

## CALIDAD DEL SUELO EN PLANTACIONES DE *PINUS PATULA* EN CAJAMARCA, PERÚ: APLICACIÓN DEL ÍNDICE QBS-AR

Iris Madelein Bustamante Briones<sup>1,\*</sup> , Manuel Roberto Roncal Rabanal<sup>1</sup> 

<sup>1</sup> Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cajamarca, Cajamarca, Perú.

### RESUMEN

Se evaluó el impacto de las plantaciones de *Pinus patula* sobre la calidad biológica del suelo en el sector Las Quihuilas (Cajamarca, Perú), considerando plantaciones de diferentes edades (1, 5, 8 y 10 años) y un área de pastizales altoandinos como control. La investigación se basó en el análisis de la mesofauna edáfica mediante el índice QBS-ar y diversos índices de diversidad ecológica, se llevó a cabo entre los meses de octubre 2022 a marzo de 2023, utilizando el método de Berlese-Tullgren para extraer mesofauna. Los resultados demostraron una clara disminución en la calidad biológica del suelo conforme aumenta la edad de las plantaciones, con valores QBS-ar que pasaron de 180 en los pastizales altoandinos a solo 61 en las plantaciones de 10 años (BP10). Esta reducción estuvo acompañada por una pérdida significativa de diversidad de microartrópodos, particularmente en los grupos más sensibles como proturos y diplurros. El estudio también reveló diferencias estacionales, con una mayor actividad biológica durante la temporada seca. Estos hallazgos tienen importantes implicaciones para el manejo forestal sostenible en ecosistemas altoandinos, sugiriendo la necesidad de implementar prácticas que mitiguen el impacto de las plantaciones sobre la biodiversidad del suelo.

**Palabras clave:** evaluación del suelo; microartrópodos; indicadores biológicos, ecosistema alto andino.

## SOIL QUALITY IN *PINUS PATULA* PLANTATIONS IN CAJAMARCA, PERU: APPLICATION OF THE QBS-AR INDEX

### ABSTRACT

This study evaluated the impact of *Pinus patula* plantations on soil biological quality in the Las Quihuilas sector (Cajamarca, Peru), considering plantations of different ages (1, 5, 8, and 10 years) and a high Andean grassland area as a control. The research was based on the analysis of the soil mesofauna using the QBS-ar index and various ecological diversity indices. It was carried out between October 2022 and March 2023, using the Berlese-Tullgren method to extract mesofauna. The results demonstrated a clear decrease in soil biological quality with increasing plantation age, with QBS-ar values going from 180 in high Andean grasslands to only 61 in 10-year-old plantations (BP10). This reduction was accompanied by a significant loss of microarthropod diversity, particularly in the most sensitive groups such as proturans and diplurans. The study also revealed seasonal differences, with greater biological activity during the dry season. These findings have important implications for sustainable forest management in high Andean ecosystems, suggesting the need to implement practices that mitigate the impact of plantations on soil biodiversity.

**Keywords:** soil assessment; microarthropods; biological indicators; high Andean ecosystem.

\* Autor de contacto:  
ibustamanteb13@unc.edu.pe

Recibido:  
10-04-25

Recibido con revisiones:  
29-06-25

Aceptado:  
16-07-25

Este artículo está bajo  
licencia internacional



La titularidad del derecho de  
autor/a es de los/as Autores/as.

## INTRODUCCIÓN

El suelo constituye un sistema dinámico y complejo que alberga una diversidad biológica fundamental para el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (FAO, 2015). Particularmente, los microartrópodos edáficos han demostrado ser excelentes bioindicadores de calidad del suelo debido a su sensibilidad a perturbaciones ambientales y sus especializadas adaptaciones morfológicas (Parisi et al., 2005; Pennesi, 2012). Sin embargo, en Sudamérica durante el último siglo se ha registrado un preocupante reemplazo de vegetación nativa por plantaciones extensivas de especies exóticas como *Pinus patula*, promovidas por su rápido crecimiento y adaptabilidad a suelos degradados (Granda, 2006; León et al., 2010).

Aunque estas plantaciones se han justificado por sus beneficios económicos potenciales (explotación maderera a los 20-25 años, aprovechamiento de subproductos) y supuestos beneficios ecológicos (conservación de suelos y regulación hídrica), numerosos estudios alertan sobre sus impactos negativos. Estos incluyen compactación, erosión, pérdida de nutrientes y, especialmente, alteraciones en la biota edáfica (Frank y Finckh, 1997; Gayoso e Iroume, 1995; León et al., 2010). La mesofauna del suelo, compuesta principalmente por ácaros, colémbolos y otros microartrópodos (Cabrera y Crespo, 2001; Palacios y Mejía, 2007), resulta particularmente vulnerable a estos cambios, convirtiéndose en un indicador sensible de la calidad del ecosistema (Beltrán y Pinzón, 2018; Gliglieno et al., 2021).

Dado que la estructura y diversidad de la mesofauna edáfica pueden verse afectadas por factores como la edad de las plantaciones es probable que la calidad biológica del suelo disminuya conforme aumente la edad de las plantaciones de *P. patula*. En este sentido, se plantea que las plantaciones de *Pinus patula*, con el pasar de los años, disminuyan la calidad biológica del suelo, esto se sustenta en estudios previos que reportan una reducción en la abundancia y diversidad de microartrópodos en bosques maduros de coníferas en comparación con áreas nativas (León-Gamboa et al., 2010; Hernández-Tirado et al., 2022). Para evaluar esta relación, se empleó el índice QBS-ar (Soil Biological Quality-arthropod), desarrollado en los últimos años por Parisi (2001) y Parisi et al. (2005), es una métrica basada en el grado de adaptación de los microartrópodos al medio edáfico (Menta et al., 2018). Este índice asigna una puntuación a los diferentes grupos según sus características morfológicas relacionadas con la vida subterránea, bajo la premisa de que una mayor presencia de formas adaptadas al suelo refleja mejores condiciones ecológicas y menor perturbación (Gardi et al., 2002; Parisi et al., 2005; Menta et al., 2011, 2018; Lisa, 2012). Debido a su sencillez metodológica y sensibilidad a cambios ambientales, el QBS-ar ha demostrado ser útil para comparar la calidad biológica del suelo entre distintos usos o coberturas (Fiordigigli, 2009; Pennesi, 2012). A raíz de esto el estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad biológica del suelo en plantaciones de *P. patula* de diferentes edades, utilizando el índice QBS-ar y otros indicadores de biodiversidad edáfica, con el fin de determinar el impacto de esta especie exótica sobre las propiedades biológicas del suelo y aportar información relevante para su manejo sostenible.

## MATERIALES Y MÉTODOS

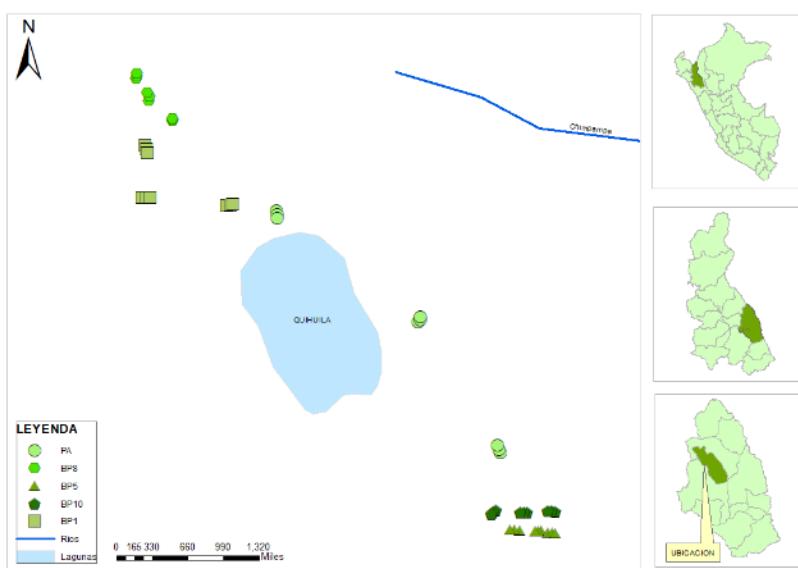
### Área de estudio

El estudio se realizó en el sector Las Quihuilas, ubicado en el distrito La Libertad de Pallán (provincia de Celendín, departamento de Cajamarca), al norte del Perú, a una altitud entre 3200-3400 msnm (Figura 1). Se seleccionaron cinco unidades de estudio:

- Bosque de *P. patula* de 1 año (BP1 – Coordenadas 17SUTM: 0793600, 9259827)
- Bosque de *P. patula* de 5 años (BP5 – Coordenadas 17SUTM: 0794160, 9259295)
- Bosque de *P. patula* de 8 años (BP8 – Coordenadas 17SUTM: 0793606, 9259894)
- Bosque de *P. patula* de 10 años (BP10 – Coordenadas 17SUTM: 0794164, 9259324)
- Pastizal altoandino (PA – Coordenadas 17SUTM: 0793978, 9259587)

Las plantaciones de *P. patula* presentan características distintivas según su etapa de desarrollo. Las parcelas de 10 años mostraron árboles de 10-15 m de altura con un sotobosque cubierto por hojarasca de pino y vegetación herbácea, mientras que las de 8 años alcanzaron 8-10 m con predominio de *Jarva ichu* en el estrato inferior. Las plantaciones más jóvenes (5 y 1 año) presentaron alturas de 3-5 m y menos de 1 m respectivamente, ambas con sotobosque dominado por *J. ichu*. Todas las plantaciones comparten condiciones similares de terreno ligeramente inclinado con buen drenaje, y notablemente, ninguna muestra evidencias de manejo silvícola reciente. Como área de referencia, el pastizal altoandino adyacente, utilizado ocasionalmente para pastoreo, está caracterizado por su vegetación dominada por *J. ichu* con presencia secundaria de *Alchemilla vulcanica* e *Hypericum laricifolium*. Todas estas plantaciones se desarrollan sobre

suelos superficiales (Leptosoles y Regosoles) de baja fertilidad, contenido reducido de materia orgánica y pH ácido (Pineda, s.f.; Castro, 2020), en un clima estacional con temperaturas promedio de 14°C y precipitaciones anuales de 917 mm concentradas en la temporada húmeda.



**Figura 1.** Mapa de la zona de estudio.

**Figure 1.** Map of the study area.

#### Métodos de campo y laboratorio

El estudio se realizó durante dos temporadas: seca (octubre-noviembre de 2022) y húmeda (febrero-marzo de 2023), con el propósito de identificar fluctuaciones estacionales en la calidad biológica del suelo. En cada sitio de muestreo se delimitó un área representativa y homogénea en cuanto a pendiente y vegetación, para cada área se inició un transecto de 10 metros donde se extrajeron tres muestras de suelo de 10x10x10 cm después de quitar la cubierta vegetal y la hojarasca superficial, las muestras fueron cuidadosamente colocadas en una bolsa de plástico y debidamente etiquetadas para luego ser transportadas al laboratorio para la extracción, dentro de un máximo de 24 horas para evitar que los organismos mueran dentro de las bolsas (Parisi et al., 2005).

La extracción se realizó mediante embudos Berlese-Tullgren modificado (Palacios y Mejía, 2007), con un período de extracción de siete días (tres días sin calor y cuatro días con lámparas de 60 W), para que los microartrópodos migraran y cayeran hacia un recipiente con alcohol etílico de 70 grados.

Los microartrópodos extraídos se identificaron hasta nivel de orden utilizando claves taxonómicas especializadas y se clasificaron según sus formas biológicas (épígeas, hemiedáficas o euedáficas). Para cada grupo se asignó un valor del Índice Ecomorfológico (EMI) según su grado de adaptación al suelo, desde 1 (formas poco adaptadas) hasta 20 (formas altamente adaptadas). El valor QBS-ar para cada muestra se calculó como la suma de los valores EMI más altos para cada grupo presente (Parisi et al., 2005).

#### Análisis estadísticos

El efecto de las plantaciones de pino sobre la calidad biológica del suelo, evaluado con el índice QBS-ar, se analizó con técnicas univariadas y multivariadas. El análisis estadístico se realizó utilizando el software PAST versión 4.16 (Hammer et al., 2001).

Se realizó un ANOVA de dos vías para analizar el efecto de la edad de las plantaciones de pino y las temporadas (seca y húmeda) sobre la calidad biológica del suelo, complementado con una prueba post hoc de Tukey para identificar diferencias significativas entre muestras.

Para comparar la variación en la calidad del suelo y la mesofauna edáfica entre el área de pastizales y las plantaciones de pino, se empleó un análisis PERMANOVA basado en distancias de Bray-Curtis, junto con el

análisis SIMPER para identificar los grupos ecomorfológicos más influyentes. Finalmente, se utilizó un análisis de componentes principales (PCA) con remuestreo bootstrap (1000 réplicas) para explorar gradientes comunitarios, aplicando transformaciones logarítmicas para la estandarización.

A partir de los datos cuantitativos (suma de los individuos de cada una de las 5 áreas), se estimó la composición y diversidad de la comunidad, calculando los índices de diversidad de Shannon, dominancia de Simpson, la riqueza de Margalef.

## RESULTADOS

### Composición y diversidad de la fauna edáfica

A partir de las 90 muestras de suelo recolectadas en las cinco coberturas evaluadas durante ambas temporadas climáticas, se extrajeron un total de 18.063 microartrópodos, distribuidos en 19 grupos ecomorfológicos. La clase dominante fue Collembola (62 %), representada por los órdenes Poduromorpha, Symphypleona y Entomobryomorpha, seguida por Arácnida (33 %), principalmente del orden Acari. El 5 % restante correspondió a otras clases como Insecta (Coleóptera, Díptera, Hemíptera, entre otros), Miriápoda (Symphyla, Chilopoda, Diplópoda) y Paurópoda.

Las áreas de PA y BP1 presentaron una mayor riqueza de grupos ecomorfológicos, duplicando los valores registrados en BP5 y BP8, y triplicando los de BP10, cobertura con mayor tiempo de influencia de la plantación de *Pinus patula*. En cuanto a la distribución estacional, se observó que el 61 % de los individuos fue recolectado en la temporada seca, mientras que el 39 % se obtuvo en la temporada húmeda.

Los patrones de abundancia y composición fueron consistentes con los valores obtenidos mediante los índices de biodiversidad (Tabla 1). El índice de Shannon alcanzó su valor máximo en BP5 durante la temporada húmeda (1,28), mientras que el mínimo se registró en BP10 durante la temporada seca (0,61). El índice de Simpson mostró una tendencia similar, con el mayor valor (0,63) también en BP5 y el menor (0,34) en BP10, en las mismas condiciones. Por su parte, el índice de Margalef, que evalúa la riqueza específica, alcanzó su punto más alto en PA durante la temporada húmeda (2,67) y el más bajo en BP10 en temporada seca (0,86).

**Tabla 1.** Índices de diversidad

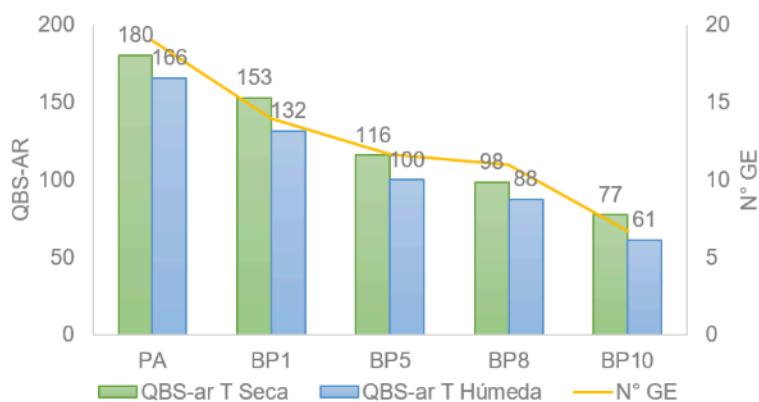
**Table 1.** Diversity indices

MUESTRAS	Temporada Húmeda			Temporada Seca		
	Shannon	Simpson	Margalef	Shannon	Simpson	Margalef
PA	0,87	0,43	2,67	1,06	0,54	2,33
BP1	1,14	0,59	2,17	1,09	0,5	2,15
BP5	1,28	0,63	1,84	0,75	0,39	1,6
BP8	1,19	0,57	1,83	0,8	0,4	1,48
BP10	1,11	0,6	1,05	0,61	0,34	0,86

Estos resultados reflejan una clara correlación entre el tipo de cobertura vegetal, el grado de intervención antrópica y la calidad biológica del suelo. Las áreas más conservadas mantienen una comunidad edáfica diversa y equilibrada, mientras que las plantaciones más antiguas tienden a homogenizar y simplificar dicha comunidad, lo que podría afectar funciones clave del ecosistema como la descomposición, el reciclaje de nutrientes y la estabilidad del suelo.

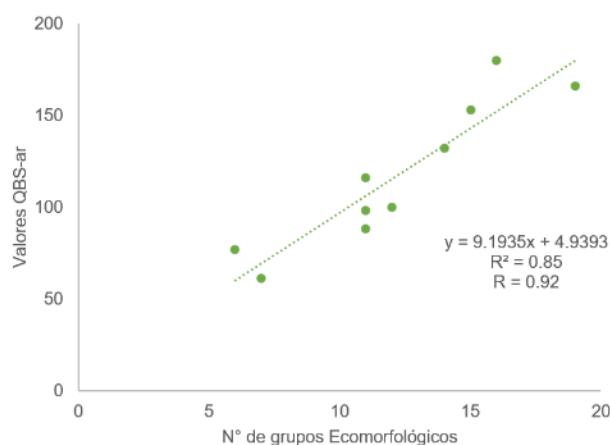
### Monitoreo del suelo mediante el índice QBS-ar

El número promedio de taxones y QBS-ar encontrados durante las dos temporadas de muestreo de suelo se observa en la Figura 2, donde se muestra que el mayor número de grupos ecomorfológicos (19) corresponde al mayor valor QBS-ar (180) encontrado en el área PA en temporada seca, mientras que el número más bajo de grupos ecomorfológicos (6) se observó en temporada húmeda para las áreas BP10 que corresponde al valor más bajo del QBS-ar (61). Además, encontramos una relación positiva entre los valores de QBS-ar y el número de grupos taxonómicos con un coeficiente de determinación ( $R^2$ ) igual a 0,85, revelando que el 85% de la variabilidad en los valores del QBS-ar puede explicarse por la cantidad de grupos ecomorfológicos presentes (Figura 3). Este vínculo es aún más fuerte en las temporadas específicas: en la seca alcanzó  $R = 0,95$  y  $R^2 = 91\%$ , mientras que en la húmeda fue más estrecha, con  $R = 0,99$  y  $R^2 = 98\%$ .



**Figura 2.** Valores QBS-ar y número de grupos ecomorfológicos.

**Figure 2.** QBS-ar values and number of ecomorphological groups.



**Figura 3.** Relación entre QBS-ar y número de grupos ecomorfológicos.

**Figure 3.** Relationship between QBS-ar and number of ecomorphological groups.

Los análisis estadísticos mediante el ANOVA de dos vías y la prueba de Tukey (Tabla 2) evidenciaron diferencias altamente significativas entre las muestras evaluadas, sin embargo, BP5 y BP8 no son significativos entre sí.

**Tabla 2.** Análisis de varianza unidireccional (ANOVA) sobre los valores QBS-ar y la comparación de pares de Tukey entre áreas.**Table 2.** One-way analysis of variance (ANOVA) on QBS-ar values and Tukey pairwise comparison between areas.

QBS-ar	PA	BP1	BP5	BP8	BP10
PA		0,0004617*	7,67E-09*	1,97E-10*	1,61E-12*
BP1	0,0004617*		0,0001188*	7,08E-07*	9,70E-10*
BP5	7,67E-09*	0,0001188*		0,1307ns	2,36E-05*
BP8	1,97E-10*	7,08E-07*	0,1307ns		0,006022*
BP10	1,61E-12*	9,70E-10*	2,36E-05*	0,006022*	

Leyenda: ns = no significativo; \* p≤0.05; \*\*p≤0.01

Con el fin de verificar la significancia de las variaciones en la calidad biológica del suelo y la estructura de las comunidades de microartrópodos entre el pastizal altoandino y las áreas de *P. patula*, el análisis MANOVA no paramétrico, basado en la distancia de disimilitud de Bray-Curtis, mostró diferencias altamente significativas entre los grupos ecomorfológicos y la calidad biológica del suelo en las distintas edades de *P. patula* (Tabla 3). Con un estadístico F = 56,39 y un valor p corregido por Bonferroni de 0,0001, los resultados confirman una relación consistente entre la variación en la biodiversidad del suelo y los cambios en su calidad biológica.

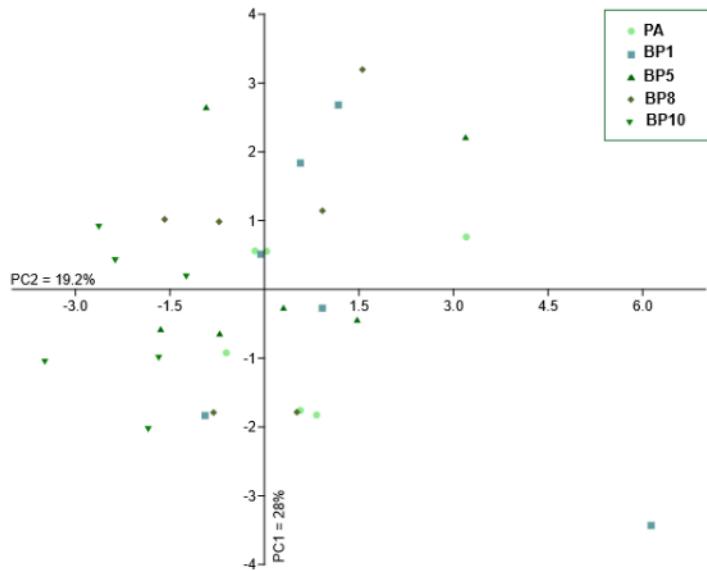
**Tabla 3.** PERMANOVA del QBS-ar y los grupos ecomorfológicos.**Table 3.** PERMANOVA of QBS-ar and ecomorphological groups.

	PA	BP1	BP5	BP8	BP10
PA		0,065ns	0,021*	0,036*	0,019*
BP1	0,065ns		0,06ns	0,029*	0,021*
BP5	0,021*	0,06ns		0,384ns	0,022*
BP8	0,036*	0,029*	0,384ns		0,049*
BP10	0,019*	0,021*	0,022*	0,049*	

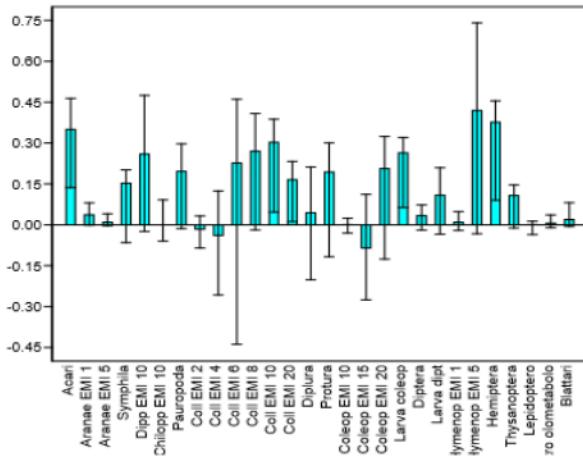
Leyenda: ns = no significativo; \* p≤0.05; \*\*p≤0.01

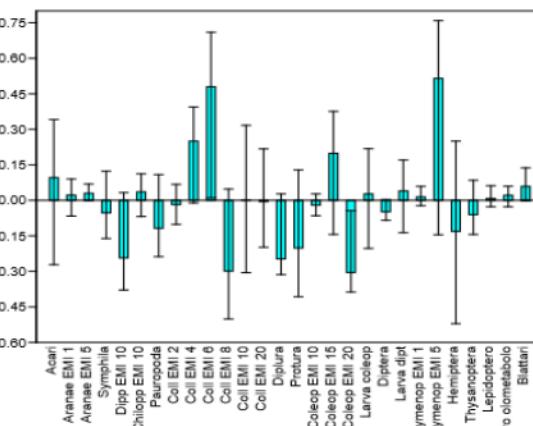
El análisis SIMPER evidenció una disimilitud promedio general de 46.8% para el análisis de las edades y una disimilitud promedio general de 52.73% para las dos temporadas, donde los colémbolos y los ácaros fueron los principales contribuyentes a estas disimilitudes, seguidos en menor proporción por los himenópteros, hemípteros y coleópteros.

El análisis de componentes principales (ACP) mostró que los dos primeros componentes sólo explican el 47,2% de la variabilidad total, el PC1 explica el 28% mientras que el PC2 explica el 19,2% (Figura 4). Las muestras de suelo caracterizadas por la mejor calidad, estimadas por el QBS-ar se agrupan al semieje positivo del PC2 (lado derecho de la Figura 4) y la mayoría pertenecen a PA y BP1. Por otro lado, las muestras caracterizadas por la menor calidad de suelo son agrupadas en el semieje negativo del PC1 (lado izquierdo de la Figura 4) y la mayoría pertenece a BP10 y BP8.

**Figura 4.** Análisis de componentes principales con las áreas evaluadas.**Figure 4.** Principal component analysis with the evaluated areas.

Si bien el análisis de los componentes principales no resalta variaciones particulares, los grupos ecomorfológicos que más contribuyen a su variabilidad en el PC1 son los himenópteros, hemípteros, ácaros y cólembolos hemiedáficos, seguidos en menor medida por diplópodos, sífilos, proturos, dipluros, pauropodos y coleópteros (Figura 5) mientras que el PC2 son menos los grupos que influyen y son principalmente himenópteros, en especial de la familia Formicidae, y cólembolos hemiedáficos (Figura 6). Ambos componentes principales están influenciados por grupos ecomorfológicos adaptados a la vida edáfica, pero en general explican menos del 50% de la varianza de las muestras examinadas.

**Figura 5.** Grupos ecomorfológicos que influyen en el PC1.**Figure 5.** Ecomorphological groups that influence PC1.

**Figura 6.** Grupos ecomorfológicos que influyen en el PC2.**Figure 6.** Ecomorphological groups that influence PC2.

## DISCUSIÓN

Los resultados evidencian diferencias significativas en la calidad biológica del suelo entre los hábitats evaluados, siendo el pastizal altoandino (PA) el único considerado un ecosistema natural. Las plantaciones de pino de 5, 8 y 10 años (BP5, BP8 y BP10) presentaron valores del índice QBS-ar considerablemente inferiores en comparación con el pastizal y la plantación de un año (BP1), lo que sugiere una reducción progresiva en la calidad biológica del suelo asociada al envejecimiento de las plantaciones.

Los valores de QBS-ar en el PA y BP1 (132–180) fueron consistentes con los reportados en estudios previos realizados en praderas de tierras bajas, ambientes agrícolas y sistemas pastorales (Gardi et al., 2002; Parisi y Menta, 2008; Menta et al., 2011; Tabaglio et al., 2009). En contraste, los valores registrados en las plantaciones más antiguas ( $\leq 100$ ) son comparables con aquellos observados en hábitats perturbados, tales como bosques secundarios, bosques reforestados con especies exóticas y pastizales antropogénicos, como reportaron Galli et al. (2021) en uno de los primeros estudios aplicados al contexto latinoamericano.

Esta disminución en la calidad biológica del suelo podría explicarse por una combinación de factores edáficos y ecológicos asociados al desarrollo de las plantaciones. A medida que estas envejecen, se incrementa la acumulación de acículas con alta concentración de lignina y compuestos alelopáticos como resinas y fenoles, que dificultan la descomposición de la materia orgánica y alteran la dinámica microbiana del suelo (Oliva et al., 2016; Braun et al., 2017; Dionisio Acuña, 2012). Además, el aumento del peso y volumen de los árboles genera una mayor compactación del suelo, reduciendo su porosidad y limitando la disponibilidad de oxígeno, condiciones poco favorables para la fauna edáfica (Jeffrey et al., 2010).

Otro aspecto importante es la pérdida de heterogeneidad estructural y de diversidad vegetal en estos sistemas, lo cual disminuye la disponibilidad de nichos ecológicos para los microartrópodos. En consecuencia, se observa un empobrecimiento de la comunidad edáfica, con un predominio de grupos más tolerantes a condiciones homogéneas y ácidas, como ácaros y dipluros, especialmente en BP10, y una reducción de grupos más sensibles y funcionalmente importantes, como sínfilos, proturos y pauropodos (Bedano et al., 2006; Bedano, 2007; Blasi et al., 2013; Lisa et al., 2022; Condurri et al., 2005).

Cabe destacar que los microartrópodos son excelentes bioindicadores debido a su sensibilidad a múltiples factores ambientales, entre ellos el pH del suelo (Loranger et al., 2001), el contenido de materia orgánica (Merilä y Ohtonen, 1997), la disponibilidad de nutrientes (Bird et al., 2000), el tipo de humus (Chagnon et al., 2001; Cassagne et al., 2003) y la cobertura vegetal (Paquin y Coderre, 1997). Estas variables inciden directamente en el valor del índice QBS-ar, cuyo comportamiento ha sido validado por múltiples estudios (Parisi et al., 2005; Menta et al., 2011; Costantini et al., 2015; Galli et al., 2014, 2021; Shrestha y Budha, 2022).

Asimismo, se observaron variaciones significativas del QBS-ar entre temporadas climáticas. Durante la estación seca, el suelo mostró mejores condiciones de aireación y menor saturación hídrica, lo que favorece la actividad de organismos edáficos que requieren altos niveles de oxígeno (Jeffrey et al., 2010). En contraste, en la estación húmeda, el exceso de agua reduce la disponibilidad de oxígeno en los poros del suelo, afectando negativamente a microartrópodos menos tolerantes a la anoxia, como quilópodos y ciertos coleópteros, aunque puede beneficiar a organismos adaptados a ambientes húmedos, como ácaros y dipluro (Socarrás e Izquierdo, 2016; Jeffrey et al., 2010).

No obstante, es importante mencionar que algunos estudios han reportado una mayor diversidad de microartrópodos en condiciones de mayor humedad edáfica (Aupic-Samain et al., 2021; Bhagawati et al., 2020; Jakšová et al., 2020; Latterini et al., 2022; Sterzyńska et al., 2015), lo que evidencia la complejidad de las interacciones entre factores climáticos y biológicos. Por ello, se recomienda considerar cuidadosamente la estacionalidad y las condiciones microclimáticas locales al diseñar muestreos destinados a evaluar la calidad biológica del suelo, especialmente en ecosistemas montanos o de transición (Galli et al., 2014).

### CONCLUSIONES

Se evidenció el impacto progresivo de esta especie exótica de *Pinus patula* sobre las propiedades biológicas del suelo. Los resultados mostraron que las plantaciones más jóvenes y el pastizal altoandino presentan una mayor diversidad y abundancia de mesofauna, lo que se traduce en mejores condiciones biológicas del suelo. En contraste, las plantaciones de mayor antigüedad reflejaron una disminución significativa en la riqueza biológica y en los valores del índice QBS-ar, clasificándose como suelos de baja calidad biológica, especialmente durante la temporada húmeda.

Estos hallazgos confirman que el envejecimiento de las plantaciones de *Pinus patula* afecta negativamente la estructura y funcionalidad de las comunidades edáficas, comprometiendo la salud del suelo. Por tanto, se resalta la necesidad de incorporar criterios biológicos en el manejo forestal de esta especie, con el fin de mitigar los efectos adversos sobre el suelo y fomentar prácticas sostenibles que garanticen la conservación de los ecosistemas.

### REFERENCIAS

- Aupic Samain, A., Baldy, V., Delcourt, N., Krogh, P. H., Gauquelin, T., Fernandez, C. y Santonja, M. (2021). Water availability rather than temperature control soil fauna community structure and prey-predator interactions. *Functional Ecology*, 35(7), 1550-1559. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13745>
- Bedano, J. C. (2007). Rol de la mesofauna edáfica en la evaluación de la calidad del suelo [Archivo Pdf.] CONICET. Recuperado el 26 de junio del 2024 de [https://www.academia.edu/11459568/Cap%C3%ADtulo\\_15\\_EL\\_ROL\\_DE\\_LA\\_MESOFAUNA\\_ED%C3%88ICA\\_EN\\_LA\\_EVALUACI%C3%93N\\_DE\\_LA\\_CALIDAD\\_DEL\\_SUELO](https://www.academia.edu/11459568/Cap%C3%ADtulo_15_EL_ROL_DE_LA_MESOFAUNA_ED%C3%88ICA_EN_LA_EVALUACI%C3%93N_DE_LA_CALIDAD_DEL_SUELO)
- Bedano, J. C., Cantú, M. P. y Doucet, M. E. (2006). Soil springtails (Hexapoda: Collembola), symphylans and pauropods (Arthropoda: Myriapoda) under different management systems in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina). *European Journal of Soil Biology*, 42(2), 107 - 119. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2005.11.004>
- Bhagawati, S., Bhattacharyya, B., Medhi, B. K., Bhattacharjee, S. y Mishra, H. (2020). Diversity and density of Collembola as influenced by soil physico-chemical properties in fallow land ecosystem of Assam, India. *Journal of Environmental Biology*, 41(6), 1626-1631. <https://doi.org/10.22438/JEB/41/6/SI-229>
- Bird, S., Coulson, R. N., Crossley, D. A. (2000). Impacts of silvicultural practices on soil and litter arthropods diversity in a Texas pine plantation. *Forest Ecology and Management*, 131 (1-3), 65-80. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00201-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00201-7)
- Blasi, S., Menta, C., Balducci, L., Conti, F. D., Petrini, E. y Piovesan, G. (2013). Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2): 1637-1655. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2657-2>
- Braun, A. Ch., Troeger, D., Garcia, R., Aguayo, M., Barra, R. y Vogt, J. (2017). Assessing the impact of plantation forestry on plant biodiversity: A comparison of sites in Central Chile and Chilean Patagonia. *Global Ecology and Conservation*, 10(1), 159-172. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.03.006>
- Cassagne, N., Gers, C. H., Gauquelin, T. (2003). Relationships between Collembola, soil chemistry and humus type in forest stands (France). *Biology and Fertility of Soils*, 37(6), 355- 361. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0610-9>
- Castellanos Gonzales, L., Capacho Mogollón, A. E., Castellanos Hernández, L. (2021). Abundancia y diversidad de la mesofauna del suelo en seis municipios de Norte de Santander, Colombia. *INGECUC*, 17(1), 303-314. <http://doi.org/10.17981/ingecuc.17.1.2021.22>
- Castro, M. (20 de abril de 2020). *Regosol: características y usos*. Sitio web. <https://www.lifeder.com/regosol/>
- Chagnon, M.; Paré, D.; Hébert, C.; Camire, C. (2001). Effects of experimental living on collembolan communities and soil microbial bio-

- mass in a southern Québec sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) stand. *Applied Soil Ecology*, 17(1), 81-90. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00134-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00134-7)
- Codurri M., Truzzi A., Bertonazzi M. C. (2005). Microartropodi del terreno. Manuale da campo per il riconoscimento dei microartropodi del terreno come indicatori della qualità biologica del suolo (metodoQBS-ar). Quaderno di campo n. 4. Consorzio del Parco Naturale dell'Oglio Sud. [Pdf.] Recuperado el 15 de junio del 2024 de <https://www.ogliosud.it/pdfuff/PROGSdocumento-133-2.pdf>
- Costantini, E. A. C., Agnelli, A. E., Fabiani, A., Gagnarli, E., Mocali, S., Priori, S., Simoni, S. y Valboa, G. (2015). Short-term recovery of soil physical, chemical, micro- and mesobiological functions in a new vineyard under organic farming. *Soil*, 1(1), 443-457. <https://doi.org/10.5194/soil-1-443-2015>
- Dionisio Acuña, M. (2012). *Efecto de las plantaciones de Pinus sobre las propiedades del suelo, Cullpa Alta, Huancayo - Junín.* [Tesis de grado, Universidad Nacional del Centro del Perú]. Repositorio Bibliográfico de la Universidad Nacional del Centro del Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12894/2616>
- Doran, J. W. y Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: Managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1), 3-11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- Fiordigigli, R. (2009). *Analisi della qualità biologica del suolo attraverso il metodo QBS-ar in alcuni ambienti forestali della provincia di Rieti.* [Tesis doctoral, Universidad de Tuscia]. Archivos de Tesis Doctorales. <http://hdl.handle.net/2067/1098>
- Galli, L., Capurro, M., Menta, C. y Rellini, I. (2014). Is the QBS-ar index a good tool to detect the soil quality in Mediterranean areas? A cork tree *Quercus suber* L. (Fagaceae) wood as a case of study. *Italian Journal of Zoology*, 81(1), 126-135. <https://doi.org/10.1080/11250003.2013.875601>
- Galli, L., Lanza, E. y Rellini, I. (2021). First application of the QBS-ar Index in South America for the assessment of the biological quality of soils in Chile. *Soil Science Annual*, 72(2), 1-15. <https://doi.org/10.37501/soilsa/135990>
- Gardi, C., Menta, C. y Parisi, V. (2002). Use of microarthropods as biological indicators of soil quality: the BSQ synthetic indicator. *Options Méditerranéennes*, A(50), 298-304. Recuperado el 11 de junio del 2024 de 2002. <https://files.ctctcdn.com/808024f8001/52f4bd4a-f4ec-4138-a2e9-a1e845cfda0b.pdf>
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, 4(1), 1-9. Recuperado el 18 de julio del 2024 de [https://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/past.pdf](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf)
- Huhta, V. y Räty, M. (2005). Soil animal communities of planted birch stands in central Finland. *Silva Fennica*, 39(1), 5-19. <https://doi.org/10.14214/sf.392>
- Jakšová, P., Luptáčik, P., Miklisová, D., Horváthová, F. y Hlavatá, H. (2020). Oribatida (Acari) communities in arable soils formed under waterlogged conditions: the influence of a soil moisture gradient. *Biologia*, 75(2), 243-257. <https://doi.org/10.2478/s11756-019-00291-2>
- Jeffery, S., Gardi, C., Jones, A., Montanarella, L., Marmo, L., Miko, L., Ritz, K., Peres, G., Römbke, J. y Putten, W. H. van der. (2010). *European Atlas of Soil Biodiversity*. ESDAC. Recuperado el 26 de abril del 2023 de <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-atlas-soil-biodiversity>
- Latterini, F., Venanzi, R., Tocci, D. y Picchio, R. (2022). Depth-to-Water Maps to Identify Soil Areas That Are Potentially Sensitive to Logging Disturbance: Initial Evaluations in the Mediterranean Forest Context. *Land*, 11(5), 2-13. <https://doi.org/10.3390/land11050709>
- León-Gamboa, A. L., Ramos, C., y García, M. R. (2010). Efecto de plantaciones de pino en la artropofauna del suelo de un bosque Altoandino. *Revista de Biología Tropical*, 58(3), 1031-1048. <https://doi.org/10.15517/rbt.v58i2.5261>
- Lisa, C. (2022). Biomonitoraggio dei microartropodi edafici in popolamenti di latifoglie percorsi da incendi nella Riserva Naturale di Monte-falcone. *L'Italia forestale e montana*, 78(5), 173-188. <https://doi.org/10.36253/ifm-1122>
- Lisa, C., Paffetti, D., Marchi, E., Nocentini, S. y Travaglini, D. (2022). Use of an Edaphic Microarthropod Index for Monitoring Wildfire Impact on Soil in Mediterranean Pine Forests. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5(1), 1-13. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.900247>
- Loranger, G., Bandyopadhyaya, I., Razaka, B. y Ponge, J. F. (2001). Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biology & Biochemistry*, 33(3), 381-393. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00153-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00153-X)
- Menta, C., Conti, F. D. y Pinto, S. (2018). Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils—QBS-ar approach. *Applied Soil Ecology*, 123(1), 740-743. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.020>
- Menta, C., Conti, F. D., Fondón, C. L., Staffilani, F. y Remelli, S. (2020). Soil arthropod responses in agroecosystem: Implications of different management and cropping systems. *Agronomy*, 10(7). <https://doi.org/10.3390/agronomy10070982>
- Menta, C., Leoni, A., Gardi, C. y Delia Conti, F. (2011). Are grasslands important habitats for soil microarthropod conservation? *Biodiversity and Conservation*, 20(5), 1071-1083. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0017-0>
- Merilä, P., Ohtonen, R. (1997). Soil microbial activity in the coastal Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] forest of the Gulf of Bothnia in relation to humus-layer quality, moisture and soil types. *Biology and Fertility of Soils*, 25(4), 361-365. <https://doi.org/10.1007/s003740050326>
- Merino Rodriguez, M.P. (2021). *Indicadores Físicos Químicos Y Biológicos Del Suelo en Tres Sistemas de Plantaciones del Predio Santa Rita Cervecería Sanjuan S.A. – Pucallpa.* [Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva]. Repositorio Bibliográfico de la Universidad Nacional Agraria de la Selva. <http://hdl.handle.net/20.500.14292/2056>
- Oliva, M., Collazos, R., y Esparraga, T. A. (2016). Efecto de las plantaciones de *Pinus patula* sobre las características fisicoquímicas de

los suelos en áreas altoandinas de la región Amazonas. *Revista Indes*, 2(1): 28-36. Recuperado el 03 de octubre del 2024 de <http://revistas.untrm.edu.pe/index.php/INDES/article/view/60/176>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2015). Soils and biodiversity: Soils host a quarter of our planet's biodiversity. The Food and Agriculture Organization [Pdf.]. Recuperado el 30 de octubre del 2024 de <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/a051cde5-eb40-42a9-aea4-964fc6ddab85/content>

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2020). State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities. In State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities. <https://doi.org/10.4060/cb1928en>

Palacios, J.G. y Mejía, B.E. (2007). *Técnicas de colecta, montaje y preservación de microartrópodos edáficos*. ISBN: 978-970-32-4316-9. UNAM, México [Archivo Pdf.]

Paquin, P. y Coderre, D. 1997. Changes in soil macroarthropod communities in relation to forest maturation through three successional stages in the Canadian boreal forest. *Oecología*, 112(1), 104-111. <https://doi.org/10.1007/s004420050289>

Parisi, V. y Menta, C. (2008). Microarthropods of the soil: Convergence phenomena and evaluation of soil quality using QBS-ar and QBS-C. *Fresenius Environmental Bulletin*, 17(8):1170-1174. Recuperado el 10 de agosto del 2024 de [https://www.researchgate.net/publication/285975530\\_Microarthropods\\_of\\_the\\_soil\\_Convergence\\_phenomena\\_and\\_evaluation\\_of\\_soil\\_quality\\_using\\_QBS-ar\\_and\\_QBS-C](https://www.researchgate.net/publication/285975530_Microarthropods_of_the_soil_Convergence_phenomena_and_evaluation_of_soil_quality_using_QBS-ar_and_QBS-C)

Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. y Mozzanica, E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: A new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105(1–2), 323-333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>

Pennesi, R. (2012). *Applicazione del metodo QBS-ar per la valutazione della qualità biologica di suoli ammendati con bokashi*. [Tesis de Licenciatura, Universidad de Camerino]. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.1.3965.7124>

Rodríguez Carrillo, M. y Santillana, N. (2021). Calidad morfológica y biológica de *Pinus radiata* D. Don, micorrizado con *Scleroderma verrucosum* (Vail) Pers. y *Rhizopogon luteolus* Fr. y Nordh. en condiciones de vivero. *Ecología Aplicada*, 20(2), 189-195. <https://doi.org/10.21704/rea.v20i2.1809>

Shrestha, P. y Budha, P. B. (2022). Soil Fauna of Ranibari Community Forest, Kathmandu, Nepal. *Ekologia Bratislava*, 41(1), 17–25. <https://doi.org/10.2478/EKO-2022-0003>

Socarrás, A. e Izquierdo, I. (2016). Variación de los componentes de la mesofauna edáfica en una finca con manejo agroecológico. *Pastos y Forrajes*, 39(1), 41-48. Recuperado el 16 de agosto del 2024 de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&id=S0864-03942016000100006](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&id=S0864-03942016000100006)

Sterzyńska, M., Pižl, V., Tajovský, K., Stelmaszczyk, M., y Okruszko, T. (2015). Soil Fauna of Peat-Forming Wetlands in a Natural River Floodplain. *Wetlands*, 35(4), 815-820. <https://doi.org/10.1007/s13157-015-0672-0>

Tabaglio, V., Gavazzi, C. y Menta, C. (2009). Physico-chemical indicators and microarthropod communities as influenced by no-till, conventional tillage and nitrogen fertilisation after four years of continuous maize. *Soil and Tillage Research*, 105(1), 135-142. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.06.006>

Touloumis, K., y Stamou, G. P. (2009). A metapopulation approach of the dynamics of arthropods from Mediterranean-type ecosystems. *Ecological Modelling*, 220(8), 1105-1112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.032>