selección y uso de buenos bioindicadores. Así, se pueden obtener resultados más fiables cuando se utiliza como bioindicador un conjunto de taxones que cubran diferentes aspectos ecológicos, ambientales o de biodiversidad, es decir, se sugiere una aproximación multifuncional y multitaxonómica para asegurar un adecuado rango de respuestas que representen de la forma más directa y clara el sistema de estudio (Gerlach et al. 2013). Por ejemplo, se podrían utilizar conjuntamente gremios de especies de artrópodos (como detritívoras, depredadoras, polinizadoras, parasitoides, descomponedoras, etc.), un grupo con una amplia participación de taxones diferentes o bien grupos de especies con diversas relaciones bióticas más o menos estrechas con otras especies, lo que aportaría información acerca de diferentes facetas del sistema estudiado (Paoletti 1999). El uso de un grupo de bioindicadores debe tener en cuenta también su composición en la localización de estudio, puesto que no todas las especies podrían ser bioindicadoras de ciertas características o condiciones (Lambert y Donihue 2020); por ejemplo, la fauna urbana de artrópodos de cierta ciudad podría comprender un número diverso de especies (Fournier et al. 2019), que incluyeran al mismo tiempo especialistas y generalistas, autóctonas y exóticas, plagas,

inocuas o beneficiosas, y no todos los grupos aportarían la misma información (Kotze et al. 2011). Además, en el caso de los artrópodos, al tener un tipo de desarrollo metamórfico, no todos los estadios de desarrollo podrían ser igual de informativos entre sí, por lo que sería necesario comprender la relación de cada uno de estos con el medio (Sommaggio 1999). Y, sin lugar a duda, el uso de bioindicadores debería ser parte de una biomonitorización planificada a largo plazo, que pueda así examinar las tendencias y cambios espaciales y temporales en estos grupos; esto asume que los grupos bioindicadores de artrópodos sean considerados biológica, metodológica y socialmente relevantes (Burger 2006).

En la actualidad la bioindicación se encuentra en un punto teóricamente bien establecido, aunque la puesta en acción quizás no es tan común, especialmente en grupos como los artrópodos. No obstante, dada la demanda en pro de metodologías basadas en bioindicadores, las diversas ventajas que aportan y la trayectoria del uso de artrópodos como bioindicadores, su desarrollo y puesta en práctica son necesarias e inevitables (Dobson 2005). Los límites para ello se encuentran ligados al posible conocimiento restringido acerca de los artrópodos, por lo que hay una primera necesidad para aumentarlo y así apreciar mejor sus beneficios, desarrollando cierta cantidad de investigación previa para valorar su idoneidad como bioindicadores o su asociación a ciertas condiciones, hábitats o especies (Sommaggio 1999). En realidad, los artrópodos ya han contribuido sustancialmente al desarrollo de metodologías de bioindicación y su uso está en fase de maduración, por lo que en los próximos años podría y debería observarse una proliferación de estudios basados en artrópodos bioindicadores, así como su adopción generalizada en políticas y gestión de conservación (McGeoch 2007). Además, esta implementación del uso de artrópodos bioindicadores ofrece oportunidades para la participación pública y la educación en valores de conservación. Así, involucrar a la ciudadanía en la formulación de preguntas, recopilación de datos e interpretación de los resultados puede aportar beneficios adicionales hacia los investigadores y la comunidad, apreciándose más el proceso científico, el respeto y apego hacia la biodiversidad y el medio que nos rodea, y favoreciendo la comprensión de los conceptos biológicos y ecológicos (Rivkin et al. 2019).

Agradecimientos

Nos gustaría agradecer a Juan Diego Ibáñez y Mercedes Molina por habernos invitado a participar en este monográfico. Daniel Padilla ha aportado comentarios e ideas fundamentales para el desarrollo del documento y apoyo personal en los momentos difíciles. El Grupo de Seguimiento de Biodiversidad UCM (Entomofauna) quiere también agradecer a José Mañani, Fran Cañas, Cristina Sevilleja y a los más de 300 voluntarios que han colaborado con nosotros en los últimos diez años.

Contribución de los autores

Todos: Conceptualización, Investigación, Metodología, Redacción. Además de estas, Francisco J. Cabrero-Sañudo: Supervisión.

Referencias

Acosta, F.J. 1982. Sobre los caracteres morfológicos de *Goniomma*, con algunas sugerencias sobre su taxonomía. *Revista Española de Entomología* 57: 7-14.

Adams, C.E., Lindsey, K.J. 2009. *Urban wildlife management, 2nd ed.* Taylor and Francis Press, Boca Raton, FL, Estados Unidos.

Agosti, D., Alonso L.E. 2000. The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. En: Agosti D. et al. (eds) *Ants. Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*, pp. 204–206. Smithsonian Institution Press, Washington, Estados Unidos.

Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., et al. 2002. Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP). *Limnetica* 21 (3-4): 175-185.

Andersen, A.N. 1999. My indicator or yours? Making the selection? *Journal of Insect Conservation* 3: 61-64.

Angulo, E., Boulay, R., Rodrigo, A., Retana, J., Cerdá, X. 2007. Efecto de una especie invasora, *Linepithema humile*, la hormiga argentina, sobre la biodiversidad del Parque Nacional de Doñana (Huelva): descripción de las interacciones con las hormigas nativas. En: Ramírez, L., Asensio, B. (eds.), *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006*, pp. 161-179. OAPN, Ministerio Medio Ambiente. Madrid, España.

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 and Conservation* 27: 981-1009.

Aronson, M.F.J., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., et al. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 1780. doi: 10.1098/rspb.2013.3330.

Asif, N., Malik, M.F., Chaudhry, F.N., 2018. A review of on environmental pollution bioindicators. *Pollution* 4(1): 111-118.

Avgin, S.S., Luff, M.L. 2010. Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae) as Bioindicators of Human Impact. *Munis Entomology and Zoology* 5(1): 209-215.

Bang, C., Faeth, S.H. 2011. Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning* 103: 383-399.

Bar, H. 2021. COVID-19 lockdown: animal life, ecosystem and atmospheric environment. *Environment, Development and Sustainability* 23: 8161-8178.

Bar-On, Y. M., Phillips, R., Milo, R. 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(25): 6506-6511.

Bates, A.E, Primack, R.B., Biggar, B.S., Bird, T.J., Clinton, M.E., Command, R.J., Richards, C., et al. 2021. Global COVID-19 lockdown highlights humans as both threats and custodians of the environment. *Biological Conservation* 263: 109175. doi: 10.1016/j.biocon.2021.109175.

Battisti, L., Potrich, M., Sampaio, A.R., Ghisi, N.C., Costa-Maia, F.M., Abati, R., Martínez, C.B.R., et al. 2021. Is glyphosate toxic to bees? A meta-analytical review. *Science of The Total Environment* 767: 145397. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145397.

Blair, R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6: 506-519.

Blair, R.B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170.

Bowler, D.E., Haase, P., Kröncke, I., Tackenberg, O., Bauer, H.G., Brendel, C., Brooker, R.W., et al. 2015. A cross-taxon analysis of the impact of climate change on abundance trends in central Europe. *Biological Conservation* 187: 41-50.

Brown Jr., K.S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. En: Collins, N.M., Thomas, J.A. (eds.) *The conservation of insects and their habitats*, pp. 349-404. Academic Press, Londres, Reino Unido.

Burger, J. 2006. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental Bioindicators* 1: 136-144.

Cabrero-Sañudo, F.J., Gil-Tapetado, D., Mañani, J. 2017. Reavistamiento de *aporia crataegi* (Linnaeus, 1758) (Lepidoptera: Pieridae) en el Campus Moncloa, Madrid, España. *Boletín de la SEA* 60: 365-366.

Cairns Jr. J., McCormick, P.V., Niederlehner, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicator of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1-44.

Callaghan, C.T., Sayol, F., Benedetti, Y., Morelli, F., Sol, D. 2021. Validation of a globally-applicable method to measure urban tolerance of birds using citizen science data. *Ecological Indicators* 120: 106905. Doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106905.

Carpintero, S., Retana, J., Cerdá, X., Reyes-López, J., Arias de Reyna, L. 2014. Exploitative strategies of the invasive Argentine ant (*Linepithema humile*) and native ant species in a southern Spanish pine forest. *Environmental Entomology* 36: 1100-1111. doi: 10.1093/ee/36.5.1100.

Chivian, E. 2002. *Biodiversity: its importance to human health*. Center for Health and the Global Environment, Harvard Medical School, Cambridge, MA, Estados Unidos.

Chovanec, A., Raab, R. 1997. Dragonflies (Insecta, Odonata) and the ecological status of newly created wetlands-examples for long-term bioindication programmes. *Limnologica* 27(3-4): 381-392.

- Chovanec, A., Waringer, J. 2005. Dragonflies (Insecta: Odonate) as indicators of the ecological health of wetland ecosystems. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29(1): 422-425.
- Chovanec, A., Schiemer, F., Cabeal, A., Gressler, S., Grötzer, C., Pascher, K., Raab, R., et al. 2000. Constructed inshore zones as river corridors through urban areas - the Danube in Vienna: preliminary results. *Regulated Rivers: Research and Management* 16: 175-187.
- Chovanec, A., Hofer, R., Schiemer, F. 2003. Fish as bioindicators. En: Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (eds.) *Bioindicators and biomonitors*, pp. 639-676. Elsevier, Oxford, Reino Unido.
- Clark, P.J., Reed, J.M., Chew, F.S. 2007. Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10: 321-337.
- Collingwood, C.A., Yarrow, L.L. 1969. A survey of Iberian Formicidae (Hymenoptera). *Eos* 44: 53-101.
- Colwell, R.K., Coddington, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 345: 101-118.
- Comont, R.F., Ashbrook, K. 2017. Evaluating promotional approaches for citizen science biological recording: bumblebees as a group versus *Homonia axyridis* as a flagship for ladybirds. *BioControl* 62(3): 309-318.
- Conti, M. E., Cecchetti, G. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment—a review. *Environmental Pollution* 114(3): 471-492.
- Correa-Araneda, F., Rivera, R., Urrutia, J., De los Ríos, P., Contreras, A., Encina-Montoya, F. 2010. Efectos de una zona urbana sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un ecosistema fluvial del sur de Chile. *Limnetica* 29: 183-194.
- Cortet, J., Gomot-de Vaulery, A., Poinso-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C., Cluzeau, D. 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *European Journal of Soil Biology* 35(3): 115-134.
- Davis, B.N.K. 1978. Urbanisation and the diversity of insects. En: Mound L.A., Waloff N. (eds) *Diversity of Insect Faunas*, pp. 126–138. Blackwell, Oxford, Reino Unido.
- Deguines, N., Julliard, R., Flores, M., Fontaine, C. 2016. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution* 6(7): 1967-1976.
- Derot, J., Jamoneau, A., Teichert, N., Rosebery, J., Morin, S., Laplace-Treytore, C. 2020. Response of phytoplankton traits to environmental variables in French lakes: new perspectives for bioindication. *Ecological Indicators* 108: 105659. doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105659
- Dickinson, J.L., Zuckerman, B., Bonter, D.N. 2010. Citizen science as an ecological research tool: challenges and benefits. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 41: 149-172.
- Dobson, A. 2005. Monitoring global rates of biodiversity change: challenges that arise in meeting the convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences* 360: 229-241.
- Dokulil, M.T. 2003. Algae as ecological bio-indicators. *Trace metals and other contaminants in the environment* 6: 285-327.
- Dunson, W.A., Wyman, R.L., Corbett, E.S. 1992. A symposium on amphibian declines and habitat acidification. *Journal of Herpetology* 26(4): 349-352.
- Edwards, C.A., Subler, S., Chen, S.K., Bogomolov, D.M. 1996. Essential criteria for selecting bioindicators species, processes, or systems to assess the environmental impact of chemicals on soil ecosystems. En: van Straalen, N.M., Krivolutsky, D.A (eds.) *Bioindicator systems for soil pollution*, pp. 67-84. Kluwer Academic Publishers, Países Bajos.
- Espadaler, X. 1981. Les formigues granivores de la Mediterrània occidental. *Treballs de la Institució Catalana d'Historia Natural* 9: 39-44.
- Faith, D.P., Walker, P.A. 1996. How do indicator groups provide information about the relative biodiversity of different sets of areas?: On hotspots, complementarity and pattern-based approaches. *Biodiversity Letters* 3(1): 18-25.
- Fedyay, I.A., Markina, T.Y. 2020. Ecological and Faunistic Review of the True Bugs of Infraorder Cimicomorpha (Heteroptera) of Urban Cenoses of Kharkiv City (Ukraine). *Zoodyversity* 54(2): 133-146.
- Fournier, B. Frey, D., Moretti, M., 2019. The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages. *Journal of Biogeography* 47(3): 1-15. doi: 10.1111/jbi.13772
- Fränze, S., Markert, B. 2007. What does bioaccumulation really tell us? – analytical data in their natural environment. *Chemia i Inżynieria Ekologiczna* 14(1): 7-23.
- Gardiner, M.M., Prazjner, S.P., Burkman, C.E., Albro, S., Grewal, P.S. 2014. Vacant land conversion to community gardens: influences on generalist arthropod predator and biocontrol services in urban greenspaces. *Urban Ecosystems* 17: 101-122.
- Gerhardt, A. 2002. Bioindicator species and their use in biomonitoring. En: UNESCO (ed.) *Environmental monitoring I. Encyclopedia of life support systems (EOLSS)*, 46 pp. Eolss Publishers, Oxford, Reino Unido.
- Gerlach, J., Samways, M., Pryke, J., 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation* 17: 831-850. doi: 10.1007/s10841-013-9565-9.
- Gibb, H., Hochuli, D.F. 2002. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106: 91-100.
- Gil-Tapetado, D., Mañani, J., Gimeno-Martínez, R., Cabrero-Sañudo, F.J. 2015. Primeras citas de *Trithemis kirbyi* Sélys, 1891 (Odonata: Libellulidae) de Madrid (España). *Boletín de la SEA* 57: 449-450.
- Gil-Tapetado, D., Collar, D. L., García, D.R. 2018a. Primera cita de *Symptetrum sinaiticum* Dumont, 1977 (Odonata, Libellulidae) en la ciudad de Madrid y observaciones sobre su dispersión. *Boletín de la Asociación española de Entomología* 42(3): 467-473.
- Gil-Tapetado, D., Gomez, J.F., Cabrero-Sañudo, F.J., Nieves-Aldrey, J.L. 2018b. Distribution and dispersal of the invasive Asian chestnut gall wasp, *Dryocosmus kuriphilus* (Hymenoptera: Cynipidae), across the heterogeneous landscape of the Iberian Peninsula. *European Journal of Entomology* 115: 575-586.
- Gil-Tapetado, D., Fajardo-Arcos, M.C., Sesma J.M. 2020. Primera cita de *Cheilomenes propinqua* (Mulsant, 1850) en Europa continental (Coleoptera: Coccinellidae). *BV news Publicaciones Científicas* 9 (116): 44-49.
- Gill, J.P.K., Sethi, N., Mohan, A., Datta, S., Girdhar, M. 2018. Glyphosate toxicity for animals. *Environmental Chemistry Letters* 16: 401-426.
- Gómez de Aizpurúa, C. 1987. *Atlas provisional de Lepidópteros de Madrid*. Cartografía de los Invertebrados Europeos, 2. Consejería de Agricultura y Ganadería, Comunidad de Madrid, Madrid, España. 101 pp.
- Gómez de Aizpurúa, G. 1997. *Mariposas diurnas de Madrid*. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional, Madrid, España. 326 pp.
- Goula, M., Sesma, J.M., Vivas, L. 2013. Photosharing websites may improve Hemiptera biodiversity knowledge and conservation. *ZooKeys* 319: 93-105.
- Grimm, N.B., Faeth, S.H., Golubiewski, N.E., Redman, C.L., Wu, J., Bai, X., Briggs, J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760. doi: 10.1126/science.1150195
- Grube, A., Donaldson, D., Kiely, T. 2011. *2006-2007 Pesticide Market Estimates: Sales and Usage*. U.S. Environmental Protection Agency. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/market_estimates2007.pdf
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. En: Raffaelli, D.G., Frid, C.I.J. (eds.) *Ecosystem Ecology: a new synthesis*, pp. 110-139, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Hammond, P.M. 1994. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences* 345: 119-136.
- Harabiš, F., Dolný, A. 2012. Human altered ecosystems: suitable habitats as well as ecological traps for dragonflies (Odonata): the matter of scale. *Journal of Insect Conservation* 16(1): 121-130.
- Hellawell, J.M. 1978. *Biological Surveillance of Rivers: A Biological Monitoring Handbook*. Water Research Centre, Stevenage, Reino Unido.
- Hellawell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. En: Mellanby, K. (ed.) *Pollution monitoring series*, 546 pp. Elsevier, Londres, Reino Unido.
- Hilty, J., Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92: 185-197.
- Hodkinson, I.D., Jackson, J.K. 2005. Terrestrial and aquatic invertebrates as bioindicators for environmental monitoring, with particular reference to mountain ecosystems. *Environmental Management* 35(5): 649-666.
- Holloway, J.D. 1980. Insect surveys - an approach to environmental monitoring. En: *Atti XII Congresso Nazionale Italiano Entomologia 1980, Roma, 5-9 novembre 1980*, pp. 239-261. Accademia Nazionale Italiana di Entomologia, Florencia, Italia.

- Holloway, J.D., Stork, N.E. 1991. The dimensions of biodiversity: the use of invertebrates as indicators of human impact. En: Hawksworth, D.L. (ed.) *Biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agricultura. Proceedings of the First Workshop on the Ecological Foundations of Sustainable Agriculture (WEFSA 1)*, pp. 37-61. Cab International, Wallingford, Reino Unido.
- International Agency for Research on Cancer 2016. *Glyphosate. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans*, 112. Disponible en: <https://monographs.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/06/mono112-10.pdf>
- IPBES 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, 1148 pp. Bonn, Alemania. doi: 10.5281/zenodo.3831673.
- Irwin, A. 1995. *Citizen science: A study of people, expertise and sustainable development*. Routledge, Milton, Reino Unido.
- Jain, A., Singh, B.N., Singh, S.P., Singh, H.B., Singh, S. 2010. *Exploring biodiversity as bioindicators for water pollution*. National conference on biodiversity, development and poverty alleviation, Uttar Pradesh, India. Disponible en: <https://upsbdb.org/pdf/Souvenir2010/8.pdf>
- Jenkins, D.W. 1971. Global biological monitoring. En: Matthews, W.H., Smith, F.E., Goldberg, E.D. (eds.) *Man's impact on terrestrial and oceanic ecosystems*, pp. 351-370. The Colonial Press, Boalsburg, PA, Estados Unidos.
- Jiménez-Valverde, A., Peña-Aguilera, P., Barve, V., Burguillo-Madrid, L. 2019. Photo-sharing platforms key for characterising niche and distribution in poorly studied taxa. *Insect Conservation and Diversity* 12(5): 389-403.
- Johnson, R.K., Wiederholm, T., Rosenberg, D.M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. En: Rosenberg, D.M., Resh, V.H. (eds.) *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, pp. 40-158. Kluwer Academic Publishers, Amsterdam, Países Bajos.
- Jones, E.L., Leather, S.R., 2012. Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology* 109: 463-478.
- Jones, G., Jacobs, D.S., Kunz, T.H., Willig, M.R., Racey, P.A. 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research* 8: 93-115.
- Jones, M.P., Paine, T.D. 2006. Detecting changes in insect herbivore communities along a pollution gradient. *Environmental Pollution* 143: 377-387.
- Júnior, C.D.S.M., Juen, L., Hamada, N. 2015. Analysis of urban impacts on aquatic habitats in the central Amazon basin: adult odonates as bioindicators of environmental quality. *Ecological Indicators* 48, 303-311.
- Kelly, J.R., Harwell, M.A. 1990. Indicators of ecosystem recovery. *Environmental Management* 14(5): 527-545.
- Kotze J., Venn, S., Niemelä, J., Spence, J., 2011. Effects of urbanization on the ecology and evolution of Arthropods. En: Niemelä, J. (ed.), *Urban Ecology*. Oxford University Press, Reino Unido.
- Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974-1983.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: A case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4(3): 407-422.
- Kumari, D., Paul, D.K. 2020. Assessing the role of bioindicators in freshwater ecosystem. *Journal of Interdisciplinary Cycle Research* 12(9): 58-74.
- Lambert, M.R., Donihue, C.M., 2020. Urban biodiversity management using evolutionary tools. *Nature Ecology and Evolution* 4: 903-910.
- Landres, P.B., Verner, J., Thomas, J.W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. *Conservation Biology* 2(4): 316-329.
- Lanza-Espino, G. 2000. Criterios generales para la elección de bioindicadores. En: Lanza-Espino, G., Hernández-Pulido, S., Carbajal-Pérez, J.L. (eds.) *Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)*, pp. 17-42. Plaza y Valdés, S.A de C.V., México DF, México.
- Lehikoinen, A., Rintala, J., Lammi, E., Pöysä, H. 2016. Habitat-specific population trajectories in boreal waterbirds: alarming trends and bioindicators for wetlands. *Animal Conservation* 19(1): 88-95.
- Lenhard, S.C., Witter, J.A. 1977. Insects as biological indicators of environmental change. *Bulletin of the ESA* 23(3): 191-193.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R., Botkin, D.B. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14(4): 941-950.
- López-Collar, D., Cabrero-Sañudo, F.J. 2021. Update on the invasion status of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Mayr, 1868), in Madrid, a large city in the interior of the Iberian Peninsula. *Journal of Hymenoptera Research* 85: 161-177.
- Luck, G.W., Smallbone, L.T. 2010. Species diversity and urbanisation. En: Gaston, K.J. *Urban Ecology*, pp.88-119. University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Maelfait, J.P., Hendrickx, F. 1998. Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. En: Selden, P. A. (ed.) *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*. Edinburgo 1997, British Arachnological Society, Reino Unido.
- Manenti, R., Mori, E., Di Canio, V., Mercurio, S., Picone, M., Caffi, M., Brambilla, M., et al. 2020. The good, the bad and the ugly of COVID-19 lockdown effects on wildlife conservation: Insights from the first European locked down country. *Biological Conservation* 249: 108728. doi: 10.1016/j.biocon.2020.108728
- Manickavasagam, S., Sudhan, C., Bharathi, Aanand, S. 2019. Bioindicators in aquatic environment and their significance. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 34: 73-79.
- Manu, M., Onete, M., Băncila, R.I. 2018. The Effect of Heavy Metal on Mite Communities (Acari: Gamasina) from Urban Parks-Bucharest, Romania. *Environmental Engineering and Management Journal* 17(9): 2071-2081.
- Marc, P., Canard, A., Ysne, F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Invertebrate Biodiversity as Bioindicators of Sustainable Landscapes. Agriculture, Ecosystems and Environment* 74(1-3): 229-273.
- Markert, B. 2007. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 21: 77-82.
- Markert, B., Breure, T., Zechmeister, H., 2003. *Bioindicators and biomonitors – principles, concepts and applications*. Elsevier, Amsterdam, Países Bajos.
- Martínez, M.D., Ormosa, C., Gamarra, P. 1997. *Linepithema humile* (Mayr 1868) (Hymenoptera: Formicidae) en las viviendas de Madrid. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 21: 275-276.
- McDonnell, M.J., Hahs, A.K., Breuste, J.H. 2009. *Ecology of Cities and Towns: A Comparative Approach*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- McGeoch, M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-201.
- McGeoch, M.A., 2007. Insects and bioindication: Theory and progress. En: Stewart, A.J.A., New, T.R., Lewis, O.T. (eds.) *Insect conservation biology Proceedings of the Royal Entomological Society's 23rd Symposium*. The Royal entomological Society, St Albans, Reino Unido.
- McIntyre, N.E. 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. *Annals of the Entomological Society of America* 93: 825-835.
- McIntyre, N.E., Rango, J., Fagan, W.F., Faeth, S.H. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.I. 1999. Biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.
- Melero, Y., Stefanescu, C., Pino, J. 2016. General declines in Mediterranean butterflies over the last two decades are modulated by species traits. *Biological Conservation* 201: 336-342.
- Monserrat, V. 1976. *La distribución ecológica de las mariposas diurnas del Guadarrama. Trabajos de la Cátedra de Artrópodos*, 12. 374 pp. Universidad Complutense de Madrid, Madrid.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Naciones Unidas 2018. *World Urbanization Prospects, Highlights. Highlights (ST/ESA/SER.A/421)*. Department of Economic and Social Affairs, Population Dynamics. UN. Nueva York, Estados Unidos. Disponible en: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Highlights.pdf>
- New, T.R. 1996. Taxonomic focus and quality control in invertebrate surveys for biodiversity conservation. *Australian Journal of Entomology* 35: 97-106.

- Niemelä, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision-making. *Annales Zoologici Fennici*, 37: 307-317.
- Niemelä, J. 2011. *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Norris, R.H., Norris, K.R. 1995. The need for biological assessment of water quality: an Australian perspective. *Australian Journal of Ecology* 20: 1-6.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4): 355-364.
- Nummelin, M., Lodenius, M., Tulisalo, E., Hirvonen, H., Alanko, T. 2007. Predatory insects as bioindicators of heavy metal pollution. *Environmental Pollution* 145(1): 339-347.
- Paoletti, M.G., Bressan, M. 1996. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15(1): 21-62
- Paoletti, M.G. 1999. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 1-18.
- Parris, K.M. 2016. *Ecology of urban environments*. John Wiley & Sons, Ltd. Chichester, Reino Unido.
- Pearson, D.L., Cassola, F. 1992. World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator taxon for biodiversity and conservation studies. *Conservation Biology* 6(3): 376-391.
- Pearson, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* 345(1311): 75-79.
- Pedrini-Martha, V., Sager, M., Werner, R., Dallinger, R. 2012. Patterns of urban mercury contamination detected by bioindication with terrestrial isopods. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63(2): 209-219.
- Pino, M.A. 1982. *Las mariposas del término municipal de Madrid*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid, Madrid, España. 365 pp.
- Pino, A., Viejo, J.L. 1987. Los lepidópteros ropalóceros del término municipal de Madrid (Insecta: Lepidoptera). *SHILAP* 15: 137-169.
- Pla-Narbona, C., Stefanescu, C., Pino, J., Cabrero-Sañudo, F.J., García-Barros, E., Munguira, M.L., Melero, Y. 2021. Butterfly biodiversity in the city is driven by the interaction of the urban landscape and the species traits: a call for contextualised management. *Landscape Ecology*. doi: 10.21203/rs.3.rs-332848/v1.
- Pollard, E., Yates, T.J. 1994. *Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British butterfly monitoring scheme*. Springer Science and Business Media.
- Pradel, R. 1996. Utilization of capture-mark-recapture for the study of recruitment and population growth rate. *Biometrics* 52(2): 703-709.
- Pujol, M. 1943. Catálogo de lepidópteros que se encuentran en la zona norte de los alrededores de Madrid. *Graëllsia* 1(2): 13-28, 1(3): 13-28, 1(4): 17-30, 1(5): 9-29.
- Rainio, J., Niemelä, J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.
- Regier, H. 1990. Workgroup issue paper: Indicators and assessment of the state of fisheries. *Environmental Monitoring and Assessment* 15: 289-294.
- Relyea, C.D., Minshall, G.W., Danehy, R.J. 2000. Stream insects as bioindicators of fine sediment. *Watershed Management* 6: 663-686.
- Ribera, I., Foster, G. 1997. El uso de artrópodos como indicadores biológicos. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 20: 265-276.
- Rivkin, L.R., Santangelo, J.S., Alberti, M., Aronson, M.F., de Keyser, C.W., Diamond, S.E., Fortin, M.J., et al. 2019. A roadmap for urban evolutionary ecology. *Evolutionary Applications* 12: 384-398.
- Roig, X., Espadaler, X. 2010. Propuesta de grupos funcionales de hormigas para la Península Ibérica y Baleares, y su uso como bioindicadores. *Taxomara* 2(C): 28-29.
- Rosi-Marshall, E.J. 2004. Decline in the quality of suspended fine particulate matter as a food resource for chironomids downstream of an urban area. *Freshwater Biology* 49(5): 515-525.
- Ruiz Heras, P., Martínez Ibáñez, M.D., Cabrero-Sañudo, F.J., Vázquez Martínez, M.Á. 2011. Primeros datos de Formicidos (Hymenoptera, Formicidae) en parques urbanos de Madrid. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 35(1-2): 93-112.
- Sandström, U.G., Angelstam, P., Mikusiński, G. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77(1-2): 39-53.
- Santana, A.P., Isaias, R.M.D.S. 2014. Galling insects are bioindicators of environmental quality in a Conservation Unit. *Acta Botanica Brasílica* 28(4): 594-608.
- Santorufó, L., Van Gestel, C.A.M., Rocco, A., Maisto, G. 2012. Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. *Environmental Pollution* 161: 57-63.
- Sardón-Gutiérrez, S., Gil-Tapetado, D., Gómez, J.F., Nieves-Aldrey, J.L. 2021. Ecological niche modelling of species of the rose gall wasp *Diplolepis* (Hymenoptera: Cynipidae) on the Iberian Peninsula. *European Journal of Entomology* 118(1): 31-45.
- Sattler, T., Obrist, M.K., Duelli, P., Moretti, M. 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landscape and Urban Planning* 103: 347-361.
- Sesma, J.M., Gil-Tapetado, D. 2020. La expansión de *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) en la Península Ibérica (Coleoptera: Coccinellidae). *BV news Publicaciones Científicas* 9(110): 1-7.
- Sewell, D., Griffiths, R.A. 2009. Can a single amphibian species be a good biodiversity indicator? *Diversity* 1(2), 102-117.
- Silvertown, J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends in Ecology and Evolution* 24(9): 467-471.
- Smith, D.F.Q., Camacho, E., Thakur, R., Barron, A.J., Dong, Y., Dimopoulos, G. 2021. Glyphosate inhibits melanization and increases susceptibility to infection in insects. *PLoS Biology* 19(5): e3001182. doi: 10.1371/journal.pbio.3001182
- Sommaggio, D., 1999. Syrphidae: can they be used as environmental bioindicators? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74: 343-356.
- Soulé, M.E., Kohm, K. A. 1989. *Research Priorities for Conservation Biology*. Island Press, Washington, Estados Unidos.
- Spiller, M.S., Spiller, C. Garlet, J. 2018. Arthropod bioindicators of environmental quality. *Agro@ambiente On-line* 12 (1): 41-57.
- Staats, W., Regan, E. 2014. Initial population trends from a 5-year butterfly monitoring scheme. *Journal of Insect Conservation* 18: 365-371.
- Stanley, M., Ward, D., Harris, R., Arnold, G., Toft, R., Rees, J. 2008. Optimizing pitfall sampling for the detection of Argentine ants, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 51(2): 461-472.
- Stefanescu, C., Torre, I., Jubany, J., Páramo, F. 2011. Recent trends in butterfly populations from north-east Spain and Andorra in the light of habitat and climate change. Springer. *Journal of Insect Conservation* 15: 83-93.
- Stork, N.E. 1994. Inventories of biodiversity: more than a question of numbers. En: Forey, P.L., Humphries, C.J., Vane-Wright, R.I (eds.) *Systematics and conservation evaluation*, pp. 81-100. Clarendon Press, Oxford, Reino Unido.
- Stork, N.E., Samways, M.J. 1995. Inventorying and monitoring of biodiversity. En: Heywood, V.H. (ed.) *Global Biodiversity Assessment*, pp. 453-543. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Syaripuddin, K., Sing, K.W., Wilson, J.J. 2015. Comparison of butterflies, bats and beetles as bioindicators based on four key criteria and DNA barcodes. *Tropical Conservation Science* 8(1): 138-149.
- Temple, S.A., Wiens, J.A. 1989. Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators. *American Birds* 43(2), 260-270.
- Thomas, J.A. 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society Bulletin* 360: 339-357.
- Touyama, Y., Ogata, K., Sugiyama, T. 2003. The Argentine ant, *Linepithema humile*, in Japan: assessment of impact on species diversity of ant communities in urban environments. *Journal of Entomological Science* 6: 57-62.
- 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.
- Ubach, A., Páramo, F., Gutiérrez, C., Stefanescu, C. 2020. Vegetation encroachment drives changes in the composition of butterfly assemblages and species loss in Mediterranean ecosystems. *Insect Conservation and Diversity* 13: 151-161.

- Vane-Wright, D. 1996. Systematics and the conservation of biological diversity. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 83(1): 47-57.
- Varet, M., Pétilion, J., Burel, F. 2011. Comparative responses of spider and carabid beetle assemblages along an urban-rural boundary gradient. *The Journal of Aracnology* 39: 236-243.
- Varet, M., Pétilion, J., Burel, F. 2014. Can urban consolidation limit local biodiversity erosion? Responses from carabid beetle and spider assemblages in Western France. *Urban Ecosystems* 17: 123-137.
- Viejo, J.L. 1980. Las mariposas de la Ciudad Universitaria de Madrid. *SH-LAP* 8: 287-291.
- Viejo, J.L. 1981. *Las mariposas de la depresión del Tajo*. Tesis doctoral, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España. 398 pp.
- Villarroya-Villalba, L., Casanelles-Abella, J., Moretti, M., Pinho, P., Samson, R., Van Mensel, A., Chiron, F., et al. 2021. Response of bats and nocturnal insects to urban green areas in Europe. *Basic and Applied Ecology* 51: 59-70.
- Ward, D.F., Harris, R.J., Stanley, M.C. 2005. Human-mediated range expansion of Argentine ants *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae) in New Zealand. *Sociobiology* 45(2): 401-407.
- Wetterer, J.K., Wild, A.L., Suarez, A.V., Roura-Pascual, N., Espadaler, X. 2009. Worldwide spread of the Argentine ant, *Linepithema humile* (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 12: 187-194.
- Williams, P.H., Gaston, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation* 67: 211-217.