



Macrofauna edáfica: composición, variación y utilización como bioindicador según el impacto del uso y calidad del suelo

Edaphic macrofauna: composition, variation and use as a bioindicator according to the impact of soil use and quality

Griselda de la C. Cabrera Dávila^{1*}, Jorge A. Sánchez Rendón¹, Daniel Ponce de León Lima²

RESUMEN

¹ Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente (CITMA), La Habana, Cuba.

² Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Estatal Península de Santa Elena, Ecuador.

*Correspondencia: grisel17@ecologia.cu

Recibido: 07 de octubre de 2021

Aceptado: 23 de diciembre de 2021

CONFLICTO DE INTERESES: Los autores declaran que no existe conflictos de intereses.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES: **GCCD:** conceptualización, metodología y redacción del borrador original. **GCCD, JASR y DPLL:** validación, análisis formal e investigación. Todos los autores participaron en la revisión y edición final del documento.



Este artículo se encuentra bajo licencia Creative Commons Reconocimiento- No Comercial 4.0 Internacional (CC BY-NC 4.0)



CU-ID: [2402/v221e01](https://cu-id.com/2402/v221e01)

La macrofauna edáfica como parte de la biodiversidad terrestre contribuye con importantes servicios ecosistémicos, entre los más relevantes, el secuestro y la liberación del carbono, la regulación de la composición de gases atmosféricos y del cambio climático. Debido a su importancia funcional y a su valor en la bioindicación, este trabajo tuvo el propósito de compilar información actualizada sobre las funciones ambientales de la macrofauna, el efecto y variación de sus comunidades según el impacto del uso y calidad del suelo, y su tratamiento como indicador biológico para evaluar el estado de salud del medio edáfico y del ecosistema. Para ello, se realizó una búsqueda bibliográfica en aras de reflejar los principales resultados alcanzados en el Neotrópico y especialmente en Cuba. Los resultados nacionales e internacionales reflejaron el efecto negativo del cambio e intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica, lo que reafirmó su empleo como bioindicador de alteración ambiental. Respecto a los indicadores de la macrofauna propuestos mundialmente hasta el momento, se concluyó que son ventajosos al no demandar un trabajo taxonómico complejo, son económicos, y además, de fácil y rápida aplicación en cualquier región y ecosistema, que precisen una evaluación comparativa. No obstante, se recomienda fundamentalmente, para fortalecer las acciones de investigación, validación y generalización de resultados en Cuba, extender la utilización de los indicadores ya generados a distintos suelos y ecosistemas en el país.

Palabras clave: bioindicadores, calidad del suelo, macroinvertebrados edáficos, usos de la tierra

ABSTRACT

The edaphic macrofauna as part of terrestrial biodiversity contributes with important ecosystem services, among the most relevant, the sequestration and release of carbon, the regulation of the composition of atmospheric gases and climate change. Due to its functional importance and its value in bioindicator, the work had the purpose of compiling updated information on the environmental functions of the macrofauna, the effect and variation of their communities according to the impact of the use and quality of the soil and the treatment as a biological indicator to assess the health status of the edaphic environment and the ecosystem. For this, a bibliographic search was carried out in order to reflect the main results achieved in the Neotropics and especially in Cuba. The national and international results reflected the negative effects of the change and intensity of land use on the edaphic macrofauna, which reaffirmed its use as a biological indicator of environmental alteration. Regarding the macrofauna indicators proposed worldwide so far, it was concluded that they are advantageous as they do not require complex taxonomic work, are inexpensive, and are easy and quick to apply in any region and ecosystem, which require a comparative evaluation. However, it is fundamentally recommended to strengthen the actions of research, validation and generalization of results in Cuba, to extend the use of the indicators already generated to different soils and ecosystems in the country.

Keywords: bioindicators, land uses, soil macroinvertebrates, soil quality

INTRODUCCIÓN

La edafofauna, como fracción fundamental de la biodiversidad terrestre, provee múltiples servicios ambientales en provecho del bienestar y la salud humana. De modo general, estos servicios ecosistémicos se resumen en: la descomposición de la materia orgánica, el suministro de nutrientes para las plantas, el mantenimiento de la estructura del suelo, el movimiento y la retención del agua en el perfil edáfico, el control biológico de plagas y enfermedades, el secuestro y la liberación del carbono, y en la regulación de la composición de gases atmosféricos y del cambio climático (Brown *et al.*, 2015; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Frouz, 2018; Morlue *et al.*, 2021).

Los diversos grupos taxonómicos y funcionales que integran en particular la macrofauna del suelo, son responsables de las funciones o servicios ambientales antes mencionados (Jones *et al.*, 1994; Brown *et al.*, 2001; Swift *et al.*, 2012). Su composición, abundancia y diversidad varía en dependencia de la estructura de la vegetación, la cobertura del suelo y las condiciones edafo-climáticas (Pauli *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Noguera-Talavera *et al.*, 2017; Amazonas *et al.*, 2018; Hernández *et al.*, 2018; Machado-Cuellar *et al.*, 2020). Por su parte, la rápida respuesta de estas comunidades ante los cambios edáficos determinados por el manejo de los ecosistemas, distingue su empleo para indicar el impacto del uso de la tierra y la calidad del suelo (Nogueira Cardoso *et al.* 2013; Jouquet *et al.*, 2018; Kitamura *et al.*, 2020). Sin embargo, aún se considera escasa la información sobre la resiliencia de las comunidades de la macrofauna del suelo frente a la deforestación y otras prácticas; así como poco explotado su uso para determinar el estado de recuperación y salud del medio edáfico y del ecosistema, a nivel mundial (Rousseau *et al.*, 2010; Rousseau *et al.*, 2013) y sobre todo en Cuba (Cabrera Dávila, 2012; Cabrera Dávila *et al.*, 2017). Por tanto, el objetivo de la presente contribución fue compilar información y resultados significativos, principalmente del área del Neotrópico y en especial de Cuba, sobre las funciones, respuesta ecológica y utilización en la bioindicación de las comunidades de la macrofauna edáfica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se revisaron todas las publicaciones científicas seriadas, libros y tesis de Cuba donde podrían aparecer contribuciones sobre macrofauna edáfica según el uso y calidad

del suelo, y para la búsqueda de resultados internacionales se realizó una exploración por el Google Académico (<https://scholar.google.com>). Para esta revisión, se combinaron en inglés, español y portugués las siguientes palabras o temas: suelo, macrofauna, composición e importancia funcional de la macrofauna, efecto y variación del cambio e intensidad del uso de la tierra sobre estas comunidades, y uso de la macrofauna como indicador biológico de la calidad o degradación del suelo y del ecosistema. De la búsqueda total, se tuvieron en cuenta 153 trabajos (51 nacionales y 102 internacionales), lo que permitió el desarrollo de los temas que a continuación se discuten.

DESARROLLO

MACROFAUNA EDÁFICA: COMPOSICIÓN TAXONÓMICA Y FUNCIONAL

La fauna del suelo o edáfica comprende aquellos organismos que pasan toda o una parte de su vida en el interior del suelo, sobre la superficie inmediata de este, en la hojarasca superficial, en los troncos caídos en descomposición y en otros ambientes anexos llamados suelos suspendidos. Dentro de la fauna del suelo, la macrofauna incluye los invertebrados más conspicuos, con una longitud igual o mayor de 10 mm y un diámetro mayor de 2 mm, por lo que son fácilmente visibles en la superficie e interior del suelo. Entre sus miembros se encuentran las lombrices de tierra (Oligochaeta: Haplotaxida), caracoles (Mollusca: Gastropoda), cochinillas (Isopoda), milpiés (Diplopoda), ciempiés (Chilopoda), arañas (Araneae) y diversos insectos, tales como: las termitas (Isoptera), hormigas (Hymenoptera: Formicidae), cucarachas (Dictyoptera: Blattaria), escarabajos (Coleoptera), larvas de moscas (Diptera) y de mariposas (Lepidoptera), chinches y salta hojas (Hemiptera) y grillos (Orthoptera). De estos organismos, los escarabajos suelen ser los más diversos, aunque en abundancia predominan generalmente las termitas y las hormigas, y en biomasa las lombrices de tierra (Brown *et al.*, 2001).

Para la macrofauna existe una categorización funcional muy puntual, que distingue algunos de sus integrantes como ingenieros del suelo o del ecosistema (e.g., lombrices de tierra, termitas, hormigas); los cuales tienen importancia en las transformaciones de la materia orgánica y de las propiedades físicas del suelo, al establecer canales y poros que favorecen la aireación, el drenaje, la estabilidad de agregados y la capacidad de retención de agua. Además, generan estructuras biogénicas que son reservorios de nutrientes (e.g., heces fecales de lombrices de tierra y nidos de termitas y hormigas), controlan

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

la disponibilidad de recursos para otros organismos y activan la microflora edáfica a través de interacciones mutualistas (Jones *et al.*, 1994).

Otras clasificaciones funcionales, entre ellas dos de las más útiles, dividen a la macrofauna teniendo en cuenta su impacto ecológico en el suelo y su hábito alimentario (Lavelle, 1997; Swift *et al.*, 2012). La primera separa a esta fauna en organismos epígeos, anécicos y endógeos, los cuales desempeñan un papel diferente en el funcionamiento del ecosistema edáfico y reflejan estrategias adaptativas ante variadas limitaciones del ambiente. La macrofauna epígea vive y se alimenta en la superficie del suelo e incluso puede ocupar los primeros centímetros de este, siendo la más susceptible a los cambios edafoclimáticos; su función primordial es fragmentar la hojarasca y promover su descomposición. Los individuos anécicos se alimentan de la hojarasca de la superficie, que trasladan a sus galerías en el interior del suelo. De este modo, modifican la estructura del suelo al establecer redes semipermanentes de túneles, lo que promueve la oxigenación y la infiltración de agua. También con la translocación de la hojarasca a estratos más profundos, logran cambiar la dinámica de descomposición de la materia orgánica e influir en el ciclo del carbono y otros nutrientes. La fauna endógea vive dentro del suelo y se alimenta de la materia orgánica contenida en este (geófaga) o de raíces vivas o muertas (rizófaga). Las especies que integran esta categoría regulan la estructura del suelo con su actividad mecánica y la formación de macroagregados formados por sus deyecciones (Lavelle, 1997).

La segunda clasificación también refleja la contribución de la macrofauna al funcionamiento multitrófico del ecosistema (flujos de energía y mejoramiento de la calidad del suelo). A partir de su hábito trófico, se pueden reconocer los grupos funcionales de detritívoros, herbívoros, depredadores y omnívoros. El grupo funcional de los detritívoros, abarca gran parte de los invertebrados que habitan en el interior del suelo (endógeos) y en su superficie (epígeos). Estos últimos, son los principales encargados de triturar los restos vegetales y animales que forman la hojarasca, lo cual reduce el tamaño de las partículas de detrito e incrementa la superficie expuesta a la actividad descomponedora de bacterias y hongos. Sin la acción de los organismos detritívoros (e.g., lombrices de tierra, caracoles, cochinillas, milpiés, termitas) (Fig. 1A), se hacen más lentos los procesos de descomposición de la materia orgánica y el reciclaje de nutrientes en el suelo. Por su parte, los herbívoros

(e.g., chinches, salta hojas, orugas, larvas de escarabajos, grillos) (Fig. 1B) se alimentan de las partes vivas de las plantas (raíces y/o partes aéreas), lo que influye sobre la cantidad de material vegetal que ingresa al suelo. Los depredadores (e.g., ciempiés, arañas, escorpiones, escarabajos adultos) (Fig. 1C) consumen invertebrados y pequeños vertebrados vivos, de forma que modifican el equilibrio de sus poblaciones, el balance entre estas y los recursos disponibles en el ecosistema. Un papel parecido en la regulación de los recursos juega por último el grupo de los omnívoros (e.g., cucarachas, hormigas) (Fig. 1D), al emplear todo tipo de material vivo o muerto de origen vegetal o animal en su alimentación (Zerbino *et al.*, 2008; Swift *et al.*, 2012).

De lo anteriormente comentado, queda bien establecido que el estudio de la composición y la actividad funcional de la macrofauna del suelo, es importante, para entender sus efectos potenciales en el medio edáfico y en la productividad vegetal. Estas comunidades van a estar determinadas por la intensidad del cambio inducido respecto al ecosistema natural y por la habilidad de los organismos para adaptarse a esos cambios (Zerbino *et al.*, 2008).

MACROFAUNA EDÁFICA SEGÚN EL USO Y CALIDAD DEL SUELO: RIQUEZA, DIVERSIDAD Y ABUNDANCIA

El cambio del uso de la tierra y el grado de perturbación o intensidad en el manejo del suelo, provocan un impacto directo sobre la estructura de la vegetación y las propiedades físico-químicas del suelo, e indirecto sobre la composición taxonómica y funcional, la abundancia, la riqueza y diversidad de la fauna edáfica (Pauli *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Marichal *et al.*, 2014; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018; Murillo-Cuevas *et al.*, 2019; Bufebo *et al.*, 2021). Otros factores además de los relacionados a la vegetación y al manejo antrópico (e.g., rotación de cultivos, preparación mecanizada del suelo y aplicación de agroquímicos), que inciden sobre las comunidades edáficas, resultan ser los de origen edáfico condicionados por la pérdida de la cobertura vegetal (e.g., tipo de suelo, contenido de nutrientes y materia orgánica, pH, textura, estructura, temperatura y humedad) (Fig. 2), y los de origen climático (e.g., precipitaciones, viento, temperatura y humedad relativa del aire) (Machado *et al.*, 2015; Machado-Cuellar *et al.*, 2020; Baoming *et al.*, 2021).

Cualquier intervención antrópica o natural genera un efecto positivo o negativo en la dinámica de la fauna del suelo, especialmente en la macrofauna. Esto debido a que son los organismos edáficos de mayor talla, con

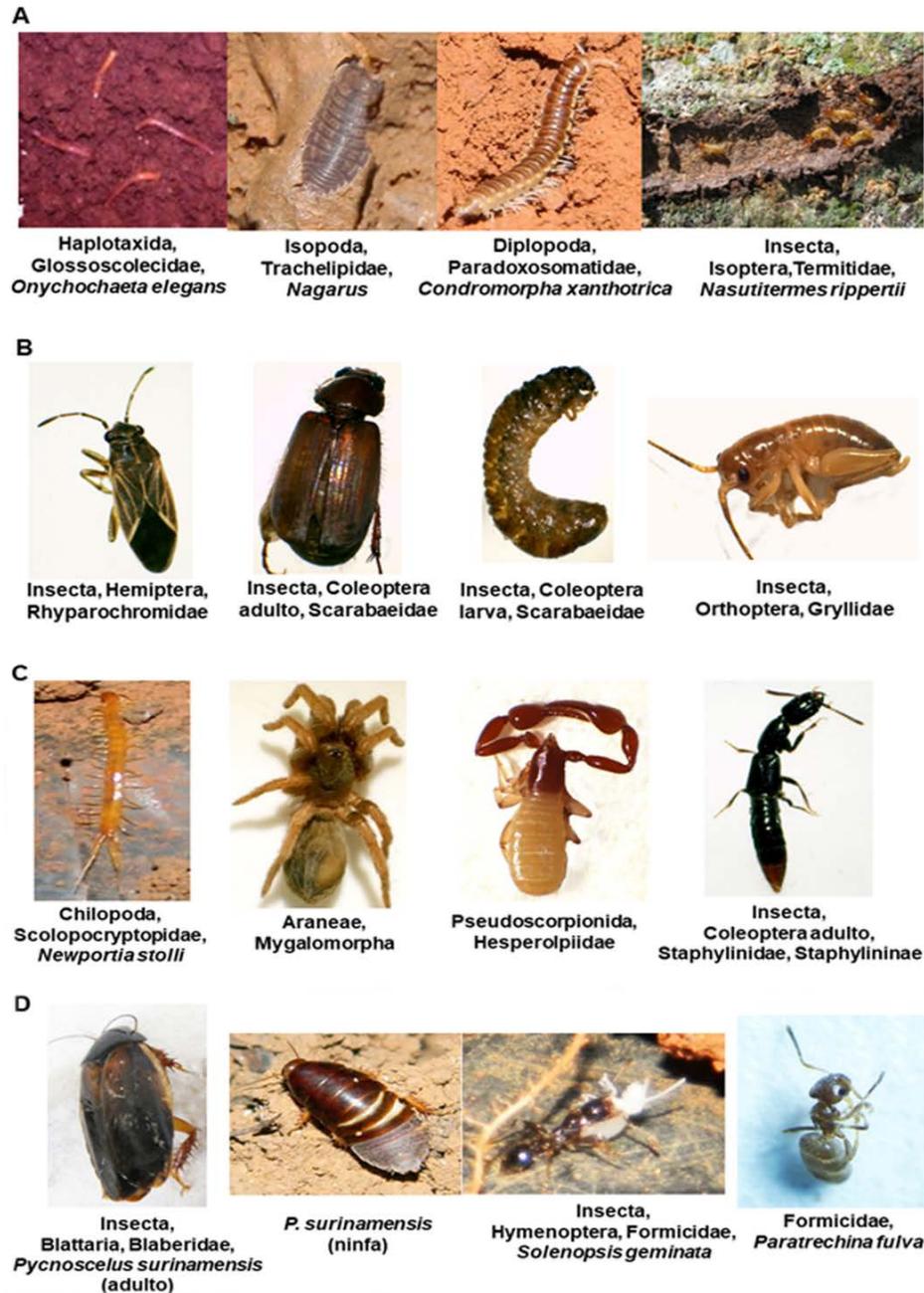
Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

Figura 1. Grupos funcionales de la macrofauna del suelo. A: Detritívoros, B: Herbívoros, C: Depredadores, D: Omnívoros. Fotografías: Alejandro Gamboa, Cuba; Elena Cortéz, Ecuador.

Figure 1. Functional groups of the soil macrofauna. A: Detritivores, B: Herbivores, C: Predators, D: Omnivores. Photographs: Alejandro Gamboa, Cuba; Elena Cortéz, Ecuador.

distintas estrategias de movilidad y alimentación, más expuestas en la superficie e interior del suelo, y por tanto más susceptibles a los cambios ambientales (Kamau *et al.*, 2017).

En los bosques, ya sean de constitución primaria o secundaria, las comunidades de los macroinvertebrados edáficos suelen alcanzar altos valores de riqueza taxo-

nómica, diversidad y abundancia en comparación con otros sistemas menos conservados (Araújo *et al.*, 2010; De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Pereira *et al.*, 2017; Amazonas *et al.*, 2018). Los bosques reflejan estabilidad ambiental debido a su alta diversidad vegetal, baja oscilación microclimática, alto contenido de nutrientes en el suelo, calidad de la hojarasca, y mejor retención de agua (Vasconcellos *et al.*, 2013; Cabrera-Míreles *et*

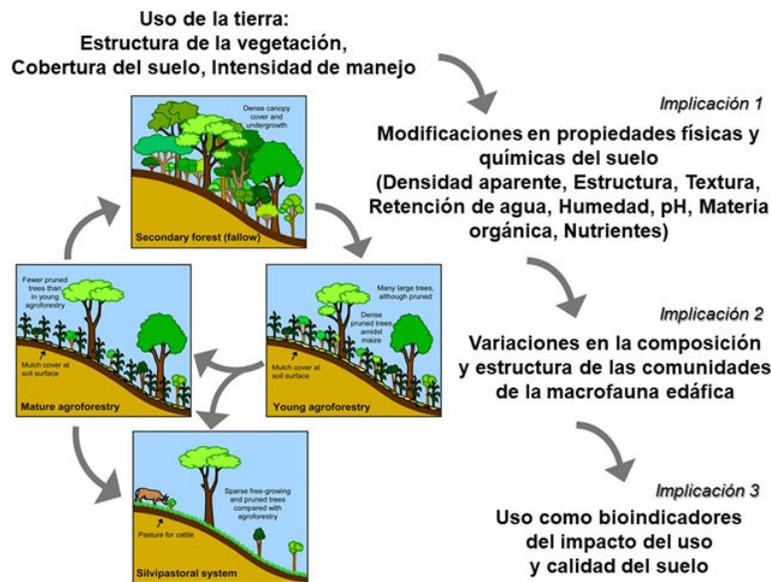


Figura 2. Características e implicaciones de un continuo cambio de uso de la tierra en las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo. Tomado y modificado de Pauli *et al.* (2011). Secondary forest (fallow): Bosque secundario (sistema en descanso, en regeneración), Mature agroforestry: Sistema agroforestal maduro, Young agroforestry: Sistema agroforestal joven, Silvopastoral system: Sistema silvopastoril.

Figure 2. Characteristics and implications of a continuous change in land use on the chemical, physical and biological soil properties. Taken and modified from Pauli *et al.* (2011).

al., 2019). Para la fauna edáfica, el elemento más importante en este tipo de ecosistemas es la producción de un mosaico de hojarasca por parte de las diferentes especies arbóreas, que constituye una fuente nutritiva y energética, y además de hábitat. El profundo estrato de hojarasca y la cobertura del dosel en los bosques, ofrecen protección contra el viento y la radiación solar, lo que evita cambios bruscos de temperatura y humedad en el suelo y crea por tanto un microclima poco variable y favorable para el desarrollo de comunidades numerosas y diversas de la macrofauna (De la Rosa y Negrete-Yankelevich, 2012; Montenegro *et al.*, 2017).

Los sistemas agroforestales, por su lado, retienen una parte sustancial de las especies de la vegetación original dentro del paisaje manejado por la actividad humana. Este sistema de uso de la tierra aplica simultáneamente varios principios agroecológicos, como la conversión de energía solar en biomasa a través de una vegetación estratificada, la fijación de nitrógeno atmosférico al suelo, la rehabilitación de suelos degradados, el reciclaje de nutrientes y la conservación de la biodiversidad (López-Vigoa *et al.*, 2017). Este sistema de uso se caracteriza, por lo general, por una intensa actividad biológica del suelo que se vincula con la presencia de los árboles, los cuales proporcionan un incremento en la deposición de hojarasca, una cobertura edáfica permanente, una

mejor estructura del suelo, la adición de una importante cantidad de materia orgánica, y una mayor protección y disponibilidad de agua gracias a su profundo y perenne sistema radical (Durán-Bautista y Suárez, 2013; López-Vigoa *et al.*, 2017; Caicedo-Rosero *et al.*, 2021). Puede suceder incluso que en estos sistemas y también en los bosques secundarios, la abundancia y diversidad de la macrofauna sea superior con respecto a bosques naturales. Según De la Rosa y Negrete-Yankelevich (2012), etapas intermedias de perturbación o de la sucesión vegetal facilitan la coexistencia de táxones característicos de la vegetación original y de otros oportunistas e invasores, tolerantes a tales condiciones.

Sin embargo, en los pastizales, ocurre una evidente simplificación de la estructura vegetal con la desaparición del estrato arbóreo, una homogeneización de la hojarasca y alteraciones en la temperatura, insolación y contenido de materia orgánica, todo lo cual provoca una disminución de los nichos resultantes y por ende en las poblaciones de los diferentes grupos de la macrofauna; lo que repercute en cambios significativos en el perfil del suelo en períodos de tiempo sorprendentemente cortos (Mathieu *et al.*, 2009). Por otra parte, la práctica del pastoreo en los pastizales y también en los sistemas silvopastoriles, los cuales representan sistemas agroforestales pecuarios, puede ser otra causa en la re-

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

ducción de las comunidades edáficas. La respuesta de los invertebrados está en dependencia de la carga animal y de la intensidad del pastoreo, debido a la substracción de la vegetación y la hojarasca; además que el pisoteo excesivo de los animales implica una reducción en la estabilidad de los agregados órgano-minerales, en la porosidad del suelo, un aumento en su compactación, y por ende una menor infiltración de agua y disponibilidad de oxígeno, que limita la actividad de esta fauna (Bautista *et al.*, 2009; Montenegro *et al.*, 2017; Cabrera-Mireles *et al.*, 2019).

Peor consecuencia tiene el manejo convencional en los sistemas agrícolas, sobre todo en los cultivos anuales y los monocultivos, que conduce a grandes problemas de degradación del suelo, como la formación de costras y capas compactadas sub-superficiales por contenidos de humedad no adecuados y mayor susceptibilidad a la erosión por disminución del contenido de materia orgánica (Pauli *et al.*, 2011; Steinwandter *et al.*, 2017). En estos sistemas el volteo del suelo durante la labranza, el laboreo continuo y el uso indiscriminado de agroquímicos induce a alteraciones en la estructura, pH del suelo y a la destrucción mecánica de los sitios de refugio de la macrofauna, lo que impide su establecimiento, con una caída drástica en la diversidad y abundancia de estas comunidades (Ayuke *et al.*, 2009; Noguera-Talavera *et al.*, 2017; Machado-Cuellar *et al.*, 2020). No obstante, estas prácticas agrícolas nocivas para el ambiente y la biodiversidad, pueden ser evitadas a través de la aplicación de la agricultura de conservación. Según López-Vigoa *et al.* (2017) este concepto agrícola reproduce las características de un ecosistema natural a través de la perturbación mínima del suelo de manera perpetua, la cobertura permanente de la superficie con materiales orgánicos y la diversificación de especies cultivadas mediante la secuencia y/o el uso de las asociaciones vegetales.

En los diferentes sistemas de uso y manejo, la materia orgánica es, por lo general, el factor edáfico que mayor correlación presenta con la edafofauna (Ayuke *et al.*, 2011; Huerta y van der Wal, 2012; Masin *et al.*, 2017). Un suelo con apropiados tenores de materia orgánica favorece la formación de una estructura estable de agregados, una mayor porosidad, menor compactación, mayor capacidad de retención de agua, mejor penetración y exploración de las raíces y disponibilidad de nutrientes debido a su capacidad de intercambio de cationes, todo lo cual facilita la alimentación, reproducción, establecimiento y distribución de los macroinvertebrados edáficos en los ecosistemas (Gonçalves *et al.*, 2015).

Así, el contenido de materia orgánica influye sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo, que determinan su calidad, sustentabilidad y capacidad productiva (Martínez *et al.*, 2008; Hernández *et al.*, 2018).

Para varias regiones del trópico, donde se han estudiado distintos sistemas de uso de suelo, se ha obtenido una misma tendencia de disminución de la riqueza, diversidad, densidad y biomasa de la macrofauna, según los sistemas naturales han pasado a manejados y decrecido la superficie arbórea (Huerta *et al.*, 2008; Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013; Lavelle *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2018; Vasconcelos *et al.*, 2020; Bufebo *et al.*, 2021). Por ejemplo, Huerta *et al.* (2008) encuentran valores altos de diversidad (H') y biomasa (gm^{-2}) de la macrofauna total en sistemas naturales ($H'=2.01-2.14$; $9.6-57.8 \text{ gm}^{-2}$), en comparación con la mayoría de los sistemas agrícolas estudiados ($H'=0.47-1.47$; $13.1-32.2 \text{ gm}^{-2}$). Asimismo, en otros trabajos, los ecosistemas de bosques comprenden los mayores valores de densidad ($113.6-1015.5 \text{ ind.m}^{-2}$), seguidos por sistemas agroforestales ($293.3-656.9 \text{ ind.m}^{-2}$), pastizales ($186.1-542.4 \text{ ind.m}^{-2}$) y cultivos ($36.3-268.3 \text{ ind.m}^{-2}$) (Ruiz *et al.*, 2011; Rousseau *et al.*, 2013).

En la literatura, además, se describe un patrón general sobre la composición de la macrofauna en diversos ecosistemas tropicales, según el cual, las comunidades de la macrofauna están dominadas esencialmente por pocos grupos, como lombrices de tierra, hormigas, termitas y algunos artrópodos epígeos y detritívoros. Las lombrices de tierra, las hormigas y las termitas son relevantes en numerosos sistemas de uso de la tierra, aunque las termitas más en bosques, sabanas y zonas áridas, y los artrópodos epígeos en los bosques, por su dependencia de la hojarasca (Lavelle *et al.*, 1998; Brown *et al.*, 2001). Este patrón se confirma en trabajos posteriores, ya que varios autores como Menezes *et al.* (2009), Baretta *et al.* (2010), Vasconcellos *et al.* (2013), Machado *et al.* (2015), Pereira *et al.* (2017) y Amazonas *et al.* (2018) advierten que las hormigas y las termitas son los organismos edáficos más abundantes en la mayoría de los ecosistemas terrestres, especialmente en los bosques tropicales.

MACROFAUNA EDÁFICA SEGÚN EL USO Y CALIDAD DEL SUELO: COMPOSICIÓN FUNCIONAL

La conversión de los bosques naturales en pastizales o cultivos agrícolas, que daña la sucesión forestal natural y lleva los sistemas a los primeros estadios de inmadurez, simplicidad e inestabilidad, afecta también los servicios ecosistémicos y procesos del suelo en los que interviene

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

la biodiversidad edáfica; relacionados esencialmente con la evolución de la materia orgánica, la agregación y porosidad del suelo, y la disponibilidad de agua y nutrientes para las plantas (Bautista *et al.*, 2009; Ayuke, 2010; Silva *et al.*, 2018). El tipo de vegetación y la actividad de labranza sobre el suelo determinan la proporción de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica y la composición de sus comunidades, a través de tres mecanismos: el grado de disturbio mecánico; la cantidad, calidad y ubicación de los residuos de la vegetación presente; y la variación de la estructura vegetal, junto a la densidad de las poblaciones de malezas. La cobertura o presencia de residuos en superficie, como mecanismo fundamental, protege el suelo contra la erosión producida por la sequía, disminuye la amplitud térmica y la evaporación lo que favorece la conservación de agua en el suelo, y además suministra sustratos de alimentación y refugio para un adecuado comportamiento, desarrollo y supervivencia de toda la trama trófica del suelo, beneficiando en particular a las lombrices de tierra como miembros de los ingenieros del suelo y a los detritívoros (Lietti *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013; Tapia-Coral *et al.*, 2016; Baoming *et al.*, 2021).

Para los grupos con actividad de acumulación y transformación de la biomasa como son los ingenieros del suelo y los detritívoros, fundamentalmente para lombrices, caracoles, milpiés y cochinillas, es indispensable la cobertura vegetal diversa, pues trae consigo una hojarasca más heterogénea, un mayor nivel de macronutrientes en el suelo y un incremento de los recursos a ser aprovechados por estos organismos (Brévault *et al.*, 2007; Botina *et al.*, 2012; Pinzón *et al.*, 2014; Baoming *et al.*, 2021). También el tipo de plantas para ellos resulta importante, ya que determina la calidad de los residuos y en consecuencia su palatabilidad (Zerbino *et al.*, 2008). La palatabilidad de la hojarasca está definida por el contenido de nutrientes como el nitrógeno y el calcio y por los tenores de celulosa, lignina, polifenoles, así como por la resistencia de estos residuos debido a su textura y dureza (Salamon *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013; Ferreira *et al.*, 2014; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). Ferreira *et al.* (2014) demuestran que la combinación de un alto contenido de nutrientes, con baja dureza, grosor, relación Carbono/Nitrógeno y lignina en la hojarasca es preferida por los macrodetritívoros, los que realizan una fácil fragmentación y descomposición de la misma bajo estos atributos.

Los herbívoros y depredadores pueden variar en dependencia de la cobertura del estrato herbáceo, de su fitomasa aérea y subterránea, incluyendo a las malezas, todo

lo cual crea micro-espacios para la ovoposición, alimentación y hábitat de larvas de escarabajos (Coleoptera: Scarabaeidae, Curculionidae) y de chinches entre los principales herbívoros, y de escarabajos adultos de las familias Staphylinidae y Carabidae y de arañas entre los depredadores (Brévault *et al.*, 2007; Lietti *et al.*, 2008). Los depredadores se han vinculado además a la disponibilidad de sus presas y a suelos con altos valores de fósforo, arcilla y conductividad eléctrica (Zerbino *et al.*, 2008). Los omnívoros, primordialmente las hormigas, tienen una mayor tolerancia a las situaciones cambiantes del ambiente, atribuido a sus hábitos generalistas en la explotación de los recursos (Wodika y Baer, 2015).

Funcionalmente, los macroinvertebrados reflejan una estructura bastante semejante entre los ecosistemas del trópico, basada en la preponderancia de ingenieros del suelo y detritívoros y menores poblaciones de depredadores, herbívoros y omnívoros, debido a la colonización más lenta de estos últimos (Granado y Barrera, 2007; Coimbra *et al.*, 2013; Gómez *et al.*, 2016; Masin *et al.*, 2017). En dependencia del uso y manejo del suelo, los ingenieros (primariamente las lombrices de tierra) y los detritívoros, son por lo general más dominantes en los ecosistemas diversificados o con prácticas que contribuyen a la conservación del suelo (ingenieros del suelo: 924.9-4736.0 ind.m², detritívoros: 76.8-2032.0 ind.m²), en comparación con otros sistemas más degradados (ingenieros del suelo: 38.0- 109.0 ind.m², detritívoros: 11.2-1472.0 ind.m²) (Coimbra *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014; Gómez *et al.*, 2016; Noguera-Talavera *et al.*, 2017). Por el contrario, las comunidades de depredadores y en especial de herbívoros y omnívoros muestran un comportamiento menos constante entre los ecosistemas. Estos grupos funcionales pueden manifestar altas abundancias tanto en los sistemas naturales (depredadores: 50.0- 880.0 ind.m², herbívoros: 51.0-120.0 ind.m², omnívoros: 42.0-101.3 ind.m²) como en los agroecosistemas (depredadores: 50.0-512.0 ind.m², herbívoros: 60.0-905.6 ind.m², omnívoros: 128.0 ind.m²) (Brévault *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Coimbra *et al.*, 2013). No obstante, el predominio de ellos es más usual en los sistemas agrícolas y pecuarios, lo que se relaciona con el desarrollo de las raíces de los pastos o de determinados cultivos que ofrecen alimento a algunos herbívoros, y con la cantidad de estos y también de detritívoros que sirven de presas a los depredadores. Sobre todo, en sistemas de monocultivos donde aumenta la probabilidad del desarrollo de organismos herbívoros plagas, tanto los depredadores como los omnívoros actúan en el control de los insectos plagas y de las malezas (Barros *et al.*, 2003; Noguera-Talavera *et al.*, 2017).

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

Según Zerbino *et al.* (2008) y Noguera-Talavera *et al.* (2017) existe una cascada funcional que parte de la complejidad en la composición de los ecosistemas y deriva en el establecimiento de múltiples interacciones entre los grupos funcionales, y por ende en una mayor regulación de las funciones edáficas. Como consecuencia de la herbivoría realizada por los invertebrados, se pueden afectar los individuos detritívoros y depredadores. La cantidad de los detritos que ingresan al sistema, tienen gran importancia en el mantenimiento de la diversidad de los detritívoros, lo que afecta los ciclos de nutrientes y a los productores primarios y a los consumidores (herbívoros y depredadores). La afectación sobre los depredadores puede influir en la producción primaria neta y en la descomposición, lo cual tiene implicaciones a nivel de las comunidades y de los ecosistemas.

Lo planteado hasta el momento corrobora que la macrofauna edáfica responde a la vegetación y al manejo, aunque por otra parte se señala su dependencia del tipo de suelo y el clima. A nivel local, la heterogeneidad del hábitat, las condiciones del edafón y la acumulación y calidad de la hojarasca como fuente de materia orgánica, constituyen los factores más importantes; fundamentalmente para organismos detritívoros residentes en la hojarasca y primeros centímetros del suelo y también más sedentarios (e.g., lombrices de tierra, caracoles, cochinillas, milpiés), con relación a otros organismos de mayor movilidad pertenecientes a distintos gremios funcionales (e.g., cucarachas, hormigas y otros insectos voladores) (Rousseau *et al.*, 2013; Gerlach *et al.*, 2013). La evaluación de la composición y estructura de los artrópodos edáficos de un ensamble y su clasificación en grupos tróficos brinda información amplia, no sesgada y funcional sobre los efectos del manejo del suelo, para con este conocimiento recomendar prácticas más sustentables (Lietti *et al.*, 2008). En este sentido, Navarrete *et al.* (2011), De la Rosa y Negrete-Yankelevich (2012) y Noguera-Talavera *et al.* (2017) añaden que las diferencias y la sensibilidad de las comunidades de macroinvertebrados frente a la transformación de la vegetación y la materia orgánica, servirán para indicar la calidad del suelo o la habilidad de este de mantener su rendimiento, así como para valorar la eficiencia de la agricultura sostenible.

CALIDAD DEL SUELO Y SUS INDICADORES: LA MACROFAUNA EDÁFICA COMO BIOINDICADOR

La calidad y salud del suelo son conceptos globales y equivalentes, que implican su capacidad continua de

funcionamiento dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, para sostener la productividad biológica, mantener o mejorar la calidad del aire y el agua y favorecer la salud de las plantas, los animales y los humanos (Doran y Parkin, 1994; Karlen *et al.*, 1997). Por su parte, la concepción de suelo fértil encierra solo el potencial para abastecer de suficientes nutrientes al cultivo, asegurando su crecimiento y desarrollo, y es más usado en el contexto agropecuario y forestal (Astier *et al.*, 2002).

En el pasado, el concepto de calidad fue equiparado con el de productividad agrícola por la poca diferenciación que se hacía entre tierra y suelo. El suelo se define como un componente de la tierra, con una formación vegetal y manejo determinados, y la tierra (definida desde 1976 en el Esquema de Evaluación de tierras de la FAO), tiene un mayor alcance porque comprende además la vegetación, otros integrantes de la biota, procesos ecológicos e hidrológicos que se desarrollan dentro de un sistema, y el ambiente biofísico y socioeconómico que lo rodea (Bautista-Cruz *et al.*, 2004).

Con respecto a la calidad del suelo se realizan otras afirmaciones, basadas en la posibilidad de este recurso de funcionar adecuadamente con relación a un uso específico y las más actuales reflejan la multifuncionalidad del suelo. En síntesis, el concepto de calidad incluye atributos tales como la fertilidad, la productividad potencial, la sostenibilidad, la calidad medio ambiental y la salud; aunque según Bautista-Cruz *et al.* (2004) esta percepción debe continuar evolucionando.

Los indicadores de la calidad del suelo están relacionados con sus propiedades físicas, químicas y biológicas o con los procesos que ocurren en él, y deben estar dirigidos a monitorear el efecto de las perturbaciones, del cambio e intensidad del uso de la tierra y el curso de la rehabilitación de suelos degradados o contaminados en un intervalo de tiempo dado. Varios autores coinciden en plantear que los indicadores de calidad del suelo deben cumplir los siguientes requisitos: 1) describir los procesos del ecosistema; 2) reflejar la relación entre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo; 3) evidenciar características de sostenibilidad; 4) ser sensibles a variaciones de clima y manejo; 5) ser accesibles a muchos usuarios y aplicables a condiciones de campo; 6) ser fáciles de medir y entender; 7) tener bajo costo; 8) responder a los cambios producto de la degradación antropogénica y 9) cuando sea posible, pertenecer a una base de datos del suelo ya existente (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013).

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

Los indicadores basados en las propiedades físicas y químicas han sido destinados, por lo general, a evaluar la productividad del suelo desde un punto de vista agronómico. Así, la estructura, textura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, capacidad de almacenamiento de agua y conductividad hidráulica son características físicas del suelo propuestas como indicadores ya que regulan el crecimiento de las raíces y plántulas, y el movimiento del agua a través del perfil. El pH, carbono orgánico total y soluble, capacidad de intercambio catiónico, macro y micronutrientes extraíbles, y metales pesados son los indicadores químicos más utilizados, pues están relacionados con la capacidad de proveer nutrientes para las plantas y los microorganismos, y/o con la retención de elementos químicos dañinos para el ambiente y el crecimiento de las plantas (Nogales-Vargas, 2009).

Entre los indicadores biológicos que se emplean usualmente, están el estado microbiológico y la actividad bioquímica del suelo. Doran y Parkin (1994) y Bastida *et al.* (2008) sugieren específicamente el Carbono y Nitrógeno de la biomasa microbiana, el Nitrógeno potencialmente mineralizable, la respiración del suelo y el cociente metabólico (C respiración/C biomasa microbiana), por ser altamente sensibles a las modificaciones de la materia orgánica en el suelo. Asimismo, las actividades enzimáticas (e.g., actividad deshidrogenasa, fosfatasa, proteasa, glucosidasa, etc.) son muy utilizadas como indicadores de calidad porque guardan estrecha relación con la función microbiológica del suelo y responden rápidamente a los cambios en el manejo (Dick *et al.*, 1996, Benítez *et al.*, 2006). Algunas de estas propiedades han sido utilizadas en varios índices integrados de calidad del suelo que han tenido en cuenta fundamentalmente propiedades químicas, bioquímicas y microbiológicas, denominados Índice de fertilidad bioquímica del suelo, Índice de degradación microbiana, entre otros (Nogales-Vargas, 2009).

La mayoría de los indicadores físicos y químicos requieren entre 2 y 10 años, o más, para exhibir una respuesta o variación ante un manejo determinado, mientras que las propiedades biológicas son más dinámicas y por tanto tienen la ventaja de servir como señal temprana de degradación o mejoría de los suelos (Astier *et al.*, 2002; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013). Sin embargo, desde hace poco tiempo, se da mayor atención e importancia a la macrofauna del suelo para ser usada entre los indicadores biológicos o bioindicadores de la salud del suelo. Su

papel funcional en los ecosistemas, junto a las transformaciones que sufren a corto plazo estas comunidades, por la pérdida de la cobertura vegetal y por las modificaciones en las condiciones físicas y químicas del suelo, son las razones por las cuales es tomada en cuenta para indicar el impacto del uso de la tierra, la calidad del medio edáfico y la sostenibilidad de una práctica de manejo (Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013; Jouquet *et al.*, 2018; Kitamura *et al.*, 2020).

La macrofauna como indicador biológico, cumple determinadas características que avalan su utilización con este fin. Se pueden enumerar fundamentalmente su gran aptitud para la especiación, su ciclo corto de vida, el poco poder de dispersión por su adaptación a la vida edáfica y a diferentes tipos de suelo, sus hábitos alimentarios, principalmente como degradadores de la materia orgánica, y su respuesta predecible a los cambios del ambiente (McGeoch *et al.*, 2002; Uribe-Hernández *et al.*, 2010). Los invertebrados terrestres se pueden emplear para indicar el funcionamiento o la biodiversidad de un ecosistema. Los indicadores ecológicos, ambientales o de funcionamiento son capaces de reflejar el estado biótico o abiótico del ambiente, representando el impacto del cambio ambiental dentro de un hábitat, y los indicadores de biodiversidad muestran el nivel de riqueza de especies de un subconjunto taxonómico o la diversidad total en un área (Ferrás *et al.*, 2010; Gerlach *et al.*, 2013). Siendo así, la macrofauna al advertir sobre las transformaciones de uso y manejo en el ecosistema y sobre la calidad del suelo, puede ser tratada como un indicador biológico ambiental.

Los cambios que se producen en el medio ambiente influyen de modo diferente sobre una especie, familia o grupo funcional que compone la macrofauna del suelo. El uso de táxones o de grupos funcionales como bioindicadores ha sido preferido en vez del análisis de la comunidad como un todo o de la diversidad total de especies, debido a su rol en los procesos biológicos. La ausencia de táxones con funciones claves, entre ellos los detritívoros, conlleva al detenimiento de importantes procesos ecológicos (e.g., descomposición y humificación de la materia orgánica, reciclaje de nutrientes) y a la consecuente degradación en las propiedades del suelo (Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013). De hecho, ya se ha mencionado la importancia de la comunidad de la hojarasca con función detritívora en el diagnóstico del estado de perturbación y salud del suelo (Hedde *et al.*, 2007; Zerbino *et al.*, 2008; Uribe-Hernández *et al.*, 2010).

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

En algunos trabajos se demuestra el uso de grupos específicos de detritívoros para predecir la calidad o degradación del hábitat. Las cochinillas (Isopoda), por ejemplo, pueden alertar sobre el uso intensivo de pesticidas y herbicidas y sobre la simplificación estructural del hábitat al disminuir su diversidad y abundancia, ya que se afectan sus tasas de crecimiento, fecundidad y sitios de refugio. Los isópodos, además, se consideran un valioso indicador ecotoxicológico pues responden rápidamente a los ambientes contaminados por metales pesados; algunas especies de estos invertebrados poseen sofisticados procesos de desintoxicación que los capacitan para sobrevivir con altas concentraciones de metales en los tejidos de sus cuerpos (Paoletti y Hassall, 1999; Uribe-Hernández *et al.*, 2010).

Las lombrices de tierra (Oligochaeta, Haplotaxida), son otros organismos descomponedores ampliamente estudiados y recomendados para monitorear la fertilidad, capacidad productiva y sostenibilidad del suelo, y la rehabilitación de suelos degradados o contaminados (Huerta *et al.*, 2009; Brown y Domínguez, 2010; Uribe *et al.*, 2012; Jouquet *et al.*, 2014; Frouz, 2018). Existen muchas evidencias de que las comunidades de lombrices decrecen de forma drástica en número y biomasa, además, de ocurrir el reemplazo de las especies nativas por exóticas en los ambientes perturbados, principalmente con uso excesivo de agroquímicos, maquinaria pesada y falta de coberturas, en comparación con otros ambientes menos alterados. Estas perturbaciones implican la inestabilidad de la humedad y pH del suelo, y de los recursos nutritivos, que son factores de los que dependen estas comunidades para respirar, reproducirse y alimentarse (Rodríguez, 2000; Feijoo *et al.*, 2007; Bartz *et al.*, 2013). Jouquet *et al.* (2014) explican que la actividad de las lombrices y también de las termitas (Isoptera) ayudan en la rehabilitación de algunas características de degradación del suelo como son la acidez, la compactación, y la erosión por formación de costras; por otra parte, señalan que las lombrices influyen en la movilidad de metales pesados a través de su actividad de ingestión, formación de canales y producción de heces.

Gerlach *et al.* (2013) en su revisión sobre los invertebrados terrestres y su potencial como bioindicadores y también Vasconcellos *et al.* (2013) en su estudio sobre la macrofauna como indicador de la calidad del suelo, ratifican a los isópodos, las lombrices y las termitas y mencionan a otros táxones detritívoros, entre ellos a los caracoles (Mollusca, Gastropoda) y los milpiés (Diplopoda), como buenos indicadores de las caracterís-

ticas abióticas del ambiente, de los efectos del manejo y del progreso de la restauración. Estos mismos autores informan que grupos con función depredadora, entre ellos las arañas (Araneae), son indicadores de distintas condiciones como la complejidad estructural de un hábitat, pero también de ambientes con diferentes niveles de toxicidad al acumular contaminantes y pesticidas de sus presas. Para indicar problemas de contaminación ya sea por metales pesados o pesticidas se proponen, además, a los hemípteros (Hemiptera) y a la familia Carabidae de Coleptera. En general, los coleópteros han sido fundamentalmente utilizados para indicar problemas de perturbación en un ecosistema, entre estos se pueden citar las familias Staphylinidae y Tenebrionidae, esta última utilizada para advertir sobre la recuperación de un hábitat después del fuego.

En el caso de las hormigas (Hymenoptera: Formicidae), han sido empleadas tanto en inventarios rápidos de diversidad como en el monitoreo ambiental (Gerlach *et al.*, 2013). Su uso para indicar la biodiversidad ha referido resultados sobre su propia riqueza de especies y la de otros órdenes de insectos como Lepidoptera y Coleptera (Lawton *et al.*, 1998; Alonso, 2000). Desde el punto de vista del monitoreo ambiental y como parte de la fauna del suelo, su abundancia ha estado relacionada con el grado de perturbación en los ecosistemas, sucesos de manejo y restauración, invasión de especies y contaminación (Chanatásig-Vaca *et al.*, 2011; Araújo *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2017), y su diversidad con la calidad y heterogeneidad estructural de los ecosistemas naturales o en regeneración, así como con tenores altos de materia orgánica en el suelo (Schmidt *et al.*, 2013; Vasconcellos *et al.*, 2013; Crepaldi *et al.*, 2014; Gomes *et al.*, 2014). Schmidt *et al.* (2013) aclaran que los eventos de perturbación a menudo tienen más efecto sobre la composición que sobre la riqueza de especies de las comunidades de hormigas, lo que confirma el uso de estos insectos para indicar la alteración ambiental. La distinción de las hormigas como indicadores de perturbación, se debe a su alta diversidad, abundancia y hábitos generalistas, lo cual hace que ocupen una gran variedad de nichos y dispongan de un amplio rango de recursos, desde semillas y material orgánico incorporado al suelo hasta pequeños organismos de movimientos lentos (huevos de insectos y algunos artrópodos adultos); que a la vez les permite competir y sobrevivir con mucho éxito frente a otros organismos del suelo y les hace útiles para evaluar prácticas agrícolas como la fertilización, la fumigación y las quemadas (Chanatásig-Vaca *et al.*, 2011).

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

Hasta hace aproximadamente 20 años, la caracterización de la riqueza, diversidad, densidad, biomasa y composición funcional de la macrofauna sirvió para indicar o evaluar el impacto del uso de la tierra, particularidades del manejo y cualidades físicas y químicas del suelo, en el trópico (Fragoso *et al.*, 1997; Decaens *et al.*, 1998; Pashanasi, 2001; Tapia-Coral *et al.*, 2002). Posteriormente, se confeccionan nuevos índices más complejos, donde se incluyen algunas de estas variables, los cuales resultan muy efectivos en la evaluación biológica de la calidad del suelo (Barros *et al.*, 2002; Velásquez *et al.*, 2007; Huerta *et al.*, 2009; Rousseau *et al.*, 2010; Ruiz *et al.*, 2011).

Barros *et al.* (2002) y Lavelle *et al.* (2003) plantean la relación biológica de termitas/lombrices, a partir de su densidad poblacional (ind.m²) en los ecosistemas. Un mayor número de termitas sobre lombrices de tierra, alertará sobre condiciones de perturbación en el hábitat, y contrariamente un predominio de lombrices, indicará un impacto positivo del uso y manejo del suelo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de este. Para este índice las termitas se consideran organismos invasores, oportunistas y pioneros de la recolonización. Barros *et al.* (2002) en su investigación en la Amazonía brasileña, detecta los valores más altos de esta relación para los cultivos anuales (21.4); lo que evidencia la dominancia de termitas en estos sistemas, indicando un mayor nivel de alteración sobre el suelo con respecto a los otros usos estudiados de pastizales (0.2), sistemas agroforestales (8.8) y bosques (7.9).

Luego, los indicadores que se establecen son fórmulas que contienen diferentes sub-indicadores. Velásquez *et al.* (2007) crean el indicador general de calidad del suelo o GISQ, donde relacionan la diversidad de la macrofauna con la calidad física del suelo, su fertilidad química, su morfología y sus reservas de materia orgánica. Otros construyen propuestas más sencillas porque combinan solo variables de la macrofauna, por ejemplo, la presencia/ausencia de grupos detritívoros, el número total y de especies nativas de lombrices, así como su biomasa, con el fin de evaluar el estado ecológico de los suelos por los propios productores (Huerta *et al.*, 2009). También Rousseau *et al.* (2010) sugieren un índice integrado macrofaunístico de salud del suelo (MISH), adaptado de Velásquez *et al.* (2007), pero que involucra la abundancia de grupos escogidos como las lombrices, las hormigas, otros macroinvertebrados y además la riqueza y diversidad taxonómica de la comunidad. Estos indicadores generan valores enmarcados en una escala de 0-1, donde

los valores cercanos a 0 revelan sistemas más degradados y valores próximos a 1, sistemas más conservados o con un manejo más noble hacia la preservación del suelo. Todos se han probado en varios sistemas de uso de la tierra de zonas tropicales de Colombia y Nicaragua (Velásquez *et al.*, 2007), de localidades del sur y centro de Tabasco en México (Huerta *et al.*, 2009) y de la Amazonía brasileña (Rousseau *et al.*, 2010).

Ruiz *et al.* (2011) proponen otro indicador bastante sencillo y más exacto que los anteriores, al tener en cuenta solo a los táxones (especie, género, familia u orden, según el nivel taxonómico trabajado) que caracterizan un hábitat. Este indicador denominado índice biótico de calidad del suelo o IBQS, involucra la abundancia total de los macroinvertebrados edáficos indicadores y el valor indicador de estos táxones o IndVal en un ecosistema, este último método generado por Dufrière y Legendre (1997). El valor indicador o IndVal combina las medidas de especificidad (abundancia relativa) y fidelidad (frecuencia de aparición) de una especie o taxon en un tipo de hábitat con respecto al conjunto de hábitats analizados, por lo que permite identificar táxones indicadores o característicos de cada ambiente. Es expresado en porcentaje y tiene un rango de 0 a 100, donde 0 significa ausencia de indicación y 100 indicación perfecta. Así, cuanto mayor el porcentaje del valor indicador obtenido, mayor la preferencia del taxon hacia un hábitat en particular (Dufrière y Legendre, 1997). Para el cálculo del IBQS de un hábitat, se utilizan entonces los táxones indicadores de ese sitio, que se consideran como tal cuando el valor indicador es mayor de 50%. El IBQS produce valores que se organizan en clases del 1 (IBQS=1-18) al 20 (IBQS=361-379), en correspondencia con una menor y mayor calidad del suelo, respectivamente, como resultados de mayor contraste. Ruiz *et al.* (2011) en su investigación en cuatro regiones de Francia, según los resultados del valor IndVal de los táxones y los valores generados de IBQS en los diferentes ambientes estudiados, clasifican los cultivos como sistemas de menor calidad biológica del suelo (clases 2-6), los pastizales de calidad intermedia (clases 7-9) y los bosques de mayor calidad (clases 11-20).

Desde la propuesta realizada por Ruiz *et al.* (2011), los indicadores en función de la macrofauna edáfica más utilizados, han sido el GISQ (Velásquez *et al.*, 2012; Rousseau *et al.*, 2013) y el IBQS (Mendes *et al.*, 2008). Últimamente otros autores han utilizado solo el valor IndVal para reconocer táxones indicadores de la macrofauna en diferentes usos de suelo, por ejemplo,

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

a Diplura, Pseudoscorpionida, Araneae, Chilopoda, y Gastropoda como indicadores de sitios con alto nivel de conservación (Rodríguez-Suárez *et al.*, 2018). A su vez, Vasconcelos *et al.* (2020) señalan que la asociación de estos grupos a áreas preservadas define dichos organismos como bioindicadores de la sostenibilidad de los agroecosistemas.

Tareas comunes y estratégicas son alcanzar el mejoramiento y la conservación de la fertilidad y productividad del suelo. Para conseguir estos objetivos se debe contar con indicadores capaces de aportar información integral y sistemática sobre cómo evolucionan las propiedades del suelo cuando este se somete a variadas condiciones de manejo (Astier *et al.*, 2002). La búsqueda de indicadores biológicos sería más acertada debido a su valor práctico para evaluar de forma inmediata las características del entorno o los impactos al mismo, y porque no encarecen ni dan complejidad al monitoreo por reactivos químicos añadidos, como sí necesitan las mediciones físicas y químicas. En la determinación de este tipo de indicadores, se requiere, además, ampliar la perspectiva original enfocada solo a suelos agrícolas e incluir suelos forestales de ecosistemas naturales como referentes de alta conservación y calidad, así como involucrar el conocimiento tradicional del campesino (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013). En este contexto, Cuba no está exenta de dichos propósitos.

ESTUDIO DE LA MACROFAUNA EDÁFICA EN CUBA

En Cuba, los primeros estudios sobre la macrofauna del suelo, surgen en la década del 80 del pasado siglo, para bosques primarios siempreverdes y plantaciones forestales de la Sierra del Rosario en el occidente del país y en otras regiones de la isla (González y Herrera, 1983; González y López, 1986; 1987). También se evalúa la dinámica de la macrofauna en función de la conservación/perturbación de los ecosistemas (Prieto y Rodríguez, 1996; Rodríguez y Crespo, 1999; Cubillas y De la Rosa, 2000), así como de grupos específicos que la componen, entre ellos las lombrices de tierra (Martínez y Rodríguez, 1991; Rodríguez, 2000; Martínez y Sánchez, 2000), las hormigas (Fontenla, 1992; 1993; 1994; Fontenla y Hernández, 1994) y los diplópodos (Prieto *et al.*, 2003). Con este mismo propósito, se llevan a cabo posteriormente diferentes investigaciones, algunas en sistemas agroecológicos y también en otros con diferente intensidad de manejo en Artemisa y Mayabeque (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; 2011a,b), en sistemas de pastizales y silvopastoriles en Mayabeque y Matanzas (Rodríguez *et al.*, 2002; Sánchez y Crespo,

2004; Rodríguez *et al.*, 2008; Sánchez *et al.*, 2008; 2009; Rodríguez *et al.*, 2011), y en bosque siempreverde micrófilo y uveral de la región costera en Mayabeque (Serrano, 2010).

Otras observaciones más recientes muestran el efecto de distintos tipos de coberturas vegetales a partir de las características de la macrofauna, específicamente, en suelos ferralíticos rojos de sistemas agropecuarios en Matanzas (García *et al.*, 2014); en un sistema silvopastoril en el Valle del Cauto, Granma (Vega *et al.*, 2014); en fincas con conversión agroecológica en el municipio Cruces, Cienfuegos (Fernández *et al.*, 2015); en sistemas urbanos de cultivos en La Habana (Matienzo *et al.*, 2015); en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma (Chávez-Suárez *et al.*, 2016) y en otros sistemas pecuarios en Sancti Spíritus (Hernández-Chávez *et al.*, 2020). Algunos de estos estudios cubanos, manifiestan un descenso de la diversidad y la abundancia de la comunidad de la macrofauna comparando ecosistemas más conservados (e.g., densidad: 347.7-1240.0 ind.m⁻², biomasa: 50.8- 56.9 gm⁻²) y perturbados (e.g., densidad: 38.9- 457.0 ind.m⁻², biomasa: 3.5-35.9 gm⁻²) (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; 2011a; Serrano, 2010; García *et al.*, 2014), en congruencia con lo que se refiere para diversos ecosistemas del trópico. Por su lado, Vega *et al.* (2014) y Hernández-Chávez *et al.* (2020) encuentran que los coleópteros, los oligoquetos y los isópodos son los grupos dominantes en los ecosistemas silvopastoriles estudiados; y concluyen que estos sistemas proporcionaron una mayor cobertura al suelo, que favoreció el desarrollo de la totalidad de la comunidad de macroinvertebrados.

De los trabajos cubanos mencionados, pocos consideran el análisis de los grupos funcionales de la macrofauna edáfica. Entre estos se encuentran los desarrollados en diferentes usos de la tierra en Artemisa y Mayabeque, en sistemas de pastizales y silvopastoriles en Matanzas (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; 2011b; Sánchez *et al.*, 2008) y en sistemas urbanos de cultivos en La Habana (Matienzo *et al.*, 2015); además de uno más actual que valora la macrofauna como bioindicador en suelos contaminados por metales pesados en Mayabeque (Mesa-Pérez *et al.*, 2016). En la mayoría de estas investigaciones se registran mayores poblaciones de detritívoros (1611.0-1984.0 ind.m⁻²) y omnívoros (747.0 ind.m⁻²) y menores de depredadores (14.0- 253.0 ind.m⁻²) y herbívoros (124.0 ind.m⁻²) en los sistemas arbóreos o en los que emplean métodos eficientes de protección sobre el suelo (Cabrera Dávila *et al.*, 2007; 2011b; Sánchez *et al.*, 2008; Matienzo *et al.*, 2015).

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

En su lugar, el enfoque de la macrofauna como bioindicador del impacto del uso y calidad del suelo en Cuba se encuentra reflejado en pocos trabajos, desarrollados en sistemas ganaderos, fincas agropecuarias y cultivos varios (Lok, 2010; Lok *et al.*, 2011; García, 2013; Mesa-Pérez *et al.*, 2016). También Cabrera Dávila (2012), a partir de un compendio bibliográfico sobre las características biológicas, ecológicas y funcionales de esta fauna y de los resultados obtenidos hasta ese momento en el país bajo diferentes usos de la tierra, realiza una valoración primaria sobre la utilización potencial de la macrofauna como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. No obstante, se pueden resaltar otros estudios en Cuba sobre indicadores de salud edáfica, como es el caso de la creación de un índice multiparamétrico, con el objetivo de contribuir al Programa Nacional de Conservación y Mejoramiento de los Suelos. Font (2008) idea este índice, que se calcula a través de un software diseñado a partir de un Sistema de Evaluación y Monitoreo de la Calidad del Suelo (SEMCAS), compuesto esencialmente por variables microbiológicas, físicas y químicas. Posteriormente, García *et al.* (2012) en su reseña sobre tales indicadores, menciona otras investigaciones que evalúan la calidad de suelos Oxisoles (ferralíticos rojos) e Inceptisoles (pardos con carbonatos), pero basadas en propiedades físicas y químicas (Díaz *et al.*, 2005; 2008; Colás *et al.*, 2010).

Para el uso de la macrofauna edáfica como indicador biológico entre varios indicadores de estabilidad del sistema suelo-pasto, Lok (2010) y Lok *et al.* (2011) en su trabajo desplegado en ecosistemas de pastizales con diferentes usos y características, proponen valores específicos de densidad poblacional. Sugieren para el sistema silvopastoril con leucaena, valores de la macrofauna total entre 65.0 y 112.4 ind.m² para la época de seca y de lluvia respectivamente, y también de hormigas, de 30.2 ind.m² en seca y 33.3 ind.m² en lluvia. En el caso de los monocultivos de guinea y pastizales con una mezcla múltiple de leguminosas rastreras, proponen exclusivamente a las hormigas para caracterizar estos tipos de ambiente; refiriendo 6.1 ind.m² de hormigas para la seca y 9.7 ind.m² para la lluvia en el pastizal de guinea, y 14.2 ind.m² para la seca y 23.0 ind.m² para la lluvia en el sistema con leguminosas rastreras.

García (2013) aplica el índice biótico de calidad del suelo (IBQS) en la evaluación de los suelos ferralíticos rojos bajo cuatro sistemas de uso de la tierra en la provincia de Matanzas; pero en su estudio no involucra

sistemas conservados o naturales, de los cuales es necesario conocer la edafofauna típica si la intención es usar el grupo para indicar la salud edáfica y del ecosistema y obtener resultados de referencia de alta calidad biológica del suelo. Al comparar sistemas silvopastoriles, pastizales, fincas agropecuarias con fertilización orgánica y cultivos varios con fertilización química, este autor halla el valor más alto de IBQS en los sistemas silvopastoriles (95, clase 6), con grupos indicadores para este hábitat, tales como las lombrices de tierra, las larvas fitófagas de Coleoptera, los milpiés y los caracoles. Entre los restantes usos, las fincas agropecuarias muestran una mejor calidad (69, clase 4), que los pastizales y los cultivos varios (50, clase 3). Para todos estos sistemas los organismos indicadores son las lombrices de tierra y en el caso de las fincas agropecuarias también los hemípteros (Cicadidae).

Por su parte, Mesa-Pérez *et al.* (2016) evalúan el comportamiento de la macrofauna edáfica en suelos ganaderos de la provincia Mayabeque, con diferentes grados de contaminación por metales pesados. Encuentran que la riqueza taxonómica y la abundancia total de la macrofauna se reducen significativamente con el aumento de la concentración de plomo y zinc. Asimismo, señalan que el grupo trófico dominante en todos los sitios contaminados es el de los depredadores y constata la disminución de organismos descomponedores. Estos autores exponen también que los diplópodos, los escarabajos fitófagos, las hormigas y las lombrices de tierra son grupos adecuados para monitorear el estado ecológico de los suelos.

A partir de las investigaciones conducidas en el país, se evidencia el esfuerzo por definir valores límites, intervalos y porcentajes de variación universales que representen las condiciones óptimas de un suelo, pero resulta difícil debido a la gran variabilidad espacio-temporal de los indicadores biológicos (Bautista-Cruz *et al.*, 2004). Por tal motivo, quizás el planteamiento de relaciones o balances entre grupos faunísticos sea más efectivo, ya que estas relaciones manifiestan respuestas antagónicas de los grupos involucrados, a través de la superioridad de uno u otro, ante los cambios en las condiciones del suelo.

En Cuba, como parte de la fauna edáfica, los organismos normalmente estudiados como bioindicadores fueron siempre los pertenecientes a la mesofauna (microartrópodos de 0.2-2 mm de diámetro), y relaciones o índices entre algunos de sus táxones se aplicaron

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

con éxito en los últimos años para evaluar el cambio de uso y manejo del suelo (Socarrás y Rodríguez, 2005; 2007; Socarrás y Robaina, 2011; Socarrás, 2013; Socarrás e Izquierdo, 2014; 2016). Siguiendo este antecedente, Cabrera Dávila *et al.* (2017) y Cabrera Dávila (2019) al investigar una amplia gama de usos de la tierra, donde se involucraron desde ecosistemas conservados hasta sistemas altamente alterados con laboreo intenso en el suelo, sugirieron y demostraron la utilización de los índices Detritívoros/No Detritívoros y Lombrices/Hormigas. El predominio de Detritívoros sobre No Detritívoros y de Lombrices sobre Hormigas, reflejó una mayor conservación y calidad del medio edáfico en los sistemas estables y con árboles (bosques y sistemas agroforestales), y una mayor degradación del hábitat en los ecosistemas más perturbados y simplificados (pastizales, cañaverales, cultivos varios y agroecosistemas urbanos). Además, estos autores plantearon que el indicador Detritívoros/No Detritívoros puede ser más adecuado para diagnosticar el impacto del cambio e intensidad del uso de la tierra y la calidad del medio edáfico, y el indicador Lombrices/Hormigas para definir mejor la intensidad del manejo, funcionalidad y sostenibilidad del suelo. También Chávez-Suárez (2019) y Chávez-Suárez *et al.* (2020) en el estudio de la macrofauna edáfica en cinco agroecosistemas de pastizales en la provincia Granma, constataron que los organismos detritívoros de lombrices e isópodos pueden ser usados como indicadores biológicos de calidad del suelo en estos agroecosistemas y que la elevada presencia de hormigas determinó una baja diversidad taxonómica de la macrofauna edáfica en todos los sistemas evaluados.

De modo general, el estudio de los indicadores en Cuba y las propuestas realizadas cumplen con los requisitos planteados para los indicadores de calidad del suelo, con el fin de monitorear el efecto de las perturbaciones causadas en este medio. Concretamente, son fáciles y simples en su medición, identificación y manipulación, son reproducibles, expresan procesos del ecosistema, son sensibles a variaciones de clima, manejo y degradación antropogénica, y reflejan condiciones de sostenibilidad de este recurso (Bautista-Cruz *et al.*, 2004; Nogueira-Cardoso *et al.*, 2013; Rousseau *et al.*, 2013; Pinzón *et al.*, 2014).

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados obtenidos a nivel nacional e internacional evidencian el efecto negativo del cambio e intensidad del uso de la tierra sobre la macrofauna edáfica,

lo que reafirma su empleo para diagnosticar el impacto del uso y calidad del suelo. La mayoría de los indicadores planteados en función de la macrofauna tienen la ventaja de que no demandan de un trabajo taxonómico complejo, son económicos y pueden ser aplicados en cualquier región y diferentes ecosistemas que precisen una evaluación comparativa. No obstante, se recomiendan algunas acciones futuras para fortalecer la temática en Cuba, como extender en distintos suelos y ecosistemas la aplicación de indicadores ya generados para su validación; implicar el conocimiento tradicional del productor sobre la familiaridad con determinados taxa y su relación con la fertilidad del suelo, lo que ayudaría a perfilar los indicadores según este conocimiento; e involucrar análisis de diversidad funcional, que permitan generar nuevos enfoques de la macrofauna como bioindicador del funcionamiento de los sistemas naturales y de producción. También en estudios sucesivos, explorar niveles bajos de identificación en grupos claves como lombrices, milpiés, cochinillas, arañas, ciempiés y hormigas, para verificar o mejorar la resolución taxonómica de la bioindicación.

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo brindado por el proyecto nacional PNCT 2020-2023 “Indicadores ambientales de biodiversidad para evaluar áreas de uso agrícola y agroforestal bajo Manejo Sostenible de Tierras” y del proyecto IN-EFEB-2020-1 “Evaluación de la fauna edáfica como bioindicador del impacto del uso de la tierra y de la calidad del suelo en la Península de Santa Elena, Ecuador”. Se agradece la colaboración de René Barba Díaz en la identificación de algunos ejemplares ilustrados de la macrofauna edáfica. También a Elena Cortéz, por su apoyo en el trabajo desarrollado en el proyecto de la Península de Santa Elena (Ecuador), especialmente en las imágenes tomadas a la fauna.

LITERATURA CITADA

- Alonso IE. 2000. Ants as indicators of diversity. En: Agosti D, Majer J, Alonso E, Schultz TR (eds.), *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Biological diversity handbook series*, Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Amazonas NT, Viani RAG, Rego MGA, Camargo FF, Fujihara RT, Valsechi OA. 2018. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 78: 449-456.

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- Araújo ASF, Magalhaes LB, Santos VM, Nunes LAPL, Dias CTS. 2017. Biological properties of disturbed and undisturbed Cerrado sensu stricto from Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 77: 16-21.
- Araújo VFP, Bandeira AG, Vasconcellos A. 2010. Abundance and stratification of soil macroarthropods in a Caatinga Forest in Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 70: 737-746.
- Astier M, Maass M, Etchevers J. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia*. 36: 605-620.
- Ayuke, FO. 2010. Soil macrofauna functional groups and their effects on soil structure, as related to agricultural management practices across agroecological zones of Sub-Saharan Africa. Tesis de Doctorado. Wageningen University, Alemania.
- Ayuke FO, Karanja NK, Muya EM, Musombi BK, Mungatu J, Nyamasyo GHN. 2009. Macrofauna diversity and abundance across different land use systems in Embu, Kenya. *Journal of Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 11: 371-384.
- Ayuke FO, Pulleman MM, Vanlauwe B, de Goede RGM, Six J, Czusdi C, Brussaard L. 2011. Agricultural management affects earthworms and termites diversity across humid to semi-arid tropical zones. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 140: 148-154.
- Baoming G, Jing Z, Ruiping Y, Senhao J, Li Y, Boping T. 2021. Lower land use intensity promoted soil macrofaunal biodiversity on a reclaimed coast after land use conversion. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 306. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107208>.
- Baretta D, Brown GG, Cardoso EJB. 2010. Potencial da macrofauna e outras variáveis edáficas como indicadores da qualidade do solo em áreas com *Araucaria angustifolia*. *Acta Zoológica Mexicana*. 26: 135-50.
- Barros E, Grimaldi M, Sarrazin M, Chauvel A, Mitja D, Desjardins T, Lavelle P. 2003. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazonia. *Applied Soil Ecology*. 26: 157-168.
- Barros E, B Pashanasi, R Constantino, P Lavelle. 2002. Effects of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazonia. *Biology and Fertility of Soils*. 35: 338-347.
- Bartz MLC, Pasini A, Brown G. 2013. Earthworms as soil quality indicators in Brazilian no-tillage systems. *Applied Soil Ecology*. 69: 39-48.
- Bastida F, Zsolnay A, Hernández T, García C. 2008. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. *Geoderma*. 147: 159-171.
- Bautista F, Díaz-Castelazo C, García-Robles M. 2009. Changes in soil macrofauna in agroecosystems derived from low deciduous tropical forest on Leptosols from karstic zones. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 10: 185-197.
- Bautista-Cruz A, Etchevers J, del Castillo RF, Gutiérrez C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. *Ecosistemas*. 13: 90-97.
- Benítez E, Nogales R, Campos C, Ruano F. 2006. Biochemical variability of olive-orchard soils under different managements systems. *Applied Soil Ecology*. 32: 221-231.
- Brévaut T, Bikay S, Maldas JM, Naudin K. 2007. Impact of a no-till with mulch soil management strategy on soil macrofauna communities in a cotton cropping system. *Soil and Tillage Research*. 97: 140-149.
- Brown GG, Fragoso C, Barois I, Rojas P, Patrón JC, Bueno J, Moreno A, Lavelle P, Ordaz V, Rodríguez C. 2001. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. *Acta Zoológica Mexicana (n.s)*. 1: 79-110.
- Brown GG, Niva CC, Zagatto MRG, Ferreira S, Nadolny HS, Cardoso GBX, Santos A, Martínez G, Pasini A, Bartz MLC, Sautter KD, Thomazini MJ, Baretta D, Silva E, Antonioli ZI, Decaëns T, Lavelle P, Sousa JP, Carvalho F. 2015. Biodiversidade da fauna do solo e sua contribuição para os serviços ambientais. En: Parron LM, García J, Oliveira E, Brown GG, Prado RB (eds.), *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*, 121-154, Embrapa, Brasília, DF.
- Brown GG, Domínguez J. 2010. Uso das minhocas como bioindicadoras ambientais: princípios e práticas-O 3º encontro latino americano de ecología e taxonomia de oligoquetas (Elaetao 3). *Acta Zoológica Mexicana*. 2: 1-18.
- Bufebo B, Elias E, Getu E. 2021. Abundance and diversity of soil invertebrate macro-fauna in different land uses at Shenkolla watershed, South Central Ethiopia. *The Journal of Basic and Applied Zoology*. 82. <https://doi.org/10.1186/s41936-021-00206-1>.
- Cabrera Dávila G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes*. 35: 349-364.
- Cabrera Dávila G. 2019. Evaluación de la macrofauna edáfica como bioindicador del impacto del uso y calidad del suelo en el occidente de Cuba. Tesis de

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- Doctorado. Instituto de Ecología y Sistemática. La Habana.
- Cabrera Dávila G, Martínez MA, Rodríguez C. 2007. La macrofauna del suelo en sistemas agroecológicos en Cuba. *Brenesia*. 67:45-57.
- Cabrera Dávila G, Robaina N, Ponce de León D. 2011a. Riqueza y abundancia de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 34: 313-330.
- Cabrera Dávila G, Robaina N, Ponce de León D. 2011b. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 34: 331-346.
- Cabrera Dávila G, Socarrás AA, Hernández G, Ponce de León D, Menéndez YI, Sánchez JA. 2017. Evaluación de la macrofauna como indicador del estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra, en Cuba. *Pastos y Forrajes*. 40: 118-126.
- Cabrera-Mireles H, Murillo-Cuevas FD, Adame-García J, Fernández-Viveros JA. 2019. Impacto del uso del suelo sobre la meso y macrofauna edáfica en caña de azúcar y pasto. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*. 22: 33-43.
- Caicedo-Rosero D, Benavides-Rosales H, Carvajal-Pérez L, Revelo-Salgado G. 2021. Análisis de las poblaciones edáficas en suelos con sistemas silvopastoriles dedicados a la producción lechera, en la finca San Vicente, El Carmelo, Ecuador. *Revista Criterios*. 28: 185-194.
- Chanatásig-Vaca CI, Huerta E, Rojas P, Ponce-Mendoza A, Mendoza J, Morón A, van der Wal H, Dzib-Castillo BB. 2011. Efecto del uso de suelo en las hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana (n. s.)*. 27: 41-461.
- Chávez-Suárez L. 2019. Determinación de indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas de pastizales de la provincia Granma. Tesis de Doctorado. Instituto de Investigaciones Agropecuarias "Jorge Dimitrov", Granma.
- Chávez-Suárez L, Labrada Y, Álvarez A. 2016. Macrofauna del suelo en ecosistemas ganaderos de montaña en Guisa, Granma, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 39: 111-115.
- Chávez-Suárez L, Rodríguez I, Estrada W. 2020. Caracterización de la macrofauna edáfica en cinco agroecosistemas de pastizales en la provincia Granma. Identificación taxonómica. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 54: 1-13.
- Coimbra CM, Forestieri E, Silva MK, Gama-Rodrigues AC. 2013. Meso- and macrofauna in the soil and litter of leguminous trees in a degraded pasture in Brazil. *Agroforestry Systems*. 87: 993-1004.
- Colás A, Cairo P, Machado J, Ruiz Y, Torres P. 2010. Selección de Indicadores de calidad de un suelo ferralítico Rojo (Oxisol) de la región central de Cuba. *Centro Agrícola*. 37: 73-82.
- Crepaldi RA, Portilho I, Silvestre R, Mercante F. 2014. Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavoura-pecuária. *Ciência Rural*. 44: 781-787.
- Cubillas IN, de la Rosa E. 2000. Dinámica de la macrofauna del suelo en áreas de frutales con cultivos de Leguminosas herbáceas (pastos). *Centro Agrícola*. 27: 48-49.
- De la Rosa N, Negrete-Yankelevich S. 2012. Distribución espacial de la macrofauna edáfica en bosque mesófilo, bosque secundario y pastizal en la reserva La Cortadura, Coatepec, Veracruz, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83: 201-215.
- Decaens T, Dutoit T, Alard D, Lavelle P. 1998. Factors influencing soil macrofaunal communities in post-pastoral succession of Western France. *Applied Soil Ecology*. 287: 1-7.
- Díaz B, Cairo P, Rodríguez O, Abreu I, Torres P, Jiménez R, Dávila A, Colás A. 2005. Evaluación de la sostenibilidad del manejo del suelo Pardo con Carbonato (Inceptisol) a través de indicadores de calidad del mismo. *Centro Agrícola*. 32: 73-78.
- Díaz B, Morales M, Cairo P, Rodríguez O, Jiménez R, Abreu I, Torres P, Dávila A. 2008. Evaluación del manejo del suelo pardo mullido medianamente lavado a largo plazo a través de la razón de estratificación de la materia orgánica y el índice de calidad del suelo. *Centro Agrícola*. 35: 25-29.
- Dick RP, Breakwill D, Turco R. 1996. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrating biological indicators. En: Doran JW, Jones AJ (eds.), *Handbook of Methods for Assessment of Soil Quality*, 247-272, Soil Science Society America, Madison.
- Doran JW, Parkin TB. 1994. Defining and assessing soil quality. En: Doran JW, Coleman DC, Bezdicek DF, Stewart BA (eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*, 3-21, Soil Science Society of America, Madison.
- Dufrène M, Legendre P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67: 345-366.
- Durán-Bautista EH, Suárez JC. 2013. Fauna del suelo y hojarasca en arreglos agroforestales de la Amazonia Colombiana. *Momentos de Ciencia*. 10: 59-66.
- Feijoo A, Zúñiga M, Quintero H, Lavelle P. 2007. Relaciones entre el uso de la tierra y las comunidades de lombrices en la cuenca del río La Vieja, Colombia. *Pastos y Forrajes*. 30: 235-249.
- Fernández IM, Castellanos L, Fuentes M, Cairo P, Rajadel N, de Melo R. 2015. Macrofauna del suelo en cuatro fincas en conversión hacia la producción agroecológica en el Municipio Cruces, Cuba. *Centro Agrícola*. 42: 43-52.
- Ferrás H, Martell A, Socarrás AA, Rodríguez M, Ricardo N, López C. 2010. Paquete Informático de Bioindicadores. Informe final de Proyecto. Instituto de Ecología y Sistemática, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, La Habana.
- Ferreira A, Zimmer M, Araujo PB, Kray JG. 2014. Litter traits and palatability to detritivores: a case study across bio-geographical boundaries. *Nauplius*. 22: 103-111.
- Font L. 2008. Estimación de la calidad del suelo: Criterios físicos, químicos y biológicos. Tesis de Doctorado. Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Mayabeque.
- Fontenla JL. 1992. Mirmecofauna de la caña de azúcar en Cuba: análisis preliminar de su composición. *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática*. 39: 2-28.
- Fontenla JL. 1993. Composición y estructura de comunidades de hormigas en un sistema de formaciones vegetales costeras. *Poeyana*. 441: 1-19.
- Fontenla JL. 1994. Mirmecofauna de un hábitat-isla y del agroecosistema circundante. *Ciencias Biológicas*. 26: 40-55.
- Fontenla JL, Hernández LM. 1994. Caracterización ecológica de la mirmecofauna de un cañaveral. *Ciencias Biológicas*. 26: 56-69.
- Fragoso C, Brown GG, Patrón IC, Blanchart E, Lavelle P. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: The role of earthworms. *Applied Soil Ecology*. 6: 17-35.
- Frouz J. 2018. Effects of soil macrofauna plant interactions on soil formation and plant community development during primary succession in post mining sites. En: EGU General Assembly, (Proceeding), Viena (abril 4-13).
- García Y. 2013. La macrofauna edáfica como indicador de la calidad del suelo Ferralítico Rojo en cuatro usos de la tierra en la provincia de Matanzas. Tesis de Maestría. Universidad Agraria de La Habana, Mayabeque.
- García Y, Ramírez W, Sánchez S. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos y Forrajes*. 35: 125-138.
- García Y, Ramírez W, Sánchez S. 2014. Efecto de diferentes usos de la tierra en la composición y la abundancia de la macrofauna edáfica, en la provincia de Matanzas. *Pastos y Forrajes*. 37: 313-321.
- Gerlach J, Samways M, Pryke J. 2013. Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*. 17: 831-850.
- Gomes ECF, Ribeiro GT, Souza TMS, Sousa-Souto L. 2014. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in three different stages of forest regeneration in a fragment of Atlantic Forest in Sergipe, Brazil. *Sociobiology*. 61: 250-257.
- Gómez DF, Godoy MC, Coronel JM. 2016. Macrofauna edáfica en ecosistemas naturales y agroecosistemas de la Ecoregión Esteros del Iberá (Corrientes, Argentina). *Ciencias del Suelo (Argentina)*. 34: 43-56.
- Goncalves M, Klauberg O, Bartz MLC, Mafra AL, Afonso JPF, Baretta D. 2015. Macrofauna edáfica e atributos físicos e químicos en sistemas de uso do solo no Planalto Catarinense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 39: 1544-1553.
- González R, Herrera A. 1983. La macrofauna del suelo del bosque siempreverde estacional de la Sierra del Rosario. (Resultados preliminares). *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología*. 10: 1-13.
- González R, López R. 1986. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. 3. Distribución horizontal de la hojarasca y del suelo (cada 10 cm de profundidad). *Reporte de Investigación del Instituto de Ecología y Sistemática*. 33: 1-15.
- González R, López R. 1987. La macrofauna de la hojarasca y del suelo de algunos ecosistemas forestales de Cuba. *Reporte de Investigación del Instituto de Zoología*. 46: 1-9.
- Granados A, Barrera JI. 2007. Efecto de la aplicación de biosólidos sobre el repoblamiento de la macrofauna edáfica en la cantera Soratama, Bogotá, DC. *Universitas Scientiarum. Revista de la Facultad de Ciencias*. 12: 73-84.

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- Hedde M, Aubert M, Bureau F, Margerie P, Decaëns T. 2007. Soil detritivore macro-invertebrate assemblages throughout a managed beech rotation. *Annals of Forest Science*. 64: 219-228.
- Hernández G, Cabrera Dávila G, Izquierdo I, Socarrás AA, Hernández L, Sánchez JA. 2018. Indicadores edáficos después de la conversión de un pastizal a sistemas agroecológicos. *Pastos y Forrajes*. 41: 3- 12.
- Hernández-Chávez MB, Ramírez-Suárez WM, Zurita-Rodríguez AA, Navarro-Boulandier M. 2020. Biodiversidad y abundancia de la macrofauna edáfica en dos sistemas ganaderos en Sancti Spíritus, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 43: 18-25.
- Huerta E, Kampichler C, Geissen V, Ochoa S, de Jong B, Hernández S. 2009. Towards an ecological index for tropical soil quality based on soil macrofauna. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 44: 1056-1062.
- Huerta E, J Rodríguez, I Evia, E Montejo, M Mondragón, R García. 2008. Relación entre la fertilidad del suelo y su población de macroinvertebrados. *Terra Latinoamericana*. 26: 171-181.
- Huerta E, van der Wal H. 2012. Soil macroinvertebrates' abundance and diversity in home gardens in Tabasco, Mexico, vary with soil texture, organic matter and vegetation cover. *European Journal of Soil Biology*. 50: 68-75.
- Jones CG, Lawton JH, Shachak M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*. 69: 373-386.
- Jouquet P, Blanchart E, Capowiez Y. 2014. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Applied Soil Ecology*. 73: 34-40.
- Jouquet P, Chaudhary E, Vinoda Kumar AR. 2018. Sustainable use of termite activity in agroecosystems with reference to earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 38. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0483-1>.
- Kamau S, Barrios E, Karanja NK, Ayuke FO, Lehmann J. 2017. Spatial variation of soil macrofauna and nutrients in tropical agricultural systems influenced by historical charcoal production in South Nandi, Kenya. *Applied Soil Ecology*. 119: 286-293.
- Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris R, Schuman GE. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*. 61: 4-10.
- Kitamura A, Moraes ERL, Alves MC, Menezes Z, Silva D. 2020. Soil macrofauna as bioindicator of the recovery of degraded Cerrado soil. *Ciência Rural*. 50. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190606>.
- Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research*. 24: 93-132.
- Lavelle P, Barois I, Blanchart E, Brown GG, Brussaard L, Decaens T, Fragoso C, Jiménez JJ, Kajondo K, Martínez MA, Moreno A, Pashanasi B, Senapati B, Villenave C. 1998. Las lombrices como recurso en los agrosistemas tropicales. *Naturaleza y Recursos*. 34: 28- 44.
- Lavelle P, Rodríguez N, Arguello O, Bernal J, Botero C, Chaparro P, Gómez Y, Gutiérrez A, Hurtado M, Loaiza S, Pullido SX, Rodríguez E, Sanabria C, Velásquez E, Fonte SJ. 2014. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing Orinoco River Basin of Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 185: 106-117.
- Lavelle P, Senapati B, Barros E. 2003. Soil Macrofauna. En: Schroth G, Sinclair FL (eds.), *Trees, Crops and Soil Fertility. Concepts and Research Methods*, 303-323, CABF Publishing, UK.
- Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleton P, Hammond PM, Hodda M, Holt RD, Larsen TB, Mawdsley NA, Stork NE, Srivastava DS, Watt AD. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature*. 391: 72-76.
- Lietti M, Gamundi JC, Montero G, Molinari A, Bulacio V. 2008. Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral*. 18: 71-87.
- Lok S. 2010. Indicadores de sostenibilidad para el estudio de pastizales. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 44: 333-344.
- Lok S, Crespo G, Torres V, Ruiz T, Fraga S, Noda A. 2011. Determinación y selección de indicadores en un pastizal basado en la mezcla múltiple de leguminosas rastreras con vacunos en ceba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 45: 59-71.
- López-Vigoa O, Sánchez T, Iglesias JM, Lamela L, Soca M, Arece J, Milera M. 2017. Los sistemas silvopastoriles como alternativa para la producción animal sostenible en el contexto actual de la ganadería tropical. *Pastos y Forrajes*. 40: 83-95.
- Machado D, Gervasio M, Fernandes ME, Ribeiro A, Menezes CEG. 2015. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do Río Paraíba do Sul-RJ. *Ciência Florestal*. 25: 91-106.
- Machado Cuellar L, Rodríguez L, Murcia V, Orduz SA, Ordoñez CM, Suárez JC. 2020. Macrofauna del suelo y condiciones edafoclimáticas en un gradiente

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- altitudinal de zonas cafeteras, Huila, Colombia. *Revista de Biología Tropical*. 69: 102-112.
- Marichal R, Grimaldi M, Feijoo A, Oszwald J, Praxedes C, Ruiz D, Hurtado M, Desjardins T, da Silva ML, Gonzaga L, Souza I, Nascimento M, Brown GG, Tsélouiko S, Bonifacio M, Decaëns T, Velásquez E, Lavelle P. 2014. Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology*. 83: 177-185.
- Martínez E, Fuentes JP, Acevedo E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 8: 68-96.
- Martínez MA, Rodríguez M. 1991. Evaluación ecológica preliminar de las poblaciones de oligoquetos (Annelida: Oligochaeta) en dos ecosistemas de Sierra del Rosario, Cuba. *Revista Biología*. 5: 9-17.
- Martínez MA, Sánchez JA. 2000. Comunidades de lombrices de tierra (Annelida: Oligochaeta) en un bosque siempreverde y un pastizal de Sierra del Rosario, Cuba. *Caribbean Journal of Science*. 36: 94-103.
- Masín CE, Cruz MS, Rodríguez AR, Demonte MJ, Vuizot LA, Maitre MI, Godoy JL, Almada MS. 2017. Macrofauna edáfica asociada a diferentes ambientes de un vivero forestal (Santa Fe, Argentina). *Ciencia del Suelo*. 35: 21-33.
- Mathieu J, Grimaldi M, Jouquet, Rouland C, Lavelle P, Desjardins T, Rossi JP. 2009. Spatial patterns of grasses influence soil P macrofauna biodiversity in Amazonian pastures. *Soil Biology and Biochemistry*. 41: 586-593.
- Matienzo Y, Alfonso J, Vázquez LL, de la Masa R, Matamoros M, Díaz Y, Torres T, Porrás A. 2015. Diversidad de grupos funcionales de la fauna edáfica y su relación con el diseño y manejo de tres sistemas de cultivos. *Fitosanidad*. 19: 45-55.
- McGeoch MA, van Rensburg BJ, Botes A. 2002. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*. 39: 661-672.
- Mendes SM, Ruiz N, Freitas H, Lavelle P, Sousa JP. 2008. Bioindicators and biological indexes of soil quality. Improving the application of IBQS index in assessing effects of management practices on Mediterranean areas using soil epigeal macrofauna. En: Brown GG, Sautter KD, Marques R, Pasini A (eds.), *Biodiversity, conservation and sustainable management of soil animal: abstracts*. International Colloquium on soil Zoology. Curitiba.
- Menezes CEG, Correia MEF, Pereira MG, Batista I, Rodrigues KM, Couto WH, Anjos LHC, Oliveira IP. 2009. Macrofauna edáfica em estádios sucessionais de floresta estacional semidecidual e pastagem mista em Pinheiral (RJ). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 33: 1647-1656.
- Mesa-Pérez MA, Echemendía M, Valdés R, Sánchez S, Guridi F. 2016. La macrofauna edáfica, indicadora de contaminación por metales pesados en suelos ganaderos de Mayabeque, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 39: 116-124.
- Montenegro AC, Bartolomé J, González NA. 2017. Estudio comparativo de la macrofauna del suelo en sistema agroforestal, potrero tradicional y bosque latifoliado en microcuenca del trópico seco, Tomabú, Nicaragua. *Revista Científica de FAREM-Estelí. Medio ambiente, tecnología y desarrollo humano*. 22: 39-49.
- Morlue B, Kamau S, Ayuke FO, Kironchi G. 2021. Land use change, but not soil macrofauna, affects soil aggregates and aggregate-associated C content in central highlands of Kenya. *Journal of Soils and Sediments*. 21: 1360-1370.
- Murillo-Cuevas FD, Adame-García J, Cabrera-Mireles H, Fernández-Viveros JA. 2019. Fauna y microflora edáfica asociada a diferentes usos de suelo. *Ecosistemas y Recursos agropecuarios*. 6: 23-33.
- Navarrete A, Vela-Correa G, López Blanco J, Rodríguez-Gamiño ML. 2011. Naturaleza y utilidad de los indicadores del suelo. *Contacto S*. 80:29-37.
- Nogales-Vargas R. 2009. Los indicadores biológicos como marcadores para evaluar la calidad de los suelos y la biotransformación de residuos orgánicos. En: Memorias de XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Costa Rica.
- Nogueira-Cardoso EJB, Figueiredo RL, Bini D, Horta MY, Alcantara C, Lopes PR, Monteiro A, Shigeyoshi A, de Moraes J, Nogueira MA. 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Scientia Agricola*. 70: 274-289.
- Noguera-Talavera A, Reyes-Sánchez N, Mendieta-Araica B, Salgado-Duarte M. 2017. Macrofauna edáfica como indicador de conversión agroecológica de un sistema productivo de Moringa oleífera Lam. en Nicaragua. *Pastos y Forrajes*. 40: 265-275.
- Paoletti MG, Hassall M. 1999. Woodlice (Isopoda: Oniscidea): their potential for assessing sustainability and use as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 74: 157-165.

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- Pashanasi B. 2001. Estudio cuantitativo de la macrofauna del suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en la Amazonia Peruana. *Folia Amazónica*. 12:75-97.
- Pauli N, Barrios E, Conacher AJ, Oberthür T. 2011. Soil macrofauna in agricultural landscapes dominated by the Quesungual Slash-and-Mulch Agroforestry System, western Honduras. *Applied Soil Ecology*. 47: 119-132.
- Pereira JM, Segat JC, Baretta D, Leandro R, Vasconcellos RLF, Baretta CRDM, Nogueira Cardoso EJB. 2017. Soil Macrofauna as a Soil Quality Indicator in Native and replanted *Araucaria angustifolia* Forests. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 41: 1-15.
- Pinzón S, Rousseau GX, Rocha A, Celentano D, Correa ML, Braun H. 2014. La macrofauna del suelo como indicadora de degradación de bosques ribereños en la amazonia oriental brasilera. *Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata*. 114: 49-60.
- Prieto D, Reinés M, Díaz M, González V, Tcherva T, Rodríguez C. 2003. Caracterización de la biodiversidad de la fauna edáfica cubana. Informe final de Proyecto. Facultad de Biología, Universidad de La Habana, La Habana.
- Prieto D, Rodríguez C. 1996. Índices de agregación de los invertebrados de la hojarasca en un bosque siempreverde de la Reserva de la Biosfera de la Sierra del Rosario, Pinar del Río, Cuba. Análisis comparativo. *Revista Biología*. 10: 27-35.
- Rodríguez C. 2000. Comunidades de lombrices de tierra en ecosistemas con diferente grado de perturbación. *Revista Biología*. 14:147-155.
- Rodríguez I, Crespo G. 1999. Comportamiento de la macrofauna del suelo bajo diferentes sistemas de pastoreo. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 33:437
- Rodríguez I, Crespo G, Morales A, Calero B, Fraga S. 2011. Comportamiento de los indicadores biológicos del suelo en unidades lecheras. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 45: 187-193.
- Rodríguez I, Crespo G, Rodríguez C, Castillo E, Fraga S. 2002. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas naturales puras o intercaladas con leucaena para la ceba de toros. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 36: 181-186.
- Rodríguez I, Crespo G, Torres V, Calero B, Morales A, Otero L, Hernández L, Fraga S, Santillán B. 2008. Evaluación integral del complejo suelo-planta en una unidad lechera, con silvopastoreo, en la provincia La Habana, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 42: 403-410.
- Rodríguez-Suárez L, Paladines-Josa YT, Astudillo-Samboni EJ, Lopez-Cifuentes KD, Durán-Bautista EH, Suárez-Salazar JC. 2018. Soil macrofauna under different land uses in the Colombian Amazon. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 53: 1383-1391.
- Rousseau GX, dos Santos PR, Reis CJ. 2010. Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agroecosystems from eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*. 2: 117-134.
- Rousseau L, Fonte SJ, Téllez O, van der Hoek R, Lavelle P. 2013. Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators*. 27: 71-82.
- Ruiz N, Mathieu J, Célini L, Rollard C, Hommay G, Lorio E, Lavelle P. 2011. IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*. 43: 2032-2045.
- Salamon JA, Zaitsev A, Gärtner S, Wolters V. 2008. Soil macrofaunal response to forest conversion from pure coniferous stands into semi-natural montane forests. *Applied Soil Ecology*. 40: 491-498.
- Sánchez S, Crespo G. 2004. Comportamiento de la macrofauna del suelo en pastizales con gramíneas puras o intercaladas con leucaena. *Pastos y Forrajes*. 27: 347-353.
- Sánchez S, Crespo G, Hernández M. 2009. Descomposición de la hojarasca en un sistema silvopastoril de *Panicum maximum* y *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit cv. Cunningham. III. Influencia de la densidad y diversidad de la macrofauna asociada. *Pastos y Forrajes*. 32: 1-11.
- Sánchez S, Milera M, Hernández M, Crespo G, Simón L. 2008. La macrofauna y su importancia en los sistemas de producción ganaderos. Parte III. Reciclaje de nutrimentos y papel de la fauna asociada. En: Milera M (ed.), *André Voisin: Experiencia y aplicación de su obra en Cuba*, 316-327, La Habana.
- Santos DP, Schossler TR, dos Santos IL, Batista N, Guimarães G. 2017. Soil macrofauna in a Cerrado/Caatinga ecotone under different crops in Southwestern Piauí State, Brazil. *Ciência Rural*. 47: 1-9.
- Schmidt FA, Ribas CR, Schoederer JH. 2013. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*. 24: 158-166.
- Serrano A. 2010. Estructura y dinámica de la comunidad de macroinvertebrados edáficos en dos

Cabrera Davila *et al.*: Macrofauna edáfica según el uso y calidad del suelo

- formaciones vegetales de Boca de Canasí, La Habana, Cuba. Tesis de Maestría. Universidad de La Habana, La Habana.
- Silva RA, Siqueira GM, Lima MK, Guedes O, de França ÊF. 2018. Spatial variability of soil fauna under different land use and managements. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170121>.
- Socarrás AA. 2013. Mesofauna edáfica: indicador biológico de la calidad del suelo. *Pastos y Forrajes*. 36: 5-13.
- Socarrás AA, Izquierdo I. 2014. Evaluación de sistemas agroecológicos mediante indicadores biológicos de la calidad del suelo: mesofauna edáfica. *Pastos y Forrajes*. 37: 47-54.
- Socarrás AA, Izquierdo I. 2016. Variación de los componentes de la mesofauna edáfica en una finca con manejo agroecológico. *Pastos y Forrajes*. 39: 41-48.
- Socarrás AA, Robaina N. 2011. Caracterización de la mesofauna edáfica bajo diferentes usos de la tierra en suelo Ferralítico Rojo de Mayabeque y Artemisa. *Pastos y Forrajes*. 34: 185-198.
- Socarrás AA, Rodríguez ME. 2005. Variación de la mesofauna en la recultivación de áreas devastadas por la minería, Moa, Holguín. *Poeyana*. 493: 30-35.
- Socarrás AA, Rodríguez ME. 2007. Evaluación de la mesofauna del suelo en áreas rehabilitadas con casuarina y marañón de la zona minera de Moa. *Centro Agrícola*. 34: 69-74.
- Souza ST, Cassol PC, Baretta D, Bartz MLC, Klauberg O, Mafra AL, Gonçalves M. 2016. Abundance and diversity of soil macrofauna in native forest, eucalyptus plantations, perennial pasture, integrated crop-livestock, and no-tillage cropping. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 40: 1-13.
- Steinwandter M, Steiner BCS, Seeber GUH, Steiner FM, Seeber J. 2017. Effects of Alpine land- use changes: Soil macrofauna community revisited. *Ecology and Evolution*. 7: 5389-5399.
- Swift MJ, Bignell DE, Moreira FMS, Huising EJ. 2012. Capítulo 1. El inventario de la biodiversidad biológica del suelo: conceptos y guía general. En: Moreira FMS, Huising EJ, Bignell DE (eds.), *Manual de Biología de Suelos Tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo*, 29-52, Instituto Nacional de Ecología, México.
- Tapia-Coral SC, Luizão F, Barros E, Pashanasi B, del Castillo D. 2002. Macrofauna do solo em sistemas agroflorestais na Amazônia peruana. En: Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais.
- Tapia-Coral SC, Teixeira LA, Velásquez E, Waldez F. 2016. Macroinvertebrados del suelo y sus aportes a los servicios ecosistémicos, una visión de su importancia y comportamiento. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*. 8: 260-267.
- Uribe S, Huerta E, Geissen V, Mendoza M, Godoy R, Aarón J. 2012. Pontoscolex corethrus (Annelida: Oligochaeta) indicador de la calidad del suelo en sitios de Eucalyptus grandis (Myrtaceae) con manejo tumba y quema. *Revista de Biología Tropical*. 60: 1543-1552.
- Uribe-Hernández R, CH Juárez, MA Montes de Oca, JG Palacios-Vargas, L Cutz, BE Mejía. 2010. Colémbolos (Hexapoda) como bioindicadores de la calidad de suelos contaminados con hidrocarburos en el sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 81: 153-162.
- Vasconcellos RLF, Segat JC, Bonfima JA, Baretta D, Cardoso EJBN. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. *European Journal of Soil Biology*. 58: 105-112.
- Vasconcelos WLF, Rodrigues DM, Carvalho RO, Alfaia SS. 2020. Diversity and abundance of soil macrofauna in three land use systems in eastern Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 44. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20190136>.
- Vega AM, Herrera RS, Rodríguez GA, Sánchez S, Lamela L, Santana AA. 2014. Evaluación de la macrofauna edáfica en un sistema silvopastoril en el Valle del Cauto, Cuba. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*. 48: 189-193.
- Velásquez E, Fonte SJ, Barot S, Grimaldi M, Desjardins T, Lavelle P. 2012. Soil macrofauna mediated impacts of plant species composition on soil functioning in Amazonian pastures. *Applied Soil Ecology*. 56: 43-50.
- Velásquez E, Lavelle P, Andrade M. 2007. GISQ, a multifunctional indicator of soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*. 39: 3066-3080.
- Wodika BR, Baer SG. 2015. If we build it, will they colonize? A test of the field of dreams paradigm with soil macroinvertebrate communities. *Applied Soil Ecology*. 91: 80-89.
- Zerbino MS, Altier N, Morón A, Rodríguez C. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia*. XII: 44-55.