

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“COMUNIDADES DE ARTRÓPODOS DE SUELO Y HOJARASCA DE
TRES ÁREAS EN RESTAURACIÓN DE UN BOSQUE MONTANO EN
SAN MARTIN, PERÚ”**

Presentada por:

MICHELA DEL ROSARIO OLAYA CHIRA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

Lima – Perú

2021

**La UNALM es la titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24. Reglamento de Propiedad Intelectual)**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“COMUNIDADES DE ARTRÓPODOS DE SUELO Y HOJARASCA DE
TRES AREAS EN RESTAURACIÓN DE UN BOSQUE MONTANO EN
SAN MARTIN, PERÚ”**

Presentada por:

MICHELA DEL ROSARIO OLAYA CHIRA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGA

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Mg. Sc. Diana Zulema Quinteros Carlos

PRESIDENTE

Blgo. Richar Morales Rodríguez

MIEMBRO

Mg.Sc. Liz Zaida Castañeda Córdova

MIEMBRO

Mg. Sc. Germán Antonio Arellano Cruz

ASESOR

DEDICATORIA

*A todos aquellos que trabajan incansablemente por la conservación de la biodiversidad y
de los ecosistemas.*

A todos los estudiosos de los siempre sorprendentes artrópodos.

*Y, a todos quienes de alguna forma contribuyen a que nuestro país sea cada vez mejor,
incluso en medio de las dificultades.*

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor, Mg. Sc. Germán Arellano, por pensar en mí para el desarrollo de esta investigación y por su disposición durante su proceso. A los miembros del jurado, por su cordialidad y sus sugerencias para la mejora de este documento.

A la Asociación Peruana para la Conservación de la Naturaleza por promover activamente por más de 30 años la protección de la diversidad de nuestro país. A Mariella Leo y Reynaldo Linares, por brindarme la oportunidad de ser parte del proyecto “Restauración ecológica en bosques montanos como herramienta para recuperar áreas degradadas por actividades antrópica-REBMon”, en el cual se enmarca la presente tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica, por apostar por una iniciativa que busca cubrir los vacíos de información en pro de la conservación de la biodiversidad, el proyecto REBMon; al cual financió mediante el Convenio N° 152-2017-FONDECYT-CONCYTEC.

A la Dra. Diana Silva, por su cálida acogida en el Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de San Marcos, su apoyo crucial para el desarrollo del muestreo y su guiado en la determinación taxonómica de un grupo de artrópodos.

A Dios y a mi familia, por ser mi soporte. A mis padres, porque desde su posición comprendieron y apoyaron mi interés por la Biología y, por su compromiso con el progreso de sus hijos. A mis hermanos, por su compañía y sus ejemplos de superación. Y, a mi pequeño sobrino, porque su llegada me recordó el compromiso pendiente con las futuras generaciones.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	vi
ABSTRACT	vii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1 Bosques montanos	3
2.1.1 Bosques montanos en el Perú	4
2.2 Restauración ecológica	5
2.2.1 Tipos de restauración ecológica.....	8
2.3 Artrópodos del bosque	9
2.3.1 Artrópodos del suelo y hojarasca.....	10
2.3.2 Artrópodos como bioindicadores de restauración	12
III. METODOLOGÍA	13
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	13
3.2 MÉTODOS	15
3.2.1 Evaluación de las comunidades de artrópodos de hojarasca.....	15
3.2.1.1 Establecimiento de estaciones de muestreo	15
3.2.1.2 Colecta y tratamientos de muestras	17
3.2.1.3 Determinación taxonómica de artrópodos	19
3.2.2 Análisis de datos.....	19
3.2.2.1 Esfuerzo de muestreo.....	19
3.2.2.2 Riqueza específica, abundancia y densidad de artrópodos totales.....	20
3.2.2.3 Estructura comunitaria de los artrópodos del suelo y hojarasca según el área en restauración	21
3.2.2.3.1 Composición taxonómica de las comunidades de artrópodos	21
3.2.2.3.2 Riqueza, abundancia y densidad de las comunidades de artrópodos.....	21

3.2.2.3.3	Diversidad alfa de las comunidades de artrópodos.....	21
3.2.2.4	Comparación de las comunidades de artrópodos del suelo y hojarasca	22
3.2.2.4.1	Análisis exploratorios de similitud entre comunidades	22
3.2.2.4.2	Análisis NPManova	23
3.2.2.5	Similitud composicional y diversidad Beta	24
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
4.1	Esfuerzo de muestreo.....	25
4.2	Riqueza, abundancia y densidad de artrópodos	27
4.3	Estructura comunitaria de los artrópodos del suelo y hojarasca según el área en restauración.....	29
4.3.1	Composición taxonómica de las comunidades de artrópodos	29
4.3.1.1	Riqueza, abundancia y densidad de las comunidades de artrópodos.....	31
4.3.1.2	Diversidad alfa de las comunidades de artrópodos.....	34
4.4	Comparación de las comunidades de artrópodos del suelo y hojarasca	37
4.4.1	Análisis exploratorio de similitud entre comunidades.....	37
4.4.2	Análisis NPManova	38
4.5	Similitud composicional y diversidad beta.....	40
V.	CONCLUSIONES	45
VI.	RECOMENDACIONES	46
VII.	BIBLIOGRAFÍA	47
VIII.	ANEXOS	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Valores de la cobertura de muestreo de cada área en restauración.	25
Tabla 2: Valores y porcentajes de riqueza y abundancia de artrópodos según clase y orden.....	28
Tabla 3: Composición taxonómica de las comunidades de cada área en restauración.....	33
Tabla 4: Medidas de tendencia central de densidad, abundancia y riqueza de artrópodos según el área en restauración.....	34
Tabla 5: Resultados de la prueba NPMANOVA aplicada a los grupos RE, MX y EQ.	40
Tabla 6: Resultados de la prueba NPMANOVA aplicada a las áreas según nivel de restauración	40
Tabla 7: Resultados de la diversidad beta obtenida en SpadeR	43
Tabla 8 : Resultados de la diversidad beta al excluir Acari, obtenida en SpadeR.....	44

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del sitio de estudio dentro del Parque Nacional Río Abiseo	14
Figura 2. Estación biológica La Sata y zonas circundantes.....	15
Figura 3. Distribución de los 90 puntos de muestreo.	16
Figura 4. Diseño de la toma de submuestras de suelo y hojarasca.	16
Figura 5. Materiales para el tamizaje de artrópodos del suelo y la hojarasca.	18
Figura 6. Colocación de extractores winkler para la recolecta de artrópodos del suelo y la hojarasca.....	18
Figura 7. Curva de acumulación de especies.....	26
Figura 8. Riqueza observada y estimada por Chao1 (incluido su intervalo de confianza al 95%) y ACE, según el número de individuos.....	26
Figura 9. Abundancia (izquierda) y riqueza (derecha) de clases de artrópodos.....	29
Figura 10. Órdenes de artrópodos no compartidos entre las tres áreas en restauración.....	30
Figura 11. Distribución de riqueza de morfoespecies en los órdenes más diversos según área en restauración.....	31
Figura 12. Riqueza y abundancia totales de artrópodos según área en restauración.....	32
Figura 13. Histogramas de los valores del índice de Shannon en las estaciones de cada área en restauración.....	36
Figura 14. Histogramas de los valores del índice de Simpson en las estaciones de cada área en restauración.....	36
Figura 15. Histogramas de los valores de equitabilidad en las estaciones de cada área en restauración.....	36
Figura 16. Diversidad verdadera promedio de cada área en restauración según los números de Hill (orden 0, 1 y 2).	37
Figura 17. Perfiles de diversidad empírica y estimada según los números de Hill.	37
Figura 18. Dendograma de las estaciones de muestreo basado en el índice Raup-Crick....	39
Figura 19. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico según el índice Raup-Crick.....	39

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Ubicación geográfica de los 81 puntos de muestreo.....	60
Anexo 2. Distribución espacial de los puntos de muestreo.	62
Anexo 3. Recolección de una muestra de suelo y hojarasca.	63
Anexo 4. Búsqueda visual de artrópodos en el material cernido.....	63
Anexo 5. Abundancia de órdenes según área en restauración.....	64
Anexo 6. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del bosque de ladera.	65
Anexo 7. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del bosque pisoteado.	66
Anexo 8. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del equisetal.	67
Anexo 9. Valores de los números de Hill de cada estación de muestreo.	68
Anexo 10. Dendrograma de las estaciones de muestreo según el índice Bray Curtis.....	70
Anexo 11. Dendrograma de las estaciones de muestreo según el índice Bray Curtis, excluyendo el grupo Acari.	70
Anexo 12. Diagramas del análisis NDMS. A: Según Bray Curtis, matriz completa (stress=0.35). B: Según Bray Curtis, matriz sin Acari (stress=0.47). C: Según Raup Crick, matriz completa (stress=0.33). D: Según Raup Crick, matriz sin Acari (stress=0.36).	71
Anexo 13. Resultados de la prueba NPMANOVA según el índice Bray-Curtis	71

RESUMEN

Actualmente, el Parque Nacional Río Abiseo protege bosques montanos nublados, ecosistemas singulares y frágiles que desempeñan un rol importante en la captación del agua y el albergue de biodiversidad. Entre estos, también resguardan bosques montanos impactados por la tala, ganadería y quema forestal, que se encuentran en proceso de restauración. Dentro de la diversidad animal, los artrópodos del suelo y la hojarasca representan un grupo clave para la restauración del bosque, debido a su participación en la descomposición, ciclo de nutrientes y formación del suelo. Por tanto, se propuso determinar y comparar la riqueza, composición, abundancia y diversidad de sus comunidades en tres áreas de distintos niveles de restauración, bosque de ladera, bosque pisoteado y equisetal. Durante la estación seca del 2018, se recogieron y tamizaron muestras de suelo y hojarasca de 81 puntos de muestreo, para luego recolectar los artrópodos a través de extractores Winkler. Estos se determinaron taxonómicamente y, se elaboraron matrices de abundancias de morfoespecies para calcular la diversidad alfa de cada área según los índices de Shannon, Simpson y los números de Hill. También, se comparó la composición de las comunidades mediante análisis NPMANOVA, índices de similitud (Sorensen, Jaccard, Morisita-Horn modificados por Chao *et al.*, 2016) y perfiles de diversidad. Se hallaron 4874 individuos pertenecientes a 275 morfoespecies, de las cuales resaltaban ácaros, coleópteros, himenópteros y arañas. Las pruebas estadísticas y los índices de similitud indicaron diferencias entre las tres comunidades, de las cuales destacaba el contraste entre la comunidad del equisetal y las otras. Además, según los perfiles de diversidad, en las comunidades predominaban las especies raras y la baja equidad, sobre todo en el equisetal. En suma, la diversidad de artrópodos disminuía a menor grado de restauración; en consecuencia, se advierte preliminarmente su capacidad de indicador.

Palabras clave: diversidad, similitud, artopodofauna del suelo, Parque Nacional Río Abiseo.

ABSTRACT

Currently, the Rio Abiseo National Park protects cloudy montane forests, unique and fragile ecosystems that play an important role in water capture and biodiversity harboring. Among these, it also protects montane forests impacted by logging, livestock and forest burning, which are in process of restoration. Within animal diversity, soil and leaf-litter arthropods represent a key group for forest restoration, due to their participation in decomposition, nutrient cycle, and soil formation. Therefore, this research proposed to determine and compare the richness, composition, abundance, and diversity of arthropod communities in three areas at different levels of restoration, hillside forest, trampled forest and equisetal. During the dry season of 2018, soil and leaf-litter samples from 81 sampling points were collected and sifted, then arthropods were collected through Winkler extractors. These were taxonomically determined and arrays of morphospecies abundances were developed to calculate the alpha diversity of each area according to Shannon index, Simpson's index and Hill numbers. Additionally, the composition of the communities was compared through NPMANOVA analyses, similarity indices (Sorensen, Jaccard, Morisita-Horn modified by Chao *et al.* 2016) and diversity profiles. I found 4874 individuals belonging to 275 morphospecies, of which mites, coleoptera, hymenoptera and spiders stood out. Statistical tests and similarity indexes indicated differences between the three communities, highlighting the contrast between the equisetal community and the others. Furthermore, according to diversity profiles, rare species and low equity predominated in communities, especially in the equisetal. In sum, the diversity of arthropods decreased to a lower degree of restoration; consequently, the indicator capacity of these animals is preliminarily noted.

Key words: diversity, similarity, arthropod fauna of soil, Rio Abiseo National Park.

I. INTRODUCCIÓN

Los bosques montanos nublados pueden definirse en líneas generales como bosques cubiertos casi permanentemente de nubes y neblina (Hamilton *et al.*, 1995). Se encuentran en América, Asia y África ocupando una extensión aproximada de 0.26 por ciento de la superficie terrestre del mundo (Bubb *et al.*, 2004). Los mismos autores, los señalan como el tipo de bosque más raro de encontrar en el mundo, pues solo representan 2.5 por ciento del área total de bosques tropicales a nivel global, y 1.2 por ciento de los bosques tropicales en América. La importancia de estos ecosistemas radica en su rol hidrológico como captadores del agua de las nubes, su alta biodiversidad (similar en cantidad a la de bosques lluviosos) y sobre todo, en el alto endemismo que albergan (Hamilton *et al.*, 1995). Pese a ello, los ecosistemas de bosque montano son los más amenazados y menos atendidos del mundo (Bruijnzeel & Hamilton, 2001; Bubb *et al.*, 2004), afectados principalmente por la deforestación y la caza (Doumenge *et al.*, 1995).

La situación de los bosques montanos nublados como la de otros bosques de montaña en el Perú no es distinta a la mundial (Tejedor *et al.*, 2012; Bruijnzeel *et al.*, 2010; Dourojeanni *et al.*, 2016). La gestión de estos ecosistemas en el país se caracteriza por la promoción de actividades insostenibles que modifican drásticamente el paisaje y generan poco o ningún beneficio a los pobladores locales (Dourojeanni *et al.*, 2009). Entre los esfuerzos meritorios por la conservación de los bosques montanos nublados (llamados también Yungas) se encuentra la creación de áreas naturales protegidas, de las cuales destacan por su amplia extensión el Parque Nacional Cordillera Azul, el Parque Yanachaga-Chemillén y el Parque Nacional Río Abiseo (Tovar *et al.*, 2010). Este último, de particular importancia por ser el de mayor antigüedad y por su historia de fundación (en 1984) en el departamento de San Martín, donde se consiguió detener la alteración antrópica de sus bosques (Young & León, 1988 y 1999). En consecuencia, las zonas impactadas por tala, ganadería y quema forestal en esta área iniciaron un proceso de restauración ecológica pasiva, es decir, una restauración basada solamente en la interrupción del impacto (DellaSala *et al.*, 2003).

Desde una perspectiva general, la restauración es una alternativa que busca reiniciar los procesos ecológicos en un ecosistema dañado (Clewell & Aronson, 2013). El éxito de ésta se mide comúnmente según la diversidad, abundancia, estructura de la vegetación y el funcionamiento ecológico; siendo este último un indicador muy recomendado por su estabilidad y persistencia (Wortley *et al.*, 2013). Sin embargo, el alto costo que implica medir directamente los procesos ecológicos lleva a los investigadores a evaluarlos mediante indicadores (Ruiz-Jaen & Aide, 2005). De esta manera, el estudio de determinados organismos puede indicar el desarrollo del proceso de restauración (Ceccon, 2013).

Los artrópodos del suelo y de la hojarasca se han utilizado para diferenciar estrategias de restauración en bosques tropicales (Cole *et al.*, 2016) por ser reguladores de procesos claves, como la descomposición de la materia orgánica, la mineralización, ciclo de nutrientes y formación de suelo (Palacios-Vargas *et al.*, 2007). Además, los artrópodos terrestres destacan como bioindicadores por su variedad de tamaños, su diversidad específica y funcional, su rápido crecimiento y su amplia distribución (Kremen *et al.*, 1993). De ahí que algunos grupos taxonómicos sean indicadores de la condición del suelo (Parisi *et al.*, 2005) y, otros, de la diversidad vegetal del ecosistema (De Deyn *et al.*, 2003).

En este sentido, los artrópodos se establecen como grupo llamativo para el estudio de los estados de restauración pasiva de los bosques del Parque Nacional Río Abiseo (PNRA). Por tanto, en esta investigación se propone comparar las comunidades de artrópodos del suelo y de la hojarasca de tres áreas en diferente estado de restauración pasiva en un bosque montano nublado de la zona suroeste del PNRA. Por ende, los objetivos específicos fueron: 1) Determinar la composición, riqueza, abundancia y diversidad de sus comunidades y, 2) Comparar estadísticamente la diversidad de las comunidades de artrópodos del suelo y de la hojarasca de tres áreas en diferente estado de restauración pasiva en un bosque montano nublado. De esta manera, este estudio contribuye al conocimiento de la diversidad de uno de los ecosistemas menos explorados del Perú, los bosques montanos nublados. Además de permitir conocer preliminarmente la capacidad de los artrópodos como indicadores del nivel de restauración de un bosque montano.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Bosques montanos

Un bosque montano es aquel que se encuentra por encima de los 2500 m s.n.m. o entre los 300 y 2500 m s.n.m. en zonas de gran variedad de pendientes (FAO, s.f). Se encuentran en todos los continentes menos en la Antártida y hasta el 2017, representaban el 20% de la superficie de bosques en el mundo (McMorran & Price, 2011). A pesar de su corta extensión, los bosques montanos presentan un amplio gradiente altitudinal y diferentes orientaciones de pendientes, lo que sumado con su variabilidad climática y la heterogeneidad de sus suelos generan una gran variedad de hábitats (Duguma *et al.*, 2011). En consecuencia, las particularidades de estos bosques los convierten en centros de endemismo y de alta diversidad de especies, lo cual se ve reflejado en el porcentaje de hotspots del mundo que abarcan (24/35). Además de ello, los bosques montanos representan un área esencial que proporciona agua a otros ecosistemas. Por tanto, dado que los bosques montanos son reservorios hídricos y son utilizados por las especies como áreas de refugio, han adquirido gran importancia a la vista de la conservación (Price *et al.*, 2011).

Entre los bosques montanos existen diferentes tipos: bosques de neblina, bosques estacionales y bosques xerofíticos (Cuesta *et al.*, 2009), de ellos, los más amenazados son los bosques montanos nublados, ecosistemas boscosos con presencia frecuente de nubes (Hamilton *et al.*, 1995; Stadtmüller, 1987, basado en Huder 1976). Específicamente, el clima de los bosques montanos nublados se caracteriza por presentar 2 000 mm de precipitación promedio al año y 17.7° C de temperatura promedio (Jarvis & Mulligan, 2010). Además, se distinguen de otros bosques por su alta humedad (184 mm /año), bajas temperaturas (4.2° C en promedio) y una menor estacionalidad. En los bosques nublados prevalece la precipitación horizontal, es decir, el agua proveniente de la neblina; además, presentan bajos niveles de evapotranspiración. Estas características los convierten en ecosistemas captadores de agua, un rol fundamental en el ciclo hidrológico (Bruijnzeel *et al.*, 2011). En este sentido, los bosques nublados proveen agua durante los períodos de baja

precipitación (Bruijnzeel & Proctor, 1995). Así mismo, brindan servicios ecosistémicos de regulación al prevenir deslizamientos y la erosión del suelo (Bruijnzeel *et al.*, 2011).

El área que ocupan los bosques nublados es imprecisa, dado los diferentes tipos que presentan. Bubb *et al.* (2004) estiman su extensión potencial en 0.26 por ciento del área continental del mundo. Estos ecosistemas se encuentran en las regiones tropicales de Asia, América y África, en 59.7 por ciento, 25.3 por ciento y 15 por ciento, respectivamente. Por tanto, para el continente americano y africano son el tipo más raro de bosque (1.2 por ciento y 1.4 por ciento de los bosques tropicales). A pesar de la limitada extensión de estos ecosistemas, los bosques nublados albergan una gran diversidad de flora y fauna, caracterizada por especies endémicas (Hamilton *et al.* 1995). Es así como 86 por ciento de las áreas de bosques nublados incluidas en el inventario del centro mundial de monitoreo de la conservación del programa ambiental de las Naciones Unidas (UNEP-WCMC) han sido consideradas dentro de las 200 ecorregiones de bosque prioritarias en el mundo por la World Wide Fund for Nature (WWF) (Bubb *et al.*, 2004).

2.1.1 Bosques montanos en el Perú

En Sudamérica, los bosques montanos se hallan en dos importantes zonas de montañas, las tierras altas de Guyana y la cordillera de los Andes (FAO, s.f.). Los bosques montanos de los Andes tropicales son áreas caracterizadas por la dominancia de árboles de hasta 35 metros acompañados de una gran variedad de líquenes, musgos y herbáceas, vegetación que suele aparecer entre los 1200 y 1500 msnm. (Tejedor *et al.*, 2012). Precisamente, los bosques montanos de los Andes se encuentran en su zona norte y centro, y según su florística se diferencian en bosques de niebla y bosques estacionales, los cuales se distribuyen en tres fitorregiones: los Andes del Norte, las Yungas y los bosques boliviano-tucumanos (Josse *et al.*, 2009).

En el Perú, aunque hay diferentes propuestas de clasificación de bosques, tradicionalmente los bosques montanos se conocen como yungas, y abarcan más de 15 millones de ha del flanco oriental de los Andes (Tovar *et al.*, 2010). Sin embargo, cabe resaltar que también en el flanco occidental existen bosques montanos, pero estos ocupan un área menor (MINAM, 2019). Similarmente a los países de nuestra región, aunque con diferente intensidad, tenemos actividades que amenazan a estos bosques: la expansión agrícola, la extracción de madera y la fragmentación (Tejedor *et al.*, 2012). De tal manera que, para el 2011, el MINAM estimó la pérdida de 7.9 millones de ha de bosques primarios; sin

embargo, felizmente ese año también marcó el inicio del sistema de monitoreo de deforestación de los bosques peruanos. Además, de esta latente amenaza, los bosques montanos se enfrentan al problema global del cambio climático, que podría costarle la desaparición de muchas especies y la propensión a los incendios forestales (Cuesta *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011). Sin duda, existe un riesgo para los bosques peruanos, pero es mayor para los bosques montanos nublados, ecosistemas que dependen de sus especies arbóreas para filtración de la constante (o casi constante) precipitación horizontal que los identifica (Price *et al.*, 2011). Los bosques montanos nublados, también llamados bosques de neblina, bosques pluviales, yungas peruanas o bosques del este, se ubican en el flanco oriental de los Andes a altitudes, donde la humedad y el frío contrariamente a disminuir la biodiversidad, les confiere hábitats únicos que albergan una gran cantidad de especies endémicas y una diversidad comparable a la de los bosques de llanuras (Young *et al.*, 1994; Young & León, 2000). En estos bosques resalta la presencia de orquídeas y bromelias y de parientes de especies comestibles como la papa, ají, palta, entre otros; además de ser uno de los mayores reservorios de mamíferos y anfibios endémicos en el mundo. Sin embargo, en estos ecosistemas aún existe una vasta cantidad de especies por conocer, sobre todo de artrópodos (MINAM, 2014).

2.2 Restauración ecológica

La restauración ecológica es un producto de la puesta en práctica de los conceptos y teorías de la ecología de la restauración. A lo largo de los años, la definición de restauración ecológica ha sufrido diversos cambios. Por ende, la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER) propuso definirla como “el proceso de alteración intencional de un hábitat para establecer un ecosistema definido, natural e histórico local con el objetivo de imitar la estructura, la función, la diversidad y la dinámica del ecosistema original”; sin embargo, a principios del 2000 la redefinió como “un proceso de asistencia en la recomposición de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido” (Ceccon, 2013; SER, 2004). Por tanto, el término restauración no solo abarcará a los procesos que modifiquen directamente al ecosistema sino también a aquellos que sean disuasivos y pasivos.

A pesar de originarse en la ecología, la restauración no solo debe entenderse científicamente sino desde varios aspectos, por tal, Clewell y Aronson (2013) la definen desde 5 perspectivas: Ecológicamente, porque reinicia los procesos ecológicos interrumpidos cuando se daña a un ecosistema. Desde el punto de vista de la conservación

porque consiste en recuperar la biodiversidad anterior a las extinciones causadas por el impacto antropogénico. Socioeconómicamente, porque la restauración busca recuperar los servicios ecosistémicos que benefician a los pobladores. Culturalmente, pues refuerza las relaciones entre comunidades e instituciones mediante el trabajo con un propósito común. Y personalmente, porque afianza la relación entre la naturaleza y uno mismo.

Desde inicios del nuevo milenio, se viene incrementando el uso de la restauración como enfoque de manejo ambiental, llegando a ser avalado por instituciones internacionales como las Naciones Unidas y La Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD, 2019). Sin embargo, su popularidad también ha llamado la atención de críticos, tanto del lado de la ciencia como de la práctica, que han analizado el reto que implica lograr la recuperación de los ecosistemas (Suding, 2011). Una de las principales críticas de este enfoque es la falta de evaluación de sus casos, hecho que genera una gran incertidumbre cuando la inversión económica es significativa y no se presentan resultados concretos sobre el cumplimiento del objetivo (Ferraro & Pattanayak, 2006, Curran *et al.*, 2014). En ese sentido, los autores mencionados sugieren incluir fases de evaluación dentro de la planificación de los proyectos de restauración, durante las cuales se recopile datos trascendentales antes y después de su aplicación o se planteen comparaciones metódicas con sitios de referencia.

En el 2004, la SER, describió nueve atributos importantes para evaluar el éxito del proceso de restauración ecológica:

1. Diversidad y estructura de la comunidad similar en comparación con sitios de referencia.
2. Presencia de especies propias.
3. Presencia de grupos funcionales necesarios para la estabilidad a largo plazo.
4. La capacidad del medio físico para sostener la reproducción de poblaciones.
5. Funcionamiento normal.
6. Integración con el paisaje.
7. Eliminación de amenazas potenciales.
8. Resiliencia a disturbios naturales.
9. Autosostenibilidad

Sin embargo, en la revisión realizada por Ruiz-Jaen y Aide (2005) se reporta que ninguno de los estudios de evaluación de restauración ecológica utiliza todos los atributos

enlistados, si no que por la factibilidad de evaluación se suelen medir tres rubros generales: diversidad, estructura vegetal y procesos ecológicos. Estos autores recomiendan, por tanto, que los estudios evalúen al menos dos variables por cada uno de estos atributos y, que se realice las comparaciones con más de un sitio de referencia. Por otro lado, tras hallar que la mayoría de los proyectos de restauración aplicados hasta el 2013 se centran en los aspectos ecológicos, se sugiere incluir entre las medidas el aspecto socioeconómico con el objetivo de complementar la visión de los logros (Wortley *et al.*, 2013). En este sentido, Shackelford *et al.* (2013) proponen agrupar los atributos propuestos por la SER en cuatro categorías y adicionar una quinta categoría relacionada al factor antrópico:

1. Composición de especies: Abarca los atributos 1 y 2, con la sugerencia de evaluar incluyendo múltiples cualidades de los sistemas restaurados y de interpretar el término nativo adecuadamente.
2. Función del ecosistema: Abarca los atributos 3,4 y 5, resaltando la necesidad de evaluarla bajo situaciones específicas como el cambio climático y de incluir en su análisis los servicios ecosistémicos.
3. Contexto del paisaje: Incluye a los atributos 6 y 7, por referirse al efecto del paisaje en el ecosistema restaurado. El ecosistema es integrado al paisaje y la eliminación de las amenazas del paisaje sobre el ecosistema restaurado.
4. Estabilidad ecosistémica: Incluye a los últimos atributos, sugiriendo medir específicamente redundancia funcional y diversidad de respuestas.
5. Elemento humano: Se trata de considerar la participación humana, los valores culturales o sociales. Además de incluir el aspecto social dentro de los conceptos de resiliencia y resistencia.

Poco después, Suding *et al.* (2015) analizaron los últimos casos exitosos de restauración bajo 4 principios: Aumentar la integración ecológica, ser autosostenible a largo plazo, considerar la información histórica y las tendencias futuras del ecosistema, beneficiar y comprometer a la sociedad. Y advierten que la mayoría de las estrategias concentran sus mayores esfuerzos en solo uno de los principios. Por tanto, recomiendan incluir imparcialmente los 4 principios en la planificación de las estrategias de restauración para obtener un resultado exitoso e integral.

2.2.1 Tipos de restauración ecológica

En un “Llamado a la ciudadanía para la restauración”, DellaSala *et al.* (2003) describen dos tipos de restauración ecológica: pasiva y activa. El primer tipo consiste en detener las actividades causantes del daño al ecosistema o que evitan la recuperación de este, por ejemplo, frenar la construcción de carreteras o la tala; mas no implica mayores acciones sobre el ecosistema. En el segundo, más bien, se realizan actividades que directamente contribuyen a la restauración de los procesos ecológicos, como la reintroducción de especies. Estas dos estrategias no son necesariamente excluyentes y pueden ser aplicadas a un mismo ecosistema, como se sugiere en los estudios de restauración de un bosque nublado en México y de un ecosistema ribereño en Sudáfrica, los cuales concluyen que los resultados positivos hallados particularmente con cada enfoque pueden sumarse y potenciarse si se planifican estrategias que acoplen ambos enfoques (Trujillo-Miranda *et al.*, 2018; Ruwanza *et al.*, 2013); como se aplicó exitosamente en la cuenca del Río Columbia (McIver & Starr, 2001).

Por otro lado, algunos autores se han enfocado en comparar la efectividad de los dos tipos; tal es el caso de Curran *et al.* (2014), quienes a través de la simulación y el modelamiento encuentran que la restauración activa logra una recuperación más rápida de los ecosistemas. En contraste a mencionados resultados, se ha comprobado a través del análisis de más de cien casos de restauración aplicados en el mundo que la diferencia entre la costosa restauración activa y la pasiva no es trascendental (Meli *et al.*, 2017). Cabe mencionar que el propósito de estos estudios fue conocer cual enfoque de restauración justifica mejor el uso de los recursos de inversión, pues, se debe recordar que a pesar de que la restauración pasiva no intervenga directamente en el ecosistema, también recibe un presupuesto para su realización (Zahawi *et al.*, 2014).

Sin embargo, más allá del tipo de restauración aplicada, es más importante conocer y entender a profundidad el ecosistema a recuperar para poder diseñar un plan con estrategias específicas, así también, lo es, averiguar cuáles son las zonas donde se deben centrar los esfuerzos de restauración (Holl *et al.*, 2000). En ese sentido, se debe considerar algunos aspectos importantes que intervienen en el éxito de un proceso de restauración, por ejemplo, la región en la que se encuentra el ecosistema (tropical o templada) y la duración de la perturbación (Meli *et al.*, 2017). Del mismo modo, el tiempo de recuperación varía si se trata de un ecosistema boscoso o de un no boscoso, siendo mayor para el primero (Curran *et al.*, 2014).

2.3 Artrópodos del bosque

El phylum Arthropoda cuenta con la mayor diversidad de especies dentro del Reino Animal, con 1 302 809 artrópodos descritas que representan el 78.5 por ciento de la riqueza animal (Zhang, 2013), y se estima que existen casi 6 millones de especies más no conocidas (Stork, 2018). Por tanto, es imposible pensar en un lugar en la tierra donde no se encuentren. Sin lugar a duda, uno de los ecosistemas donde puede encontrarseles en gran diversidad y jugando un rol muy importante son los bosques. Así, por ejemplo, en un bosque tropical de 6 mil ha se estimó que habitarían 25 mil especies de artrópodos (Basset *et al.*, 2012).

Desde 1977, el rol de los artrópodos en los ecosistemas boscosos era reconocido por su presencia en los tres sistemas que determinan un bosque (sistema vegetal, sistema de hojarasca-suelo y el sistema acuático); sin embargo, eran pocos los estudios que probaran adecuadamente sus funciones (Mattson, 1977). En la actualidad, se conoce mucho más de ellos, habiéndose descubierto que cumplen una gran variedad de funciones como polinizadores, parásitos, depredadores y fitófagos (Triplehorn & Johnson, 2005); sin embargo, la necesidad de estudiarlas persiste y se intensifica frente a los posibles escenarios de cambio climático, deforestación y pérdida de especies (Menéndez, 2007)

De acuerdo con Cranshaw y Redak (2013), los roles que cumplen los artrópodos son varios, pero se pueden distinguir 4 principales:

1. Polinización de plantas con flores:

Particularmente, los insectos contribuyen en la polinización de un gran número de plantas, y mantienen una relación íntima con ellas desde que la coevolución llevó a que las plantas desarrollen distintas estrategias para atraerlos y, a que ellos sean atraídos (a veces, hasta específicamente) por ciertas especies vegetales.

2. Reciclaje de materia vegetal y animal:

Los artrópodos que consume materia vegetal, materia animal y estiércol son considerados los macrodescomponedores de la materia muerta de los bosques pues cumplen con el primer paso para que se realice la descomposición por parte de los microorganismos y, además, evitan que la materia orgánica se acumule.

3. Mezcla y formación de suelo:

Son muchos los artrópodos que viven en el suelo refugiándose y desplazándose dentro de él (y hasta formando colonias), actividades que generan el traslado de gránulos de suelo y de materia. Estas actividades, indirectamente, ayudan a la incorporación de nutrientes y le otorgan una estructura al suelo que permite el crecimiento de plantas.

4. Centralidad en la cadena alimenticia:

En las cadenas alimenticias del bosque los artrópodos se desempeñan como consumidores primarios (por ejemplo, hemípteros y lepidópteros), secundarios y hasta terciarios (como arañas y miriápodos), y también como detritívoros (entre ellos isópteros y coleópteros) (Triplehorn & Johnson, 2005). Sin embargo, su vez son consumidos por otros animales, como aves, peces y mamíferos. Por tanto, los artrópodos son los seres vivos que conectan la biomasa vegetal y la biomasa animal.

2.3.1 Artrópodos del suelo y hojarasca

En el 2015, la FAO declaró el año internacional de los suelos y expresó: “No hay un lugar en la naturaleza con mayor concentración de especies que los suelos...un típico suelo sano puede albergar varias especies de animales vertebrados, diversas especies de lombrices de tierra, entre 20 y 30 especies de ácaros, unas 50-100 especies de insectos, decenas de especies de nemátodos, centenares y quizás miles de especies de hongos” (FAO 2015). Aquella biodiversidad es el soporte para la función reguladora que desarrolla el factor biológico en el suelo; y en ella se distinguen principalmente a los microorganismos, encargados de la descomposición, y a los invertebrados, que desarrollan distintas funciones (Lavelle, 1996). Considerando si producen estructuras en el suelo y la naturaleza de aquellas, los roles que cumplen los invertebrados se pueden organizar en 3 grupos funcionales: los microdepredadores, los transformadores de hojarasca y los ingenieros del ecosistema. Los microdepredadores abarcan a los protozarios y nemátodos que, aunque no construyen estructuras, participan de la mineralización de la materia orgánica cuando consumen microorganismos. Los transformadores de la hojarasca son los oligoquetos y artrópodos que producen pellets fecales de estructura holorgánica y participan en la humidificación. Finalmente, ingenieros de los ecosistemas es la denominación que se les

da a las hormigas y termitas, que son eficientes excavadores que producen gránulos, montículos y nidos y forman poros, galerías y cámaras. (Lavelle, 1996). Además de la importancia funcional de este grupo, los invertebrados destacan en la biota edáfica porque abarcan el 90% de biomasa animal (Hole, 1981)

En el sistema suelo-hojarasca, los artrópodos presentan una gran diversidad, que permite observarlos creando microambientes y brindando una gran diversidad de recursos alimenticios (Hättenschwiler *et al.*, 2005). Así, durante el desarrollo de actividades como desplazamiento, alimentación, construcción de nidos y colonias, elaboración de trampas, traslado de estiércol, depósito de fecas o metamorfosis; los artrópodos (entre ellos grillo topos, hormigas, termitas, milpiés, isópodos, escarabajos, larvas de dípteros y coleópteros, avispas, ninfas de cigarra, arañas, ácaros y colémbolos) mezclan capas de suelo, aumentan la cantidad de materia orgánica, ablandan el suelo, forman y destruyen gránulos de suelo, forman montículos, túneles, cámaras y hasta los rellenan (Hole, 1981).

En cuanto a la descomposición, proceso que permite la disponibilidad de nutrientes para el crecimiento vegetal (Hättenschwiler *et al.*, 2005), la labor que realiza la mesofauna y macrofauna (artrópodos) reside en la fragmentación y consumo de hojarasca, y el consumo y alteración de los detritos y microbios (Mikola *et al.*, 2002). Así, por ejemplo, la actividad de milpiés e isópodos fragmentando y consumiendo detritos, estimulan la actividad microbiana (Hättenschwiler *et al.*, 2005). De hecho, se conoce que la mesofauna del suelo y la hojarasca es un factor que influye en las tasas de descomposición (Brussaard *et al.*, 2007; Fujii *et al.*, 2018; Smith & Bradford, 2003), afectándolas aún más, si se trata de ecosistemas perturbados o en transición (Frouz, 2018). Así mismo, la diversidad de especies de artrópodos de la hojarasca influencia las tasas de recambio de carbono y de nutrientes (Hättenschwiler *et al.*, 2005).

En consecuencia, la importancia de los artrópodos del suelo y la hojarasca los ha llevado a ser objeto de estudios de diversidad, de interacciones tróficas y de dinámica de comunidades (Hajian-Forooshani *et al.*, 2020). Así como también, ser considerados como indicadores de la condición del suelo y del estado de estrés (Parisi *et al.*, 2005; Palacios-Vargas, 2007, Dahlsjö *et al.*, 2019) y, hasta utilizados para diferenciar estrategias de restauración en bosques tropicales (Cole *et al.*, 2016).

2.3.2 Artrópodos como bioindicadores de restauración

Los artrópodos poseen varios rasgos que los convierten en buenos bioindicadores: son el grupo animal más diverso específica y funcionalmente, sus poblaciones se presentan en cantidades considerables, son relativamente sencillos de determinar taxonómicamente, y su colecta no es restringida a diferencia de los vertebrados (Kremen *et al.*, 1993). Además, la capacidad de reflejar la heterogeneidad del hábitat convierte a la comunidad de artrópodos en un grupo útil para la evaluación del manejo de ecosistemas boscosos (Maleque *et al.*, 2006). Asimismo, la evaluación de la comunidad de artrópodos es recomendable para conocer los niveles de recuperación de los procesos ecológicos del suelo (Longcore, 2003) y evaluar la calidad y salud del suelo (Palacios-Vargas *et al.*, 2007). De ahí que sea el segundo componente (luego de la vegetación) mayormente estudiado en la evaluación de la restauración de ecosistemas terrestres (Meli *et al.*, 2017); donde cumplen un rol importante en la descomposición de la materia orgánica (Nakamura *et al.*, 2007). De esta manera, artrópodos como milpiés, hormigas, isópodos, anfípodos, han sido utilizados para diferenciar zonas perturbadas en un bosque tropical (Nakamura *et al.*, 2003). Mientras que el estudio únicamente de hormigas, basado en su diversidad específica, ha permitido conocer el progreso de la restauración de zonas mineras en bosques. (Majer & Nichols, 1998; Gollan *et al.*, 2011). Por tales motivos, los artrópodos del suelo y la hojarasca han sido utilizados para indicar prioridades de conservación y evaluar la restauración en bosques tropicales (Anderson & Ashe, 2000; Nakamura *et al.*, 2003).

III. METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó dentro del Parque Nacional Río Abiseo ubicado dentro de la cuenca del Río Huallaga, en el distrito de Huicungo de la provincia Mariscal Cáceres del departamento de San Martín (D.S. N°064-83-AG, 1983). El PNRA presenta una extensión de 274 520 ha y abarca un muy amplio gradiente altitudinal, desde 700 m s.n.m. hasta los 4 200 m s.n.m., que le otorga heterogeneidad ambiental y biológica (León *et al.*, 2010). Además, se encuentra en la cuenca alta del río Abiseo y abarca principalmente tres ríos, Montecristo, Tumac y Apisoncho (Leo & Romo 1992). Biogeográficamente, soporta una gran diversidad ecológica al comprender siete zonas de vida: páramo pluvial subalpino, bosque pluvial montano, bosque pluvial montano bajo, bosque pluvial premontano, bosque muy húmedo premontano, bosque muy húmedo montano y bosque muy húmedo montano bajo (Young & León, 1988). El objetivo principal del establecimiento del PNRA reside en preservar el estado natural de su flora y fauna y mantener el equilibrio ecológico de sus bosques (D.S. N°064-83-AG, 1983), con énfasis en la conservación de los bosques nublados de ceja de selva y selva alta, ecosistemas caracterizados por su alto endemismo (Leo, 1995). Cabe resaltar que el PNRA además de poseer la categoría máxima de protección de las áreas naturales protegidas del Perú, ha sido reconocido Patrimonio mixto por la UNESCO desde 1992, es decir, también representa un importante valor por sus propiedades culturales (UNESCO, 2015).

Específicamente, esta investigación se llevó a cabo en la región suroccidental del PNRA, en zonas circundantes a la estación biológica La Sata (Figura 1). La estación se ubica en la cuenca media del Río Abiseo, en las coordenadas geográficas 7°58'06.1"S 77°17'42.8"W y a una altitud aproximada de 2 600 m s.n.m; a la cual se accede a través del distrito de Llacuabamba (La Libertad). Su construcción se estructuró aprovechando los cimientos de un antiguo aserradero, propiedad de pobladores que practicaron la tala selectiva y el pastoreo. Aquellas actividades repercutieron en los bosques montanos naturales de la zona por aproximadamente 30 años y cesaron en 1986, luego del establecimiento del PNRA.

Tras la protección del área, se inició un proceso de restauración pasiva del ecosistema (Leo, comunicación personal, Julio 2018). En consecuencia, actualmente se distinguen tres tipos de áreas en restauración: bosque secundario en ladera, bosque secundario con sotobosque pisoteado y equisetal; áreas que son motivo de comparación en la presente investigación (Figura 2). A continuación, su descripción según su vegetación y grado de perturbación.

1. Bosque secundario en ladera: área más alejada a la estación biológica y con mayor pendiente respecto al resto, en consecuencia, con menor impacto por las actividades humanas. De acuerdo con su fisionomía, recuerda a un bosque, con dosel cubierto y casi nula presencia de claros.
2. Bosque secundario con sotobosque pisoteado: área cercana a la estación biológica, con antecedentes y evidencias de desplazamiento de ganado. Este bosque se distingue por zonas de compactación del suelo y por la presencia de claros.
3. Equisetal: área muy cercana a la estación biológica, con notorio impacto de tala y de actividad ganadera. Respecto al paisaje, su cobertura de dosel es nula y con predominio de un tipo de “Cola de caballo” *Equisetum* sp.

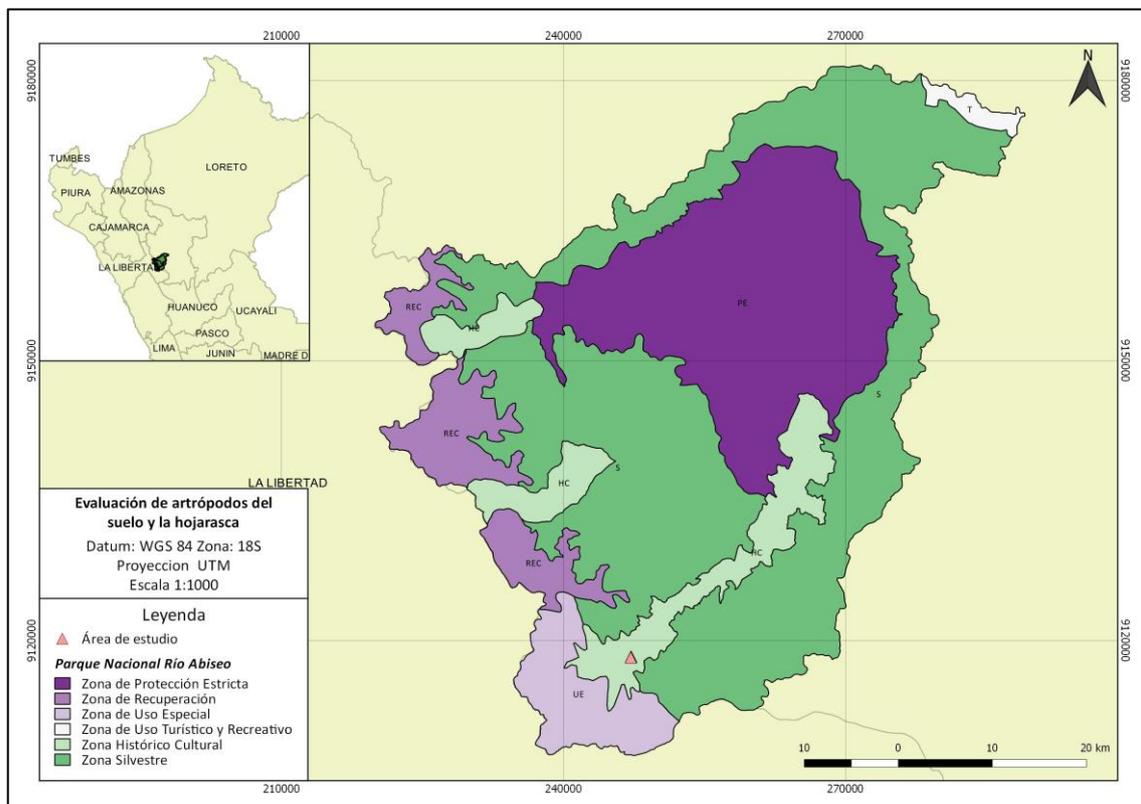


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio dentro del Parque Nacional Río Abiseo



Figura 2. Estación biológica La Sata y zonas circundantes.

FUENTE: Apeco.

3.2 MÉTODOS

3.2.1 Evaluación de las comunidades de artrópodos de hojarasca

3.2.1.1 Establecimiento de estaciones de muestreo

En cada una de las tres áreas en diferente estado de restauración identificadas en la zona de estudio: bosque secundario en ladera (BL), bosque secundario con sotobosque pisoteado (BP) y equisetel (PA), se establecieron tres estaciones de muestreo para la evaluación de la artropodofauna. Las estaciones de muestreo consistieron en transectos lineales de 100 metros cada una, con 10 metros de distancia aproximadamente entre ellos. Para facilitar la comparación de los datos entre las áreas y evitar la exclusión de información por diferencia de esfuerzos, en todos los transectos se definieron 10 puntos de muestreo (Figura 3) distanciados 10 metros entre ellos (Hill & Hamer, 2004; Olson, 1994). Sin embargo, al finalizar la fase de campo solo se consideró 27 puntos de muestreo por área, es decir, un total de 81 puntos de muestreo en todo el estudio (Anexo 1, Anexo 2).

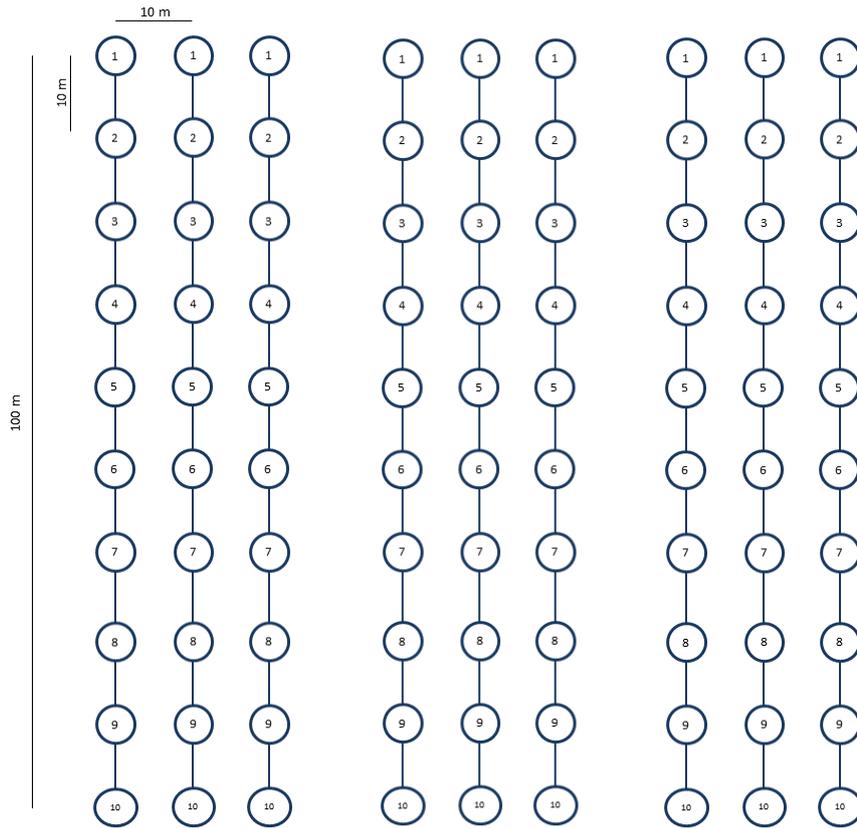


Figura 3. Distribución de los 90 puntos de muestreo.

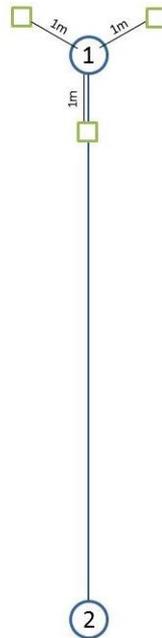


Figura 4. Diseño de la toma de submuestras de suelo y hojarasca.

3.2.1.2 Colecta y tratamientos de muestras

La colecta de las muestras se realizó durante la época seca de la zona, específicamente desde el 2 de agosto al 23 de agosto del 2018. Para aminorar el efecto de la variabilidad del tiempo meteorológico sobre el recojo de las muestras de suelo y hojarasca, se visitaron tres puntos de muestreo de cada una de las tres áreas (BL, BP y PA) durante un mismo día y en horas cercanas. La colecta de los artrópodos del suelo y de la hojarasca se efectuó mediante colecta manual y uso de extractores Winkler (Schauff, 2001), procedimiento utilizado por varios autores para muestrear artrópodos de hojarasca (Belshaw & Bolton, 1993; Olson, 1994; Adis, 2002; Thorsen *et al.*, 2004; Cole *et al.*, 2016;) y recomendada tanto para elaboración de inventarios (Ivanov & Keiper, 2009) como para estudios cuantitativos (Sabu *et al.*, 2011).

Con la finalidad de obtener una muestra representativa de la artropodofauna de cada uno de los puntos a evaluar, se recogieron tres submuestras de suelo y hojarasca a una distancia aproximada de un metro a la redonda del punto de muestreo definido (Figura 4). Para ello, se elaboró un cuadrante de 18.25 cm x 18.25 cm de área, que se puso sobre la superficie y con palas pequeñas se recogió el suelo y la hojarasca incluida dentro del cuadrado, hasta 6 cm de profundidad aproximadamente (Anexo 3). Las tres submuestras (que sumaban en total 0.1 m²) pertenecientes a un mismo punto de muestreo se reservaron juntas en una bolsa de tela que se rotuló con el código correspondiente al punto de muestreo (Ferrenberg *et al.*, 2016).

Luego la muestra se tamizó en un cernidor Winkler de 5 mm x 5 mm de abertura de malla (Figura 5) sacudiendo energéticamente para la separación de elementos de mayor tamaño, como ramitas, piedras y raíces tupidas. Estos elementos se revisaron manualmente con pinzas entomológicas en búsqueda de artrópodos, mientras que, el material cernido cayó sobre una bandeja blanca de 5 cm de alto donde se revisó rápidamente utilizando pinzas entomológicas finas (Anexo 4). Posteriormente, el material cernido se trasladó cuidadosamente a una bolsa de malla y se colocó dentro de un extractor Winkler (también conocido como saco Winkler, Figura 6) que en su zona inferior disponía de un frasco plástico de boca ancha de 200 ml de capacidad. A continuación, los extractores preparados (codificados adecuadamente) se ubicaron al aire libre y bajo protección de las precipitaciones durante tres días, en espera del desplazamiento de los artrópodos hacia los frascos. Luego de ese tiempo, se retiraron los frascos de los sacos Winkler y se llenaron con etanol al 70%. Dentro de cada frasco se introdujo una etiqueta indicando el código del

punto de muestreo y la fecha de colecta. Finalmente, los recipientes se cerraron herméticamente para preservar los artrópodos hasta su análisis en la ciudad de Lima.



Figura 5. Materiales para el tamizaje de artrópodos del suelo y la hojarasca.

FUENTE: José Rosas Rojas



Figura 6. Colocación de extractores winkler para la recolecta de artrópodos del suelo y la hojarasca.

FUENTE: José Rosas Rojas

3.2.1.3 Determinación taxonómica de artrópodos

Las muestras de artrópodos se procesaron en el Laboratorio de Ecología de Artrópodos, del Departamento de Biología en la Universidad Nacional Agraria La Molina, en Lima. En principio, estas se observaron en placas Petri bajo el microscopio estereoscópico Carl Zeiss Stemi SV6 (de un aumento de hasta 40x) y se separaron distinguiendo dos grupos: insectos y otros artrópodos (arañas, opiliones, ácaros, etc). Los especímenes separados se reservaron en pequeños frascos de vidrio con etanol al 70% y se etiquetaron según la estación y punto de muestreo. Posteriormente, se ordenaron y contabilizaron según morfoespecies, para luego, ser determinadas taxonómicamente hasta el nivel más específico posible (The lowest practical taxonomic level, Bang & Faeth, 2011). Las morfoespecies se nombraron colocando la última categoría taxonómica determinada más un número arábico (Oliver & Beattie, 1993). En el caso de los especímenes de la clase Hexapoda, en su mayoría, se alcanzó el nivel de familia. En tanto, los demás artrópodos, se reconocieron hasta el nivel de orden, utilizando principalmente los libros *Amazonian Arachnida and Myriapoda* y *Spider families of the world*, además de las publicaciones de Bright & Bouchard, 2008, Rafael *et al.*, 2012, Jocqué & Dippenaar-Schoeman, 2006, entre otros. También, se consultó con la especialista en arácnidos del Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de San Marcos, Diana Silva, sobre la taxonomía de las arañas y opiliones colectados, logrando reconocerlos hasta el nivel de familia. Por otro lado, los especímenes de la subclase Acari se contabilizaron en un solo grupo.

La información obtenida se organizó en tablas y gráficos en Excel 2010, registrándose la abundancia de morfoespecies por punto de muestreo y considerando estadios juveniles de insectos cuando estos representaban un rol trófico distinto a sus adultos. Por último, los individuos adultos mejor conservados se prepararon para su posterior depósito en la colección científica acreditada del Departamento de Entomología del Museo de Historia Natural de San Marcos.

3.2.2 Análisis de datos

3.2.2.1 Esfuerzo de muestreo

Previamente al análisis de la diversidad y composición de las tres comunidades, se midió el esfuerzo de muestreo realizado en cada área a fin de conocer su suficiencia en la

predicción de la riqueza e indagar la validez de los datos obtenidos para su comparación con otros estudios (Moreno, 2001 y Calderón-Patrón *et al.*, 2012). Por tanto, se elaboraron curvas de acumulación de especies, una de las tres formas para calcular el esfuerzo de muestreo recomendadas por Magurran y McGill (2011) y se obtuvieron los estimadores de riqueza Chao 1 y ACE. Para las curvas de acumulación de especies se consideró como esfuerzo al número de individuos, debido a la alta y desconocida diversidad del grupo estudiado (Moreno & Halffter, 2000, 2001) y por la variación notable de la densidad de artrópodos entre las tres áreas evaluadas. Además, antes de su elaboración se aleatorizó el orden de agregación de las muestras a través del programa EstimateS (Colwell, 2013) para evitar los efectos del orden de los datos sobre la forma de la curva (Moreno, 2001). Los gráficos se realizaron en el programa libre Species accumulation Functions creado por Eloísa Díaz-Frances CIMAT, donde se ajustaron a los modelos exponencial y Clench, (Soberon & Llorente, 1993).

Los estimadores de riqueza se calcularon considerando la fórmula clásica de Chao 1 para las áreas boscosas (BL y BP) por indicar varianza mayor a 0.5 y, la fórmula corregida de Chao 1 para el área de Equisetal. Este procedimiento se desarrolló en el programa EstimateS (Colwell, 2013). Luego, la riqueza observada, los valores estimados promedios y los intervalos de confianza al 95% se graficaron en Excel 2010.

Adicionalmente, se halló el *coverage* (cobertura de muestreo, en español) en cada una de las áreas. Un reciente concepto que pretende resolver el problema que surge cuando se aplica un igual esfuerzo de muestreo sobre comunidades muy diferenciadas en diversidad impidiendo una representación fiel de la diversidad que contienen, en el sentido que una comunidad más diversa requiere el muestreo de más individuos en comparación con una comunidad menos diversa (Roswell *et al.*, 2021). Su cálculo se llevó a cabo en el software para la interpolación y extrapolación de la diversidad de especies “iNEXT” (Chao *et al.* 2016).

3.2.2.2 Riqueza específica, abundancia y densidad de artrópodos totales

Se calcularon la riqueza específica, la abundancia y la densidad de la totalidad de artrópodos del suelo y hojarasca colectados. La riqueza específica se consideró como el conteo total de morfoespecies y, la abundancia, como el conteo total de individuos colectados. Además, se calculó las variables anteriores para cada clase y orden de

artrópodos. Los resultados se presentan mediante un gráfico circular y una tabla resumen elaborados en el programa Excel 2010.

3.2.2.3 Estructura comunitaria de los artrópodos del suelo y hojarasca según el área en restauración

3.2.2.3.1 Composición taxonómica de las comunidades de artrópodos

La composición taxonómica de cada una de las tres comunidades (propias de cada área en restauración) se presenta mediante listados de morfoespecies. Además, se incluye un gráfico de barras acumuladas de la riqueza de los órdenes con mínimo dos morfoespecies presentes, y un diagrama de Venn para distinguir los órdenes no compartidos entre las comunidades.

3.2.2.3.2 Riqueza, abundancia y densidad de las comunidades de artrópodos

Para cada área se cuantificó (a) la riqueza específica, mediante el conteo del número de morfoespecies; (b) la abundancia, mediante el conteo de individuos; (c) la abundancia relativa y (d) la densidad como la división del número de individuos hallados entre el área muestreada en cada punto de muestreo (0.1 m²). Posteriormente, se halló la media geométrica y la mediana de los valores obtenidos para cada área en restauración. Además, la riqueza y abundancia totales para cada área se presentan a través de un gráfico de barras y de línea creado en Excel 2010.

3.2.2.3.3 Diversidad alfa de las comunidades de artrópodos

Frente a la gran variedad de formas de medir la diversidad alfa y bajo el objetivo de realizar la comparación en un sentido más ecológico se utilizaron los índices de diversidad que consideran tanto la riqueza como la equidad de especies (Moreno, 2001). Se calculó el índice de Shannon (H') en nits porque mide la entropía considerando tanto el número de especies como su distribución (es decir, sus abundancias) y así refleja la diversidad alfa, entendida como la composición de las especies en una comunidad (Legendre & Legendre, 1998). Además, se obtuvo el índice de Simpson (1-D), caracterizado por incluir la dominancia de especies, dado que la matriz de datos contaba con algunas morfoespecies muy superiores en abundancia. Por último, se eligió el índice de equidad de Pielou (J') por para realizar una descripción más íntegra de la diversidad.

Sin embargo, debido a la alta dependencia del índice de Shannon con la riqueza de especies (Strong, 2016) y la consistente crítica de su uso (Borcard *et al.*, 2018) también se realizó el cálculo de los números efectivos desarrollado por Hill. Los números de Hill, además, permiten una comparación de resultados más práctica y con menos posibilidad de caer en imprecisiones matemáticas durante sus interpretaciones, pues sus valores se expresan en números de especies, a diferencia del índice de Shannon expresado en unidades de información que varían según la base del logaritmo utilizado y que no son comparables aritméticamente (Moreno *et al.*, 2011, Jost & González-Oreja, 2012, Jost *et al.* 2011, Jost 2006). Al mismo tiempo, la diversidad calculada con los números efectivos depende de una sola fórmula que varía según la abundancia relativa de especies y el exponente q (orden) (Jost, 2006). En tal sentido, se elaboraron perfiles de diversidad (empíricos y estimados), gráficos que permiten obtener un panorama completo de la variación de la diversidad a varios niveles de q y que facilitan la comparación entre comunidades (Chao & Jost, 2015).

El cálculo de los índices para cada punto de muestreo se realizó a través del programa Past 2.17c (Hammer *et al.*, 2001). Posteriormente, los números efectivos se hallaron mediante fórmulas en Excel. Por último, los perfiles de diversidad se generaron gracias al software iNEXT (Chao *et al.*, 2016).

3.2.2.4 Comparación de las comunidades de artrópodos del suelo y hojarasca

Previamente se presentaron comparaciones de la riqueza, abundancia y densidad con base en estadística descriptiva. No obstante, ese tipo de análisis resulta insuficiente e incompleto para datos ecológicos, pues al dejar de lado la dependencia de las variables (con el fin de encajar al supuesto de independencia necesario para la estadística simple) pierde el valioso aporte que las relaciones -no poco comunes- entre variables contienen para la interpretación de fenómenos en ecología, por ejemplo, cuando se considera a cada especie como una variable (Legendre & Legendre, 1998). En este sentido, con la finalidad de tratar a las comunidades de artrópodos de forma integral, la matriz de datos de morfoespecies según sitio de muestreo se sometió a análisis multivariados exploratorios y de inferencia.

3.2.2.4.1 Análisis exploratorios de similitud entre comunidades

A fin de distinguir tendencias de agrupación de las estaciones de muestreo se aplicaron análisis exploratorios de clasificación y de ordenación (Dytham, 2011). Como método de

clasificación se generó un dendrograma jerárquico utilizando el algoritmo de promedios no ponderados de grupos pareados, que se basa en promediar las distancias de todos los miembros de cada par de grupos (Hammer, 2020). En ese sentido, se calcularon las distancias según el índice de similitud de Bray Curtis, ampliamente recomendado para el análisis de matrices de abundancia de especies (Anderson, 2001); sin embargo, el dendrograma obtenido no lograba representar agrupaciones adecuadas. Por ello, se elaboró un dendrograma excluyendo al grupo Acari, el cual debido a sus altos valores de abundancia podría haber afectado al índice. Además, se ensayó con un índice de presencia/ausencia, Raup-Crick, en ambas situaciones (matriz completa y matriz sin Acari). Respecto a los métodos de ordenación, los cuales se enfocan en reducir la dimensionalidad para observar patrones (Anderson, 2001), se realizó el análisis de correspondencia (CA) y el escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), considerando al índice de Bray Curtis y al índice Raup-Crick como medidas de similaridad debido a lo observado durante el análisis cluster. El análisis de correspondencia es sugerido para datos cuantitativos discretos como conteos y biomasa, siendo el análogo del análisis de componentes principales para matrices de especies; en tanto, el NMDS es un método basado en la distancia chi cuadrado y el ranqueo de diferencias (Greenacre & Primicerio, 2014 y Hammer, 2020).

3.2.2.4.2 Análisis NPMANOVA

Finalmente, para una comparación significativa estadísticamente de las tres áreas en diferente estado de restauración se realizó la prueba no paramétrica NPMANOVA o llamada también PerMANOVA (Hammer, 2020). Como en los análisis anteriores, esta prueba se realizó considerando como medidas de distancia el método de Bray-Curtis y de Raup-Crick, el primero por su amplio uso y el segundo por la dominancia de especies raras en la matriz de datos. Estas pruebas se aplicaron sobre la matriz completa de morfoespecies y la matriz que excluía al grupo Acari. También, este análisis se realizó según las agrupaciones sugeridas por los análisis exploratorios. Todas las pruebas se realizaron en el programa Past 2.17c a través de 9999 permutaciones y sometiendo los p-valores a la corrección de Bonferroni.

3.2.2.5 Similitud composicional y diversidad Beta

Whittaker (1977) definió a la diversidad beta como el cambio o reemplazo de especies entre comunidades. La diversidad beta se calcula en situaciones que expresen un gradiente, ya sea espacial o temporal, por ejemplo, entre comunidades de parches continuos, pero de diferente tipo de vegetación, entre comunidades de parches alejados del mismo tipo de vegetación y entre la composición de especies en un fragmento o tipo de vegetación medida en diferentes tiempos (Halffter *et al.* 2001). Existen diferentes formas de medir la diversidad beta. Por un lado, a través de índices de similitud/disimilitud que, además, pueden ser calculados partiendo de matrices de riqueza y de abundancia. Y, por la *partitioning* de la diversidad.

En esta investigación se pretendió conocer la diversidad beta de las tres comunidades ubicadas cada una en áreas de distinto nivel de restauración y, por ende, con vegetación diferenciada. Por tanto, se aplicó la propuesta de Chao & Chiu (2016), que unifica el uso de los índices de similitud generalizados y los números efectivos para su aplicación en N-comunidades. Tal método, permiten apreciar las diferencias de diversidad a varios niveles, total de especies, las especies típicas y las especies dominantes, cuando se cambia el valor del orden (Jost, 2007). Los cálculos de esta sección se obtuvieron mediante el programa SpadeR (Chao *et al.*, 2015), a partir de los datos de frecuencia de todas las morfoespecies y también excluyendo al grupo Acari debido al efecto de su alta abundancia sobre el índice.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Esfuerzo de muestreo

Las curvas de acumulación de especies generadas en cada área (Figura 7) demostraron ajustarse debidamente a los modelos Exponencial y Clench, aunque con un ligero mejor ajuste a la función exponencial en BL y BP. Sin embargo, se consideró la riqueza total predicha (asíntota) del modelo de Clench debido a la naturaleza de muestreo, realizado sobre un taxón poco conocido y con especies raras, que normalmente tienden a alcanzar la asíntota a mayor esfuerzo (Soberon & Llorente, 1993). Los valores de riquezas totales calculados para las tres áreas indican que se requiere de un mayor esfuerzo para conocer la riqueza del lugar, es decir, se requieren colectas de más individuos para conocer la diversidad de esta zona, aspecto que se comprende por la alta riqueza y endemismo que albergan los boques montanos nublados. Así también, los estimadores Chao 1 y ACE demostraron que se requiere un incremento del esfuerzo de muestreo del 50 por ciento aproximadamente. Sin embargo, el esfuerzo realizado para las tres áreas es similar, habiéndose muestreado el 40 por ciento, 55 por ciento y 52 por ciento, de la riqueza estimada para BL, BP y PA, respectivamente; resultados que permiten la comparación entre ellos (Figura 8).

Finalmente, de acuerdo con las estimaciones de *coverage* (Tabla 1), cercanas a 1, la diversidad de las tres comunidades se encuentra debidamente representada en el muestreo realizado. Es decir, la completitud del muestreo es adecuada y similar en cada área, por tanto, las muestras de las comunidades son comparables.

Tabla 1: Valores de la cobertura de muestreo de cada área en restauración.

	BL	BP	PA
Tamaño de muestreo	1756	1946	1172
Número de especies observadas	165	144	69
Estimador <i>coverage</i>	0.9448	0.961	0.9667

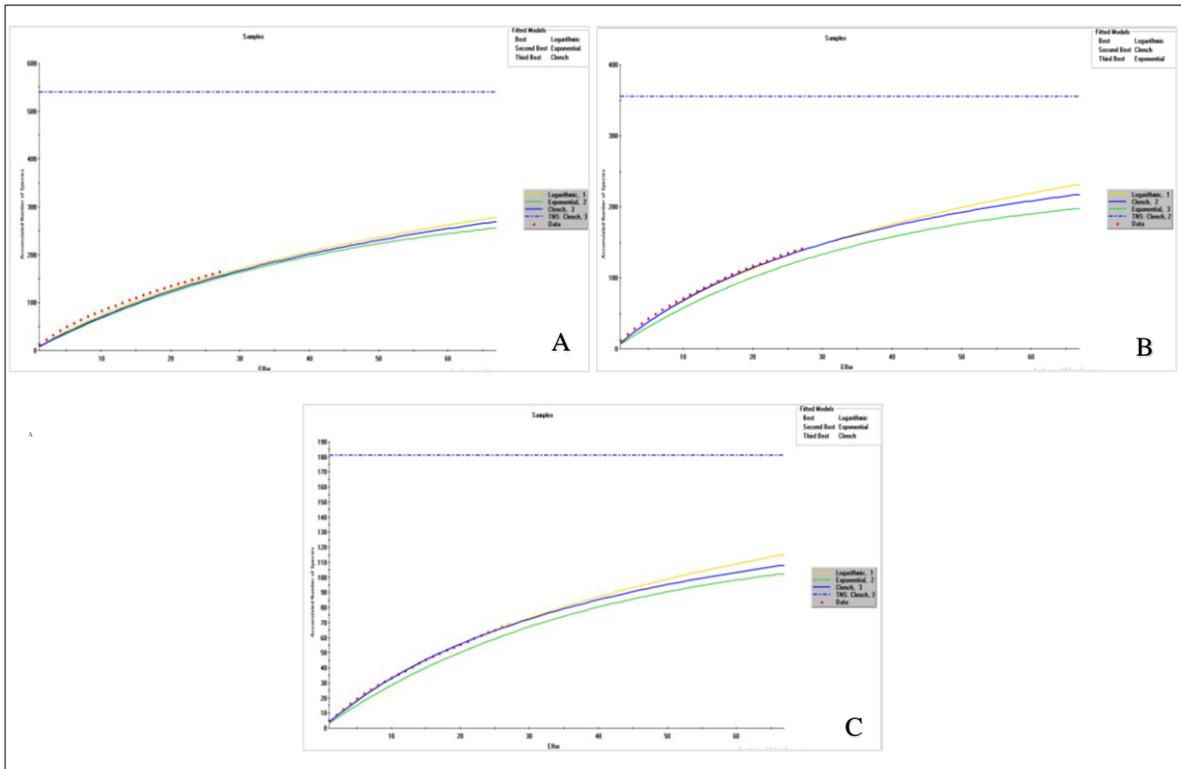


Figura 7. Curva de acumulación de especies. A) Bosque de ladera, B) Bosque pisoteado y C) Equisetal.

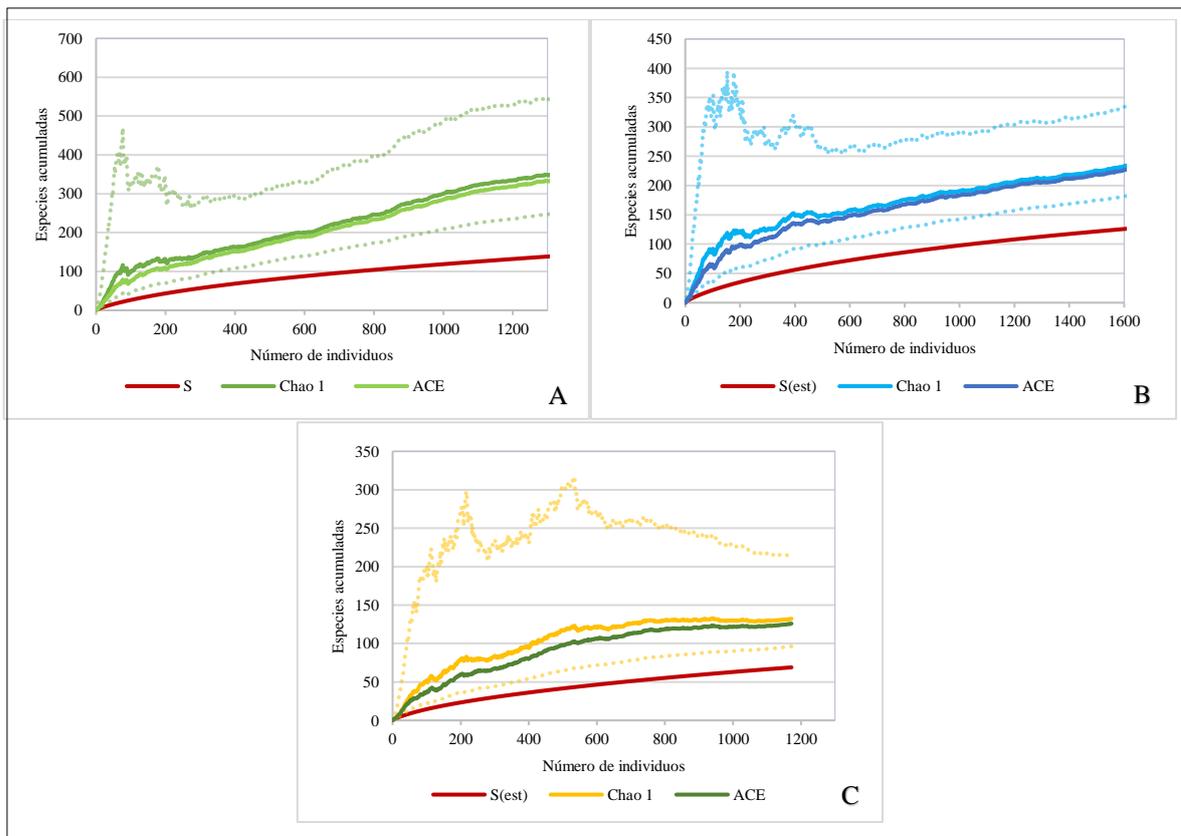


Figura 8. Riqueza observada y estimada por Chao1 (incluido su intervalo de confianza al 95%) y ACE, según el número de individuos. A) Bosque de ladera, B) Bosque pisoteado y C) Equisetal.

4.2 Riqueza, abundancia y densidad de artrópodos

De los 81 puntos de muestreo se colectaron 4874 individuos (densidad total 601.73 ind/m²) pertenecientes al phylum de artrópodos, distribuidos en cinco clases: Arachnida, Chilopoda, Diplopoda, Insecta y Malacostraca. Los organismos colectados se ordenaron en 274 morfoespecies y el grupo Acari (Tabla 2), resultando una riqueza total de 275. De tales morfoespecies, 218 se hallaron en estadio adulto, 46 en larva y 11 en ninfa. Los individuos en estadio larval pertenecieron a Diptera, Lepidoptera, Neuroptera y Protura, órdenes representados solo en dicho estadio de desarrollo; y a algunas familias de Coleoptera (Scarabaeidae y Elateridae). En cuanto a las ninfas, todas ellas correspondieron al orden Hemiptera (Fulgoroidea, Deltocephalinae, Heteroptera, Pentatomidae y Reduviidae).

De acuerdo con la riqueza según clase, Insecta destaca al abarcar el 76% del total de morfoespecies, en gran medida gracias a la diversidad del orden Coleoptera (116 morfoespecies); mientras que, la clase Malacostraca presenta la menor diversidad con 9 morfoespecies en su único orden hallado (Isopoda). Respecto a la abundancia según clase, Arachnida (70% y 425.68 ind/m²) destaca debido a la cuantiosa presencia de la subclase Acari (Figura 9); sin embargo, si los ácaros se excluyen, la clase Insecta también resaltaría en abundancia con el 17% del total de individuos (103.46 ind / m²). Por otro lado, Malacostraca también resulta ser la clase menos abundante, con menos del 1% de la abundancia total (8.02 ind/m²).

De esta manera, se observa la presencia de dos gremios tróficos fundamentales para el sistema hojarasca-suelo: depredadores y detritívoros, los cuales son elementos claves en la red trófica terrestre; por ejemplo, los ácaros, isópodos, diplópodos, larvas de dípteros y coleópteros, que participan en la fragmentación de la materia orgánica vegetal (Dickinson & Pugh, 1974). Asimismo, arácnidos como las arañas y pseudoescorpiones que cumplen el rol de depredadores reflejando en sus patrones una mayor variedad de microhábitats (Cole *et al.*, 2016).

Tabla 2: Valores y porcentajes de riqueza y abundancia de artrópodos según clase y orden.

Clase	Morfoespecies		Individuos	
	Orden	N°	N°	%
Arachnida		29	3363	69.53
Aranae		21	55	1.11
ND*		-	3291	68.08
Opiliones		6	11	0.22
Pseudoscorpiones		2	6	0.12
Chilopoda		9	224	4.52
Geophilomorpha		2	183	3.69
Lithobiomorpha		2	27	0.54
Scolopendromorpha		5	14	0.28
Diplopoda		19	384	7.74
Glomerida cf.		1	1	0.02
Glomeridesmida cf.		1	4	0.08
Polydesmida		8	258	5.20
Siphonophorida		2	32	0.65
Spirobolida		1	2	0.04
Spirostreptida		6	87	1.75
Insecta		208	838	16.90
Auchenorrhyncha		11	21	0.42
Blattodea		4	26	0.52
Coleoptera		116	493	9.94
Dermaptera		2	12	0.24
Diptera (L)		8	49	0.99
Heteroptera		22	75	1.51
Hymenoptera		20	100	2.02
Lepidoptera (L)		14	37	0.75
Neuroptera (L)		3	3	0.06
Orthoptera		4	12	0.24
Protura (L)		1	1	0.02
Psocoptera		1	1	0.02
Sternorrhyncha		2	8	0.16
Malacostraca		9	65	1.31
Isopoda		9	65	1.31
Total		274	4874	100

Nota: *Subclase Acari. (L): Colectados en estado larval.

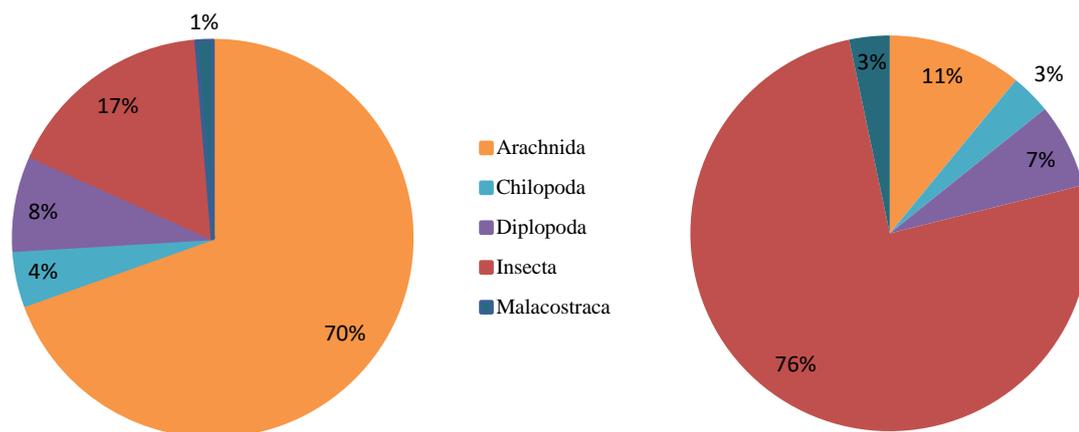


Figura 9. Abundancia (izquierda) y riqueza (derecha) de clases de artrópodos.

4.3 Estructura comunitaria de los artrópodos del suelo y hojarasca según el área en restauración

4.3.1 Composición taxonómica de las comunidades de artrópodos

Las tres comunidades de artrópodos del suelo y hojarasca tuvieron organismos de las 5 clases: Arachnida, Chilopoda, Diplopoda, Insecta y Malacostraca. Sin embargo, a nivel de orden sí se observaron diferencias. Entre los órdenes hallados en las 3 áreas se encuentran Acari, Aranae, Auchenorrhyncha, Stenorrhyncha, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Heteroptera, Hymenoptera, Isópoda, Lepidóptera, Orthoptera, Spirostreptida, Polydesmida, Scolopendromorpha y Geophilomorpha; mientras que Glomeridesmida, Protura y Pseudoescorpiones solo formaron parte de la comunidad del bosque de ladera; y Psocóptera y Glomerida, solo del bosque pisoteado (Figura 10). Es importante señalar que la presencia de Pseudoescorpiones y Glomeridesmida solo en el bosque de ladera podría indicar un mayor avance en la recuperación de esta área en comparación a las demás, debido a su desempeño como depredadores y detritívoros (Longcore, 2003).

En cuanto a la distribución de morfoespecies dentro de los órdenes más diversos, esta indica que el orden con la mayor diversidad de morfoespecies en las 3 áreas es Coleoptera, seguido de Heteroptera, Hymenoptera y Aranae (Figura 11). Tales órdenes (además de los ácaros) generalmente son de mayor abundancia en las comunidades de artrópodos del suelo y la hojarasca (Cole *et al.*, 2016). A pesar de que estos órdenes resaltan en las tres áreas, su riqueza de morfoespecies es diferenciada, descendiendo de acuerdo con nivel de recuperación del área (Figura 11). Así mismo sucede con el número de morfoespecies

totales que conforman cada comunidad, observándose valores cercanos entre BL y BP, con 165 y 144, respectivamente; y un valor distante en PA, con 69 morfoespecies (Tabla 3).

De acuerdo con Cole *et al.* (2016) y Longore (2003), los patrones de morfoespecies detritívoras y depredadoras son capaces de indicar una mayor complejidad de las estructuras tróficas y una mayor variedad de la hojarasca y vegetación. En este estudio, la presencia-ausencia de estos grupos funcionales revela diferencias sustanciales en cuanto al avance de la restauración de cada área. En el bosque de ladera se halló una mayor riqueza de detritívoros, específicamente de curculiónidos, diplópodos e isópodos, con una diferencia marcada respecto al equisetal. Sin embargo, Dermaptera y Blattodea, también detritívoros, sí presentaron riquezas similares en las tres áreas, aunque con bajos valores. Respecto a los depredadores, también el bosque de ladera y el bosque pisoteado presentaron más riqueza de morfoespecies en comparación del equisetal, presentando aproximadamente el doble de arañas, estafilínidos, carábidos y redúvidos (Tabla 3).

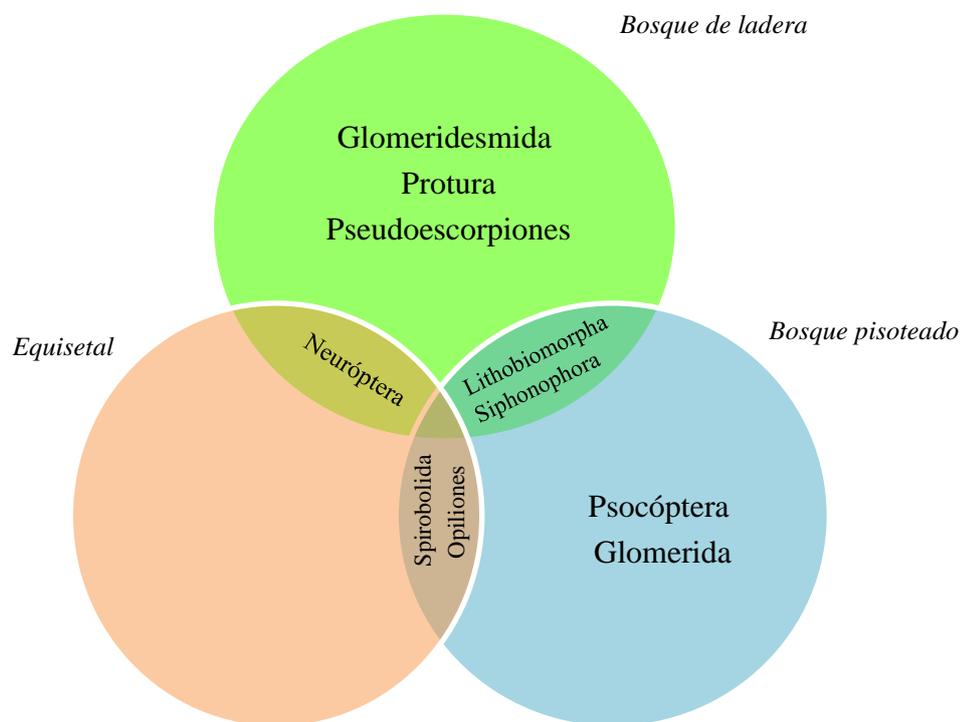


Figura 10. Órdenes de artrópodos no compartidos entre las tres áreas en restauración.

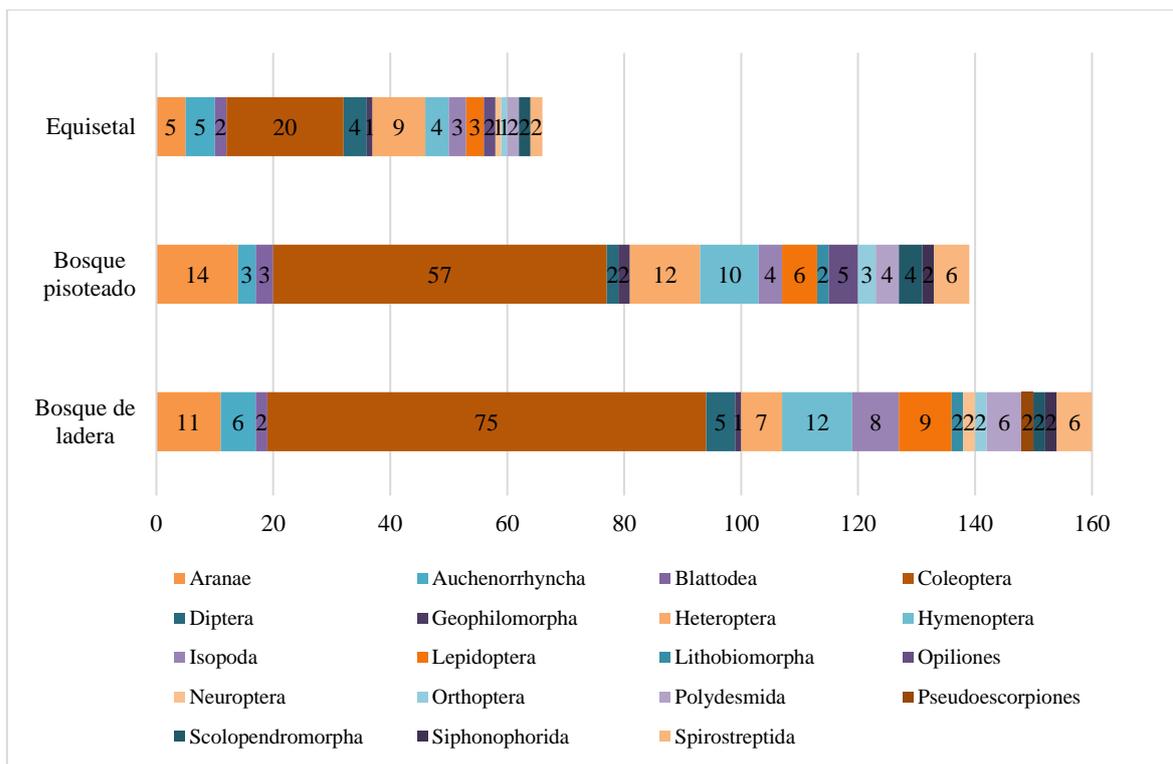


Figura 11. Distribución de riqueza de morfoespecies en los órdenes más diversos según área en restauración. No se presenta órdenes con solo una morfoespecie, ni Acari.

4.3.1.1 Riqueza, abundancia y densidad de las comunidades de artrópodos

Según los recuentos totales de la riqueza de morfoespecies, la comunidad del bosque de ladera presenta la mayor diversidad (165 morfoespecies), seguida de la comunidad del bosque pisoteado (144 morfoespecies) y, por último, la comunidad del equisetal (69 morfoespecies). Así mismo, las medias geométricas de riqueza indican al bosque de ladera como el más diverso (13.21), seguido del bosque pisoteado (11.83) y finalmente al equisetal como el menos diverso (4.75). Los valores de las medianas también presentan el mismo patrón; el cual permite observar una clara diferencia entre los dos tipos de bosques y el equisetal, pues los valores de los primeros duplican al equisetal (Tabla 4).

Respecto a la abundancia, esta presenta un comportamiento distinto a la riqueza total (Figura 12), observándose que el bosque pisoteado presenta 1946 individuos, el bosque de ladera, 1756 y el equisetal, 1172 individuos. Del mismo modo, las medias geométricas y las medianas presentan dicho patrón (Tabla 4). Cabe señalar que estos valores son influidos en gran medida al grupo Acari, que ocupaba el 60, 54 y 81 por ciento de las abundancias del BL, BP y PA, respectivamente. Por ello, al excluir Acari en el cálculo, se obtiene que la abundancia disminuye con el nivel de restauración y la brecha entre las medias y medianas entre BL y BP se reduce de 2 a 3 individuos. Por su lado, el

comportamiento de las abundancias según órdenes refuerza la idea de que las comunidades de artrópodos del suelo y la hojarasca sí indican las diferencias entre los niveles de restauración de un ecosistema boscosa (Cole *et al.* 2016, Nakamura *et al.* 2003). Puesto que, el bosque de ladera y el bosque pisoteado albergaron mayores abundancias de coleópteros, diplópodos, quilópodos y arañas, grupos detritívoros y depredadores (Anexo 5).

Por otro lado, casi todas las morfoespecies en las tres áreas presentan abundancias relativas muy bajas. Se hallan 157 morfoespecies con una abundancia relativa menor al 1 % en el bosque de ladera, 138 en el bosque pisoteado, y 64 en el equisetal. En otras palabras, las especies raras dominan en las tres áreas. Como se ha comentado anteriormente, la abundancia relativa también se ve afectada por la presencia del grupo Acari representando 0.59, 0.67 y 0.81, en BL, BP y PA, respectivamente (Tabla 4). A pesar de ello, se puede distinguir algunas particularidades en cada área. Las siete morfoespecies que superan el 1% en el bosque de ladera son Polydesmida-02 (8.66%), Curculionidae-02 (1.54%), Geophilidae-01(2.45%), Spirostreptida-02 (1.48%), Oniscidea-03 (1.25%), Carabidae-04 (1.14%) y Spirostreptida-03 (1.14%); todas ellas también encontradas en el bosque pisoteado, sin embargo, cuatro de ellas no reportadas en el equisetal. En el bosque pisoteado las 6 morfoespecies que superan el 1% son Geophilidae-01 (6.58%), Polydesmida-02 (2.36%), Polydesmida-01 (2.31%), Curculionidae-02 (2.51%), Carabidae-04 (1.44%), todas halladas en el bosque de ladera, pero no halladas en el equisetal. Mientras que, en el equisetal las 4 morfoespecies son Formicidae-09 (2.13%), Heteroptera-06 (1.96%), Carabidae-04 (1.62%), Coleoptera-02 (1.45%); todas también halladas en las otras áreas excepto Coleoptera-02, ausente en el bosque pisoteado

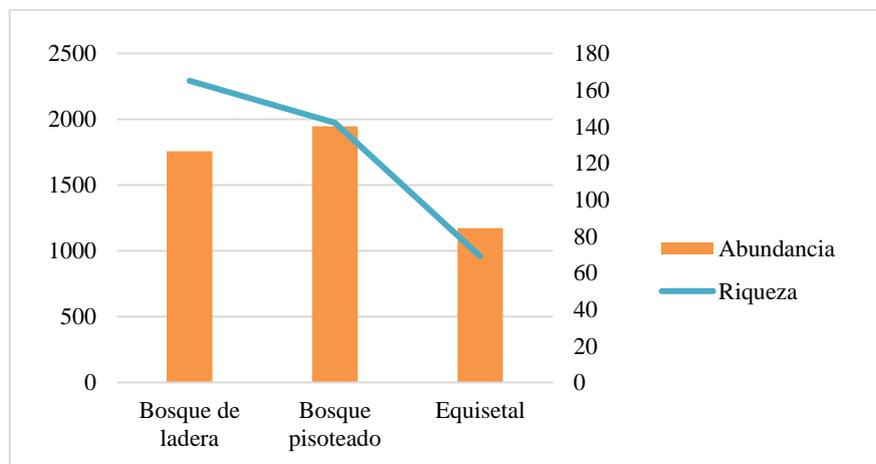


Figura 12. Riqueza y abundancia totales de artrópodos según área en restauración.

Tabla 3: Composición taxonómica de las comunidades de cada área en restauración.

<i>Área en restauración</i>		
Bosque de ladera	Bosque pisoteado	Equisetal
Auximella_sp01	Amaurobiidae01	Amaurobiidae01
Josa_cf01	Auximella_cf	Amaurobioidinae01
Araneidae01	Amaurobioidinae01	Dictynidae01
Gnaphosidae (2)	Anyphaenidae01	Linyphiidae04
Cybaeolinae01	Josa_cf01	Salticidae01
Hahniidae cf.01	Gnaphosidae01	Acari
Linyphiidae (3)	Linyphiidae (4)	Cosmetidae01
Salticidae01	Oonopidae (2)	Gonyleptidae01
Acari	Phrurolithidae01	Geophilidae01
Pseudoescorpion (2)	Euphrynes01	Scolopendromorpha (2)
Geophilidae01	Acari	Polydesmida (2)
Lithobiomorpha (2)	Cosmetidae02	Spirobolida01
Scolopendromorpha (2)	Gonyleptidae (2)	Spirostreptida (2)
Glomeridesmida_cf01	Laniatores01	Cicadellinae (2)
Polydesmida (6)	Zalmoxidae01	Deltocephalinae01
Siphonophorida_cf. (2)	Geophilidae01	Nioniinae01
Spirostreptida (6)	Geophilomorpha01	Delphacidae01
Cercopidae01	Lithobiomorpha (2)	Blattoidea (2)
Deltocephalinae01	Scolopendromorpha (3)	Carabidae (6)
Empoasca_sp01	Scolopocryptops_cf01	Chrysomelidae (3)
Fulgoroidea (3)	Glomerida_cf.01	Coleoptera (8)
Blattoidea (2)	Polydesmida (4)	Staphylinidae (3)
Carabidae (12)	Siphonophorida_cf. (2)	Dermaptera02
Chrysomelidae (4)	Spirobolida01	Diptera (4)
Coccinellidae (2)	Spirostreptida (6)	Belostomatidae01
Curculionidae (7)	Cercopidae01	Heteroptera (6)
Elateridae (3)	Fulgoroidea02 (2)	Pentatomidae (2)
Coleoptera (16)	Blattoidea02 (3)	Formicidae (4)
Nitidulidae (6)	Carabidae (11)	Lepidoptera (2)
Scarabaeidae (3)	Curculionidae (8)	Myrmeleontidae02
Scolytidae01	Coleoptera (15)	Acrididae01
Staphylinidae (21)	Nitidulidae (5)	Coccoidea01
Dermaptera01	Scarabaeidae (3)	Oniscidea (3)
Diptera (5)	Staphylinidae (15)	
Heteroptera (3)	Dermaptera01	
Reduviidae (2)	Diptera (2)	

Continuación...

Tingidae	(2)	Coreidae01		
Braconidae01		Lygaeidae	(4)	
Formicidae	(9)	Heteroptera	(2)	
Chalcidoidea01		Pentatomidae	(3)	
Hymenoptera01		Reduviidae01		
Lepidoptera	(9)	Tingidae03		
Myrmeleontidae01		Braconidae	(2)	
Neuroptera01		Formicidae	(7)	
Acrididae01		Chalcidoidea02		
Gryllidae01		Lepidoptera	(5)	
Protura01		Acrididae	(2)	
Ortheziidae01		Gryllidae02		
Oniscidea	(8)	Psocoptera01		
		Ortheziidae01		
		Oniscidea	(4)	
Morfoespecies totales	165	Morfoespecies totales	144	Morfoespecies totales
				69

Nota: El número dentro de los paréntesis indican el número de morfoespecies distintas del mismo taxon.

Tabla 4: Medidas de tendencia central de densidad, abundancia y riqueza de artrópodos según el área en restauración.

Área	Densidad promedio (ind/m ²)	Mediana de la abundancia	Mediana de la riqueza
Bosque de ladera	650.37 (265.56)	53 (25)	13
Bosque pisoteado	720.74 (239.26)	60 (22)	12
Equisetal	434.07 (81.48)	24 (6)	5

Nota: Valores entre paréntesis indican los valores obtenidos al excluir Acari.

4.3.1.2 Diversidad alfa de las comunidades de artrópodos

Al evaluar la diversidad según el índice de Shannon, los puntos de muestreo ubicados en el área del bosque de ladera presentan valores de diversidad que fluctúan entre 0.81- 2.71 nits/individuo, predominando las estaciones con 1.29-2.24 nits/individuo. En tanto, en el bosque pisoteado se presenta con mayor frecuencia los valores entre 1.53 y 1.99 nits/individuo, con un rango total similar al bosque de ladera (Figura 13 y Figura 14, detalles en Anexo 6 y Anexo 7). En contraste, los valores obtenidos en las estaciones del equisetel presentan bajos valores de diversidad, que fluctúan entre 0-1.86 nits/individuo, es decir, manifiestan poca incertidumbre de que se hallen especies diferentes (Anexo 8).

Por otro lado, el índice de Simpson, relacionado a la dominancia de especies, presenta un rango de valores similares en las tres áreas (detalles en Anexo 6, Anexo 7 y Anexo 8), que puede explicarse por el efecto de las especies dominantes presentes en cada área. Sin embargo, resalta el hecho de encontrar valores muy bajos de diversidad (0.0, 0.033, 0.084 y 0.116) en puntos del equisetal, calculándose 0 en el punto PA2-09 debido al registro de solo un individuo.

En el caso del índice de Pielou, en las dos áreas boscosas (BL y BP) predominan los puntos de muestreo con baja equitabilidad, a diferencia de las estaciones ubicadas en el equisetal que presentan valores más altos, llegando a alcanzar la unidad (Figura 15). Estos resultados son entendidos por la presencia mayoritaria de morfoespecies raras o poco abundantes en BL y BP (99 y 79, respectivamente), tendencia característica de los muestreos en bosques tropicales donde casi la tercera parte de las colectas suelen ser representadas por especies raras (Lim *et al.* 2012). Mientras que en el equisetal se relacionan generalmente a sus bajos valores de riqueza (entre 1 a 3 morfoespecies) y a sus reducidas abundancias. Por ejemplo, en PA2-09, J' es 1 debido a que solo se halló un individuo y en PA1-05 lo es debido a 6 especies con solo un individuo por cada una (Anexo 8).

Finalmente, a través de los números de Hill se observó con más claridad que la diversidad promedio para los tres órdenes $q=0$, $q=1$ y $q=2$ es mayor en el bosque de ladera y menor en el equisetal; presentando este último 61 por ciento de especies totales, 50 por ciento de especies comunes y 35 por ciento de especies dominantes respecto a la diversidad encontrada en BL (Figura 16, los valores por estación pueden revisarse en el Anexo 9). En cuanto al bosque pisoteado, este mantiene valores de diversidad promedio similares al bosque de ladera, con solo una diferencia de aproximadamente el 19%, tanto si se considera el número de especies comunes como el número de especies dominantes. Cabe mencionar que las diferencias entre las áreas se acortan al aumentar el valor de q , tanto que para $q=2$, presenta una diferencia de menos de la unidad, es decir, las tres áreas presentan números de especies dominantes cercanos. Lo anterior posiblemente se deba a las muy superiores abundancias relativas de Acari. A su vez, los perfiles de diversidad generados que permiten observar la sensibilidad a la abundancia relativa de q ; muestran que PA presenta menos equitabilidad que el BL y BP, es decir, se compone de pocas especies dominantes y muchas especies raras. Además, el perfil estimado permite observar que las diferencias entre el bosque de ladera y el bosque pisoteado en cuanto a los números de Hill

de orden 0 y 1 se amplían, empezando a ser significativamente distintos (intervalos no solapados, Figura 17).

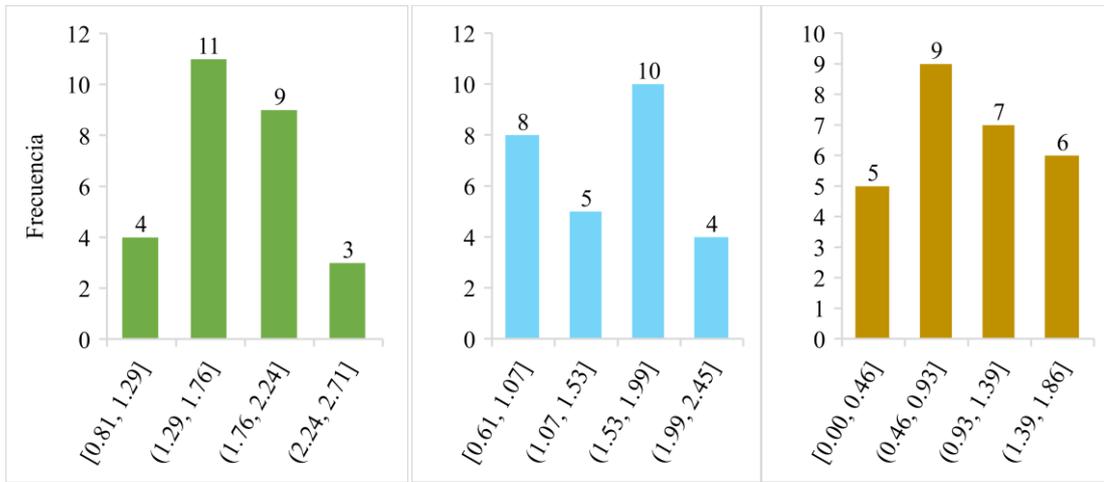


Figura 13. Histogramas de los valores del índice de Shannon en las estaciones de cada área en restauración. De derecha a izquierda: BL, BP y PA.

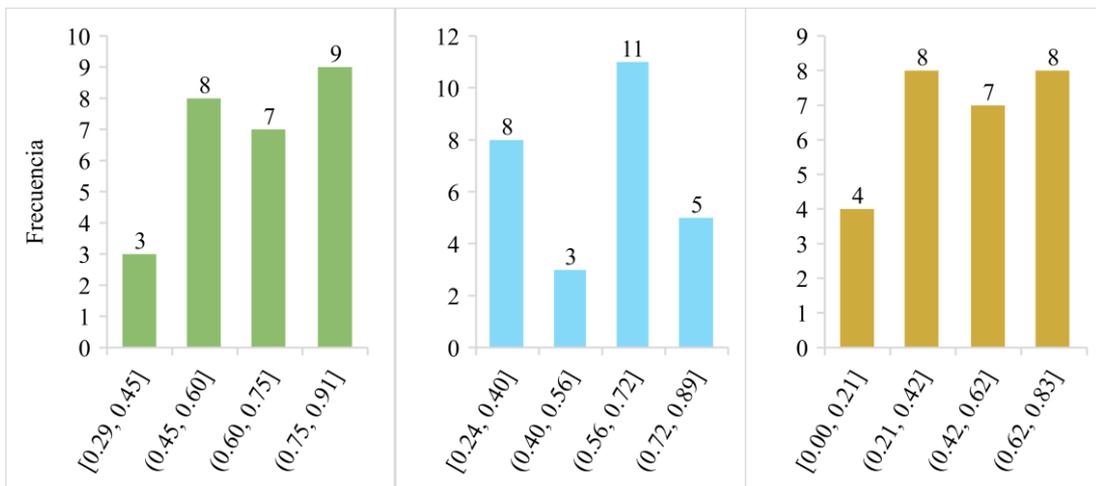


Figura 14. Histogramas de los valores del índice de Simpson en las estaciones de cada área en restauración. De derecha a izquierda: BL, BP y PA.

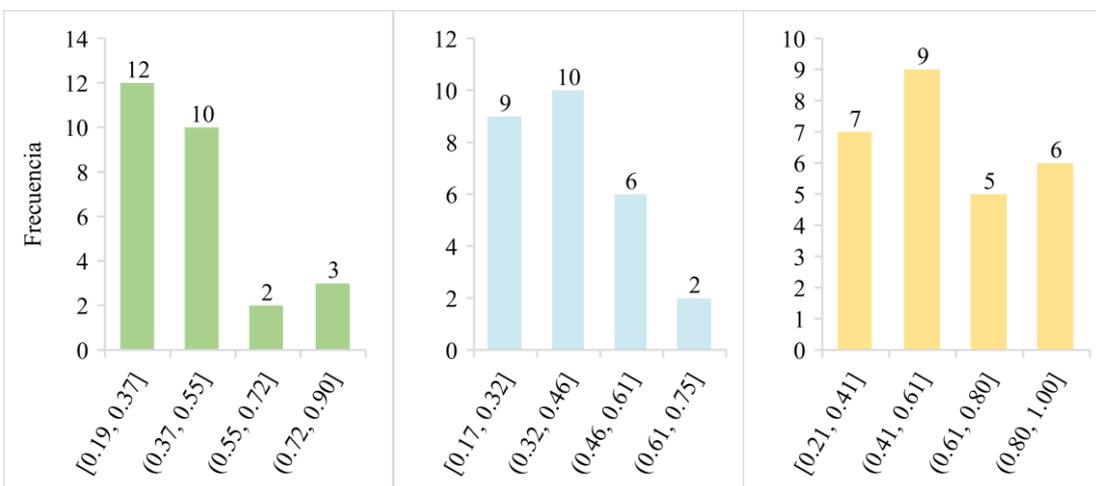


Figura 15. Histogramas de los valores de equitabilidad en las estaciones de cada área en restauración. De derecha a izquierda: BL, BP y PA.

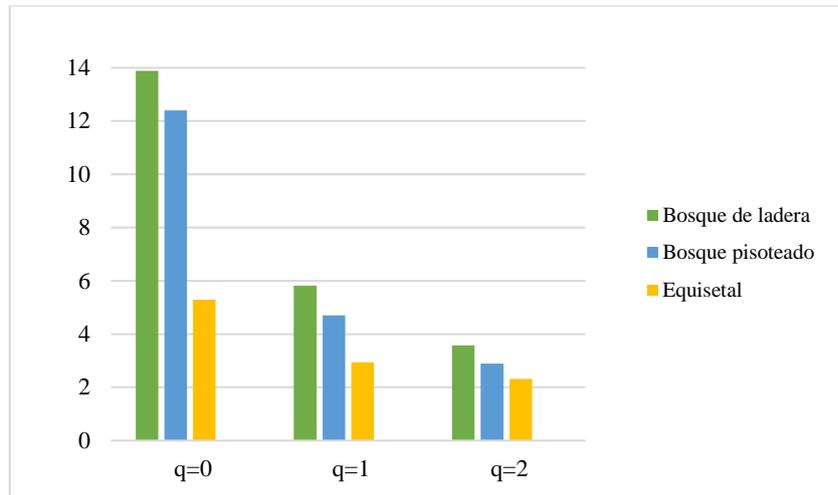


Figura 16. Diversidad verdadera promedio de cada área en restauración según los números de Hill (orden 0, 1 y 2).

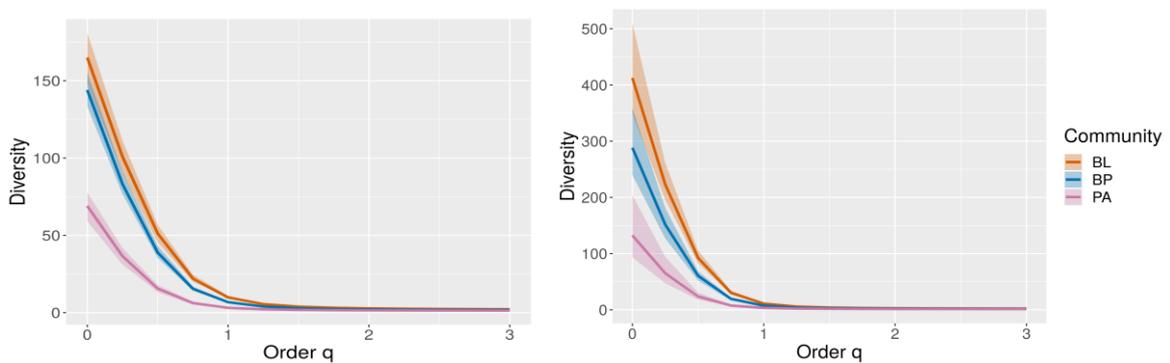


Figura 17. Perfiles de diversidad empírica (izquierda) y estimada (derecha) según los números de Hill.

4.4 Comparación de las comunidades de artrópodos del suelo y hojarasca

4.4.1 Análisis exploratorio de similitud entre comunidades

A fin de reconocer agrupaciones entre las estaciones pertenecientes a una misma área se elaboraron dendrogramas, análisis de escalamiento multidimensional no métrico y análisis de correspondencia. Como fue mencionado en la sección de metodología, la elaboración de árboles según el índice Bray curtis no permitió la distinción de grupos a pesar de repetir el ensayo sin incluir al grupo Acari (Anexo 10 y Anexo 11), en el cual algunas estaciones pertenecientes a la misma área se lograban agrupar a bajos niveles de similaridad (menores al 0.4). Por el contrario, el dendrograma construido a partir del índice de Raup-Crick, sí logró distinguir la comunidad del equisetal y las comunidades del bosque de ladera y bosque pisoteado a un nivel de similaridad aceptable. Este árbol basado en la matriz completa de morfoespecies (sin excluir al grupo Acari porque Raup-Crick un índice de

incidencia) formó 2 grupos a un nivel del 70% de similitud (Figura 18). Uno de ellos con 16 estaciones pertenecientes solamente a equisetal (PA1-03 - PA3-03). El otro, en cambio, reunía 49 estaciones pertenecientes a las tres áreas, pero en su mayoría correspondientes a estaciones del bosque (16 del bosque de ladera, y 25 del bosque pisoteado).

En cuanto al análisis NMDS, tanto las agrupaciones como el coeficiente de estrés variaron según el índice de similitud utilizado y la exclusión del grupo Acari (Anexo 12). El uso de Raup-Crick sobre la matriz de datos que incluía Acari demostró el estrés más reducido (0.33) que, a pesar de ser en líneas generales un alto valor, permite sospechar sobre la formación de grupos. La obtención de un alto estrés podría deberse a la continuidad de las áreas muestreadas y, en especial, a la cercanía espacial de los puntos de muestreo del BP y PA (Anexo 12). En la Figura 19 se puede distinguir, en primer lugar, una alta proximidad entre los puntos de muestreo de BL y BP y, en segundo lugar, que la gran mayoría (20) de los puntos del equisetal se encuentran distantes a los polígonos del BL y BP. De los 7 puntos de muestreo que se grafican dentro del polígono de BP y BL, 6 de ellos coinciden con los ubicados dentro del grupo mixto distinguido en el análisis Cluster (PA3-06, PA1-10, PA1-04, PA2-03, PA1-06, PA2-04). La cercanía de aquellos puntos del equisetal podría deberse a la ubicación cercana entre los transectos PA1 y BP3.

Por otra parte, el análisis de correspondencia no permitió ver asociaciones ni relaciones, pues para que la composición de especies explicara al menos 50 por ciento de la distribución de las estaciones se requería un elevado número de dimensiones (16).

4.4.2 Análisis NPManova

Dado que los análisis exploratorios (cluster y NMDS) mostraron dos grupos resaltantes, al menos presumiblemente, se realizó la prueba NPManova con aquellos, además de realizarse con los tres grupos (BL, BP y PA). Para el análisis de los dos grupos, se nombró grupo “EQ” a aquel que incluía los 16 puntos de muestreo del equisetal; “MX”, al grupo que contenía 49 puntos de muestreo correspondientes a diferentes áreas y; “RE”, a las 16 estaciones restantes. El NPManova de estos grupos mencionados verificó estadísticamente que difieren utilizando tanto el índice Bray-Curtis como Raup-Crick (p-valor de 0.0001, al 95% de confianza), incluso la comparación por pares indicó que EQ se distinguía de MX (Tabla 5). Respecto a la comparación según las tres áreas en restauración (BL, BP y PA), siempre se detectaron las diferencias entre las áreas boscosas y el equisetal independientemente del índice utilizado y de la matriz usada (Anexo 13). Sin embargo, las

tres áreas resultaron significativamente distintas entre ellas solo al utilizar el índice de Raup-Crick y al aplicar el índice de Bray-Curtis sobre lo matriz que excluía a Acari (Tabla 6).

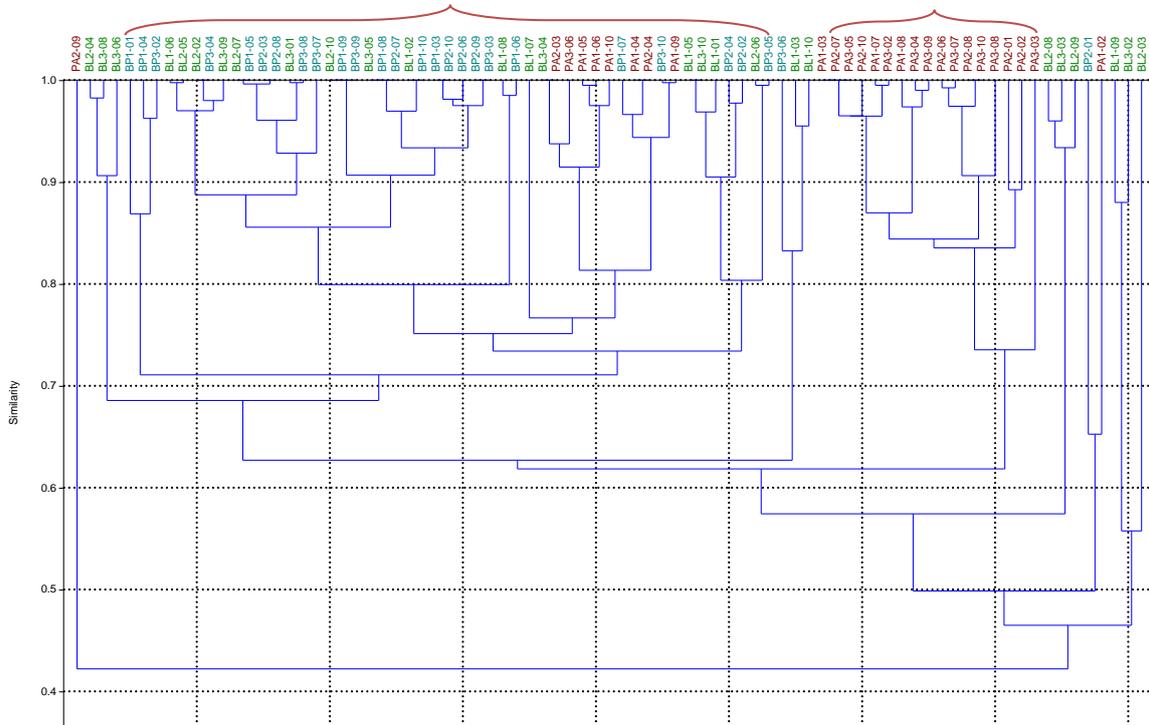


Figura 18. Dendrograma jerárquico de las estaciones de muestreo basado en el índice Raup Crick.

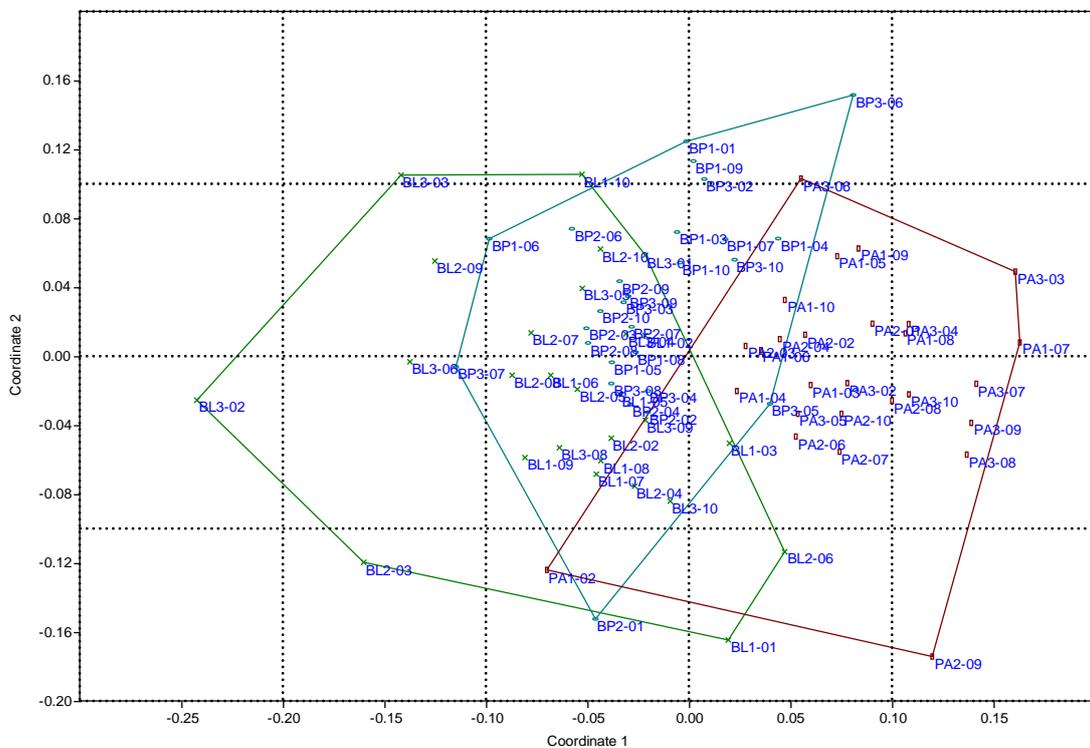


Figura 19. Análisis de escalamiento multidimensional no métrico según el índice Raup-Crick.

Tabla 5: Resultados de la prueba NPMANOVA aplicada a los grupos RE, MX y EQ.

	Bray-Curtis	Raup-Crick
Suma de cuadrados total	18.88	6.499
Suma de cuadrados dentro de grupos	16.72	4.47
F	5.046	17.71
P valor	0.0001	0.0001
Prueba por pares P-valores (corrección de Bonferroni)		
RE-MX	0.0594	0.006
RE-EQ	0.0048	0.0003
MX-EQ	0.0003	0.0003

Tabla 6: Resultados de la prueba NPMANOVA aplicada a las áreas según nivel de restauración

	Raup-Crick	Bray-Curtis (sin Acari)
Suma de cuadrados total	6.507	33.29
Suma de cuadrados dentro de grupos	4.531	28.89
F	17	5.948
P valor	0.0001	0.0001
Prueba por pares P valores (corrección de Bonferroni)		
BL-BP	0.0129	0.0003
BL-PA	0.0003	0.0003
BP-PA	0.0003	0.0003

4.5 Similitud composicional y diversidad beta

La similitud composicional entre las tres comunidades pertenecientes a cada área (BL, BP y PA) se midió y estimó a través de índices de similitud basados en riqueza y basados en abundancias relativas y absolutas. Los valores calculados y estimados de acuerdo con el índice de Sorensen y Jaccard revelan una baja similitud. Por el contrario, los índices de Morista-Horn demostraron una alta similitud, mayores al 80% cuando $q=1$ y mayores al 96% cuando $q=2$, tanto para el cálculo empírico como el estimado (Tabla 7). De manera similar, el índice de Morisita-Horn aplicado a las abundancias absolutas y el índice de Bray Curtis presentaron altos valores. Sin embargo, dada la sensibilidad del método Morisita-Horn a las especies abundantes se reanalizó la similitud excluyendo la morfoespecie dominante Acari. De este segundo análisis, los valores de similitud (calculados y

estimados) entre las comunidades descendieron al 30% para $q=2$ y hasta el 44% para $q=1$, según sus abundancias relativas y absolutas (Tabla 8).

Además, la comparación de comunidades por pares demuestra que las áreas no son similares cuando se trata de la riqueza ($q=0$), pero al considerar la abundancia, la similitud se eleva drásticamente debido al efecto de Acari que dominó en todas las áreas. Por esta razón, al excluirla, se distingue que entre el equisetal y las otras dos áreas existe una baja similitud, con 42% (bosque de ladera) y 53% (bosque pisoteado); pero entre las comunidades de las áreas boscosas la similitud mantiene un nivel alto, con 72% (Tabla 8). Los índices de abundancias absolutas, por su parte, encrudecen los valores; obteniéndose similitudes por encima del 93%; pero que disminuye al excluir al grupo Acari hasta 69%, 11% y 17% de similaridad.

En suma, los análisis exploratorios indican preliminarmente la distinción entre la comunidad de artrópodos que habitaban el equisetal y las comunidades presentes en el bosque de ladera y bosque pisoteado, sin lograr captar diferencias entre las dos últimas comunidades. Estos análisis, además, relacionaban algunos puntos de muestreo pertenecientes al equisetal con puntos ubicados en áreas boscosas, lo cual se explicaría por la cercanía de estos a un transecto del bosque pisoteado. En contraste, las comunidades del bosque de ladera y del bosque pisoteado presentaron composiciones de especies más parecidas pese a que espacialmente no se encontraban cerca.

Posteriormente, las pruebas de comparación lograron confirmar las diferencias entre las tres áreas, pero demostrando aún, que las áreas boscosas presentan diferencias menores entre ellas. Es preciso mencionar que la elección del índice de similitud también es un paso clave dentro de estos análisis, pues la presencia de una morfoespecie sobredominante en las tres áreas enmascara las diferencias entre ellas cuando se aplican índices de abundancias. En consecuencia, al aplicar el índice de riqueza Raup-Crick las diferencias se pudieron revelar. Asimismo, cuando en este estudio se excluyó a la morfoespecie Acari, el índice de abundancia Bray-Curtis varió notoriamente y dejó percibir las diferencias entre áreas. Por su parte, los índices de Sorensen, Jaccard, Morisita-Horn adaptados, utilizados para describir la diversidad beta, también apoyaron los resultados previos que diferenciaban a las tres comunidades; confirmaron, en tanto, lo observado al comparar los perfiles de diversidad. Los perfiles estimados, además, demostraban una diferencia más amplia entre las comunidades del BL y BP, de lo cual se desprende que el bosque de ladera estaría presentando una diversidad que no fue totalmente representada en este estudio. Esta

última mención es comprensible al tratarse de un ecosistema boscoso y normalmente altamente diverso. Además, se soporta en el hallazgo de una gran cantidad de morfoespecies raras, particularmente en el BL y BP. Esto sugiere que existen altas probabilidades que esta zona posea nuevos registros de especies, en especial, en los órdenes Coleoptera y Aranae.

Por último, la variación de la riqueza, composición y abundancias de las comunidades de artrópodos según el nivel de restauración indica el progreso de este proceso y la susceptibilidad de estos animales a la complejidad del ecosistema, sobre todo por la riqueza de hábitats que genera la cantidad y variedad de hojarasca (Cole *et al.*, 2016; Nakamura *et al.*, 2003). Esto se respalda, además, en el hallazgo diferenciado de los gremios tróficos depredadores y detritívoros en cada área, normalmente hallados en bosques no perturbados o bosques referenciales.

Tabla 7: Resultados de la diversidad beta obtenida en SpadeR.

Basic data information:						
The loaded set includes abundance/incidence data from 3 communities and a total of 275 species						
Observed species in one community	Observed shared species in two communities	Observed shared species in three communities	Bootstrap replications for s.e. estimate			
D1 = 165	D12 = 65	D123 = 19	100			
D2 = 144	D13 = 30					
D3 = 69	D23 = 27					
Similarity indices:			Estimate	s.e.	95% Lower	95% Upper
Classical richness-based similarity	Empirical	C03(q=0, Sorensen)	0.4087	0.0184	0.3726	0.4449
		U03(q=0, Jaccard)	0.1873	0.0109	0.1659	0.2086
	Estimated	C03(q=0, Sorensen)	0.4936	0.0835	0.33	0.6572
		U03(q=0, Jaccard)	0.2453	0.0718	0.1045	0.386
Measures for comparing species relative abundances	Empirical	C13=U13 (q=1, Horn)	0.8305	0.0056	0.8195	0.8415
		C23 (q=2, Morisita-Horn)	0.966	0.004	0.9581	0.9739
		U23 (q=2, Regional overlap)	0.9884	0.0014	0.9857	0.9912
	Estimated	C13=U13 (q=1, Horn)	0.8676	0.0132	0.8417	0.8935
		C23 (q=2, Morisita-Horn)	0.9666	0.004	0.9587	0.9745
		U23 (q=2, Regional overlap)	0.9886	0.0014	0.9859	0.9914
Measures for comparing species absolute abundances	Empirical	C13=U13 (q=1)	0.8243	0.0062	0.8124	0.8364
		C23(Morisita-Horn)	0.9631	0.0036	0.9561	0.9702
		U23(Regional)	0.9874	0.0014	0.9849	0.9899
		Bray-Curtis	0.7274	0.0074	0.713	0.7419
	Estimated	C13=U13 (q=1)	0.8604	0.0134	0.8341	0.8867
		C23(Morisita-Horn)	0.9644	0.0038	0.9569	0.9718
		U23(Regional)	0.9878	0.0013	0.9852	0.9904
		Bray-Curtis	0.745	0.0091	0.7272	0.7629
Estimated pairwise similarity:						
Estimator	Estimate	s.e.	95% Confidence Interval			
C02(1,2)	0.263	0.040	(0.185 , 0.342)			
C02(1,3)	0.230	0.060	(0.113 , 0.347)			
C02(2,3)	0.364	0.213	(0.000 , 0.782)			
C12(1,2)	0.894	0.018	(0.859 , 0.929)			
C12(1,3)	0.797	0.029	(0.741 , 0.854)			
C12(2,3)	0.860	0.034	(0.794 , 0.926)			
C22(1,2)	0.985	0.004	(0.978 , 0.992)			
C22(1,3)	0.942	0.008	(0.927 , 0.958)			
C22(2,3)	0.975	0.004	(0.967 , 0.984)			

Tabla 8.: Resultados de la diversidad beta al excluir Acari, obtenida en SpadeR.

Basic data information:						
The loaded set includes abundance/incidence data from 3 communities and a total of 274 species						
Observed species in one community	Observed shared species in two communities	Observed shared species in three communities	Bootstrap replications for s.e. estimate			
D1 = 164	D12 = 64	D123 = 18	100			
D2 = 143	D13 = 29					
D3 = 68	D23 = 26					
Similarity indices:			Estimate	s.e.	95% Lower	95% Upper
Classical richness-based similarity	Empirical	C03(q=0, Sorensen)	0.404	0.0217	0.3614	0.4466
		U03(q=0, Jaccard)	0.1843	0.0217	0.1595	0.2091
	Estimated	C03(q=0, Sorensen)	0.4918	0.0878	0.3196	0.664
		U03(q=0, Jaccard)	0.2439	0.0773	0.0925	0.3953
Measures for comparing species relative abundances	Empirical	C13=U13 (q=1, Horn)	0.4428	0.0144	0.4145	0.471
		C23 (q=2, Morisita-Horn)	0.2965	0.0217	0.2538	0.3391
		U23 (q=2, Regional overlap)	0.5583	0.0269	0.5057	0.611
	Estimated	C13=U13 (q=1, Horn)	0.5901	0.0409	0.51	0.6703
		C23 (q=2, Morisita-Horn)	0.3096	0.023	0.2645	0.3547
		U23 (q=2, Regional overlap)	0.5736	0.0276	0.5196	0.6276
Measures for comparing species absolute abundances	Empirical	C13=U13 (q=1)	0.476	0.016	0.4448	0.5073
		C23(Morisita-Horn)	0.3199	0.0199	0.281	0.3589
		U23(Regional Bray-Curtis)	0.5853	0.0227	0.5407	0.6299
	Estimated	C13=U13 (q=1)	0.5997	0.0426	0.5162	0.6833
		C23(Morisita-Horn)	0.329	0.0206	0.2885	0.3694
		U23(Regional Bray-Curtis)	0.5952	0.0231	0.5499	0.6406
		0.4073	0.0208	0.3666	0.448	
Estimated pairwise similarity:						
Estimator	Estimate	s.e.	95% Confidence Interval			
C02(1,2)	0.261	0.080	(0.105 , 0.417)			
C02(1,3)	0.227	0.063	(0.104 , 0.350)			
C02(2,3)	0.361	0.176	(0.015 , 0.707)			
C12(1,2)	0.723	0.040	(0.645 , 0.801)			
C12(1,3)	0.422	0.080	(0.264 , 0.579)			
C12(2,3)	0.527	0.110	(0.311 , 0.743)			
C22(1,2)	0.608	0.048	(0.514 , 0.702)			
C22(1,3)	0.113	0.017	(0.079 , 0.147)			
C22(2,3)	0.170	0.030	(0.111 , 0.229)			

V. CONCLUSIONES

- Las áreas en restauración del bosque montano en el Parque Nacional Río Abiseo muestran una apreciable riqueza de artrópodos del suelo y la hojarasca que incluye 5 clases y 26 órdenes de artrópodos. Sus comunidades presentan una gran dominancia de morfoespecies raras, más del 90% de las morfoespecies halladas en cada área; sin embargo, los ácaros resultaron ser los más abundantes.
- Según su nivel de restauración, las áreas evaluadas albergan comunidades de artrópodos del suelo y la hojarasca particulares y estadísticamente diferentes en composición, abundancia y diversidad de morfoespecies, cuando se excluye Acari de los análisis. Las áreas con menor grado de perturbación, bosque de ladera y bosque pisoteado, presentan una composición de taxa similares entre ellas, pero de marcada diferencia con el equisetal, área de mayor grado de perturbación, de acuerdo con diversos índices de similitud adaptados y perfiles de diversidad.

VI. RECOMENDACIONES

- Realizar un mayor esfuerzo de muestreo de artrópodos del suelo y la hojarasca en la zona de estudio con la finalidad de registrar su riqueza real, incluyendo más métodos de colecta, por ejemplo, trampas de caída y búsqueda directa.
- Determinar taxonómicamente a nivel específico las morfoespecies halladas en el presente estudio para incrementar el conocimiento de la diversidad animal del Parque Nacional Río Abiseo y en consecuencia del Perú.
- Monitorear a lo largo del tiempo y estacionalmente las comunidades de artrópodos del suelo y de hojarasca en la zona estudiada para observar el comportamiento de las dinámicas de sucesión durante la restauración.
- Incluir en las evaluaciones de restauración un sitio de referencia que permita detectar la existencia de especies exóticas o el cambio de composición de especies en un área luego de una perturbación.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Adis, J. (Ed.). (2002). Amazonian Arachnida and Myriapoda. Sofia, Bulgaria: Pensoft.
- Anderson, E.P.; Marengo J.; Villalba, R.; Halloy, S.; Young, B.; Cordero, D.; Gast, F.; Ruiz, D. (2011). En S. Herzog, R. Martínez, P.M. Jørgensen, H. Tiessen (Eds), Climate Change and Biodiversity in the Tropical Andes (p. 1-19). Inter-American Institute for Global Change Research (IAI) and Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE).
- Anderson, M.J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26(1): 32-46.
- Anderson, R.S. & Ashe, J.S. (2000). Leaf litter inhabiting beetles as surrogates for establishing priorities for conservation of selected tropical montane cloud forests in Honduras, Central America (Coleoptera: Staphylinidae, Curculionidae). *Biodiversity & Conservation*, 9(5): 617-653.
- Bang, C. & Faeth, S.H. (2011). Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landscape and Urban Planning*, 103(3-4): 383-399.
- Basset, Y.; Cizek, L.; Cuénoud, P.; Didham, R.K.; Guilhaumon, F.; Missa, O.; Novotny, V.;...Tishechkin, A.K. (2012). Arthropod diversity in a tropical forest. *Science*, 338(6113): 1481-1484.
- Belshaw, R. & Bolton, B. (1993). The effect off of rest disturbance on the leaf litter ant fauna in Ghana. *Biodiversity & Conservation*, 2(6): 656-666.
- Borcard, D.; Gillet, F.; Legendre, P. (2018). Community Diversity. En D. Bocard; F. Gillet; P. Legendre (Eds.), *Numerical Ecology with R, Use R! (2° ed)* (p. 369-412). doi: 10.1007/978-3-319-71404-2

- Bright, D.E. & Bouchard, P. (2008). The Insects and Arachnids of Canada. Part 25. Coleoptera, Curculionidae, Entiminae. Ottawa, Ontario: NRC Research Press.
- Bruijnzeel, L.A. & Hamilton, L.S. (2001). Tiempo decisivo para las selvas de neblina. IHP Programa Tropicos Húmedos Serie No. 13. París, Francia: UNESCO.
- Bruijnzeel, L.A. & Proctor, J. (1995). Hydrology and Biogeochemistry of Tropical Montane Cloud Forests: What Do We Really Know? En L.S. Hamilton; J.O. Juvik.; F.N. Scatena (Eds.), Tropical montane cloud forests. Serie Ecological Studies Vol. 110 (p. 38-78). New York, USA: Springer-Verlag.
- Bruijnzeel, L.A.; Mulligan, M.; Scatena, F.N. (2011). Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. *Hydrological Processes*, 25(3): 465-498.
- Bruijnzeel, LA; Scatena, FN; Hamilton, LS. (Eds.). (2010). Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management. Serie International hydrology. New York, USA: Cambridge University Press.
- Brussaard, L; Pulleman, M.M; Ouédraogo, É.; Mando, A.; Six, J. (2007). Soil fauna and soil function in the fabric of the food web. *Pedobiologia*, 50(6): 447-462.
- Bubb, P.; May, I; Miles, L.; Sayer, J. (2004). Cloud Forest Agenda. Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Consultado 10 set. 2018. Recuperado de: <https://www.unep-wcmc.org/resources-and-data/cloud-forest-agenda>
- Calderón-Patrón, J.M.; Moreno, C.E.; Zuria, I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891.
- Ceccon, E. (2013). Restauración en bosques tropicales: fundamentos ecológicos, prácticos y sociales. México D.F., México: Díaz de Santos.
- Chao, A. & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6, 873-882
- Chao, A.; Ma, K.H.; Hsieh, T.C. (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online. User's Guide and program. Recuperado de: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

- Chao, A.; Ma, K.H.; Hsieh, T.C.; Chiu, C.H. (2015) Online Program SpadeR (Species-richness Prediction And Diversity Estimation in R). User's Guide and program. Recuperado de: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/.
- Chao, A., & Chiu, C. H. (2016). Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(8), 919-928.
- Clewell, A.F. & Aronson J. (2013). Overview. En A.F. Clewell & J. Aronson (Eds.), *Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession, The Science and Practice of Ecological Restoration* (p. 3-13). Washington DC., USA: Island Press. doi: 10.5822/978-1-59726-323-8_1
- Cole, R.J.; Holl, K.D.; Zahawi, R.A.; Wickey, P.; Townsend, A.R. (2016). Leaf litter arthropod responses to tropical forest restoration. *Ecology and evolution*, 6(15): 5158-5168.
- Colwell, R.K. (2013). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application. Recuperado de: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- CBD (Convention on Biological Diversity). (2019). Considerations on ecosystem restoration for the post-2020 global Biodiversity framework, including on a possible successor to AICHI Biodiversity target 15. Recuperado de: <https://www.cbd.int/doc/c/fcd6/bfba/38ebc826221543e322173507/post2020-ws-2019-11-03-en.pdf>
- Cranshaw, W. & Redak, R. (2013). *Bugs Rule!: An Introduction to the World of Insects*. Estados Unidos: Princeton University Press.
- Cuesta, F.; Peralvo, M.; Valarezo, N. (2009). Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del cambio climático. Serie Investigación y Sitematización #5. Quito, Ecuador: Programa Regional ECOBONA-INTERCOOPERATION.

- Curran, M.; Hellweg, S.; Beck, J. (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy?. *Ecological Applications*, 24(4): 617-632
- D.S. N° 064-83-AG. Diario Oficial El Peruano, Lima, 11 de agosto de 1983.
- Dahlsjö, C.A.; Eggleton, P.; Kitching, R. (2019). Tropical terrestrial invertebrates-Where to from here?. *Biotropica*, 52(2), 392-395.
- De Deyn, G.B.; Raaijmakers, C.E.; Zoomer, H.R; Berg, M.P.; de Rulter, P.C.; Verhoef, H.A.;...van der Putten, W.H. (2003). Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature*, 422:711–713
- DellaSala, D.; Martin, A.; Spivak, R.; Schulke, T.; Bird, B.; Criley.M.; Daalen, C;...Aplet, G. (2003). A citizen's call for ecological forest restoration: Forest restoration principles and criteria. *Ecological Restoration*, 21(1): 14-23.
- Dickinson, C.H. & Pugh, G.J.F. (1974). *Biology of plant litter decomposition. Volumen 2.* London, UK: Academic Press.
- Doumenge, C.; Gilmour, D.; Ruiz, M.; Blockhus, J. (1995). Tropical Montane Cloud Forest: Conservation Status and Management Issues. En L.S. Hamilton; J.O. Juvik; F.N. Scatena (Eds.), *Tropical montane cloud forests. Serie Ecological Studies Vol. 110* (p. 38-78). New York, USA: Springer-Verlag.
- Dourojeanni, M.; Barandiaran, A.; Dourojeanni, D. (2009). *Amazonía Peruana en 2021: Explotación de recursos naturales e infraestructura.* Lima, Perú: ProNaturaleza.
- Dourojeanni, M; Ráez, E; Valle-Riestra, E. (2016). *Ambiente y recursos naturales del Perú en el quinquenio 2011-2016.* Lima, Perú: Derecho, Ambiente y Recursos Naturales.
- Duguma, L.A.; Gratzer, G.; Price, M.F. (2011) Values of biodiversity. En M.F. Price, G. Gratzer, L.A. Duguma, T. Kohler, D. Maselli, R. Romeo (Eds). *Mountain Forests in a Changing World. Realizing Values, addressing challenges* (p. 28-35). Roma, Italia: FAO/MPS & SDC.
- Dytham, C. (2011). The test 3: tests for data exploration. En C. Dytham. *Choosing and using statistics: a biologist's guide* (3° ed) New Jersey. USA: John Wiley & Sons.

- Ferraro, P.J. & Pattanayak, S.K. (2006) Money for nothing? A call for empirical evaluation of biodiversity conservation investments. *PLoS Biology*, 4(4): e105.
- Ferrenberg, S.; Martinez, A.S.; Faist, A.M. (2016). Aboveground and belowground arthropods experience different relative influences of stochastic versus deterministic community assembly processes following disturbance. *PeerJ*, 4, e2545.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (s.f.). Sustainable Forest Management (SFM) Toolbox. Recuperado de: <http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/mountain-forests/basic-knowledge/en/>.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2015). Recuperado de: http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/soils-2015/images/ES/Es_IYS_food_Print.pdf
- Frouz, J. (2018). Effects of soil macro-and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma*, 332: 161-172.
- Fujii, S.; Cornelissen, J.H.; Berg, M.P.; Mori, A.S. (2018). Tree leaf and root traits mediate soil faunal contribution to litter decomposition across an elevational gradient. *Functional Ecology* 32(3): 840-852
- Gollan, J.R.; De Bruyn, L.L.; Reid, N.; Smith, D.; Wilkie, L. (2011). Can ants be used as ecological indicators of restoration progress in dynamic environments? A case study in a revegetated riparian zone. *Ecological Indicators*, 11(6):1517-1525. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.007>
- Greenacre, M. & Primicerio, R. (2014). *Multivariate analysis of ecological data*. Bilbao, España: Rubes Editorial.
- Hajian-Forooshani, Z.; Schmitt, L.; Medina, N.; Vandermeer, J. (2020). Trophic-specific responses to migration in empirical metacommunities. *Oikos*, 129(3):413-419.
- Halfpeter, G.; Moreno, C.E.; Pineda, E.O. (2001). *Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. Manuales y Tesis SEA, Volumen 2*. Zaragoza, España: CYTED, ORCYT-UNESCO, SEA.

- Hamilton, L.S.; Juvik, J.O.; Scatena, F.N.(Ed.). (1995). Tropical montane cloud forests. Serie Ecological Studies Vol. 110. New York, USA: Springer-Verlag.
- Hammer Ø. (2020). Paleontological Statistics Reference manual Version 4.03. 1999-2020. Recuperado de <https://folk.uio.no/ohammer/past/past4manual.pdf>
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9.
- Hättenschwiler, S; Tiunov, A.V.; Scheu, S. (2005). Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 36: 191-218. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.112904.151932>
- Hill, J.K. & Hamer, K.C. (2004). Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 41: 744-754.
- Hole, F.D. (1981). Effects of animal on soil. *Geoderma*, 25:75-112.
- Holl, K.D.; Loik, M.E.; Lin, E.H.V.; Samuels, I.A. (2000). Tropical montane forest restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. *Restoration ecology*, 8(4):339-349.
- Ivanov, K. & Keiper, J. (2009). Effectiveness and biases of winkler litter extraction and pitfall trapping for collecting ground-dwelling ants in northern temperate forests. *Environmental Entomology*, 38(6): 1724-1736.
- Jarvis, A & Mulligan, M. (2010). The climate of cloud forests. En L.A. Bruijnzeel, F.N. Scatena, L.S. Hamilton (Eds). *Tropical Montane Cloud Forests: Science for Conservation and Management*. Serie International hydrology (p. 39-56). New York, USA: Cambridge University Press.
- Jocqué, R. & Dippenaar-Schoeman, A.S. (2006). Spider families of the world. Tervuren, Bélgica: Royal Museum for Central Africa.

- Josse, C.; Cuesta, F.; Navarro, G.; Barrena, V.; Cabrera, E.; Chacón-Moreno, E.;...Tovar, A. (2009). Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Lima, Perú: Secretaría General de la Comunidad Andina.
- Jost, L. & González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 56(1-2), 3-14.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2):363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10): 2427-2439.
- Jost, L.; Chao, A.; Chazdon, R. (2011). Compositional similarity and β (beta) diversity. En Magurran, A.E. & McGill, B.J. (Eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (p. 66-84). New York, USA: Oxford University Press.
- Kremen, C.; Colwell, R.K.; Erwin, T.L.; Murphy, D.D.; Noss, R.A.; Sanjayan, M.A. (1993). Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation biology*, 7(4): 796-808.
- Lavelle, P. (1996). Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International*, 33(33), 3-16.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology* (2^o English Ed.), *Developments in Environmental Modelling*. Amsterdam, Holanda: Elsevier.
- Leo, M. & Romo, M. (1992). Distribución altitudinal de roedores sigmodontinos (Cricetidae) en el Parque Nacional Río Abiseo, San Martín, Perú. *Memorias del Museo de Historia Natural UNMSM*, 21: 105-118
- Leo, M. (1995). The Importance of Tropical Montane Cloud Forest for Preserving Vertebrate Endemism in Peru: The Rio Abiseo National Park as a Case Study. En L.S. Hamilton; J.O. Juvik.; F.N. Scatena (Eds.), *Tropical montane cloud forests. Serie Ecological Studies Vol. 110* (p. 198-212). New York, USA: Springer-Verlag.

- León, B.; Young, K.; Roque, J.; Cano, A. (2010). Nuevos registros de plantas de la zona alta del Parque Nacional Rio Abiseo, Perú. *Arnaldoa*, 17(1), 45-77.
- Lim, G.S.; Balke, M.; Meier, R. (2012). Determining species boundaries in a world full of rarity: singletons, species delimitation methods. *Systematic biology*, 61(1):165-169.
- Longcore, T. (2003). Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, USA). *Restoration Ecology*, 11(4): 397-409.
- Magurran, A.E. & McGill, B.J. (Eds.). (2011). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (p. 39-50). New York, USA: Oxford University Press.
- Majer, J.D. & Nichols, O.G. (1998). Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal of Applied Ecology*, 35(1): 161-182.
- Maleque, M.A.; Ishii, H.T.; Maeto, K. (2006). The use of arthropods as indicators of ecosystem integrity in forest management. *Journal of Forestry*, 104(3): 113-117.
- Mattson, W.J. (Ed.). (1977). *The role of arthropods in forest ecosystems. Serie Proceedings in Life Sciences*. New York, USA: Springer-Verlag.
- McMorran, R. & Price MF. (2011) Why focus on the world's mountain forests? En M.F. Price, G. Gratzler, L.A. Duguma, T. Kohler, D. Maselli, R. Romeo (Eds). *Mountain Forests in a Changing World. Realizing Values, addressing challenges* (p. 6-11). Roma, Italia: FAO/MPS & SDC.
- McIver, J. & Starr, L. (2001). Restoration of degraded lands in the interior Columbia River basin: passive vs. active approaches. *Forest Ecology and Management*, 153(1-3):15-28.
- Meli, P.; Holl, K.D.; Rey Benayas, J.M.; Jones, H.P.; Jones, P.C.; Montoya, D.; Moreno Matos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *PLoS ONE*, 12(2):e0171368

- Menéndez, R. (2007). How are insects responding to global warming?. *Tijdschrift voor Entomologie*, 150(2): 355-365.
- Mikola, J.; Bardgett, R.D.; Hedlund, K. (2002). Biodiversity, ecosystem functioning and soil decomposer food webs. En M. Loreau, S. Naeem, P. Inchausti (Eds). *Biodiversity and Ecosystem Functioning. Synthesis and Perspectives* (p. 169—180). New York, USA: Oxford Univ. Press
- MINAM (Ministerio del Ambiente). (2011). Perú de los bosques. Lima, Perú: MINAM.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). (2014). Perú, reino de bosques. Lima, Perú: MINAM.
- MINAM (Ministerio del Ambiente). (2019). Mapa Nacional de ecosistemas del Perú. Memoria descriptiva Lima, Perú: MINAM.
- Moreno, C.E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad, vol.1. Zaragoza, España: M&T–Manuales y Tesis SEA.
- Moreno, C.E. & Halffter, G. (2000) Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 37:149–158.
- Moreno, C.E. & Halffter, G. (2001). On the measure of sampling effort used in species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*, 38:487-490.
- Moreno, C.E.; Barragán, F.; Pineda, E.; Pavón, N.P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1249-1261.
- Nakamura, A.; Catterall, C.P.; House, A.P.; Kitching, R.L.; Burwell, C.J. (2007). The use of ants and other soil and litter arthropods as bio-indicators of the impacts of rainforest clearing and subsequent land use. *Journal of Insect Conservation*, 11(2): 177-186.
- Nakamura, A.; Proctor, H.; Catterall, C.P. (2003). Using soil and litter arthropods to assess the state of rainforest restoration. *Ecological Management & Restoration*, 4 (Supl.): 20-28

- Oliver, I. & Beattie, A.J. (1993). A possible method for the rapid assessment of Biodiversity. *Conservation Biology*, 7(3):562-568
- Olson, D. (1994). The distribution of leaf litter invertebrates along a neotropical altitudinal gradient. *Journal of Tropical Ecology*, 10(2): 129-150.
- Palacios-Vargas, J.G.; Castano-Meneses, G.; Gómez-Anaya, J.A.; Martínez-Yrizar, A.; Mejía-Recamier, B.E.; Martínez-Sánchez, J. (2007). Litter and soil arthropods diversity and density in a tropical dry forest ecosystem in Western Mexico. *Biodiversity and conservation*, 16(13): 3703-3717.
- Parisi, V.; Menta, C.; Gardi, C.; Jacomini, C.; Mozzanica, E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105:323–333
- Price, M.F.; Gratzner, G.; Duguma, L.A.; Kohler, T.; Maselli, D.; Romeo, R. (Eds) (2011). *Mountain Forests in a Changing World - Realizing Values, addressing challenges*. Roma, Italia: FAO/MPS & SDC.
- Rafael, J.A.; Melo, G.; de Carvalho, C.; Casari, S. (Eds). (2012). *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Sao Paulo, Brazil: Holos.
- Roswell, M.; Dushoff, J.; Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130(3), 321-338.
- Ruiz-Jaen, M.C. & Aide, T.M. (2005). Restoration Success: How Is It Being Measured?. *Restoration Ecology*, 13(3): 569-577.
- Ruwanza, S.; Gaertner, M.; Esler, K.J.; Richardson, D.M. (2013). The effectiveness of active and passive restoration on recovery of indigenous vegetation in riparian zones in the Western Cape, South Africa: A preliminary assessment. *South African Journal of Botany*, 88: 132-141.
- Sabu, T.K.; Shiju, R.T.; Vinod, K.V.; Nithya, S. (2011). A comparison of the pitfall trap, Winkler extractor and Berlese funnel for sampling ground-dwelling arthropods in tropical montane cloud forests. *Journal of Insect Science*, 11(28):1-19

- Schauff, M.E. (Ed.). (2001). Collecting and preserving insects and mites: techniques and tools. Washington, USA: Systematic Entomology Laboratory, USDA. National Museum of Natural History.
- Shackelford, N.; Hobbs, R.J.; Burgar, J.M.; Erickson, T.E.; Fontaine, J.B.; Laliberté, E.; ...Standish, R.J. (2013) Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. *Restoration Ecology*, 21(3): 297-304.
- Smith, V.C. & Bradford, M.A. (2003). Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology* 24(2): 197-203.
- Soberón, M.J. & Llorente, B.J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation biology*, 7(3), 480-488.
- SER (Society of Ecological Restoration International). (2004). Science and Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. Recuperado de: https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf
- Stadtmüller, T. (1987). *Cloud Forests in the Humid Tropics: A Bibliographic Review*. Costa Rica: United Nations University Press.
- Stork, N.E. (2018). How many species of insects and other terrestrial arthropods are there on Earth?. *Annual review of entomology*, 63: 31-45.
- Strong, W.L. (2016). Biased richness and evenness relationships within Shannon–Wiener index values. *Ecological indicators*, 67:703-713.
- Suding, K.; Higgs, E.; Palmer, M.; Callicott, J.B.; Anderson, C.B.; Baker, M.; ...Schwartz, K.Z.S. (2015). Committing to ecological restoration. *Science*, 348(6235): 638-640.
- Suding, K.N. (2011). Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 42, 465-487.

- Tejedor, N.; Álvarez, E.; Arango, S.; Araujo, A.; Blundo, C.; Boza Espinoza, T.; La Torre Cuadros M.A.;... Newton, A.C. (2012). Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas*, 21(1-2):148-166
- Thorsen, F; Chung, A; Deboise, E; Eggleton, P; Giusti, A; Inward, K; Krell-Westerwalbesloh, S. (2004). Quantitative extraction of macro-invertebrates from temperate and tropical leaf litter and soil. Efficiency and Time-Dependent Taxonomic Biases of the Winkler Extraction. *Pedobiología*, 49: 175-186.
- Tovar, A.; Tovar, C.; Saito, J.; Soto, A.; Regal, F.; Cruz, Z.; ...Rivera, G. (2010). Yungas peruanas-bosques montanos de la vertiente oriental de los Andes del Perú: Una perspectiva ecorregional de conservación. Lima, Perú: Centro de datos para la conservación de la Universidad Agraria La Molina.
- Triplehorn, C.A. & Johnson, N.F. (2005). *Borror and DeLong's Introduction to the Study of Insects*. Belmont, USA: Thompson Brooks/Cole.
- Trujillo-Miranda, A.L.; Toledo-Aceves, T.; López-Barrera, F.; Gerez-Fernández, P. (2018). Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, 117: 50-61.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). (2015). Decisions adopted by the World Heritage Committee at its 39th session (WHC-15/39.COM/8E). Recuperado de: <https://www.un.org/unispal/document/auto-insert-195162/>
- Whittaker, R H. (1977). Evolution of species diversity in land communities. En M. K. Hecht, W. C. Steere y B. Wallace (Eds). *Evolutionary Biology*. (pp. 1-67). New York, USA: Plenum Press.
- Wortley, L.; Hero, J.M.; Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5): 537-543.
- Young, K.R. & León, B. (1988). Vegetación de la zona alta del Parque Nacional Río Abiseo, San Martín. *Revista Forestal del Perú*, 15(1): 1-15.

- Young, K.R. & León, B. (1999). Peru's humid eastern montane forests: An overview of their physical settings, biological diversity, human use and settlement and conservation needs. Technical Report no 5. Rønne, Dinamarca: Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA).
- Young, K.R. & León, B. (2000). Biodiversity conservation in Peru's eastern montane forests. *Mountain Research and Development*, 20(3): 208-211.
- Young, K.R.; Church, W.B; Leo, M.; Moore, P.F. (1994). Threats to Rio Abiseo National Park, Northern Peru. *Ambio*, 23(4-5): 312-314
- Zahawi, R.A.; Reid, J.L.; Holl, K.D. (2014). Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22(3): 284-287.
- Zhang, Z.Q. (2013). Animal biodiversity: An update of classification and diversity in 2013. In Zhang, z.-q.(Ed.) *animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness (addenda 2013)*. *Zootaxa*, 3703(1), 5-11.

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Ubicación geográfica de los 81 puntos de muestreo.

Área	Punto de muestreo	Coordenadas UTM (Zona 18M)	
		Este	Norte
Bosque secundario en ladera	BL1-01	247195	9118285
	BL1-02	247194	9118273
	BL1-03	247191	9118272
	BL1-04	247196	9118260
	BL1-05	247184	9118249
	BL1-06	247190	9118242
	BL1-07	247186	9118235
	BL1-08	247189	9118227
	BL1-09	247188	9118216
	BL1-10	247180	9118193
	BL2-01	247180	9118286
	BL2-02	247183	9118274
	BL2-03	247181	9118260
	BL2-04	247179	9118251
	BL2-05	247178	9118240
	BL2-06	247178	9118235
	BL2-07	247169	9118225
	BL2-08	247166	9118212
	BL2-09	247167	9118212
	BL2-10	247168	9118196
	BL3-01	247160	9118271
	BL3-02	247157	9118265
	BL3-03	247156	9118262
	BL3-04	247151	9118246
	BL3-05	247153	9118241
	BL3-06	247151	9118230
	BL3-07	247153	9118215
	BL3-08	247151	9118207
	BL3-09	247148	9118194
	BL3-10	247147	9118187
Bosque secundario con sotobosque pisoteado	BP1-01	247312	9118386
	BP1-02	247309	9118382
	BP1-03	247311	9118368
	BP1-04	247310	9118357
	BP1-05	247310	9118348
	BP1-06	247307	9118338
	BP1-07	247308	9118329

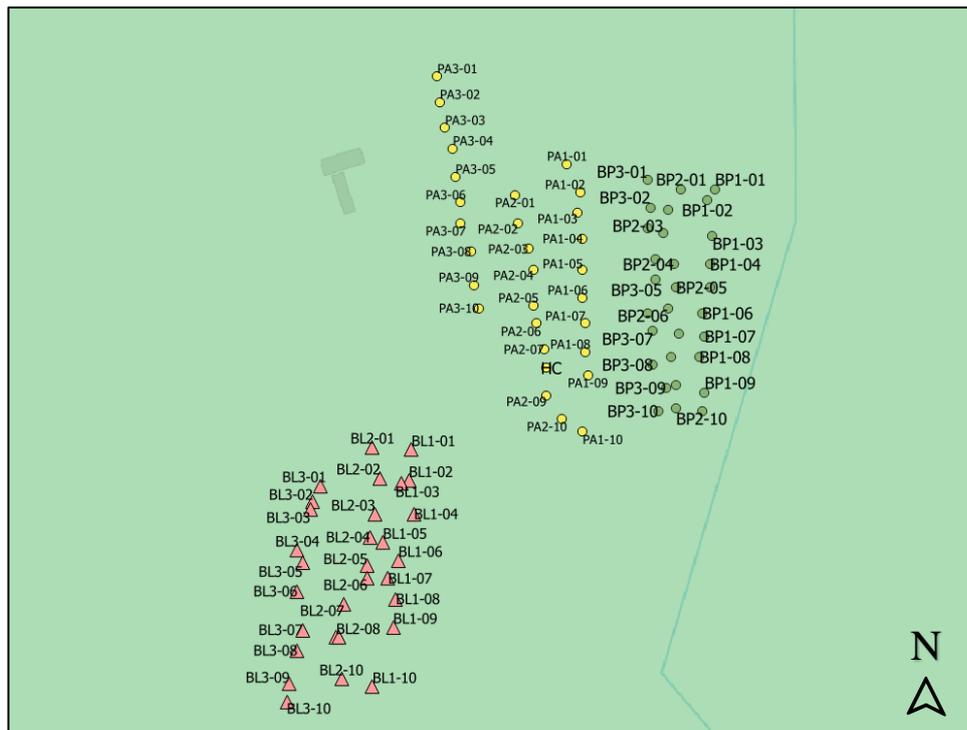
Continuación...

	BP1-08	247306	9118321
	BP1-09	247308	9118307
	BP1-10	247307	9118300
	BP2-01	247299	9118386
	BP2-02	247294	9118378
	BP2-03	247292	9118369
	BP2-04	247296	9118357
	BP2-05	247297	9118348
	BP2-06	247294	9118340
	BP2-07	247298	9118330
	BP2-08	247295	9118321
	BP2-09	247297	9118310
	BP2-10	247297	9118301
	BP3-01	247286	9118390
	BP3-02	247287	9118379
	BP3-03	247286	9118371
	BP3-04	247289	9118359
	BP3-05	247289	9118351
	BP3-06	247286	9118338
	BP3-07	247288	9118331
	BP3-08	247288	9118318
	BP3-09	247293	9118309
	BP3-10	247290	9118300
	PA1-01	247255	9118396
	PA1-02	247260	9118385
	PA1-03	247259	9118377
	PA1-04	247261	9118367
	PA1-05	247261	9118355
	PA1-06	247261	9118344
	PA1-07	247262	9118334
	PA1-08	247262	9118323
	PA1-09	247263	9118314z
Equisetal	PA1-10	247261	9118292
	PA2-01	247235	9118384
	PA2-02	247236	9118373
	PA2-03	247240	9118363
	PA2-04	247242	9118355
	PA2-05	247242	9118341
	PA2-06	247243	9118334
	PA2-07	247246	9118324
	PA2-08	247247	9118317
	PA2-09	247247	9118306

Continuación...

PA2-10	247253	9118297
PA3-01	247205	9118430
PA3-02	247206	9118420
PA3-03	247208	9118410
PA3-04	247211	9118402
PA3-05	247212	9118391
PA3-06	247214	9118381
PA3-07	247214	9118373
PA3-08	247218	9118362
PA3-09	247219	9118349
PA3-10	247221	9118340

Anexo 2. Distribución espacial de los puntos de muestreo.



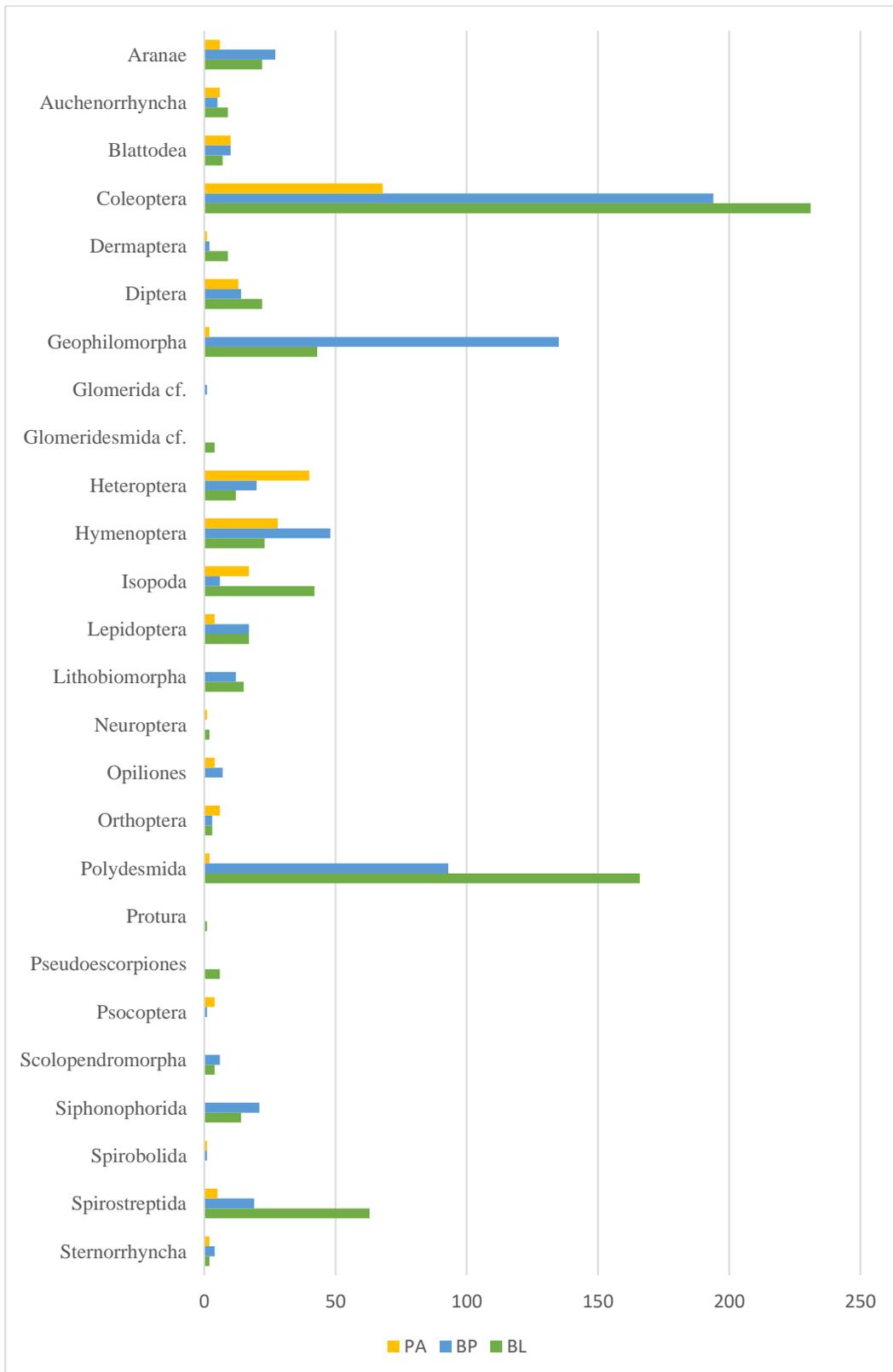
Anexo 3. Recolección de una muestra de suelo y hojarasca.
FUENTE: José Rosa Rojas



Anexo 4. Búsqueda visual de artrópodos en el material cernido.
FUENTE: José Rosa Rojas



Anexo 5. Abundancia de órdenes según área en restauración



Anexo 6. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del bosque de ladera.

Estación	Taxa S	Individuals	Dominance D	Simpson 1-D	Shannon H	Evenness e^{H/S}
BL1-01	21	51	0.2072	0.7928	2.316	0.4828
BL1-02	8	71	0.391	0.609	1.348	0.4814
BL1-03	11	51	0.5125	0.4875	1.217	0.3071
BL1-05	10	144	0.6776	0.3224	0.8136	0.2256
BL1-06	12	105	0.7052	0.2948	0.8173	0.1887
BL1-07	13	47	0.4033	0.5967	1.514	0.3497
BL1-08	10	46	0.4461	0.5539	1.334	0.3795
BL1-09	13	92	0.4563	0.5437	1.358	0.2991
BL1-10	17	96	0.5382	0.4618	1.291	0.2138
BL2-02	13	51	0.4802	0.5198	1.383	0.3067
BL2-03	17	55	0.2311	0.7689	2.047	0.4556
BL2-04	8	33	0.2819	0.7181	1.545	0.5859
BL2-05	13	41	0.135	0.865	2.261	0.7378
BL2-06	16	51	0.2864	0.7136	1.904	0.4194
BL2-07	16	65	0.4665	0.5335	1.477	0.2737
BL2-08	11	81	0.6677	0.3323	0.8951	0.2225
BL2-09	14	195	0.3709	0.6291	1.325	0.2687
BL2-10	15	74	0.4496	0.5504	1.48	0.2929
BL3-01	14	34	0.2249	0.7751	1.998	0.5269
BL3-02	9	12	0.1389	0.8611	2.095	0.9026
BL3-03	18	55	0.3157	0.6843	1.895	0.3698
BL3-04	9	16	0.1641	0.8359	1.993	0.8151
BL3-05	16	46	0.2306	0.7694	1.989	0.4568
BL3-06	26	103	0.3291	0.6709	1.993	0.2821
BL3-08	21	55	0.09488	0.9051	2.711	0.7164
BL3-09	7	33	0.3829	0.6171	1.307	0.5281
BL3-10	17	53	0.2068	0.7932	2.169	0.5145

Anexo 7. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del bosque pisoteado.

Estación	Taxa S	Individuals	Dominance D	Simpson 1-D	Shannon H	Evenness e^H/S
BP1-01	11	120	0.7278	0.2722	0.7061	0.1842
BP1-03	8	108	0.761	0.239	0.6123	0.2306
BP1-04	7	52	0.6605	0.3395	0.8056	0.3197
BP1-05	11	166	0.7445	0.2555	0.702	0.1834
BP1-06	25	99	0.2254	0.7746	2.171	0.3505
BP1-07	15	68	0.4485	0.5515	1.489	0.2955
BP1-08	8	105	0.7244	0.2756	0.6703	0.2443
BP1-09	13	127	0.6755	0.3245	0.8669	0.183
BP1-10	7	53	0.6383	0.3617	0.8416	0.3314
BP2-01	16	44	0.2583	0.7417	1.992	0.4583
BP2-02	12	51	0.2933	0.7067	1.756	0.4825
BP2-03	12	38	0.2825	0.7175	1.801	0.5044
BP2-04	14	60	0.415	0.585	1.542	0.3339
BP2-06	13	31	0.1238	0.8762	2.283	0.7542
BP2-07	12	131	0.7347	0.2653	0.7159	0.1705
BP2-08	11	34	0.3356	0.6644	1.662	0.4789
BP2-09	11	80	0.4944	0.5056	1.204	0.303
BP2-10	12	83	0.3825	0.6175	1.551	0.3932
BP3-02	11	59	0.4789	0.5211	1.275	0.3254
BP3-03	15	85	0.3074	0.6926	1.785	0.3973
BP3-04	15	80	0.3097	0.6903	1.829	0.415
BP3-05	9	40	0.3712	0.6288	1.379	0.441
BP3-06	18	59	0.1135	0.8865	2.445	0.6404
BP3-07	18	71	0.3799	0.6201	1.72	0.3103
BP3-08	12	41	0.2528	0.7472	1.87	0.5404
BP3-09	8	26	0.3314	0.6686	1.517	0.5699
BP3-10	10	35	0.2784	0.7216	1.721	0.5592

Anexo 8. Valores de los índices de diversidad de las estaciones de muestreo del equisetal.

Estación	Taxa S	Individuals	Dominance D	Simpson 1-D	Shannon H	Evenness e^H/S
PA1-02	3	4	0.375	0.625	1.04	0.9428
PA1-03	3	33	0.8843	0.1157	0.2706	0.4369
PA1-04	4	24	0.4271	0.5729	0.9762	0.6636
PA1-05	6	6	0.1667	0.8333	1.792	1
PA1-06	2	10	0.58	0.42	0.6109	0.921
PA1-07	9	27	0.3086	0.6914	1.619	0.5611
PA1-08	5	27	0.6735	0.3265	0.7259	0.4133
PA1-09	8	16	0.1875	0.8125	1.858	0.8011
PA1-10	3	20	0.515	0.485	0.791	0.7352
PA2-01	4	16	0.5859	0.4141	0.8223	0.5689
PA2-02	3	16	0.7734	0.2266	0.4634	0.5298
PA2-03	6	25	0.648	0.352	0.8223	0.3793
PA2-04	3	4	0.375	0.625	1.04	0.9428
PA2-06	6	24	0.4236	0.5764	1.233	0.5717
PA2-07	7	52	0.7848	0.2152	0.5644	0.2512
PA2-08	5	51	0.7832	0.2168	0.5084	0.3325
PA2-09	1	1	1	0	0	1
PA2-10	5	39	0.5148	0.4852	0.964	0.5244
PA3-02	4	13	0.6095	0.3905	0.7937	0.5529
PA3-03	7	13	0.3254	0.6746	1.517	0.6513
PA3-04	5	423	0.9672	0.03275	0.1067	0.2225
PA3-05	5	15	0.2267	0.7733	1.529	0.9229
PA3-06	11	44	0.4762	0.5238	1.339	0.3469
PA3-07	8	15	0.2178	0.7822	1.807	0.7611
PA3-08	7	35	0.6473	0.3527	0.85	0.3342
PA3-09	7	80	0.4356	0.5644	1.229	0.488
PA3-10	6	139	0.9159	0.08405	0.2452	0.213

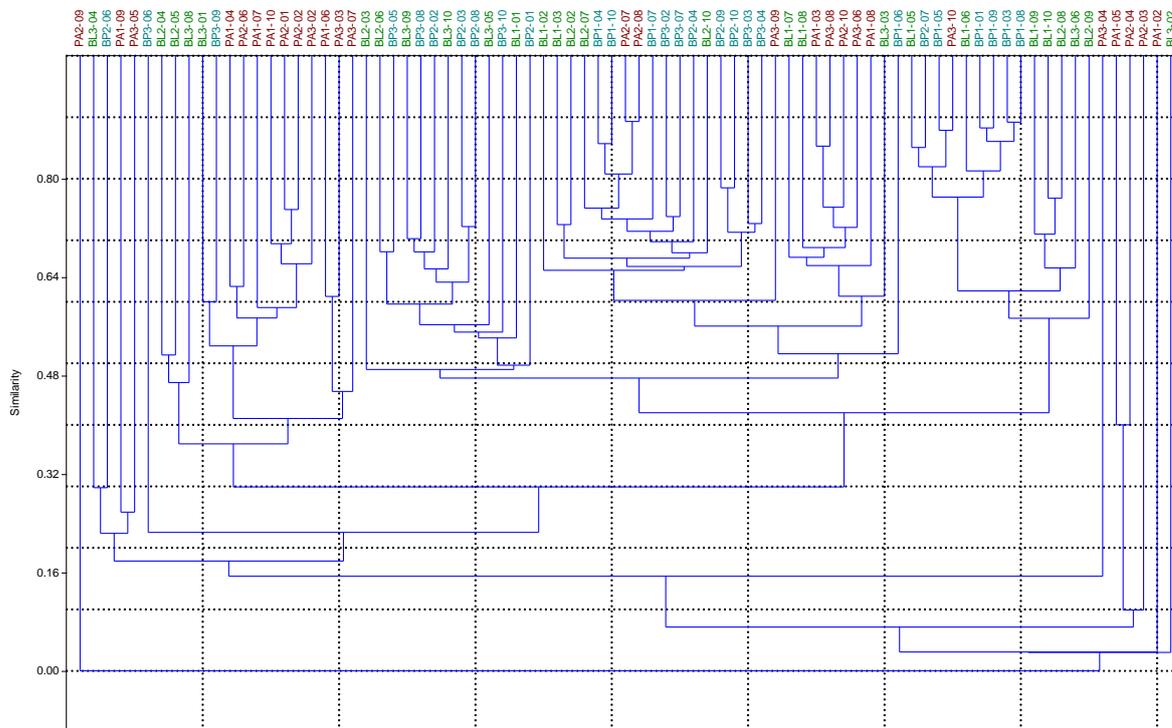
Anexo 9. Valores de los números de Hill de cada estación de muestreo.

Estación	Números de Hill		
	q=0	q=1	q=2
BL1-01	21	10.1350529	4.82625483
BL1-02	8	3.84971839	2.55754476
BL1-03	11	3.3770414	1.95121951
BL1-05	10	2.25601504	1.47579693
BL1-06	12	2.26437776	1.41803744
BL1-07	13	4.54487398	2.47954376
BL1-08	10	3.79619785	2.24164985
BL1-09	13	3.8884087	2.19154065
BL1-10	17	3.63642116	1.85804534
BL2-02	13	3.98684424	2.08246564
BL2-03	17	7.74463232	4.32713111
BL2-04	8	4.68797163	3.54735722
BL2-05	13	9.59267705	7.40740741
BL2-06	16	6.71269158	3.49162011
BL2-07	16	4.37978659	2.14362272
BL2-08	11	2.44758054	1.4976786
BL2-09	14	3.76218535	2.69614451
BL2-10	15	4.39294568	2.22419929
BL3-01	14	7.37429275	4.44642063
BL3-02	9	8.12544097	7.19942405
BL3-03	18	6.6525484	3.16756414
BL3-04	9	7.33751332	6.09384522
BL3-05	16	7.30822189	4.33651344
BL3-06	26	7.33751332	3.03859009
BL3-08	21	15.0443123	10.539629
BL3-09	7	3.69507185	2.61164795
BL3-10	17	8.74953013	4.83558994
BP1-01	11	2.02607414	1.37400385
BP1-03	8	1.84466926	1.31406045
BP1-04	7	2.23803892	1.51400454
BP1-05	11	2.01778424	1.34318334
BP1-06	25	8.76704671	4.43655723
BP1-07	15	4.43266064	2.2296544
BP1-08	8	1.95482368	1.38045279
BP1-09	13	2.37952289	1.4803849
BP1-10	7	2.32007613	1.56666144
BP2-01	16	7.33017947	3.87146729
BP2-02	12	5.78923408	3.40947835
BP2-03	12	6.05570014	3.53982301
BP2-04	14	4.67392879	2.40963855
BP2-06	13	9.80605449	8.07754443

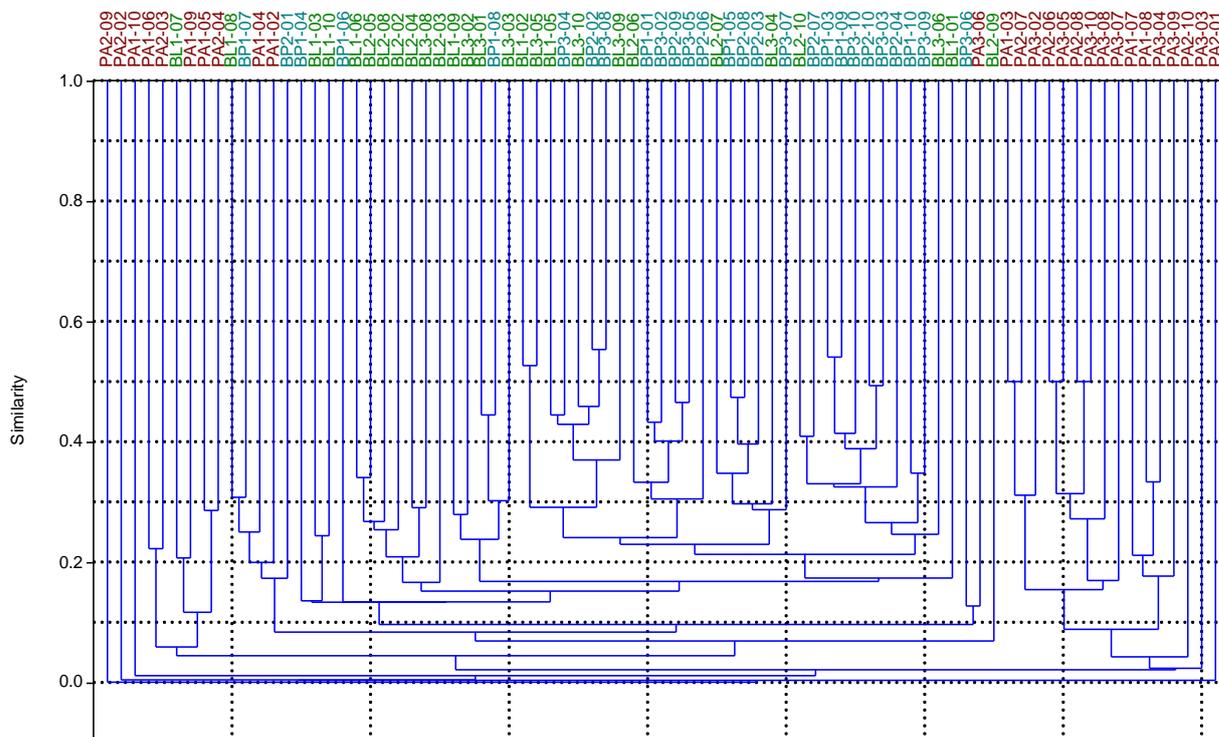
Continuación...

BP2-07	12	2.04602728	1.36109977
BP2-08	11	5.26983999	2.97973778
BP2-09	11	3.33342399	2.02265372
BP2-10	12	4.71618401	2.61437908
BP3-02	11	3.57870141	2.08811861
BP3-03	15	5.95957995	3.25309044
BP3-04	15	6.22765589	3.22893122
BP3-05	9	3.97092871	2.69396552
BP3-06	18	11.5305496	8.81057269
BP3-07	18	5.58452846	2.63227165
BP3-08	12	6.4882964	3.9556962
BP3-09	8	4.55852907	3.01750151
BP3-10	10	5.590115786	3.591954023
PA1-02	3	2.82921701	2.66666667
PA1-03	3	1.31075067	1.13083795
PA1-04	4	2.65435052	2.34137204
PA1-05	6	6.00144336	5.99880024
PA1-06	2	1.84208853	1.72413793
PA1-07	9	5.04803975	3.2404407
PA1-08	5	2.06659019	1.48478099
PA1-09	8	6.41090214	5.33333333
PA1-10	3	2.20560092	1.94174757
PA2-01	4	2.275728	1.7067759
PA2-02	3	1.589469	1.29299198
PA2-03	6	2.275728	1.54320988
PA2-04	3	2.82921701	2.66666667
PA2-06	6	3.43150864	2.36071766
PA2-07	7	1.75839243	1.27420999
PA2-08	5	1.66262886	1.27681307
PA2-09	1	1	1
PA2-10	5	2.62216418	1.94250194
PA3-02	4	2.21156409	1.64068909
PA3-03	7	4.55852907	3.07314075
PA3-04	5	1.11260042	1.03391232
PA3-05	5	4.61356095	4.41111601
PA3-06	11	3.81522637	2.099958
PA3-07	8	6.09214356	4.59136823
PA3-08	7	2.33964685	1.54487873
PA3-09	7	3.41781002	2.29568411
PA3-10	6	1.27787686	1.09182225

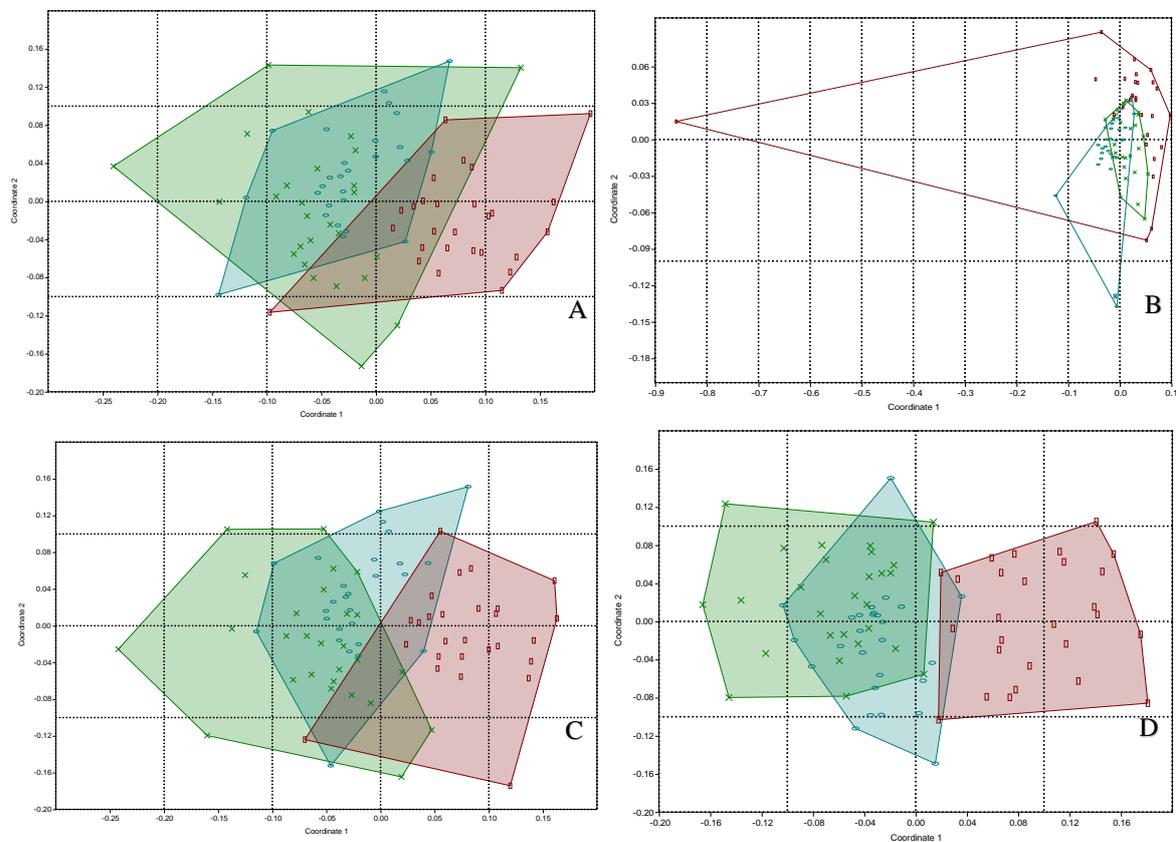
Anexo 10. Dendrograma de las estaciones de muestreo según el índice Bray Curtis.



Anexo 11. Dendrograma de las estaciones de muestreo según el índice Bray Curtis, excluyendo el grupo Acari.



Anexo 12. Diagramas del análisis NDMS. A: Según Bray Curtis, matriz completa (stress=0.35). B: Según Bray Curtis, matriz sin Acari (stress=0.47). C: Según Raup Crick, matriz completa (stress=0.33). D: Según Raup Crick, matriz sin Acari (stress=0.36).



Anexo 13. Resultados de la prueba NPMANOVA según el índice Bray-Curtis

Suma de cuadrados total	18.88		
Suma de cuadrados dentro de grupos	16.68		
F	5.361		
P valor	0.0001		
P valores (corrección de Bonferroni)			
	BL	BP	PA
BL	0	0.1389	0.0003
BP	0.1389	0	0.0003
PA	0.0003	0.0003	0