

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES**



**“DIVERSIDAD, COMPOSICIÓN FLORÍSTICA, ESTRUCTURA Y
PRESENCIA DE MICORRIZAS EN UN BOSQUE ESTACIONALMENTE
SECO DEL MARAÑÓN, UTCO, CELENDÍN, CAJAMARCA, PERÚ”**

Presentada por:

MANUEL ROBERTO RONCAL RABANAL

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
DOCTORIS PHILOSOPHIAE EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**

Lima - Perú

2023

Document Information

Analyzed document	Tesis doctorado - Manuel Roncal 2023.pdf (D160722856)
Submitted	3/11/2023 6:54:00 AM
Submitted by	Lisveth Flores del Pino
Submitter email	lisveth@lamolina.edu.pe
Similarity	3%
Analysis address	lisveth.unalm@analysis.arkund.com

Sources included in the report

SA	UNC_forestal _2023_tesis Karim Lopez _vers.1.pdf Document UNC_forestal _2023_tesis Karim Lopez _vers.1.pdf (D158748995)		16
W	URL: https://brainly.in/question/35189745 Fetched: 6/27/2021 7:58:22 AM		1
W	URL: https://mathworld.wolfram.com/CubicNumber.html Fetched: 3/22/2020 2:34:06 PM		1
W	URL: https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00219 Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		5
W	URL: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000111&pid=S0120-0690200500020000700... Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		1
W	URL: https://doi.org/10.1017/S0376892916000400 Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		4
W	URL: http://journal.upao.edu.pe/Arnaldoa/article/view/1517/1289 Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		1
W	URL: http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/94 Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		1
W	URL: http://www.sea-entomologia.org/HALFFTER/M3M4-001.pdf Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		1
W	URL: https://doi.org/10.11646/zootaxa.4385.1.1 Fetched: 3/11/2023 6:55:00 AM		2
W	URL: https://doi.org/10.1201/9781420004496 Fetched: 3/11/2023 6:56:00 AM		4
W	URL: https://doi.org/10.15381/rpb.v27i2.17880 Fetched: 3/11/2023 6:57:00 AM		1

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES

**“DIVERSIDAD, COMPOSICIÓN FLORÍSTICA, ESTRUCTURA Y
PRESENCIA DE MICORRIZAS EN UN BOSQUE ESTACIONALMENTE
SECO DEL MARAÑÓN, UTCO, CELENDÍN, CAJAMARCA, PERÚ”**

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE

Doctoris Philosophiae (Ph.D)

Presentada por:

MANUEL ROBERTO RONCAL RABANAL

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Alfredo Rodríguez Delfín
PRESIDENTE

Ph.D. Lisveth Flores del Pino
ASESOR

Dra. Rosemary Vela Cardich
MIEMBRO

Dra. Marina Rosales Benites
MIEMBRO

Dr. Segundo Sánchez Tello
MIEMBRO EXTERNO

DEDICATORIA

A mis amadas hijas: Milagros Guadalupe y Luz Aurora del Carmen.

A mis tías: Chemitita y Julita que son inspiración constante de sacrificio y bondad.

AGRADECIMIENTO

Al Dr. Víctor Meza Contreras[†] quien me guió en la elaboración de la investigación y del cual siempre llevaré un gran recuerdo. A la Ph.D. Lisveth Flores del Pino quien me ha asesorado en ésta última etapa de la investigación. Al aporte desinteresado científico del Ph.D. Reynaldo Linares Palomino, gracias a su valiosa contribución e información el trabajo fue mejorado. A mi padre Dr. Manuel Salomón Roncal Ordóñez, por el apoyo constante y por brindarme valiosa información sobre micorrizas, además por sus enseñanzas de vida. Al Ing. Elmer Campos Díaz, por su colaboración en las salidas a campo, su hospitalidad y la de su familia fue un pilar importante para realizar el trabajo. A Jorge Chávez Ortiz y mis alumnos del curso Elaboración de Líneas Base de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Cajamarca, su apoyo en la recolección de datos fue primordial. Al Dr. Isidoro Sánchez Vega[‡]; Ing. MC Juan Montoya Quino y Ing. MSc. Luis Dávila Silva por la ayuda en la clasificación de plantas, gracias por su paciencia y colaboración. Al Blgo. Irwing Saldaña Ugaz por ayudarme en el procesamiento de datos y por su capacidad de análisis ecológico en campo, sus ideas mejoraron el trabajo. Al microbiólogo Omar Pairasaman Quiroz por el apoyo con el idioma portugués. A Cinthia Chávez Chávez, Fiorella Pérez, Segundo Guevara y Julio Silva Torres por su valiosa ayuda para realizar el proceso de recolección y tinción de raicillas. Al FINCyT por haber financiado mis estudios de Doctorado. A Ylda Pauca Ventura y Carmen Rojas, personal administrativo de la EPG y el Programa de Doctorado en Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional Agraria La Molina. A mi madre Martha Rabanal Cabanillas y Dora Vásquez Amaya por estar siempre pendientes de mi familia. A mis hermanas Lily y Bety. A mi esposa Milagros Barrantes Vásquez por comprender que el trabajo científico demanda esfuerzo y estadías largas en campo, además por ser el pilar del hogar sobre todo cuando emprendía los numerosos viajes a la ciudad de Lima en los cinco años de estudios doctorales.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
2.1.	BIOGEOGRAFÍA Y DISTRIBUCIÓN DE LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS 4	
2.2.	DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y ENDEMISMO EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO.....	8
2.3.	ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS	11
2.4.	ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO.....	13
2.5.	COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO.....	14
2.6.	ECOLOGÍA DE BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS	15
2.6.1.	Productividad primaria y en Bosques Estacionalmente Secos	16
2.6.2.	Simbiontes Microbianos.....	18
2.7.	SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS.....	27
2.8.	AMENAZAS Y CONSERVACIÓN EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS 28	
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	31
3.1.	UBICACIÓN.....	31
3.2.	CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	33
3.3.	MATERIALES.....	41
3.3.1.	Equipos.....	41
3.3.2.	Material de escritorio	41
3.3.3.	Otros.....	42
3.4.	METODOLOGÍA.....	42
3.4.1.	Identificación de lugares para muestreo	42
3.4.2.	Caracterización de flora	43
3.4.3.	Caracterización de hongos micorrízicos	48
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	50
4.1.	CARACTERIZACIÓN DE FLORA	50
4.1.1.	Composición de especies y Diversidad Alfa	50
4.1.2.	Recambio y Diversidad Beta	56
4.1.3.	Patrones de Endemismo	60

4.1.4.	Patrones de Distribución: Abundancia, Frecuencia y Dominancia.....	63
4.1.5.	Índice de Valor de Importancia (IVI).....	67
4.1.6.	Dasometría.....	72
4.1.7.	Conservación: especies amenazadas y CITES.....	74
4.1.8.	Denominación de los Ecosistemas.....	75
4.2.	SIMBIONTES RADICULARES	77
V.	CONCLUSIONES	83
VI.	RECOMENDACIONES	85
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	86
	ANEXOS.....	107

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Análisis de fertilidad de suelos. M1 = Zona I (850 -1100 m); M2 =Zona II (1100 – 1400 m) y M3 = Zona III (1400 – 1700 m).....	35
Tabla 2. Caracterización taxonómica, biogeográfica, hábitos de crecimiento y conservación de las especies registrados por zonas el Bosque Estacionalmente Seco del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.....	52
Tabla 3. Distribución de los endemismos entre las Zonas evaluadas durante el estudio.	62
Tabla 4. Índice de Valor de Importancia (IVI, %) de las especies de flora reportadas, calculado para cada Zona	69
Tabla 5. Caracterización de las comunidades y poblaciones vegetales, endemismo y categoría de amenaza por zonas el Bosque Estacionalmente Seco del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.....	74
Tabla 6. Evaluación de micorrizas indicando la presencia / ausencia en 10 muestras de raicillas extraídas de un individuo vegetal de las especies con mayor Índice de Valor de Importancia - IVI (Mn).....	78

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución de los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos en el Neotrópico, Perú, Cajamarca y Celendín (A) BTES Ecuatorial, (B) BTES Marañón. Fuente: (Linares-Palomino y Oliveira-filho, 2011; Marcelo-Peña et al., 2015 y MINAM, 2018).....	6
Figura 2. Los 25 hotspots en biodiversidad a nivel mundial (Myers et al., 2000).	10
Figura 3. Área de estudio, distrito de Utco, provincia de Celendín, departamento de Cajamarca, Perú	31
Figura 4. Área de estudio, con zonas donde se ubicaron los 30 transectos de 0,1 ha; en el distrito de Utco, provincia de Celendín, departamento de Cajamarca, Perú (Fuente: Elaboración propia).....	32
Figura 5. Perfil Geológico de la zona de estudio, donde se indica las unidades litoestatigráficas y rocas intrusivas; PE-cm: Complejo del Marañón y P-gr: Granito de Balzas. Fuente: INGEMENT, 1985, citado por: (Roncal-Rabanal et al., 2013).	34
Figura 6. Precipitación media mensual y máxima en 24 horas (mm) en los BTES del Marañón – Estación Pimpingos (AMEC, 2011).	38
Figura 7. Promedios de temperatura media mensual, máxima y mínima media mensual (°C) en los BTES del Marañón, estación Balzas (AMEC, 2011).	39
Figura 8. Humedad relativa, media mensual (%) en los BTES del Marañón, estación Balzas (AMEC, 2011).	39
Figura 9. Velocidad de viento, media mensual (m/s) en los BTES del Marañón, estación Balzas (AMEC, 2011).	40
Figura 10. Perfil longitudinal del Valle del Marañón en la ruta Abra Jelig (Cajamarca) – Abra Barro Negro (Amazonas), indicando cotas y ecosistemas según la vegetación dominante. Fuente: Adaptado de (Chávez, 2020) y (MINAM, 2018).	43
Figura 11. Número de especies por familia registradas en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca	55
Figura 12. Índices de diversidad alfa: de Margalef (D_{Mg}) y Simpson (Sim) para las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	56
Figura 13. Índices de diversidad beta: Similaridad de Sorensen (IS) y de Jacard (J) expresados en porcentaje, para las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	57
Figura 14. Gráfico de escalamiento dimensional no métrico (NMDS) empleando el método Bray-Curtis con dimensionalidad $k=4$. Cada código de cinco letras representa las especies, empleando las tres primeras letras del género seguidas de las dos primeras letras de la especie. E.g. Tecro: <i>Tecoma roseifolia</i>	58

Figura 15. Gráfico Screen Plot de dimensiones (k max = 10) vs el grado de Stress alcanzado. Línea roja: nivel máximo de Stress permitido, Línea azul: nivel de Stress de muy buena fiabilidad. Círculo verde: dimensionalidad seleccionada para el modelo NMDS.....	59
Figura 16. Clúster de disimilaridad en base a la diversidad vegetal de cada parcela. *: Parcela con composición comunitaria vegetal diferente al grupo al que pertenece. Grupo A: Matorral desértico del río Valle del río Marañón, Grupo B: Bosque Semicaducifolio del Valle del río Marañón.	59
Figura 17. Gráfico de Disimilaridad Observada vs Distancia del Ordenamiento (Stressplot) del Escalamiento Dimensional No métrico (NMDS).	60
Figura 18. Perfil transversal del Bosque Estacionalmente Seco en la zona límite entre Cajamarca y Amazonas, indicando las 8 especies con mayor frecuencia relativa en cada zona de estudio.....	64
Figura 19. Especies con mayor abundancia relativa (AR), expresada en porcentaje (%), para las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	65
Figura 20. Especies con mayor Frecuencia Relativa (FR), expresada en porcentaje (%) en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	65
Figura 21. Especies con mayor Área basal (AB), expresada en m ² /0.1ha, en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	66
Figura 22. Especies con mayor Dominancia relativa (DR), expresada en porcentaje (%), en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	66
Figura 23. Especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI), en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.	68
Figura 24. Frecuencia del Diámetro a la altura del pecho para los individuos evaluados en la Zona I en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.....	72
Figura 25. Frecuencia del Diámetro a la altura del pecho para los individuos evaluados en la Zona II en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.....	73
Figura 26. Frecuencia del Diámetro a la altura del pecho para los individuos evaluados en la Zona III en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.....	73
Figura 27. Estructuras fungales, hifas (h), arbúsculos (a), micelio interno (mi), vesículas (v) y micelio externo (me), presentes en A) <i>Croton alnifolius</i> , B) <i>Lipia tayacajana</i> , C) <i>Croton alnifolius</i> , D) <i>Armatocereus rauhi</i> , E) <i>Croton alnifolius</i> y F) <i>Lantana reptans</i>	78
Figura 28. Aislamiento de: <i>Bacillus</i> sp., en raíz de <i>Browningia pilleifera</i> (a); <i>Bacillus</i> sp., en raíz de <i>Browningia pilleifera</i> , mostrando antagonismo frente a <i>Alternaria</i> sp. (b); <i>Pseudomonas</i> sp. y <i>Bacillus</i> sp. en raíz de <i>Stylosanthes nervosa</i> (c); <i>Xanthomonas</i> sp., y <i>Fusarium</i> sp., en raíz de <i>Pitcairnia</i> sp. (d); <i>Xanthomonas</i> sp., en raíz de <i>Parkinsonia praecox</i> (e); <i>Pseudomonas</i> sp. en raíz de <i>Croton alnifolius</i> (f); <i>Pseudomonas</i> sp. en raíz de <i>Melocactus bellavistensis</i> (g); <i>Pseudomonas</i> sp. en raíz de <i>Pappobolus</i>	

<i>acutifolius</i> (h); <i>Bacillus</i> sp. en raíz de <i>Opuntia quitensis</i> (i); <i>Xanthomonas</i> sp. y <i>Fusarium</i> sp. en raíz de <i>Espostoa mirabilis</i> (j); <i>Pseudomonas</i> sp. en raíz de <i>Pappobolus mathewsii</i> (k); <i>Xanthomonas</i> sp. y <i>Fusarium roseum</i> en raíz <i>Cienfuegosia tripartita</i> (l) y <i>Pseudomonas</i> sp. y <i>Fusarium</i> sp. en raíz de <i>Cnidoscolus</i> sp.....	81
Figura 29. Raíz de <i>Stylosanthes nervosa</i> J.F. Macbride, con nódulo inactivo de <i>Rizobium</i> sp.	82

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Flora registrada en Bosque Estacionalmente Seco del Marañón, Ucto, Celendín, Cajamarca	107
Anexo 2. Panel fotográfico del Bosque Tropical Estacionalmente Seco del Marañón, Ucto, Celendín, Cajamarca	121

RESUMEN

La investigación tuvo como objetivo caracterizar la flora y componentes simbiotes de un Bosque Estacionalmente Seco (BES) del Marañón, distrito Utco, provincia Celendín, región Cajamarca, al norte de Perú. Se estratificaron tres zonas de estudio: Zona I (850 a 1100 m.s.n.m), Zona II (1100 a 1400 m.s.n.m) y Zona III (1400 a 1700 m.s.n.m); los muestreos se realizaron en temporada húmeda, utilizando 30 transectos Gentry modificados; se midió altura de planta, diámetro a la altura del pecho y/o al ras del suelo y en individuos con diámetro ≥ 1 cm, se registró la presencia en individuos que no cumplieran con esta condición. La colecta botánica siguió la técnica convencional, se evaluaron los índices de diversidad. Para el ordenamiento de las parcelas respecto a la estructura de la vegetación, se realizó un Escalamiento Dimensional No Métrico (NMDS) con RStudio. Para los simbiotes se colectaron raicillas utilizando el método de Kormanik, se realizaron cortes transversales de raicillas y cortes de 0,5 cm fueron colocados en medio Papa-Dextrosa-Agar (PDA), se extrajo muestras en suspensión de 1g de suelo para registro de esporas. En flora se registraron 52 especies y siete taxa a nivel de género distribuidas en 56 géneros y 25 familias de la subdivisión Angiospermae, 31 de hábito arbustivo, 10 herbáceas, nueve arbóreas, seis suculentas y tres trepadoras. Las familias más diversas fueron Leguminosae (11sp), Compositae (7sp) y Cactaceae (6sp). Se reportan 14 especies endémicas de Perú y nueve de los BES Marañón. La diversidad de Margalef (D_{Me}) y dominancia de Simpson (D) fueron altas para la Zona III; los índices de Sorensen (IS) y Jaccard (J) mostraron mayor similitud entre las Zonas I y II. La mayor abundancia y frecuencia relativa (AR - FR) la tuvo *Cienfuegosia tripartita* (42,30%, 9,2%) y dominancia relativa (DR) e IVI, *Eriotheca discolor* (629,8 m²/0,1ha, DR=84,7%, IVI=97,34). El patrón de distribución diamétrica altitudinal es predominantemente arbustivo, por lo que se propone la siguiente nomenclatura: “Matorral Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Mes-in Marañón)” a la zona ubicada entre los 850 y 1400 m.s.n.m. Se lograron identificar estructuras fungales (hifas, arbusculos, micelio interno, vesículas y micelio externo) de hongos endomicorrizicos arbusculares (HMA) de la familia Glomeraceae en siete de las ocho especies con mayor IVI. Se aislaron los géneros de bacterias: *Xanthomonas*, *Pseudomonas* y *Bacillus* que mostraron antagonismo a *Alternaria* sp., *Fusarium* sp. y *Fusarium roseum*, esto responde al carácter funcional de proteger a las raíces de microorganismos patógenos. Se registró nódulos de *Rhizobium* sp., en raicillas de *Stylosanthes nervosa*.

Palabras Clave: Bosque Estacionalmente Seco, Valle del Marañón, Cajamarca.

ABSTRACT

The objective of the research was to characterize the flora and symbiotic components of a Seasonally Dry Forest (BES) of the Marañón Utco district, Celendin province, Cajamarca region, north of Peru were characterized. Three study areas were stratified: Zone I (850 to 1100 m), Zone II (1100 to 1400 m) and Zone III (1400 to 1700 m); the samplings were carried out in the wet season, using 30 modified Gentry transects; plant height, diameter at chest height and / or at ground level were measured and in individuals with a diameter ≥ 1 cm, the presence was recorded in individuals who did not meet this condition. The botanical collection followed the conventional technique, the diversity indices were evaluated. For the ordering of the plots with respect to the structure of the vegetation, a Non-Metric Dimensional Scaling (NMDS) was carried out with RStudio. For the symbionts, rootlets were collected using the Kormanik method, cross sections of rootlets were made and 0.5 cm sections were placed in Papa-Dextrosa-Agar (PDA) medium, samples in suspension of 1g of soil were extracted for spore registration. In flora, 52 species and seven taxa were recorded at the genus level distributed in 56 genera and 25 families of the Angiospermae subdivision, 31 shrub habit, 10 herbaceous, nine arboreal, six succulent and three climbing. The most diverse families were Leguminosae (11sp), Compositae (7sp) and Cactaceae (6sp). Fourteen endemic species from Peru and nine from the SDF Marañón are reported. Margalef diversity (DMg) and Simpson dominance (D) were high for Zone III; the Sorensen (IS) and Jaccard (J) indices showed greater similarity between Zones I and II. The highest abundance and relative frequency (AR - FR) was had by *Cienfuegosia tripartita* (42,30%, 9,2%) and relative dominance (DR) and IVI, *Eriotheca discolor* (629,8 m² / 0,1 ha, DR = 84,7%, IVI = 97,34). The altitudinal diameter distribution pattern is predominantly shrubby, so the following nomenclature is proposed: "Seasonally Dry Interandean Scrub - Marañón (Mes-in Marañón)" to the area located between 850 and 1400 m. It was possible to identify fungal structures (hyphae, arbuscules, internal mycelium, vesicles and external mycelium) of arbuscular endomycorrhizal fungi (AMF) of the Glomeraceae family in seven of the eight species with the highest IVI. Bacterial genera were isolated: *Xanthomonas*, *Pseudomonas* and *Bacillus* that showed antagonism to *Alternaria* sp., *Fusarium* sp. and *Fusarium roseum*, this responds to the functional character of protecting the roots from pathogenic microorganisms. Nodules of *Rhizobium* sp. were recorded in roots of *Stylosanthes nervosa*.

Key Words: Seasonally Dry Forest, Marañón Valley, Cajamarca.

RESUMO

O objetivo da pesquisa foi caracterizar a flora e os componentes simbióticos de uma Floresta Estacional Seca (BES) do Marañón, distrito do Utco, província do Celendín, região do Cajamarca, norte do Peru. Três áreas de estudo foram estratificadas: Zona I (850 a 1100 msnm), Zona II (1100 a 1400 msnm) e Zona III (1400 a 1700 msnm); as coletas foram realizadas no período chuvoso, utilizando 30 transectos Gentry modificados; Foram medidos a altura da planta, o diâmetro à altura do peito e / ou ao nível do solo e, nos indivíduos com diâmetro ≥ 1 cm, a presença foi registrada em indivíduos que não atendiam a essa condição. A coleção botânica seguiu a técnica convencional, os índices de diversidade foram avaliados. Para o ordenamento das parcelas em relação à estrutura da vegetação, foi realizado um Escalonamento Dimensional Não Métrico (NMDS) com o RStudio. Para os simbiontes, as radículas foram coletadas pelo método Kormanik, secções transversais das radículas foram feitas e seções de 0,5 cm colocadas em meio Papa-Dextrosa-Agar (BDA), amostras em suspensão de 1g de solo foram extraídas para registro dos esporos. Na flora, 52 espécies e sete táxons foram registrados em nível de gênero, distribuídos em 56 gêneros e 25 famílias da subdivisão Angiospermae, 31 de hábito arbustivo, 10 herbáceo, nove arbóreo, seis suculentas e três trepadeiras. As famílias mais diversas foram Leguminosae (11sp), Compositae (7sp) e Cactaceae (6sp). 14 espécies endêmicas do Peru e nove do BTES Marañón são relatadas. A diversidade de Margalef (DMg) e a dominância de Simpson (D) foram altas para a Zona III; os índices de Sorensen (IS) e Jaccard (J) apresentaram maior similaridade entre as Zonas I e II. A maior abundância e frequência relativa (AR - FR) foi obtida por *Cienfuegosia tripartita* (42,30%, 9,2%) e dominância relativa (DR) e IVI, *Eriotheca discolor* (629,8 m² / 0,1ha, DR = 84,7%, IVI = 97,34) . O padrão de distribuição diamétrica altitudinal é predominantemente arbustivo, para o qual se propõe a seguinte nomenclatura: "Matagal Interandino Sazonalmente Seco - Marañón (Mes-in Marañón)" para a área situada entre 850 e 1400 m.s.n.m. Foi possível identificar estruturas fúngicas (hifas, arbúsculos, micélios internos, vesículas e micélios externos) de fungos endomicorrízicos arbusculares (FMA) da família Glomeraceae em sete das oito espécies com maior IVI. Foram isolados gêneros bacterianos: *Xanthomonas*, *Pseudomonas* e *Bacillus* que apresentaram antagonismo a *Alternaria* sp., *Fusarium* sp. e *Fusarium roseum*, responde à natureza funcional de proteger as raízes de microorganismos patogênicos. Nódulos de *Rhizobium* sp foram registrados em raízes de *Stylosanthes nervosa*.

Palavras-chave: Floresta Estacionalmente Seca, Vale do Marañón, Cajamarca.

I. INTRODUCCIÓN

Los Bosques Estacionalmente Secos (BES) (Pennington *et al.* 2000) se desarrollan en lugares donde hay varios meses de sequía severa y en algunos casos absoluta; esta condición es considerada como característica unificadora para este tipo de bosques (Bullock 1995) que se encuentran presentes en biomas secos extendidos en muchas regiones tropicales del mundo, cubriendo importantes extensiones de área continental, en África por ejemplo su amplificación alcanza el 70 por ciento de la masa forestal, en América Central el 50 por ciento y en América del Sur el 22 por ciento (Murphy & Lugo 1986).

Los BES Neotropicales están distribuidos de manera fragmentada a través de Latinoamérica y el Caribe (DRYFLOR 2016), subdividiéndose en cuatro grupos fitogeográficos diferentes: Mesoamericano-Caribeño (México, Centro América y norte de Sudamérica), Ecuatoriano-Peruano, Boliviano-Argentino y las extensas formaciones de Caatingas al suroeste de Brasil (Linares-Palomino 2006 & Prado 2000). En Perú se consideran principalmente tres sub unidades de clasificación para bosques secos: Bosque tropical estacionalmente seco Ecuatorial, Bosque tropical estacionalmente seco interandino y Bosque tropical estacionalmente seco oriental; además hay muchos parches de bosques secos en diversas zonas del país con extensión variable (Linares-Palomino 2004a & Linares-Palomino 2006) que al igual que las otras sub unidades necesitan con urgencia actividades de investigación científica para proponer acciones de conservación ya que actualmente se estima que la presencia de BES se viene reduciendo significativamente llegando incluso a tener el 10 por ciento de su extensión original en algunos países (DRYFLOR 2016).

Dentro de la sub unidad BTES interandinos al norte del Perú se encuentra el sistema del río Marañón ubicado en la parte más baja de estos valles con un límite superior de 1800m en el sur

y 1500m en el norte, abarcando parte de los territorios regionales de Ancash, La Libertad, Cajamarca (Linares-Palomino 2004a) y Amazonas, donde se destaca el elevado nivel de endemismo en aves, reptiles y, sobre todo en plantas vasculares leñosas con 33 por ciento, convirtiéndolo en un buen representante de los BTES para establecer áreas para conservación (Marcelo-Peña *et al.* 2016), como se ha venido procurando a través de la creación de Áreas de Conservación Regionales (ACR) y privadas (ACP) en Amazonas y Cajamarca.

Actualmente los BES del Marañón se encuentran amenazados por una serie de actividades antrópicas que generan cambios continuos en el área que ocupan; los suelos son utilizados para agricultura, ganadería y el material parental es usado en la actividad minera no metálica, a esto se suman las intenciones de construcción de mega centrales hidroeléctricas a lo largo del río Marañón y los episodios constantes de variaciones climáticas que amenazan su integridad y los servicios ambientales que proporcionan. Los procesos ecológicos en los BES se encuentran en constante modificación debido a la dinámica ecológica y humana que dependen rigurosamente de la disponibilidad hídrica anual para ofrecer servicios ambientales de: provisión (alimento, madera, productos forestales no maderables, biocombustibles, germoplasma), regulación (control de erosión, fertilidad de suelos, soporte, infiltración, regulación temporal del agua, calidad del agua, almacenamiento de carbono, regulación de emisiones atmosféricas, regulación de albedo, regulación de temperatura, polinización, regulación de plagas, resistencia a la invasión de semillas, dispersión de semillas) y culturales (ecoturismo, paisaje, recreación, oportunidades de trabajo) (Dirzo *et al.* 2011).

Los beneficios ecosistémicos que ofrecen los BES tienen correspondencia con la diversidad, composición florística, estructura del componente vegetal y los simbiontes microbianos presentes en el suelo que intervienen directamente en la productividad primaria (Bullock *et al.* 1995); tal es el caso de los organismos fijadores de nitrógeno y micorrizas arbusculares (HMA); los registros de hongos y bacterias asociadas a las raíces de las plantas indican que son fundamentales para facilitar la absorción de fósforo y carbono, teniendo una gran especificidad con las especies vegetales (Bidartondo *et al.* 2002) y son fundamentales para su desarrollo en ambientes con duras condiciones climáticas (Al-yahya *et al.* 2011).

Lamentablemente los estudios científicos que proporcionen una mejor comprensión de la ecología de los BES del Marañón han sido ignorados y todavía son incipientes, por lo que es

importante generar datos ecológicos y taxonómicos (Marcelo-Peña *et al.* 2010) de sus elementos para elaborar modelos que planteen futuros escenarios de conservación (Halffer 2002). La necesidad de generar información científica básica relacionada con los aspectos mencionados ayudará a mejorar la comprensión de la adaptación de la vegetación a condiciones climáticas extremas y proporcionará un valor ecológico que podrá ser usado como un indicador de evaluación (de Groot *et al.* 2010) para sustentar la necesidad de plantear medidas técnico científicas que puedan ser aplicadas en acciones de conservación de la biodiversidad.

La investigación propone generar a través de un análisis cuantitativo de diversidad, composición florística, estructura y análisis de presencia de micorrizas; un consolidado de información que sirva para los futuros planes de recuperación de áreas degradadas donde exista la necesidad de utilizar inóculo de microorganismos registrados para garantizar el desarrollo y establecimiento vegetal tomando en consideración la estructura inicial de los componentes vegetales analizados, planteando los siguientes objetivos:

- Evaluar la diversidad, composición florística y estructura de un Bosque Estacionalmente Seco del Marañón en el distrito de Utco, Celendín, Cajamarca.
- Identificar la presencia de micorrizas en las especies vegetales de mayor importancia de un Bosque Estacionalmente Seco del Marañón en el distrito de Utco, Celendín, Cajamarca.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. BIOGEOGRAFÍA Y DISTRIBUCIÓN DE LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS

Los procesos evolutivos de las plantas en el continente americano tuvo lugar después de la separación con África hace 120 millones de años (Ma), la brecha de agua existente entre América del norte y sur separó dos tipos de floras distintas en ambos continentes (Gentry 1982a); subsecuentemente un serie de procesos alopátricos como: el levantamiento de los arcos geológicos, incursiones marinas, expansión de la aridez, episodios glaciares de frío intenso y el levantamiento de la cordillera de los Andes, (Reynel *et al.* 2013), habrían sido determinantes para las formación de los diferentes biomas en nuestro continente. Hace 50 Ma se desplegaron las primeras elevaciones andinas de unos pocos centenares de metros y ya para 40 Ma atrás había la presencia de los principales grupos de plantas con flores en las zonas tropicales de Sudamérica (Graham *et al.* citado por: Reynel *et al.* 2013). El estudio elaborado por (Kraft *et al.* 2018) sobre diversidad funcional y biogeografía en biomas de Norte y Suramérica identificaron la vinculación de la evolución, biogeografía, el ensamblaje de la comunidad y la función de los ecosistemas.

La historia biogeográfica de los BES del Neotrópico es poco conocida (Mayle 2006), los registros de polen fósil y los árboles filogenéticos indican que son tan antiguos como el Mioceno y que las especies presentes tanto en los BES como en las sabanas de éste lado del mundo cambiaron sus rangos durante las oscilaciones climáticas del Pleistoceno (Pennington *et al.* 2006); en Latinoamérica están distribuidos a lo largo del Pacífico desde el estado de Sonora en México hasta el sudoeste de Brasil y norte de Argentina (DryFlor 2021) con distribución muy fragmentada en América del Sur mostrando parches aislados

que ocupan valles secos en los Andes tropicales entre Colombia y Bolivia pero con extensas áreas al sur de las selvas tropicales del Amazonas; éstos núcleos remanentes de bosques también considerados como refugios han formado parte de una alineación más grande llamada “*Arco del Pleistoceno*” (Prado y Gibbs 1993 y Mayle 2006), que fue propuesto como un nuevo dominio fitogeográfico denominado: “*Dominio de los Bosques Secos Estacionales Neotropicales*” (Oakley y Prado 2011).

Junto a las fases de la orogenia andina, las formaciones de las montañas y los movimientos de masa del aire que a barlovento generan condiciones húmedas y secas a sotavento (Bullock 2009) han causado efectos de sombra de lluvia “rain shadow” locales creando las condiciones adecuadas para la adaptación de especies únicas en muchos valles secos, esto ha jugado un factor fundamental en la formación y distribución de los BES (Pennington *et al.* 2010); en tal sentido conocer la variabilidad regional climática puede servir para evaluar los patrones de biodiversidad en función a la latitud u otros tipos de interacciones más complejas relacionadas con la precipitación, estacionalidad y topografía (Killeen *et al.* 2007).

En el Neotrópico se han reconocido tres grupos fitogeográficos distintos de BES: el Mesoamericano/Caribeño, que incluye el norte de Sudamérica; el Ecuatoriano/Peruano y el Boliviano/Argentino (Linares-Palomino 2004b); en otro estudio Linares-Palomino y Oliveira-Filho (2011) identificaron cuatro regiones o núcleos principales de BES: Mesoamericano/Caribeño, Andino (sin inclusión de los Andes bolivianos), sur de Sudamérica y Brasileño; indicando que el núcleo de los Andes bolivianos es intermedio con afinidades a los núcleos vecinos e indican que los bosques húmedos del Choco en Colombia constituían un importante refugio durante los periodos de sequía glacial formando un barrera entre los bosques secos del norte y sur corroborando lo mencionado por Gentry en 1982.

El origen y evolución de los BES en Sudamérica responde no solo a condiciones de inestabilidad climática sino a procesos evolutivos y biogeográficos en escalas de tiempo más profundas, donde sus núcleos sugeridos como refugios del Pleistoceno sirvieron como cunas y áreas de origen que han impulsado la diversidad actual del bioma (Arango *et al.* 2021); Linares-Palomino *et al.* (2003b), indican que los eventos geológicos y climáticos

antiguos del Terciario, los más recientes en el Pleistoceno junto a la tectónica de capas, la orogenia andina, los eventos glaciares y postglaciares también explican el origen de éstos bosques.

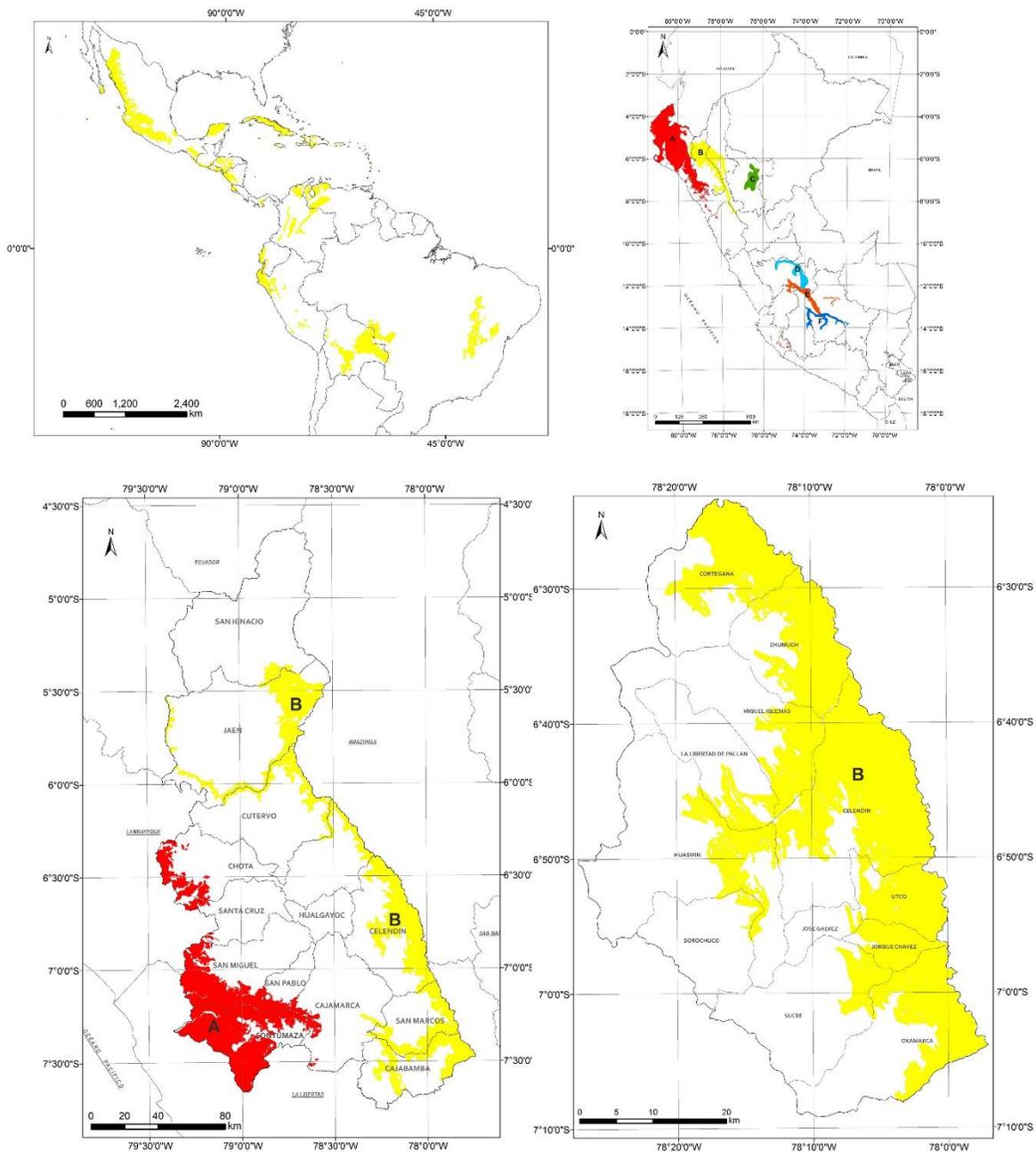


Figura 1. Distribución de los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos en el Neotrópico, Perú, Cajamarca y Celendín (A) BTES Ecuatorial, (B) BTES Maraón.

Fuente: Linares-Palomino y Oliveira-Filho (2011); Marcelo-Peña *et al.* (2015) y MINAM (2018).

Dependiendo principalmente del régimen de precipitaciones y otras condiciones geográficas, los bosques secos en Perú varían desde bosques altos hasta matorrales con abundantes cactáceas (DRYFLOR 2021b), ocupando distintos espacios del territorio (Fig. 1), identificándose: (1) el Bosque Seco Tropical Ecuatorial en la costa noroccidental y las estribaciones andinas del oeste del país, con bosques en tierras bajas y otros a más altura; (2) Bosque Seco Tropical Interandino del Sistema Marañón al norte, Bosque Seco Tropical Interandino del Sistema Mantaro al centro y Bosque Seco Tropical Interandino del Sistema Apurímac al sur, valles secos donde se ubican éstos bosques a modo de “islas” (J. L. Marcelo-Peña *et al.* 2015); (3) Bosque Seco Tropical Oriental (Linares-Palomino, 2006) en el valle del Huallaga al norte, los valles de Chanchamayo y Ene al centro y los valles de Quillabamba, Yanatile y Yavero al sur del país, todos éstos al lado este de los Andes (DRYFLOR 2021b); y (4) algunos bosques secos pequeños aislados distribuidos en Huánuco, Junín, Ica, Cusco y Puno (Linares-Palomino 2006); aunque J. L. Marcelo-Peña *et al.* 2015, identificaron seis núcleos de bosques secos que ocurren en Perú: (1) BTES Ecuatorial, (2) BTES Marañón, (3) BTES Tarapoto, (4) BTES Chanchamayo y valle del río Tambo, (5) BTES Mantaro y (6) BTES Apurimac. Todos éstos bosques se caracterizan por tener precipitaciones anuales bajas y periodos de 5 a 6 meses con sequía extrema acompañados de vegetación decidua en la época seca, con menor área basal que los bosques tropicales y frecuentemente presentan especies espinosas (Reynel *et al.* 2013).

Según el mapa de ecosistemas del Perú (MINAN 2019), la ubicación del “*Bosque estacionalmente seco interandino*” (BES) en el departamento de Cajamarca está circunscrita principalmente al valle del río Marañón, ocupado el margen izquierdo del río Marañón, abarcando las provincias de Cajabamba, San Marcos, Celendín, Chota, Cutervo, Jaén y San Ignacio; a pesar de eso cuando uno usa las cotas correspondientes y verificando en el lugar la vegetación existente es importante indicar que la parte baja de las cuencas de los ríos Cajamarquino y Huamachuquino donde se forma el río Crisnejas tienen características muy similares al del valle del Marañón, además de tener conexión física. Los BES Ecuatoriales al lado oeste, ocupan parte del valle del río Jequetepeque en las provincias de Cajamarca, Contumazá, San Pablo y San Miguel, además de diversos parches de bosques en zona límite con el departamento de Lambayeque abarcando las

provincias de San Miguel, Santa Cruz y Chota, a pesar de esto el MINAM (2018), considera a éstas zonas como Matorral andino (Ma).

En tal sentido los BES son definidos por Pennington *et al.* (2000), como: *“bosques en los cuales la precipitación anual es menor a 1600mm, con una temporada seca de al menos cinco a seis meses en los cuales la precipitación totaliza menos de 100mm. Consecuentemente los procesos ecológicos son marcadamente estacionales y la productividad primaria neta es menor que en los bosques húmedos, porque solo se da en la temporada de lluvias. Estos bosques, además, son de menor estructura y área basal que los bosques tropicales húmedos”* y su origen geológico sumado a la climatológica compleja ocurrida en el periodo de formación del continente americano que estuvo marcado por el levantamiento de la Cordillera de los Andes influyeron contundentemente en la formación de la vegetación actual de los BES por su lento desarrollo y crecimiento.

2.2. DIVERSIDAD BIOLÓGICA Y ENDEMISMO EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO

El concepto diversidad biológica se hizo popular en la conferencia de las Naciones Unidas en Río de Janeiro en el año 1992, definido como el contenido biológico total de organismos que habitan un determinado lugar, incluyendo su abundancia, frecuencia, rareza y situación de conservación (Ochoa y Calderon 2004), abarca también los niveles de diversidad genética dentro de cada especie, diversidad de especies (riqueza o número de especies) y diversidad ecológica (comunidades) (Domínguez 1997). La biodiversidad es el patrimonio o riqueza biótica singular e irrepetible de cada lugar, región o continente y, en última instancia, de toda la humanidad; es el resultado más genuino del proceso evolutivo que se manifiesta a todos los niveles jerárquicos de la vida, desde las moléculas a los ecosistemas, pasando por los genes, células, individuos, poblaciones y comunidades. Las definiciones se aproximan a dimensiones relacionadas que dependen de la escala de enfoque analizando patrones estructurales y a escala de análisis de procesos funcionales de los organismos en los ecosistemas (Wilson 1988; Solbrig 1991, citados por: Domínguez 1997).

La abundancia de especies raras parece mayor en los bosques tropicales, posiblemente esto se deba a que se encuentra asociada a la mayor complejidad estructural de estas comunidades (Hubbell y Foster 1986; Rabonowitz *et al.* 1986, citados por: Halfiter y Moreno 2005); los ecosistemas tropicales manifiestan mayor diversidad o riqueza de especies que los subtropicales, gracias a un proceso evolutivo de millones de años donde ha jugado un papel fundamental la mayor estabilidad climática dado que ha favorecido el aislamiento geográfico de aquellas especies estenoicas adaptadas a condiciones ambientales estrechas. Las especies de zonas templadas, por el contrario, han debido sortear condiciones ambientales estacionales amplias, por lo que poseen características euritípicas o de gran tolerancia; propiedad tal que ha restringido su aislamiento de sus poblaciones y consecuentemente su diversidad biótica (Ramírez 1999).

El término endémico estrictamente relacionado con la vegetación corresponde a una planta que se considera oriunda del país en que vive (Font Quer 1982); la formación de Centroamérica y el levantamiento de la cordillera de los Andes formaron refugios genéticos y son las fuentes principales del origen de la diversidad endémica en esta parte del continente (Hernández *et al.* 1986, citado por Ramírez 1999).

La región tropical o tórrida ubicada entre el trópico de Cáncer y el de Capricornio es una franja térmica donde se desarrolla la mayor parte de la vida terrestre debido a que es la parte del planeta que se encuentra mejor orientada al sol y tiene una temperatura promedio cálida que concede el atributo de tener una elevada biodiversidad (Achá *et al.* 1999); como lo reportaron Raven *et al.* (2020), al comparar el número de especies de plantas vasculares en las tres principales áreas tropicales del planeta. Por eso, identificar los lugares clave para la conservación de especies es esencial para garantizar su futuro; Myers *et al.* (2000), identificaron 25 puntos calientes de biodiversidad en el mundo (Fig. 2) en base al número y proporción de especies endémicas, área para plantas, área para vertebrados y pérdida de hábitat; uno de estos puntos son los Andes Tropicales que lideran en endemismo global de plantas con 6.7 por ciento; además, la flora peruana es considerada rica en especies endémicas y el fenómeno de endemismo en la Amazonía ha sido a menudo asociado también con la especialización de los substratos o “islas hábitat” (Gentry 1986, citado por Brako y Zarucchi 1993).

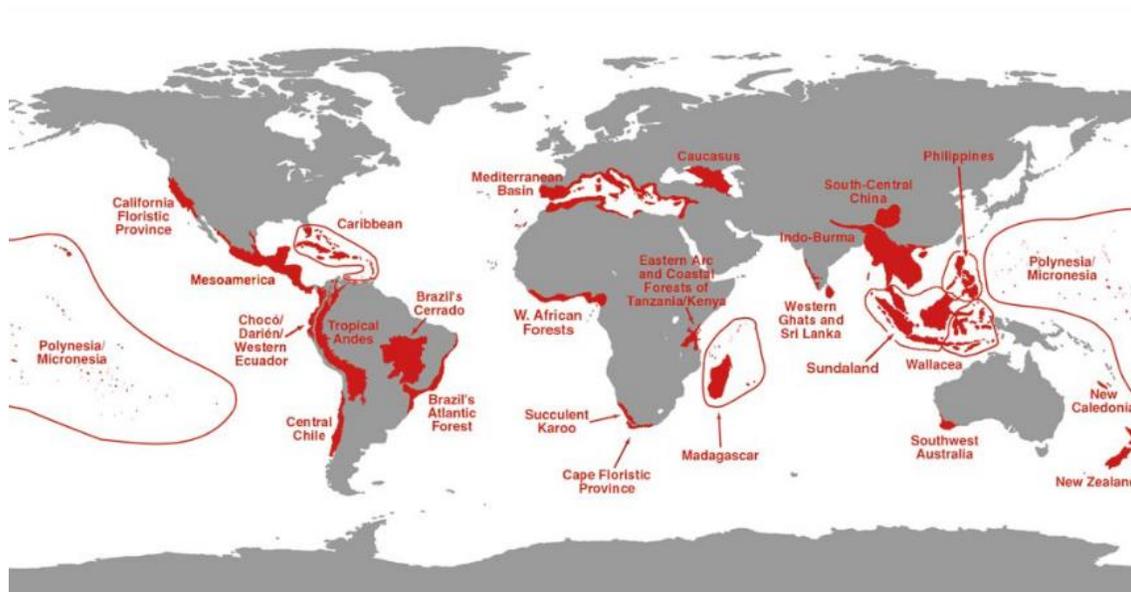


Figura 2. Los 25 hotspots en biodiversidad a nivel mundial

Fuente: Myers *et al.* 2000

Los BES del río Marañón tienen alta diversidad endémica debido a su aislamiento, alberga géneros y especies de flora característica y única (Marcelo-Peña *et al.* 2010); los BES tienen en general una menor diversidad de especies que los bosques húmedos pero sus niveles de endemismo son muy altos, en específico en el territorio andino (Särkinen *et al.* 2011, citados por: Reynel *et al.* 2013). Por las características fisiográficas de ubicación y la presencia de cabeceras áridas se ha limitado el ingreso de organismos al encajonado valle del Marañón, esto ha creado condiciones de aislamiento de muchas especies que han desarrollado la condición de endémicas (Fjeldsa 1995; Weigend 2000; Pennington *et al.* 2010; Särkinen *et al.* 2011, citados por: Reynel *et al.* 2013); así lo demuestran (Marcelo-Peña *et al.* 2016), en un estudio de identificación de áreas prioritarias para la conservación basado en inventarios florísticos en el valle del Marañón donde registraron un 33 por ciento de endemismos; datos relacionados al carácter endémico también fueron registrados en el estudio de diversidad, composición florística y endemismos en los BES del distrito de Jaén en Cajamarca (Marcelo-Peña *et al.* 2007). Otro trabajo donde se resaltan la presencia de flora endémica fue el elaborado por Banda *et al.* (2016) donde muestran la variación de la composición florística a escala continental, determinando 12

grupos florísticos a nivel del Neotrópico. Además Valqui *et al.* (2021) a través de un estudio bibliográfico de los BES del Marañón en seis regiones, reportan 143 especies endémicas de flora leñosa, cuatro anfibios, 28 reptiles, 13 aves y cinco mamíferos, donde se encuentran las recientemente descritas por Koch *et al.* (2013); Koch *et al.* (2015) y Venegas *et al.* (2020).

Se necesita entender que los BES tienen un sistema de dispersión muy limitado y que muchas especies endémicas están confinadas en áreas específicas siendo incluso monofiléticas y relativamente antiguas, aunque localmente puedan ser abundantes (Pennington *et al.* 2010), las acciones antrópicas están poniendo en riesgo a éstos biomas; en tal sentido hay una preocupación creciente por el futuro de las especies endémicas; Malcolm *et al.* (2006), realizaron un estudio de la posible extinción de especies si el CO₂ se duplica en 100 años y sus resultados mostraron la pérdida de un promedio de 11.6 por ciento de biota endémica y uno de los lugares más afectados sería los Andes Tropicales y sus “Hot Spots” con la pérdida de más de 2000 especies de plantas; por esta razón es necesario incrementar las investigaciones en estos biomas, usando e incorporando nueva información a las bases de datos para promover acciones de conservación de áreas con bosques secos (DRYFLOR 2016).

2.3. ESTUDIO DE LA VEGETACIÓN EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS

Una de las primeras expediciones botánicas científicas registradas en Sudamérica fue entre los años 1777 y 1778 por Hipólito Ruiz, José Pavón y Joseph Dombey, que exploraron el territorio peruano y chileno describiendo y graficando nuevos géneros y especies de plantas publicando la obra “Flora Peruviana et Chilensis”. El estudio de la flora cajamarquina tiene representantes destacados, Baltazar Jaime Martínez de Compañón entre 1782 y 1787; Alexander von Humbolt y Aíme Bonpland entre 1799 y 1804 donde exploran parte del río Marañón en la zona de Jaén; Antonio Raymondi entre 1859 y 1860 explora la zona de Balzas al trasladarse de Cajamarca a Amazonas; Augusto Weberbauer trabajó recolectando y caracterizando especies de la flora cajamarquina entre los años 1901 y 1940; Ramón Ferreira Huerta, Nicolás Angulo, Arnaldo López Miranda, Abundio Sagastegui Alva, Augusto Aldave Pajares, Héctor Aguado Legua, José

Mostacero, Carlos Ochoa, Uf Molau y otros (Sánchez y Sánchez 2012), además ahora existe un interés especial por el estudio de la flora de los BTES que están contribuyendo con el conocimiento botánico de los bosques secos.

En la actualidad los estudios ecológicos además de ser considerados como ciencia biológica, están considerados como ciencia humana ya que el futuro de nuestra especie depende de lo bien que logremos comprender las relaciones de los seres vivos en su conjunto (Odum y Barret 2008). Whittaker reporta que la comprensión se basa en la abstracción a partir de fenómenos que a menudo son intrincados y oscuros, hay que detectar relaciones significativas, enmarcarlas en conceptos, relacionarlas con otras, verificarlas y revisarlas en los sistemas de abstracciones que constituyen la ciencia. Las comunidades vegetales presentan complejidades que desafían nuestros esfuerzos de abstracción y comprensión (Matteucci y Colma 1982, citados por: Mostacero y Fredericksen 2000). Por eso los estudios sobre medición de biodiversidad se han concentrado en la búsqueda de parámetros para caracterizarla como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas; sin embargo, éstas no están aisladas en un entorno neutro; en cada unidad geográfica, en cada paisaje, se encuentra un número variable de comunidades; por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, es necesario caracterizar la vegetación (Whittaker 1972, citado por Villareal H. *et al.* 2006).

Los estudios de la vegetación son uno de los principales soportes para la planificación, manejo y conservación de los ecosistemas tropicales y ayudan a determinar el estado de conservación del área estudiada. Existen diversas metodologías utilizadas para el monitoreo de flora en BES, pero hay algunas que son recurrentes en este tipo de biomas, como el utilizado en Cerros de Amotape y Chaparri, donde se hizo uso de parcelas de 100 x 100 m, sub dividida en 5 parcelas de 20 x 20 m, (Linares-Palomino y Alvarez 2005); las parcelas “Gentry” donde se utiliza un área de 0.1 ha para la evaluación, realizando 10 transectos de 50 x 2 metros (Gentry 1982b); son utilizadas también las parcelas modificadas propuestas por Whittaker donde dentro de una parcela de 50 x 20 metros se hacen diversas sub parcelas de 20 x 5m, 5 x 2m y 2 x 0.5m para evaluar árboles, arbustos y hierbas respectivamente (MINAM 2015); aunque las nuevas alternativas de monitoreo

con parcelas permanentes de diversos tamaños donde se sugiere el uso de una con medidas de 100 x 100 m están tomando importancia para cuantificar cambios a largo plazo de los bosques; relacionan la florística, estructura, ecofisiología, biomasa y dinámica actual con el clima local, propiedades del suelo y la historia del uso de la tierra; comprenden las relaciones entre la florística, función del ecosistema, productividad, mortalidad y biomasa, además de recrear modelos a escala del bioma sobre dinámica del carbono (Moonlight *et al.* 2020).

2.4. ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO

Linares-Palomino *et al.* (2003), mencionan que el prolongado aislamiento de Sudamérica antes de la unión del Istmo de Panamá más el surgimiento de la cordillera de los Andes y los diversos eventos climáticos en el cuaternario fueron los factores que influyeron en la formación de la vegetación actual en la región y provocaron la variación del tipo de vegetación existente, por esta razón la recolección de datos meteorológicos debería ser fundamental para realizar un mejor análisis de la relación climática y la estructura de la vegetación en los BES.

“Los bosques tropicales estacionalmente secos (BTES) son fundamentalmente ecosistemas dominados por árboles con un dosel continuo o casi continuo y una capa de suelo en la que los pastos son un elemento menor”, (Mooney *et al.* 2000 citados por Pennington *et al.* 2006), éstos están presentes en lugares donde la precipitación es menor a 1600 milímetros por año y que durante 5 a 6 meses reciben precipitaciones menores a 100 mm (Gentry 1982a citado por Pennington *et al.* 2006), llegando incluso a estar presentes en condiciones de sequía absoluta (Bullock 2009), presentan vegetación mayoritariamente caducifolia durante la estación seca, aumentando a lo largo de un gradiente a medida que disminuyen las precipitaciones (Pennington *et al.* 2006).

Los BES tienen una estatura más pequeña y un área basal más baja que los bosques lluviosos tropicales (Murphy y Lugo 1986, citados por Pennington *et al.* 2006), las especies espinosas suelen ser preponderantes donde los procesos ecológicos son fuertemente estacionales y la productividad primaria neta es menor que en las selvas

tropicales porque el crecimiento solo tiene lugar durante la temporada de lluvias. Este tipo de bosques incluye formaciones vegetales diversas desde los dominados por árboles de dosel continuo que son cada vez más interrumpidos a medida que el promedio de precipitación anual va decreciendo y aparecen los matorrales y/o formaciones de cactáceas (DRYFLOR 2021a).

2.5. COMPOSICIÓN FLORÍSTICA EN BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NEOTROPICO

Existen varios grupos de plantas que han desarrollado un tejido conductor especializado se les conoce como plantas vasculares, las más avanzadas producen semillas y se denominan espermafitas, que se dividen en gimnospermas (semillas no cubiertas o desnudas) y angiospermas (semillas protegidas en el interior de un ovario) (Weir *et al.* 1983) con aproximadamente más de 250 000 especies, muestran una sorprendente variedad en cuanto a su ecología general; las diversas formas de crecimiento y adaptación, constituyen en la actualidad una parte dominante de todas las formas de vegetación que pueden colonizar los hábitats más extremos (Sitte *et al.* 1980). De acuerdo con el Catálogo de gimnospermas y angiospermas del Perú, existen 17 144 especies, distribuidas en 2 458 géneros y 224 familias (Brako y Zarucchi 1993).

La vegetación como parte de los ecosistemas, cumple innumerables funciones. Es considerada como complemento para el desarrollo de otras especies, ayuda en la determinación de algunas características físicas y biológicas de los ecosistemas. La flora es un componente de la biodiversidad que contiene a los organismos vegetales de un lugar determinado siendo la unidad importante casi básica de los ecosistemas (Buiza *et al.* 1985).

La importancia de las plantas verdes radica en su papel de productoras de alimentos ya que de ahí se derivan directa o indirectamente todos nuestros suministros; se utilizan como materia prima para la construcción de viviendas; proporcionan fibras naturales para manufacturar telas; son fuentes importantes de alcaloides, atropina, morfina, estriquina y quitina, se han producido muchos antibióticos importantes en la medicina y para el

tratamiento de enfermedades bacterianas y el raquitismo; algunas poseen valor insecticida de donde se obtiene la rotenona y las piretrinas; el combustible fósil contiene restos orgánicos de vegetación actualmente inexistente y en muchas partes del mundo sobre todo en los BES se utiliza la vegetación como combustible (leña), para la producción de biodiesel; el valor estético y su uso en actividades como la jardinería; además de la captura de carbono y su rol en el cambio climático (Sitte *et al.* 1980), hacen de la flora un factor de vital importancia en los ecosistemas.

La similitud florística entre BES es muy variable entre áreas alejadas, pero tienen cierta similitud, por ejemplo en el Neotropico, la familia Leguminosae es la más abundante en la mayoría de áreas de bosque seco, Cactaceae muchas veces viene a ser la familia más rica en especies (DRYFLOR 2021a) y con abundancia notoria. Las familias más especializadas en los BES en Perú son: Leguminosae, Cactaceae, Bignoniaceae, Asteraceae, Euphorbiaceae, Polygonaceae, Capparaceae, Rutaceae, Moraceae y Rubiaceae; además dentro de los géneros más especializados se encuentran: *Capparis*, *Senna*, *Sporobolus*, *Erythroxylum*, *Mimosa*, *Tecoma*, *Armatocereus*, *Browningia*, *Acacia*, *Inga*, *Coursetia*, *Trichilia*, *Zanthoxylum*, *Tabebuia*, *Maytenus*, *Ipomoea* y *Calliandra* (Linares-Palomino 2006), esto ha sido evidenciado en varios estudios de flora en bosques secos (Linares-Palomino *et al.* 2003a, Linares-Palomino y Alvarez 2005, Linares-Palomino 2005, Marcelo-Peña *et al.* 2007, Linares-Palomino 2007, Linares-Palomino y Ponce-Alvarez 2009, Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017, Marcelo-Peña *et al.* 2010, Linares-Palomino *et al.* 2015, Galán de Mera *et al.* 2015, Marcelo-Peña 2017 y Valencia *et al.* 2020).

2.6. ECOLOGÍA DE BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS

Hay que entender que los BES son mucho más variables que otros biomas, debido a su ubicación y aislamiento varían desde matorrales bajos a bosques más altos, los continuos tipos de vegetación que ocurren a través de gradientes ambientales en este tipo de bosques además de las diferencias climáticas hacen que no se pueda hacer generalizaciones sobre sus características y funciones ecológicas (Murphy y Lugo 1986). Es así que los procesos ecológicos en los BES están estacionalmente condicionados y la

productividad neta es menor que en los bosques húmedos, por ejemplo, en época seca las hojas que se desprenden se acumulan en el suelo, luego hay penetración de luz solar eliminando la humedad lo que limita su descomposición (DRYFLOR 2021a).

Los procesos del ciclo de nutrientes han sido bien documentados en bosques tropicales húmedos, pero existen pocas síntesis completas para los bosques tropicales secos y caducifolios (Bullock 2009). Hay necesidad de continuar indagando para entender muchos mecanismos fisiológicos o relaciones entre plantas y animales que nos ayuden a conocer la historia de los BTES como lo hicieron Herzog y Kessler (2002) cuando determinaron que las aves colonizadoras más exitosas de bosques secos son frugívoras, granívoras y nectívoras o lo determinado por Roncal-Rabanal *et al.* (2020) cuando reportaron la dieta de *Forpus xanthops* e identificaron la relación mutua entre algunas plantas y esta ave endémica de los BES del Maraón.

Estudiar la ecología de los bosques secos es una tarea necesaria para plantear los futuros planes de gestión de este bioma, en tal sentido conocer un poco más sobre la productividad primaria, los procesos biogeoquímicos o la función que cumplen los microorganismos es una tarea ineludible.

2.6.1. Productividad primaria y en Bosques Estacionalmente Secos

La productividad primaria de los BES está controlada por la cantidad y momentos de las lluvias ya que la disponibilidad de agua determina la producción de hojas y fotosíntesis controlando la productividad y dinámica de los nutrientes; la disponibilidad de agua en el suelo regula la descomposición de la materia orgánica la producción de raicillas y la actividad microbiana, es así que el momento y la cantidad de nutrientes están ligados a las variaciones estacionales y anuales de las precipitaciones (Dirzo *et al.* 2011b).

Murphy y Lugo (1986) hicieron un análisis de estudios donde compararon las características funcionales del bosque seco tropical y subtropical en relación con el bosque húmedo lluvioso tropical y subtropical, las diferencias fueron notorias, en cuanto al número de especies, en los BES analizados encontraron un registro promedio de 35 a 90 especies por ha⁻¹, a diferencia de los 50 a 200 especies por ha⁻¹ de los bosques

lluviosos; los índices de complejidad, altura del dosel, número de estratos del dosel, índice de área foliar, cubierta vegetal, biomasa vegetal de tallos y ramas, producción de hojarasca, crecimiento del diámetro del árbol y resistencia a perturbaciones también fueron menores.

Los procesos de mineralización en el suelo pueden determinar el movimiento de nutrientes dentro del ecosistema, de ahí que los procesos microbianos son muy importantes para las transformaciones del N y la mineralización del P orgánico, en tal sentido la biomasa microbiana así como el recambio fino de raíces son procesos clave para el sostenimiento de los bosques caducifolios (Bullock 2009). Aunque la mayor parte de la productividad primaria proviene de la caída de hojas la productividad subterránea rara vez ha sido estimada; en este tipo de bosques se han obtenido valores de producción de biomasa que oscilan entre 11.2 y 13.5 Mg ha* año^{-1} ; también se ha registrado información de la producción de hojarasca fina sobre el suelo de menos de 1 cm de diámetro, encontrándose una producción en un rango de 2.9 a 8.5 Mg ha* año^{-1} y existe la necesidad de poner atención en los procesos subterráneos para el suministro de C y nutrientes en el suelo ya que podrían ser mayores que los provenientes de la parte aérea (Dirzo *et al.* 2011b).

Generalmente las concentraciones de macronutrientes como P y N tienden a ser bajas en los bosques secos, pero se debe tener en cuenta que no todos pueden presentar esta condición debido a su variabilidad y la eficiencia en el uso de nutrientes como el P puede deberse al rol que pueden estar cumpliendo los microorganismos del suelo. A pesar de esto se ha registrado que el contenido de NH_4 , NO_3 , PO_4 aumentan durante la estación seca presumiblemente debido a la disminución en la demanda de nutrientes por la flora y al aumento en la oferta debido a la muerte microbiana, esto liberaría a las plantas de competir con hongos y bacterias por nutrientes; aunque otros experimentos han registrado que la mineralización y nitrificación alcanzaron sus tasas más elevadas en temporada de lluvia. La biomasa microbiana es la principal fuente de nutrientes para el inicio del crecimiento de plantas y como sumidero de conservación durante la época seca (Bullock 2009).

Otro aspecto relacionado con la productividad primaria es la capacidad fotosintética de las especies vegetales que ocupan los BES; los árboles con hojas esclerófilas pueden ser más tolerantes al estrés hídrico, en zonas áridas no se marchitan, muestran potenciales hídricos relativamente bajos y su savia vacuolar muestra un potencial osmótico bajo (Murphy y Lugo 1986).

2.6.2. Simbiontes Microbianos

a. Micorrizas

El término “micorriza”, es el resultado del arreglo semántico de las voces griegas *Alikes* que significa hongos y *Rhiza* raíz (Pesson 1974), es una asociación mutualista establecida entre las raíces de la mayoría de las plantas (tanto cultivadas como silvestres) y ciertos hongos del suelo; se trata de una simbiosis prácticamente universal, no sólo porque casi todas las especies vegetales son susceptibles de ser micorrizadas sino también porque puede estar presente en la mayoría de los hábitats naturales. Las micorrizas son tan antiguas como las propias plantas y se conoce su existencia desde hace más de cien años; se estima que aproximadamente el 95 por ciento de las especies vegetales conocidas establecen de forma natural y constate este tipo de simbiosis (Hernández Dorrego 2001). En la naturaleza la condición micorrízica es la regla y la condición no micorrízica es la excepción, ya que entre el 90 y 97 por ciento de las plantas terrestres forman endomicorrizas y el escaso margen de entre el 10 y 3 por ciento poseen ectomicorrizas (Harley 1959 y Plenchette 1983).

La micorriza está formada por las hifas de ciertos hongos del suelo con las raicillas de las plantas, lo que permite el beneficio mutuo de los simbiontes (Marx 1972); existen cientos de especies de hongos micorrízicos que forman esta simbiosis con los árboles, se ha detectado la presencia de éstos en prácticamente todo tipo de suelos, pero su población y actividad dependen de condiciones ambientales. La presencia de nutrientes solubles y agroquímicos, los extremos de humedad (especialmente el exceso) y los extremos de temperatura disminuyen su actividad y capacidad de crecimiento. La presencia de materia orgánica y la actividad biológica del suelo tienen efectos positivos, aunque determinadas especies de hongos, bacterias y nemátodos pueden alimentarse de hongos micorrízicos (Cardoso y Lambais 1992).

La formación de micorrizas se inicia con la activación del micelio del hongo procedente de la germinación de las esporas o de fragmentos de raíces micorrizadas presentes en la mayoría de los suelos como restos de cultivos anteriores. El micelio activado coloniza los tejidos de la raíz y las células corticales de la misma formando estructuras intracelulares especializadas llamadas arbusculos, en los que tiene lugar el intercambio de nutrientes y metabolitos entre el hongo y la planta. Las hifas del hongo crecen extensivamente desde la raíz hacia el suelo, donde desarrollan una red tridimensional de micelio para captar elementos minerales y agua. Las hifas externas del hongo actúan realmente como "puentes" que superan la zona de "agotamiento" en nutrientes que rodea la raíz y llegan a distancias incluso de varios centímetros de la superficie de la misma. La función del micelio externo es particularmente crítica para la captación de nutrientes poco móviles, como son fosfato, amonio y algunos micronutrientes (Barea 2001). En estos últimos años, la asociación es de requerimiento fisiológico obligatorio (Gianinazzi 1983), cuando la disponibilidad de nutrientes es muy baja en muchos ecosistemas naturales.

Existen diversos tipos de micorrizas, siendo las más importantes las ectomicorrizas formadas por hongos de la clase Basidiomycetes (Cardich 1976) y las endomicorrizas o micorriza Vesicular-arbuscular (MVA) mayormente formadas por Zygomycetes (González-Chávez 1993); esta última ha creado distintos grados de dependencia en la planta hospedera (Baylis 1971); se define la condición micorrízica como el grado de dependencia de la planta hospedera para alcanzar su máximo crecimiento a un nivel dado de fertilidad del suelo; esta dependencia difiere con las especies de plantas (Gerdemann 1968); estableciendo algunos grados de dependencia de las plantas por las micorrizas: las plantas "no micotróficas", no forman micorrizas y no estimulan su desarrollo, sea cual fuese el contenido de fósforo en el suelo, acá se encuentran las plantas de los géneros *Brassica*, *Chenopodium* y *Raphanus*; especies "micotróficas facultativas", forman micorrizas solo cuando la fertilidad del suelo es baja, especialmente en fósforo disponible y la especies "micotróficas obligadas", aquellas que forman micorrizas para crecer, lo hacen tanto en suelos bajos o medianos en fósforo disponible (Calderón 1987).

Por otro lado, Hernández Dorrego (2001) y Smith y Read (1997), mencionan que existe siete tipos de micorrizas que se han clasificado, siguiendo criterios estructurales, funcionales y taxonómicos, en: Endomicorrizas o Micorrizas Arbusculares (MA), Ectomicorrizas, Ectoendomicorrizas, Arbutoides, Monotropoides, Ericoides y Orquidoides.

Las endomicorrizas o micorriza “vesicular-arbuscular (MVA)”, la inducen hongos que se encuentran fácilmente en los ecosistemas naturales y probablemente son los que mayormente colonizan a los tejidos radiculares de las plantas, con excepción de los integrantes de la familia *Cruciferaeae*, *Fumariaceae*, *Ciperaceae*, *Canmeliannaceae*, *Urticaceae* y *Poligonaceae* (Jaen y Ferrera 1989). Las diferentes especies de hongos que inducen este tipo de micorrizas no se desarrollan en el tejido vascular, sino crecen en las células epidérmicas de la corteza (Marx 1972). Las raíces micorrizadas se manifiestan desprovistas de pelos absorbentes, de consistencia carnosa e inmunes al ataque de hongos fitopatógenos (Russel *et al.* 1968 y Pesson 1974); una característica importante es la presencia de hifas intra e intercelulares, que forman arbuscúlos en el interior de las células corticales y vesículas ubicadas también en el interior de estas células o entre ellas. Los tres principales componentes de esta micorriza son la raíz, las estructuras fúngicas en las células de la raíz y el micelio extraradical del suelo (Smith y Read 1997). Las micorrizas arbusculares son una simbiosis altamente evolucionada que se presenta entre las raíces de la mayoría de las plantas vasculares y los hongos del Orden Glomales, donde la planta hospedera recibe nutrientes minerales por parte del hongo y este obtiene compuestos de carbono derivados de la fotosíntesis. Las plantas micorrizadas obtienen más fósforo, nitrógeno, calcio, magnesio, zinc y otros, al explorar un área mayor en el suelo (MA) (Sánchez Colín 2013). Las características químicas de los suelos influyen en la colonización de cepas nativas de MVA (Peña-Venegas *et al.* 2006).

Las ectomicorrizas se caracterizan porque las hifas crecen entre las células de la raíz sin penetrar en ellas. Esto constituye la diferencia fundamental respecto a las endomicorrizas, además por la presencia de tres componentes estructurales: manto que envuelve la raíz, red de Hartig y sistema hifal externo al manto. Presentan hifas septadas

que colonizan la raíz únicamente a nivel intercelular, llegan hasta la endodermis. La red de Hartig es, precisamente, una estructura fruto del crecimiento del hongo entre las células corticales de la raíz. Es esta zona la que permite el intercambio de nutrientes y agua entre el hongo y la planta, es decir, la estructura funcional de la simbiosis (Pera 1992). También se han determinado micorrizas pigmentadas de negro, las que están formadas por un amplio manto fungal, y se los conoce como micorriza “tipo d-n”; por encima de este manto fungal, pueden prosperar otros hongos, los mismos que viven a expensas de los exudados del primero, esta forma de vida también es considerada como micorriza y se lo ha denominado “tipo d-a” (Harley, n.d.). Las raíces de las plantas infectadas no desarrollan pelos radicales y se muestran morfológicamente distintas (Burges y Raw 1971).

Las Ecto endomicorrizas, comprenden hongos que desarrollan dentro de las células del tejido cortical del hospedero y forman manto fungal alrededor de las raicillas (Russel y Russel 1968), estas micorrizas mayormente prosperan en viveros y suelos de los forestales (Marx 1972). Presentan hifas septadas que colonizan la planta a nivel intracelular. Pueden desarrollarse con o sin manto, pero siempre tienen red de Hartig. Esta simbiosis se da entre hongos Basidiomycetes o Ascomycetes y plantas Gimnospermas o Angiospermas (Smith y Read 1997).

Las micorrizas Arbutoides, presentan hifas septadas que colonizan la planta a nivel intracelular; pueden desarrollarse con o sin manto, pero siempre tienen Red de Hartig. Esta simbiosis se da entre hongos Basidiomycetes y plantas Ericáceas (Smith y Read 1997).

Las micorrizas monotropoides, presentan hifas septadas con colonización intracelular; desarrollan manto y Red de Hartig, son aclorófilas; la simbiosis se da entre hongos Basidiomycetes y plantas Monotropáceas (Smith y Read 1997).

Las micorrizas del tipo Ericoides tienen hifas septadas que colonizan la planta intracelularmente; no dan lugar a manto ni poseen red de Hartig; se da entre hongos Ascomycetes y plantas Ericáceas o Briófitos (Smith y Read 1997).

Las micorrizas orquidoides tienen hifas septadas con colonización intracelular; no desarrollan ni manto, ni red de Hartig, son aclorófilas en las primeras etapas del desarrollo de la planta; la simbiosis se da entre hongos Basidiomycetes y plantas de la familia Orquidaceae. En su desarrollo, estas plantas sufren un ciclo heterótrofo, durante el cual dependen de la infección micorrícica para poder sobrevivir, al obtener hidratos de carbono de otras plantas vecinas a través del hongo (Smith y Read 1997).

Las micorrizas son una verdadera simbiosis mutualista, el hongo se beneficia de carbohidratos, vitaminas, proteínas, que procuran las plantas a través de sus exudados radicales. Por su parte los filamentos del hongo se comportan como pelos absorbentes, facilitando la absorción de minerales como fósforo (P_2O_5), Potasio (K) y agua, asegurando de esta manera la nutrición mineral (Teuscher y Adler 1965). Los mecanismos utilizados por los hongos micorrízicos para aumentar la capacidad de absorción parecieran ser la producción de gran cantidad de micelios, lo que aumenta el volumen del suelo explorado y la superficie de absorción. También es importante la capacidad para acumular fósforo intracelularmente en forma activa, contra fuertes gradientes de concentración; esto permite a las micorrizas extraer fósforo en forma más eficiente, especialmente de soluciones de muy baja concentración. Un factor adicional de eficiencia de extracción es que las raíces con micorrizas se mantienen funcionales durante más tiempo (Silveira 1992).

Los hongos que inducen ectomicorriza a través de sus exudados solubilizan las sales minerales disponiendo los diferentes elementos ionificados para componer la solución suelo fácilmente aprovechado por las plantas. Además de estas propiedades, los microorganismos simbioses, en sus procesos metabólicos producen auxinas, que contribuyen con el desarrollo radicular. Por otro lado, y a través de la absorción del potasio (K), las plantas micorrizadas de pinos se hacen resistentes a heladas (Valdez 1973); también favorecen la disponibilidad de microelementos como el Rubidio, Cesio, Estroncio, Boro, Cobre, Zinc (Flinta 1966).

Varias son las condiciones de estrés ambiental que afectan el crecimiento y desarrollo de una planta, entre estas se puede mencionar deficiencias nutricionales en el suelo, falta de agua, salinidad, contaminación de metales pesados y biocidas. Las micorrizas reducen

el efecto negativo que estas condiciones en el crecimiento y desarrollo de una planta (Pereira y Herrera 1999). El manto fungal que hacen los hongos ectomicorrícicos, protegen a las plantas de la infección de otros microorganismos patógenos (Zak 1977 y Trappe 1979), debido a la presencia de toxinas y antibióticos (Roncal y Fucikovsky 1990).

Los hongos, en simbiosis producen auxinas, citoquininas, vitaminas, enzimas y otros compuestos que influyen en el desarrollo del hospedero (Harley n.d. y Trappe 1979). Algunos micobiontes sintetizan enzimas del orden de las reductasa, facilitando la disposición del nitrógeno (N) favorable para la planta (Lu *et al.* 1972). Un aspecto importante es el aumento de la captación de nutrientes y agua, lo que permite a la planta tener resistencia a las condiciones de sequía, es decir, su capacidad para favorecer la captación de agua en zonas secas es uno de los aspectos más interesantes de las micorrizas, (Duñabeitia 1994). Estudios de Theodorou, Bowen, Hackskaylo y otros, confirman el aumento de la resistencia, supervivencia y productividad de las plantas micorrizadas en condiciones de sequía, especialmente en plantas jóvenes; las micorrizas permiten a las plantas una mejor adaptación a las condiciones del medio, especialmente en suelos contaminados; suelos pobres; zonas áridas; zonas quemadas y suelos roturados (Hernández Dorrego 2001).

Las micorrizas controlan la erosión de los suelos, devuelve a la tierra su fertilidad. Se introduce en el suelo erosionado materia orgánica, la cual se convierte en fuentes de nutrientes y de microorganismos, éstos cubren el suelo y propician que haya agua, y que la erosión sea menor. Por otra parte, en la medida en que se introducen plantas, ellas comienzan a producir raíces, biomasa, hojas, ramas, y ese mismo material va madurando, cayendo al suelo, convirtiéndose en una fuente de materia orgánica, reiniciando procesos de vida. Las micorrizas se han convertido en uno de los mejores instrumentos para la reforestación en países como Alemania, Canadá y Estados Unidos de América (Sánchez De Prager 2007).

Diversos estudios indican que, en un amplio rango de condiciones, el estímulo del crecimiento y actividad de las micorrizas ya presentes en el suelo mediante manejo ambiental puede ser suficiente para lograr un efecto importante sobre la nutrición de la

planta. Sin embargo, en suelos altamente erosionados o en la producción de plántulas para trasplante, la introducción de micorrizas mediante inoculación pareciera ser una medida complementaria necesaria (Cardoso y Lambais 1992).

En un mismo sistema radical, existe una sucesión fúngica donde diferentes especies de hongos conviven y se desplazan a lo largo del tiempo, dependiendo de la evolución del sistema radical, del ambiente o de las posibles intervenciones humanas (micorrización dirigida). Ciertos hongos viven mejor asociados a raíces de árboles jóvenes, como es el caso de los niscalos (*Lactarius* spp) o los boletos viscosos (*Suillus* spp). Dentro de estos, los *Suillus* están mejor adaptados a las raíces jóvenes periféricas, mientras que los *Lactarius* los encontramos preferentemente en las raíces jóvenes cerca del tronco (Olivier 1998).

Las micorrizas vienen a formar parte importante para el establecimiento de comunidades vegetales debido a que:

- Las hifas incrementan la superficie absorbente de la raíz (Brundrett 1996). Hay un aumento de la vigorosidad y eficacia de la parte subterránea. El número total de raíces, la cantidad de raíces secundarias y la eficiencia en la captación se ven claramente favorecidas (Hernández Dorrego 2001).
- Aumenta la longevidad del sistema radicular (Gerdemann 1968).
- Las raíces micorrizadas muestran mayor producción de auxinas, vitaminas y factores del crecimiento (Hayman 1975, Menge 1978 y Howeler & Sieverdig 1983).
- Aumenta la tolerancia de la planta al estrés hídrico (Christie 1978, Covey 1981 y Howeler & Sieverdig 1983).
- Favorece el transporte activo de nutrientes (Hayman 1975, Menge 1978, Howeler & Sieverdig, 1983).
- Protección frente a patógenos del suelo. La presencia del hongo en la raíz, impide tanto física, química y biológicamente el ingreso de fitopatógenos al sistema radicular del hospedero (Furlan y Fortin 1973, Hayman 1975, Menge 1978 y Howeler & Sieverdig 1983). La acción protectora del hongo simbiote puede manifestarse como antagonismo, fungistasis ó fungitóxico. Existe una disminución de la probabilidad de *Damping off* (necrosis de cuello de raíz) en los viveros o en el campo. La protección

adicional que proporcionan las micorrizas contra los patógenos por un lado, disminuye la probabilidad de que se llegue a producir la enfermedad y, por otro lado, no es tan necesario el tratamiento con fitosanitarios y otros productos químicos que siempre comportan algún efecto secundario negativo (Hernández Dorrego 2001).

- La simbiosis estabiliza el pH de la rizósfera, así como también decrece la toxicidad del Aluminio (Hayman 1975 y Menge 1978), y de otros metales pesados, como el Pb, Zn, Hg (Hernández 2001).
- Aumenta la vigorosidad de la parte aérea. Los resultados obtenidos por numerosos estudios demuestran que una micorriza bien seleccionada puede inducir un crecimiento hasta tres veces superior al de un árbol sin micorriza preseleccionada.
- En el caso de los árboles forestales, permite una disminución de bajas por trasplante o por fallos de germinación en repoblaciones con semilla. La mayor adaptabilidad y vigorosidad de los árboles les permite sobrevivir mejor y sufrir menos las consecuencias del paso de un ambiente extremadamente favorable a un medio hostil (Hernández Dorrego 2001).
- Contribuye a la formación de estructuras del suelo y a su estabilidad estructural (Hayman 1975 y Hirrel *et al.* 1978).
- Permite el transporte del carbono de las raíces de las plantas a otros organismos del suelo.
- El hongo es importante fuente de alimento para muchos animales.
- Interviene en el ciclo de los nutrientes y en la conservación del suelo (Brundrett 1996).
- Contribuyen en la recuperación de suelos contaminados (Hernández Dorrego 2001).
- Controlan la erosión del suelo (Sánchez De Prager 2007).
- Alimento preciado de los recursos naturales.
- Usos medicinales.
- Valor estético.
- Es un bio-indicador de la calidad ambiental (Brundrett 1996).

Existen condiciones para que las micorrizas se desarrollen en su hospedero; la temperatura y la precipitación son los factores principales que alteran la productividad de una estación micológica (Rodríguez 1997); es necesario que los suelos sean de textura

suelta (Flinta 1966); el pH debe ser ácido (Rango 4 – 5 de pH) aunque existen hongos como *Suillus granulatus* que crecen en forma natural en suelos calcáreos (Trappe 1979). La temperatura adecuada está entre 14°C y 30°C (Marx 1972). Se requiere de cierta humedad en el suelo, aunque hay hongos que toleran la sequedad, como el *Cenococcum graniforme* o el *Pisolithus tintorius* (Trappe 1979). La luz natural fuerte inhibe el crecimiento del micelio (Flinta 1966 y Marx 1972). Se requieren nutrientes como hidratos de carbono, los que son proporcionados por sus respectivos hospederos, también minerales como fósforo que ellos mismos obtienen degradando a la materia orgánica e inorgánica inerte (Vidal n.d.).

La micorrizas son muy importantes para el ciclo de nutrientes en los BTES, se demostrado que especies de hongos endomicorríticos tienden a predominar en bosques secos, ayudan a los árboles a expandir su área radicular y así explorar volúmenes de suelo más grandes para obtener P en diversas formas más solubles, además la absorción de amonio es se mejoran con las micorrizas VA y pueden ser importantes en situaciones donde se reduce la nitrificación; se sabe muy poco del papel que cumplen las micorrizas en el ciclo de los nutrientes de los bosques caducifolios (Bullock 2009).

b. Bacterias

La microbiota del suelo ejerce un rol importante en la regulación de los ecosistemas terrestres, influyendo en la productividad, diversidad y estructura de las comunidades vegetales (van der Heijden *et al.* 2008, citados por Martínez y Pugnaire 2009). Las bacterias ayudan en la descomposición, mineralización y transformación química de los nutrientes para que puedan estar disponibles a las plantas (Mostacedo y Fredericksen 2001), que son absorbidos de manera directa o indirecta a través de las raíces; existen relaciones simbióticas de carácter sinérgico como las bacterias fijadoras de N₂ donde hay una interacción entre Rizobios y leguminosas (Sánchez de Prager *et al.* 2010). El pH ligeramente alcalino de los suelos en los BES del Marañón serían favorables para incrementar la actividad de las bacterias (AMEC 2011b)

La inoculación de árboles nativos con bacterias promotoras de crecimiento en plantas (PGPB) es una opción favorable para la recuperación de espacios degradados, los géneros utilizados son *Azospirillum* sp., *Pseudomonas* sp., y *Bacillus* sp. (Bashan *et al.* 2005).

2.7. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DE LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS

Los BES ofrecen diversos servicios ecosistémicos que apoyan a las acciones humanas de las que dependen millones de agricultores de subsistencia (Sola 2014), pero la capacidad de oferta obedece a muchos factores relacionados, por ejemplo, las interacciones entre los componentes físicos, biológicos y sociales; tasas y variabilidad en tiempo y espacio; características demográficas, políticas, económicas, culturales, científicas, tecnológicas; grupos humanos y la manera como éstos demandan, extraen o esperan la obtención de algún servicio, son argumentos importantes para la toma de decisiones (Dirzo *et al.* 2011b) que incidan de manera positiva en el conservación de los ecosistemas, a razón de esto hay instituciones que realizan frecuentemente investigaciones sobre el estado de la biodiversidad en el planeta para evaluar el progreso de los planes estratégicos mundiales relacionados a la diversidad biológica (Pimm *et al.* 2014).

La identificación de servicios ecosistémicos en los BES ha sido poco estudiada; aunque Calvo-Rodriguez *et al.* (2017) hicieron una recopilación de investigaciones donde se habían estudiado servicios ecosistémicos en bosques secos del Neotropico, encontrando en ellos: la cuantificación del carbono a través de la estimación de biomasa; inventarios de biodiversidad, aunque falta estudiar a profundidad la función que ésta cumple en los bosques; servicios de aprovisionamiento hídrico con la limitante que hay necesidad de conocer a mayor detalle los procesos hidrológicos; ciclos de nutrientes; servicios de regulación y protección de la biodiversidad. También hay investigaciones relacionadas a la etnobotánica en ámbitos locales y puntuales que contribuyen al aprendizaje como el estudio hecho por Escobal *et al.* (2020) donde evaluó la eficiencia de los tejidos vegetales de dos cactus endémicos que son utilizados para remover los sólidos suspendidos en agua para consumo humano y que es una técnica ancestral que utilizan los pobladores de la

cuenca media del Valle del Marañón en el norte del Perú o el elaborado por Robert Bye donde consolida la etnobotánica mexicana de los bosques secos (Bullock 2009).

En la región de Chamela en México, Maass *et al.* (2005) identificaron nueve tipos de servicios ambientales: *provisión de agua dulce*, donde la evapotranspiración juega un rol importante en zonas secas ya que casi el 90 por ciento de la precipitación regresa a la atmósfera como evapotranspiración recargando y la demanda por agua es importante en zonas agrícolas y asentamientos humanos; *bienes agrícolas y de pastoreo*, por la presencia de numerosos cultivos que son el sustento económico de los pobladores asentados allí; *aprovisionamiento de diversos recursos*, madera para combustible, construcción, plantas medicinales, alimentos vegetales y animales, bebidas, y caza de animales para venta como mascotas; *biodiversidad y opciones futuras*, la adaptación de las especies que viven en este tipo de ecosistemas los hacen una fuente interesante de germoplasma para que se puedan adaptarse a los cambio futuros del clima; *regulación climática*, a escala local dando sombra y humedad a los agricultores, a escala regional regulando el clima como resultado de la transformación forestal que pueden modificar los flujos de calor y a escala mundial almacenando carbono; *mantenimiento de la fertilidad del suelo*, aplica para algunos bosques secos que producen densas capas de hojarasca que son mineralizadas e incorporadas al suelo; *control de inundaciones*, cuando el bosque se encuentra protegido y protegiendo las zonas ribereñas; *biorregulación*, por la presencia de polinizadores nativos vertebrados y artrópodos que cumplen la función de polinizar de manera efectiva a las flores de los cultivos y de especies silvestres que a su vez son el sustento de para otras; *belleza escénica*, apreciada por locales y visitantes.

Es necesario integrar el conocimiento a la toma de decisiones y políticas de conservación en donde se tenga que considerar análisis profundos de costo beneficio y donde se tenga que incorporar los sistemas hidrológicos debido a que es el servicio más vital dentro de los servicios ecosistémicos (Sánchez-Azofeifa *et al.* 2013)

2.8. AMENAZAS Y CONSERVACIÓN EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS

La biodiversidad del planeta está siendo afectada de muchas formas y esto repercute en el bienestar humano comprometiendo el funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad de generar servicios ambientales a la sociedad; en tal sentido los estudios deben profundizarse y tomar atención hacia enfoques de funcionamiento o nicho ecológico para establecer relaciones causales entre características funcionales de los organismos, procesos y ecosistemas; la identificación de especies clave para la tipificación de impactos y su inclusión ayudaran en las mejoras de manejo y conservación (González *et al.* 2007).

Los BES son los ecosistemas tropicales más amenazados del planeta debido a su alta tasa de deforestación por ubicarse en lugares donde regularmente poseen en suelos fértiles calcáreos los convierte en vulnerables debido a su explotación para la agricultura (Reynel *et al.* 2013). Al analizar el efecto de conversión de bosques a agricultura y pastos, (Dirzo *et al.* 2011b) identificaron que la reducción de la diversidad de especies, reducción de la cubierta vegetal del suelo, interrupción del ciclo del agua, cambios en el estado de los nutrientes y su pérdida constituían las principales consecuencias del cambio de uso del territorio.

Los bosques secos tampoco son ajenos a los problemas futuros que ocasionará el cambio climático, sobre todo aquellos que están ocupando los Andes tropicales, Malcolm *et al.* (2006) identificaron puntos críticos vulnerables con escenarios a 100 años donde las extinción de especies podrían llegar a tener una pérdida de hasta 2000 especies.

Aunque se sabe que algunos bosques secos son resilientes en corto plazo a perturbaciones climáticas y antrópicas (Álvarez-Yépiz *et al.* 2018) todavía falta comprender muchos procesos, en tal sentido, las investigaciones futuras en este tipo de ecosistemas deben estar relacionadas a los medios de vida y seguridad alimentaria; información sobre deforestación; cambio climático y captura de carbono; servicios ambientales; políticas forestales; interacciones entre humanos y el bosque; impactos del comercio, entre otros (Blackie *et al.* 2014)

Miles *et al.* (2006) analizaron el estado de conservación de los bosques secos tropicales a escala global, estimando que quedan 1 048 700 km² distribuidos en las tres regiones tropicales de los cuales el 54.2 por ciento se encuentra dentro de América del Sur, en

donde se enfrentan a la principal amenaza del cambio climático, pero también se indica que todos éstos tipos de bosques se encuentran sujetos a una variedad de impactos resultantes de la actividad humana; de ahí que los BES debe recibir una alta prioridad de conservación. En Perú se ha ido creado progresivamente áreas de conservación en bosques secos, Parque Nacional Cerros de Amotape, Santuario Histórico Bosque de Pomac, Reserva Nacional de Tumbes, Refugio de Vida Silvestre Laquipampa, Coto de Caza El Angolo, Zona Reservada Chancay Baños, ACP Angostura Faical, ACP Bosques Secos de Salitral-Huamarca, Bosques Tropicales Estacionalmente Secos del Marañón, Bosques Secos del Marañón, ACP Chaparri, ACP Bosque Natural el Cañoncillo, ACP Bosque Seco Amotape, ACP Gotas de Agua I y II, ACP Bosque Seco San Juan de los Guayaquiles y el ACP Comunal Cujillo (SERNANP 2021), además de la Reserva Ecológica Huacaybamba Cerro Cedropata (Roncal-Rabanal *et al.* 2013).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. UBICACIÓN

La investigación se realizó en el distrito de Utco, provincia de Celendín, Región Cajamarca; la zona de estudio está ubicada al margen izquierdo del río Marañón, en la parte baja de la Comunidad Campesina “El Limón”, en la subcuenca de la quebrada Shucamayo, abarcando áreas ubicadas dentro de las coordenadas 6°50' S, 78°01' O a 850 m.s.n.m, hasta los 6°51' S, 78°03' O a 1700 m.s.n.m (Figura 3 y Figura 4).

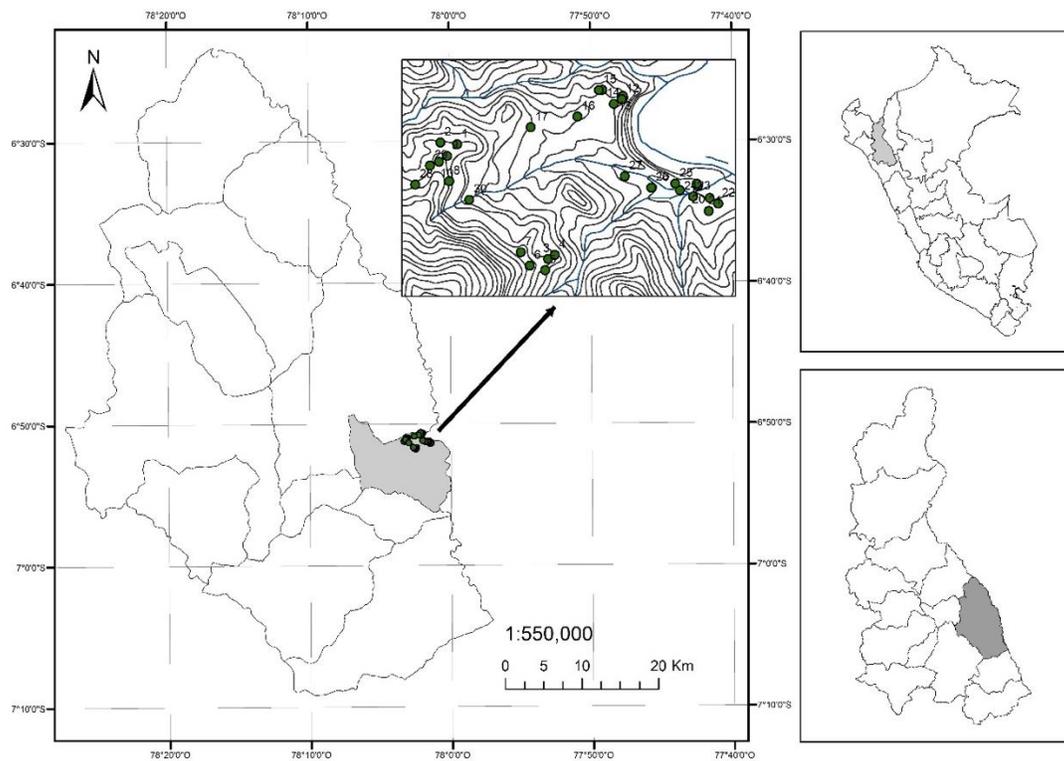


Figura 3. Área de estudio, distrito de Utco, provincia de Celendín, departamento de Cajamarca, Perú.

Fuente: Elaboración propia

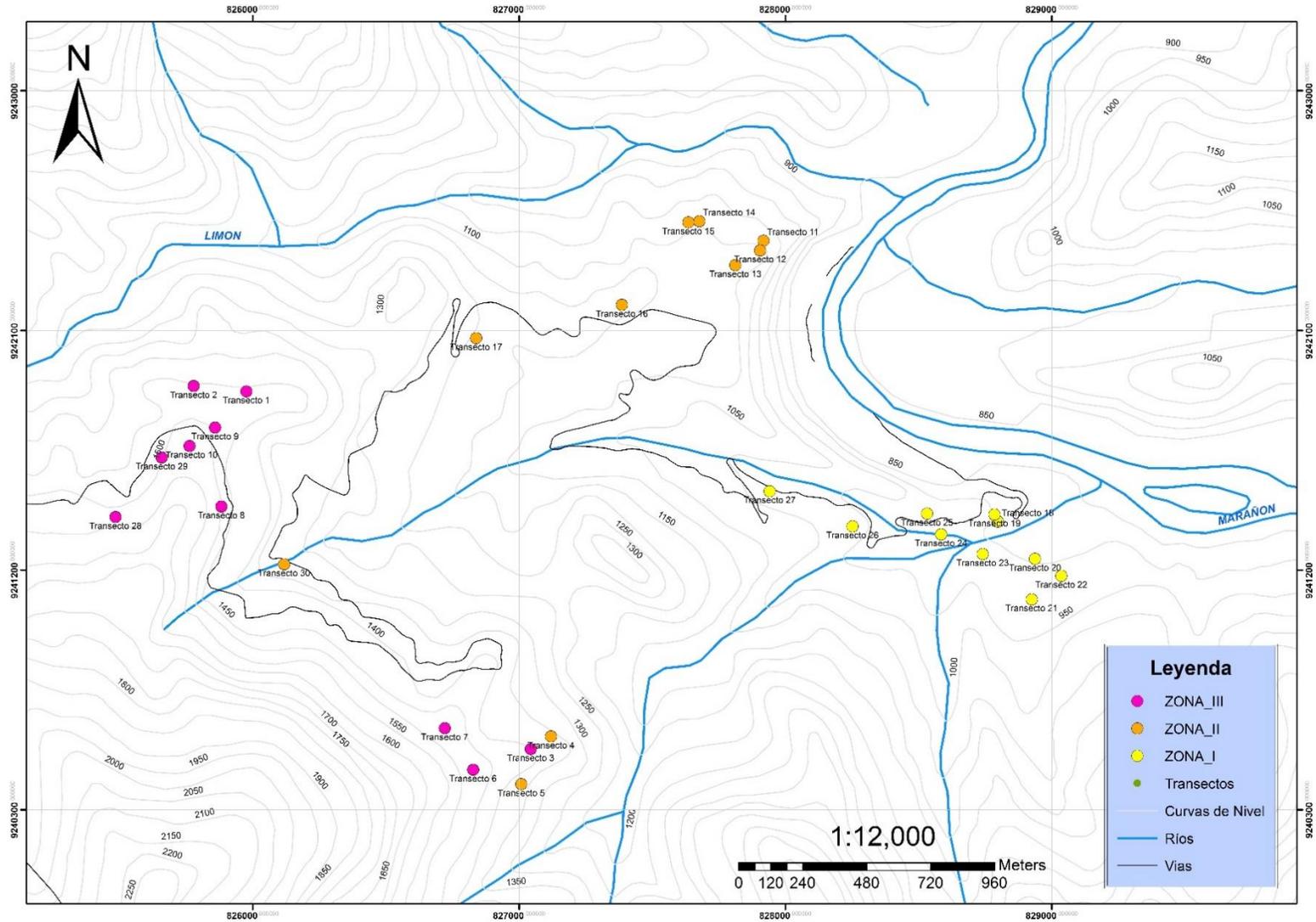


Figura 4. Área de estudio, con zonas donde se ubicaron los 30 transectos de 0,1 ha; en el distrito de Utco, provincia de Celendín, departamento de Cajamarca, Perú.

Fuente: Elaboración propia

3.2. CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

La cordillera de los Andes ha definido las características geológicas y climatológicas del Bosque Seco del Marañón como complejas (Pennington 2000, citado por Linares-Palomino 2004), su relieve es muy accidentado, con valles estrechos, quebradas profundas y escarpadas, la presencia de pisos inferiores secos se debe a lo encajonado del valle y las montañas no permiten el paso de las nubes y precipitaciones abundantes (Brack y Mendiola 2000), presentando diversos microclimas.

Por sus características geológicas en el Complejo Marañón (Figura 5) comprenden un grupo de rocas metamórficas de origen y composición variada (esquistos micáceos, filitas, pizarras) hacia ambos lados del río. Los suelos son someros, poco desarrollados, limitados a una roca continua de menos de 30 cm de la superficie, muy pedregosos, comunes en éstas zonas montañosas extremadamente secas y fuertemente erosionadas, presentan un solo horizonte de diagnóstico “A” de menos de 25 cm de espesor; de acuerdo al Reglamento de Clasificación de Tierras por su Capacidad de Uso Mayor (El Peruano 2009), los suelos de este lugar deberían estar considerados como tierras de protección (X) porque no presentan calidad agroecológica debido a que no reúnen las condiciones edáficas ni de relieve mínimas para la producción de cultivos en limpio, permanentes, pastos o producción forestal (Roncal-Rabanal *et al.* 2013).

En cuanto a la fertilidad y disponibilidad de nutrientes presentes (N, P, K, pH, materia orgánica y nitrógeno total) en la zona de estudio están representados en la Tabla 1, para esto se realizó un análisis empleando las recomendaciones de Espinoza *et al.* (2000), en Laboratorio de Análisis de Suelos y Plantas (LASPAF) de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

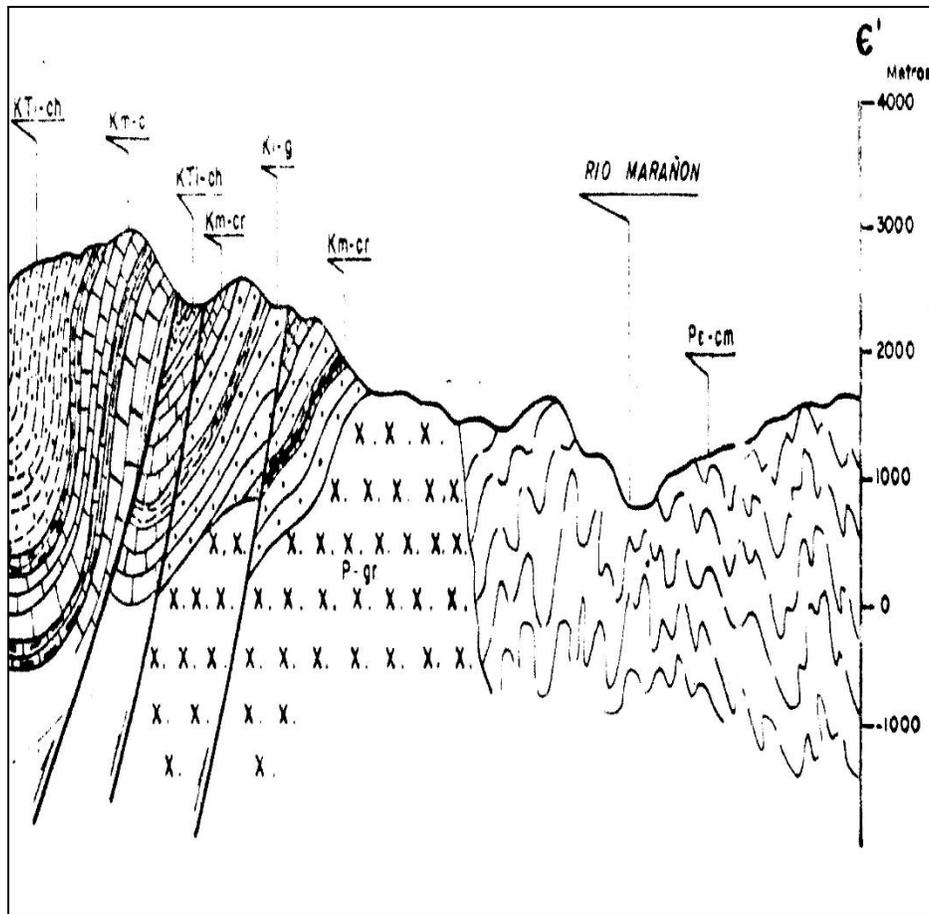


Figura 5. Perfil Geológico de la zona de estudio, donde se indica las unidades litoestratigráficas y rocas intrusivas; PE-cm: Complejo del Marañón y P-gr: Granito de Balzas.

Fuente: INGEMENT (1985), citado por: Roncal-Rabanal *et al.* 2013.

Tabla 1. Análisis de fertilidad de suelos. M1 = Zona I (850 -1100 m); M2 =Zona II (1100 – 1400 m) y M3 = Zona III (1400 – 1700 m)

Número de Muestra		pH (1:1)	C.E. (1:1) dS/m	CaCO ₃ %	M.O. %	P ppm	K ppm	Análisis Mecánico			Clase Textural	CIC	Cationes Cambiables					Suma de Cationes	Suma de Bases	% Sat. De Bases
Lab	Claves							Arena %	Limo %	Arcilla %			Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺³ + H ⁺			
10102	M1 - Coco Chico	8.35	0.16	4.30	0.32	1.9	118	91	6	3	A.	8.03	6.61	1.20	0.19	0.03	0.00	8.03	8.03	100
10103	M2 - Coco Grande	8.04	0.25	8.60	1.88	2.8	285	61	28	11	Fr.A.	15.13	11.02	3.63	0.46	0.02	0.00	15.13	15.13	100
10104	M3 - Curva del Diablo	7.99	0.29	26.70	1.82	3.3	260	51	30	19	Fr.	11.55	7.11	3.93	0.49	0.02	0.00	11.55	11.55	100

Fuente: Laboratorio de Análisis de suelos (UNALM 2013).

El pH del suelo es moderadamente alcalino debido a la formación árida. La zona estudiada es un bosque caducifolio en donde el pH debería presentar cierta acidez, esta condición no se presenta porque los individuos vegetales en los BES se encuentran dispersos y la materia orgánica que procedente de éstos no se acumula; la ausencia de aluminio que actúa como agente acidificante del suelo activando el H⁺ ratifica lo mencionado, por lo que pH alcalinos pueden afectar la disponibilidad de nutrientes.

La conductividad eléctrica revela que no son suelos salinos, lo que indica que esta condición no está limitando el crecimiento vegetal, a pesar de que algunas especies muestran síntomas de marchitamiento por presencia de sales, se puede indicar que es atribuible a la condición caducifolia que la vegetación presenta en estas condiciones de casi permanente sequía.

El porcentaje de “carbonatos” (CaCO₃) en el suelo indica que para la muestra M1 es de condición “muy bajo”; para M2 es “bajo” y para M3 es “alto”. El porcentaje de materia orgánica (M.O) para M1 es “muy bajo”, para M2 y M3 es “bajo”, esto debido a la escasa y limitada producción de materia orgánica en este tipo de bosques (Bullock 1995). El “fósforo” (P) asimilable para los tres sitios es “muy bajo”, se suma a esto el bajo porcentaje de arcilla en un clima seco, lo que incrementa la dificultad para la absorción de este elemento por las plantas, al ser el “fósforo” un elemento esencial para el crecimiento de las plantas y que no puede ser sustituido por ningún nutriente, las plantas deben obtenerlo utilizando otros mecanismos como la simbiosis micorrizica para cumplir con su ciclo normal de producción. La disponibilidad de “potasio” (K) para M1 es media y para M2 y M3 es elevada; este elemento juega un rol importante en la reducción de la incidencia de enfermedades, debido a que refuerza la epidermis de las células permitiendo la formación de tallos fuertes que resisten el ataque de patógenos y plagas.

El análisis mecánico indicó que la textura de M1 es “arena”; M2 “franco arenosa” y M3 “franca”; esto indica que los procesos erosivos en este lugar han intervenido

directamente en el cambio estructural de suelo, ya que en la parte más elevada todavía se puede encontrar mayor contenido de limo y arcilla, las que van disminuyendo en las zonas más bajas aumentando en éstas el contenido de arena.

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) de M1 y M3 es baja y de M2 es media, por su bajo contenido de arcilla y alto contenido de arena, esto aumenta la probabilidad de pérdidas de nitrógeno y potasio por lixiviación, además que el suelo podría presentar una baja capacidad de retención de agua.

En cuanto al tipo de suelo, los *Leptosoles* cubren en su totalidad la zona estudiada; estos suelos son someros o superficiales, están establecidos sobre roca continua, además de ser extremadamente pedregosos, comunes de este tipo de regiones secas y de áreas fuertemente erosionadas; son suelos poco desarrollados, que se encuentran limitados por una roca continua a menos de 30 cm de la superficie, presentan el horizonte “A” úmbrico de menos de 25 cm de espesor y no presentan otros horizontes de diagnóstico, a menos que vaya enterrado a 50 cm del material nuevo (IUSS Grupo de Trabajo WRB 2007 y FAO 2009).

Para el análisis de la información meteorológica del lugar se consideraron los datos del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú – SENAMHI (SENAMHI 2013, citado por: AMEC 2011a) que tiene a cargo el monitoreo de los parámetros hidrometeorológicos de la estación convencional, hidrológica de Balzas - 221303, ubicada en el puente Chacanto, en el distrito de Utco – Celendín, en el límite con el departamento de Amazonas a una latitud de 6°50'39" S, longitud 78°1'50" O, a una altura de 840 m.s.n.m. y la estación convencional, meteorológica de Pimpingos – 152201, en el distrito de Choros – Cutervo a una latitud de 5°55'00" S, longitud 78°48'00"O, a una altura de 450 m.s.n.m.; éstas estaciones meteorológicas son las únicas y representativas de la zona norte de los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos del Alto Marañón y los datos obtenidos fueron utilizados para la elaboración del Estudio de Impacto Ambiental de la Hidroeléctrica Chadin 2.

La escasa precipitación es una condición característica de los BES del Marañón, con un promedio total anual de 546,2 mm y la ausencia de precipitaciones para algunos

meses. El promedio de precipitaciones máximas en 24 horas, se han presentado en el mes de abril registrando valores máximos de hasta 50 mm.

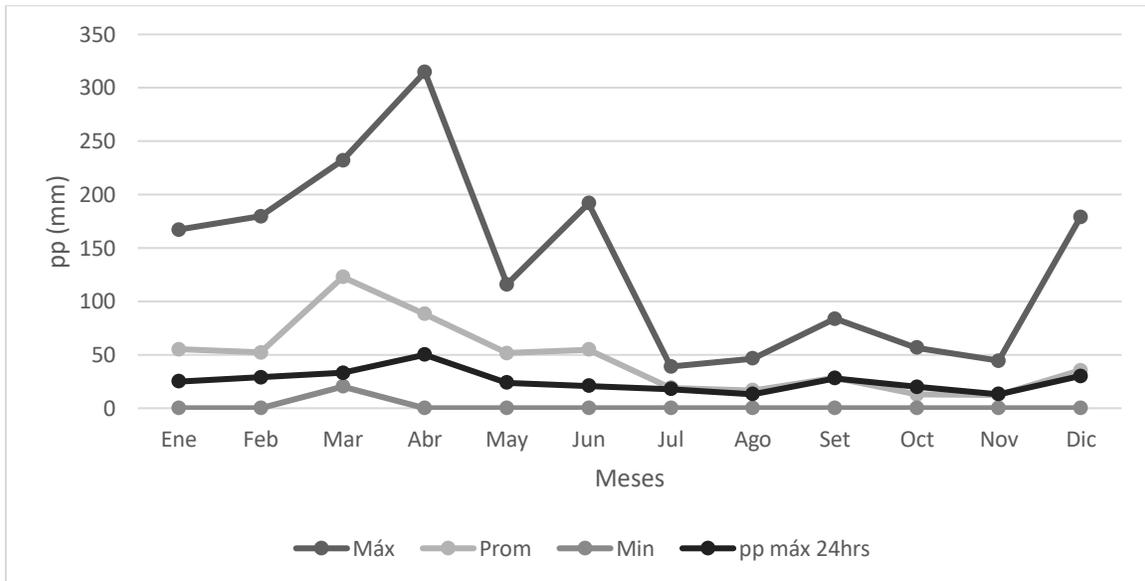


Figura 6. Precipitación media mensual y máxima en 24 horas (mm) en los BTES del Maraón – Estación Pimpingos

Fuente: (AMEC 2011).

Los promedios de temperatura media mensual registran su valor más elevado en el mes de agosto con 28,6°C y el valor más bajo el mes de marzo con 25,7°C. El promedio de temperatura máximas mensual se presentan el mes de noviembre con 33,2°C como valor más elevado, mientras que el valor más bajo se da en el mes de marzo con 30,5°C. Para el promedio de temperatura mínima mensual, los valores más elevados se registran en el mes de agosto con 24,3°C y el valor mínimo en el mes de marzo con 21,7°C.

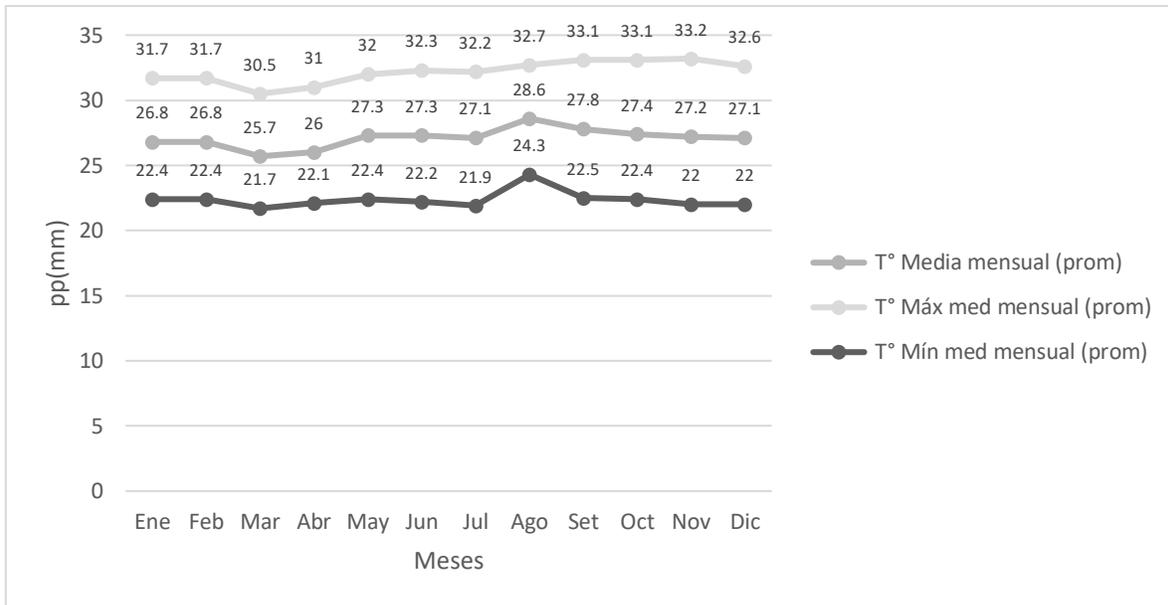


Figura 7. Promedios de temperatura media mensual, máxima y mínima media mensual (°C) en los BTES del Marañón, estación Balzas.

Fuente: (AMEC 2011).

El máximo valor medio mensual de humedad relativa se registra en el mes de abril, con 73,1 por ciento y valor mínimo en el mes de agosto con 37,0 por ciento.

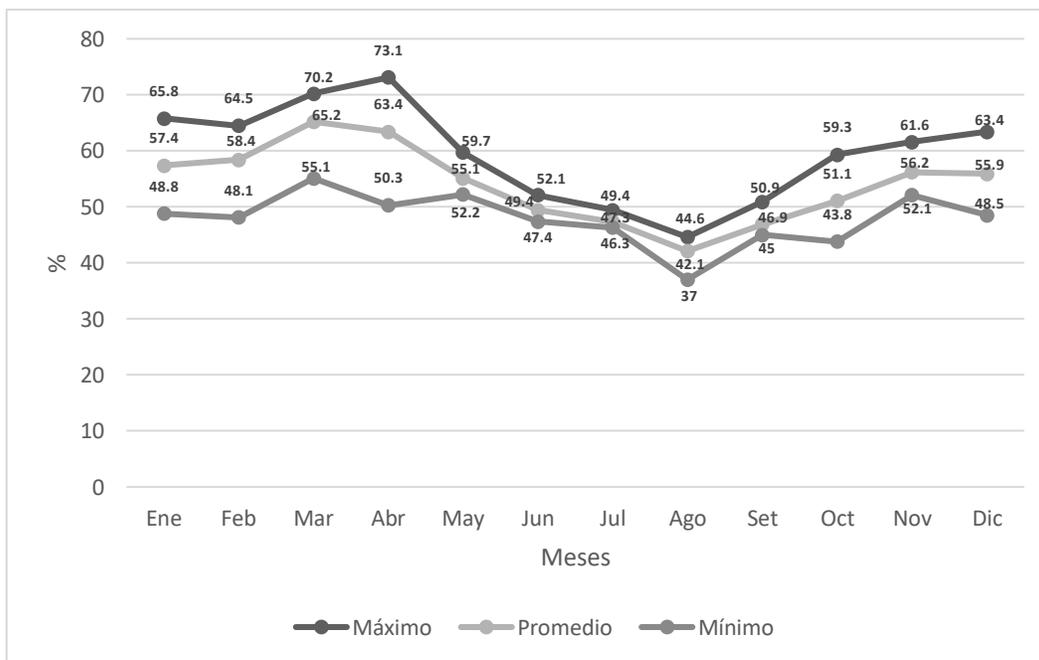


Figura 8. Humedad relativa, media mensual (%) en los BTES del Marañón, estación Balzas

Fuente: (AMEC 2011).

En cuanto a la velocidad del viento, el mayor promedio mensual se da en el mes de enero registrándose 2,8 m/s y la menor en los meses de marzo y abril con un registro de 1,6 m/s; las máximas velocidades se registran en el mes de enero con 3,5 m/s y las mínimas en marzo y abril con 1,2 m/s.

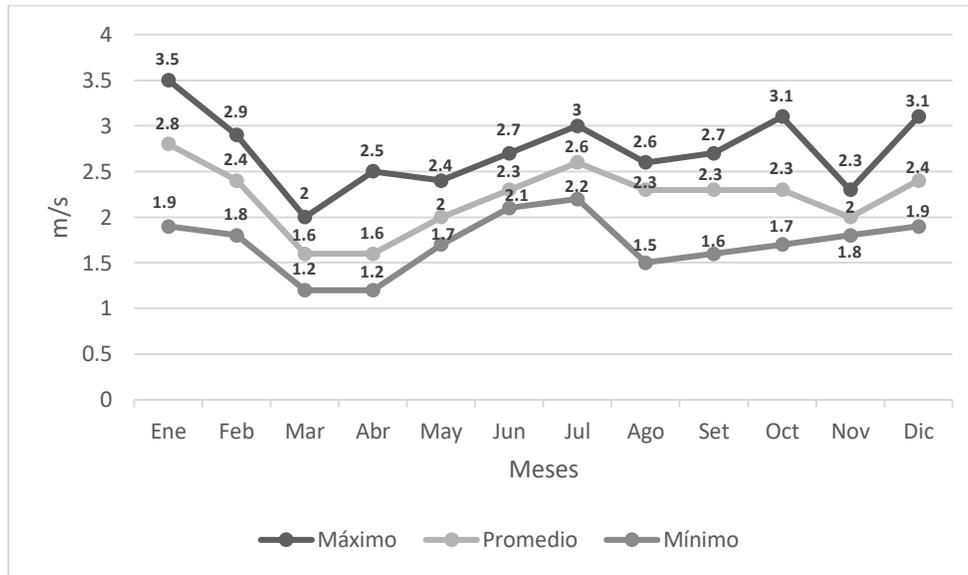


Figura 9. Velocidad de viento, media mensual (m/s) en los BTES del Marañón, estación Balzas.

Fuente: (AMEC 2011).

La información meteorológica presentada para el caso de la precipitación corresponde a la estación meteorológica de Pimpingos para un periodo de 14 años (1969 -1982), después de esto no se han registrado datos en esta estación y para los parámetros de temperatura, humedad relativa y velocidad de viento corresponden a la estación hidrológica de Balzas para un periodo de 6 años (2006 – 2011), después de este periodo la estación solo colecta datos del nivel de río Marañón (AMEC 2011).

3.3. MATERIALES

3.3.1. Equipos

- Estereoscopio
- Estufa
- Radios intercomunicadores
- Navegador GPS
- Cámara fotográfica más lente macro
- Binoculares
- Prensas botánicas
- Guías de campo
- Lupa 10x
- Eclímetro
- Tijera de podar
- Baterías
- Cordel x 400 mt.
- Vernier
- Altímetro
- Pala
- Balde (5lt)
- Bolsas ziploc (lt)
- Cuchillo pedológico
- Wincha 50 mt
- Cajas de poliestireno

3.3.2. Material de escritorio

- Libreta de campo, lápices, tajador, borrador
- Papelería
- Información meteorológica
- Carta Nacional

3.3.3. Otros

- Alimentos
- Camioneta
- Acémilas

3.4. METODOLOGÍA

3.4.1. Identificación de lugares para muestreo

Debido a que gran parte de los BES se ubican en lugares de difícil acceso, se realizaron visitas previas para identificar zonas que por su topografía, seguridad y accesibilidad ayudaron al monitoreo.

El perfil longitudinal del valle del Marañón en la zona de estudio muestra diferentes tipos de vegetación a diversas altitudes, desde las cotas de 850 a 1850 m.s.n.m aproximadamente. La vegetación está caracterizada por abundante presencia de cactáceas y de árboles conocidos localmente como “pate” *Eriotheca discolor* (Kunth) A. Robyns, esta zona fue elegida para realizar la investigación. Chávez (2020), elaboró el perfil transversal de la ruta Abra Jelig en Celendín, Cajamarca – Abra Barro Negro en Balzas, Amazonas indicando los límites de los diferentes tipos de cobertura vegetal presentes y muestra que el límite del BES, denominado también según el MINAM (2018) como Bosque estacionalmente seco interandino (Bes-in).

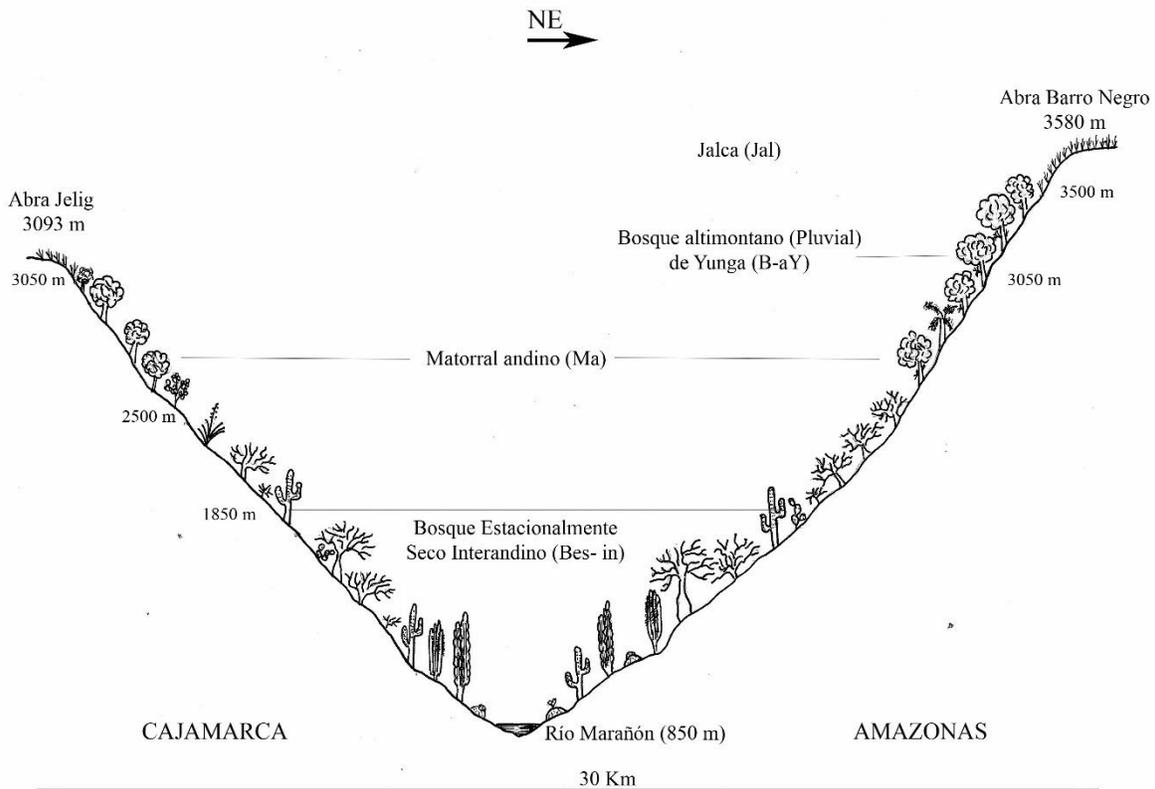


Figura 10. Perfil longitudinal del Valle del Marañón en la ruta Abra Jelig (Cajamarca) – Abra Barro Negro (Amazonas), indicando cotas y ecosistemas según la vegetación dominante.

Fuente: Adaptado de (MINAM 2018 y Chávez 2020).

El mapeo de la zona en estudio se realizó con la base cartográfica del Instituto Geofísico Nacional (IGN), se utilizó el software ArcMAP 10.4.1, generando los mapas de ubicación y alturas, donde fueron identificados los BES del Marañón y donde se indicaron las zonas de colecta de muestras de flora y sus simbioses radiculares.

3.4.2. Caracterización de flora

Se estratificó el lugar en tres zonas de estudio tomando en consideración la altitud, los rangos utilizados fueron: 850 a 1100 m s.n.m (Zona I), 1100 a 1400 m s.n.m (Zona II) y 1400 a 1700 m s.n.m (Zona III), el monitoreo fue realizado en tres fechas que coincidieron con la temporada lluviosa debido a que en temporada seca las especies

no presentan material botánico que permita identificarlas por ser en su mayoría caducifolias.

Para la recolección de datos de flora se utilizó la metodología modificada de A. Gentry en 1982 (Gentry 1982b), se evaluaron 10 transectos de 50 x 2 m (0.1 ha) en cada zona de estudio; los 30 transectos estuvieron distanciados mínimamente de los otros por 50 m y fueron distribuidos al azar de acuerdo a las condiciones geográficas que se encontraron, éstos fueron trazados haciendo uso de cordel y wincha, se tomaron registros de todos los individuos presentes dentro de ellos, para los individuos que tuvieron diámetro igual o mayor a 1cm se registró su altura, diámetro a la altura del pecho y/o al ras del suelo y para el caso de individuos con diámetro menor a 1cm, se registró solo su presencia, en ambos casos se registró el hábito de crecimiento y algunas características de las plantas que permitieron reconocerlas posteriormente, también se registró información de plantas epífitas que pudieron encontrarse (Villareal *et al.* 2006).

El material botánico fue colectado siguiendo la técnica convencional, se utilizaron tijeras de podar para colectar los individuos que poseían flores y/o frutos, también se colectó material infértil como ramas y hojas de especies que no pudieron ser identificadas en campo, para el caso de suculentas las muestras tuvieron que ser cortadas en rodajas; una vez recolectado el material vegetal, se realizó el prensado de muestras utilizando prensas de madera, cartones, papel periódico y cordel (Cerrate 1969). Además, se tomaron datos de altura y se georreferenciaron las parcelas con un navegador GPS.

Las muestras de flora que no fueron identificadas en campo se llevaron al herbario Isidoro Sánchez Vega de la Universidad Nacional de Cajamarca, donde fueron sometidas a una fase de secado en estufa a menos de 40 °C. Para la identificación y verificación de especies se hicieron uso de claves y descripciones científicas que fueron comparadas con los tipos de nomenclaturas y especímenes del herbario; se realizó también el montaje de las especies colectadas las que fueron codificadas y registradas en la base de datos. Para registrar los nombres científicos se siguieron las pautas del Catálogo de Gimnospermas y Angiospermas de la Flora Peruana (Brako y

Zarucchi 1993) y se actualizaron los nombres haciendo uso del recurso en línea de The Plant List (2013). Version 1.1. 2013.

La información obtenida en campo fue evaluada con los siguientes procedimientos de análisis de datos (Matteucci y Colma 1982); (Bautista *et al.* 2004) y (Moreno y Halffter 2001).

$$\text{Abundancia relativa (AR): } AR = \frac{N}{T} \times 100$$

Dónde: N= Número de individuos de cada especie

T= Total de individuos

$$\text{Frecuencia absoluta (F): } F = \frac{Po}{Npo} \times 100$$

Dónde: Po= N° de puntos de ocurrencia de la especie

Npo= N° total de puntos

$$\text{Frecuencia relativa (Fr): } Fr = \frac{F}{\sum F} \times 100$$

Dónde: F= Frecuencia absoluta

$\sum F$ = Sumatoria de las frecuencias de todas las especies

$$\text{Área basal para cada individuo (Abi): } Abi = p (D^2/4)$$

Dónde: p= 3.141592

D= dap (diámetro a la altura del pecho)

$$\text{Área basal para cada especie (AB): } AB = \sum (Abi_1 + Abi_2 + \dots + Abi_n)$$

Dónde: Abi= Área basal para cada individuo de la especie

n= enésimo individuo de la especie

$$\text{Dominancia relativa (DR): } DR = \frac{AB}{At} \times 100$$

Dónde: AB= Área basal de cada especie

At= Área basal del total de especies

Índice de valor de importancia (IVI): $IP = AR + FR + DR$

Dónde: AR= Abundancia relativa

FR= Frecuencia relativa

DR=Dominancia relativa

Riqueza específica:

Diversidad Margalef (D_{Mg}): $D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N}$

Dónde: D_{Mg} = Índice de diversidad de Margalef

S = número de especies

N = número total de individuos

Dominancia:

Índice de Simpson (Sim): $Sim = 1 - \sum(p_i^2)$

Dónde: Sim = Índice Simpson

p_i = proporción del número de individuos de la i ésima especie entre el total de individuos registrados de todas las especies

Diversidad beta, índices de similitud:

Índice de Czekanowski - Sorensen Cualitativo (IS): $IS = \frac{2C}{A+B} \times 100$

Dónde: IS = Índice de Sorensen

A = número de especies encontradas en la comunidad A

B = número de especies encontradas en la comunidad B

C = número de especies comunes en ambas comunidades

$$\text{Índice Jaccard (J): } J = \frac{C}{S1+S2-C} \times 100$$

Dónde: J = Índice Jaccard

C = número de especies que están presentes en dos muestras

S1 = número de especies encontradas en el sitio A

S2 = número de especies encontradas en el sitio B

Para identificar el ordenamiento de las parcelas respecto a la estructura de la vegetación, se realizó un Escalamiento Dimensional No Métrico (NMDS, *Non-Metric Dimensional Scaling*) en la plataforma de código libre RStudio (RStudio Team 2018). Preliminarmente, se realizó un análisis comparativo de los niveles de Stress alcanzados empleando n-dimensiones, entre n=1 y n=10, empleando la herramienta *dimcheckMDS* del paquete *goeveg* 0.4.2 (Goral y Schellenberg 2018). Esta función permite identificar el valor de Stress para “n” dimensiones a la vez, considerando los valores > 0,2 como un ordenamiento no fiable, 0,2 – 0,1 como un ordenamiento aceptable, < 0,1 un muy buen ordenamiento, y < 0,05 un ordenamiento altamente fiable. Se calculó que con cuatro dimensiones se obtenía el mejor resultado (Irizarry y Love 2015). Luego se procedió a la creación del gráfico NMDS, utilizando la herramienta *metaMDS* disponible empleando el paquete *vegan* 2.5-3 (Oksanen *et al.* 2013). Esta herramienta usa una matriz de datos de abundancia Especies vs Parcelas para crear una matriz de distancias, siendo el método Bray-Curtis el mejor para comparación entre comunidades ecológicas (Irizarry y Love 2015), especificando el análisis con los parámetros cuatro dimensiones (k=4) y autotransformación verdadero. Finalmente, se realizó un análisis Stressplot, (ajuste de bondad no métrico) para observar la relación entre la disimilaridad observada y la distancia del ordenamiento calculado.

Para el análisis de las frecuencias de los diámetros a la altura del pecho (DAPs) evaluados en cada parcela, se empleó el programa SPSS v.21.0 con el cual se elaboraron los respectivos histogramas de frecuencia (IBM Corp. 2012).

Para el análisis de diversidad alfa se emplearon los índices de Shannon-Wiener, Margalef, y para beta, se empleó Sorensen y Jaccard, calculados manualmente en el software Microsoft Excel y verificados haciendo uso de los software Species Diversity and Richness V.4.0 (PISCES Conservation 2014) y EstimateS 9.1 (Colwell 2013).

3.4.3. Caracterización de hongos micorríticos

Haciendo uso de herramientas asépticas, se colectaron raicillas de las ocho especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI) y de algunas especies en estado fenológico de plántulas en las tres zonas de estudio y en periodo húmedo para facilitar la extracción. Las raicillas se dispusieron en bolsas de papel rotuladas y protegidas con bolsas de plástico tipo “ziploc” que fueron dispuestas en cajas de poliestireno para ser conducidas al laboratorio de Fitopatología de la Universidad Nacional de Cajamarca. Se revisó el sotobosque del área aledaña a las especies vegetales con la finalidad de identificar la presencia de cuerpos fructíferos macroscópicos e identificarlos con ayuda de claves de identificación (Alexopoulos y Mims 1979) y (Guzmán 1977) para ectomicorrizas.

Para la identificación de hongos endomicorríticos arbusculares (HMA), las muestras se sometieron a clareamiento, blanqueo, acidificación, tinción y eliminación de excesos de colorante. Las raicillas se lavaron con agua corriente, para eliminar todo el suelo e impurezas; se utilizaron raíces finas menores de 1 mm de diámetro que se colocaron en tubos de ensayo y se cubrieron con KOH al 10% sometiéndolas a baño María (± 90 °C) por cinco minutos; se enjuagaron con agua destilada; se agregó H₂O₂ (agua oxigenada) al 10% por un minuto, se decantó el H₂O₂ y se enjuagó; luego se aplicó HCl (cloruro de hidrógeno) al 1% por un periodo de un minuto, se lavaron con agua destilada y se procedió a la tinción con azul de tripano en baño María por cinco minutos; se lavaron para retirar el exceso de colorante y se añadió lactoglicerol (Sánchez de Prager *et al.* 2010).

Para incrementar la posibilidad de encontrar micorrizas se aplicó la metodología de separación de esporas; se colectaron 30 muestras de suelo en cada parcela en época

húmeda y alrededor de las raíces de las plantas, se pesó 1g de suelo por muestra, se agregó agua des ionizada en un tubo de ensayo, se agitó mecánicamente, se pasó por tamices para eliminar la materia orgánica y otros tipos de tamaños de partículas, se creó un gradiente de densidad por centrifugación para lograr la suspensión de partículas; se extrajeron muestras de la suspensión y se utilizó un microscopio para realizar la observación de esporas (Sánchez de Prager *et al.* 2010).

Con la finalidad de buscar otras alternativas de registro de los simbioses radiculares se extrajeron muestras de 13 especies diferentes de plántulas que habían desarrollado raicillas para someterlas a cortes transversales y poder identificar a través del microscopio de alta resolución estructuras somáticas de hongos endomicorríticos arbusculares (HMA); además otros retazos de raicillas de 0,5 cm fueron colocados en placas petri con medio de cultivo PDA con la finalidad de ver si hay crecimiento de HMA, esta parte del trabajo fue realizado en el Laboratorio de Fitopatología de la Universidad Nacional de Cajamarca.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERIZACIÓN DE LA FLORA

4.1.1. Composición de especies y Diversidad Alfa

Se reportó un total de 52 especies y siete taxa a nivel de género, distribuidas en 56 géneros y 25 familias botánicas pertenecientes a la subdivisión Angiospermae. La familia más diversa fue Leguminosae con 11 especies, seguida de Compositae con siete especies y Cactaceae con seis especies (Tabla 2, Figura 11), concordando con el estudio de Marcelo-Peña *et al.* (2016) quienes mencionan a Leguminosae (78 especies), Euphorbiaceae (39 especies), Compositae (35 especies) y Cactaceae (34 especies) como las familias más diversas para todo el BTES del Marañón, tanto norte y sur. Se reportan 14 especies endémicas de Perú, el 26,92 por ciento del total en el estudio y el 0,25 por ciento del total especies endémicas de Perú (GBIF 2017, León *et al.* 2006 y Missouri Botanical Garden 2018); nueve especies endémicas de los BTES Marañón, 17,31 por ciento del total en el estudio y el 5,60 por ciento (considerando solo especies leñosas, arbustivas y arbóreas) del total especies endémicas de BTES Marañón (GBIF 2017, Marcelo-Peña *et al.* 2016 y Missouri Botanical Garden 2018), seis especies CITES, 11,54 ciento del total en el estudio y el 0,25 por ciento del total especies endémicas de Perú; MINAM (2012) (Tabla 2). Se identificó que en el BTES del Marañón existe una clara dominancia de especies de hábito de crecimiento arbustivo, se registraron 31, seguido por 10 herbáceas, nueve arbóreas, seis suculentas y tres trepadoras.

Respecto a la distribución altitudinal de la flora, la zona más diversa fue la zona III (48 especies), seguida de la zona II (36 especies) y la zona I (22 especies) (Tabla 2),

obteniendo valores de Diversidad de Margalef (D_{Mg}) de: 6,8 , 4,84 y 3,09, respectivamente (Figura 12). Según la teoría ecológica, la zona III es la única que debe ser considerada de alta diversidad debido al valor D_{Mg} obtenido, mientras que la zona II y I presentan valores de diversidad media (Sutherland 2006). La dominancia de Simpson (D) muestra alta dominancia en todas las zonas, incrementándose a mayor altitud, Zona III ($D=0,9$), Zona II ($D=0,87$), Zona I ($D=0,77$) (Figura 12).

Tabla 2. Caracterización taxonómica, biogeográfica, hábitos de crecimiento y conservación de las especies registrados por zonas el Bosque Estacionalmente Seco del Maraón, Utco, Celendín, Cajamarca.

N°	Familia	Especies	Hab. Crec.	DIST.	E.P.	E.M.	CITIES	I.&L.	D.S.	Zona I	Zona II	Zona III	Total
1	Acanthaceae	<i>Ruellia floribunda</i> Hook.	arbustiva	EC, PE						0	2	0	2
2	Amaranthaceae	<i>Alternanthera porrigens</i> (Jacq.) Kuntze	arbustiva	EC, PE, BOL						65	169	6	240
3	Amaryllidaceae	<i>Rauhia staminosa</i> Ravenna	herbácea	PE	x	x		DD	CR	0	15	1	16
4	Apocynaceae	<i>Allamanda weberbaueri</i> Markgr.	arbustiva	PE	x	x		VU		0	0	2	2
5	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia chachapoyensis</i> Ahumada	trepadora	PE	x			VU	NT	8	1	2	11
6	Bignoniaceae	<i>Tecoma rosifolia</i> Kunth	arbustiva	PE	x	x				0	0	7	7
7	Boraginaceae	<i>Cordia saccellia</i> Gottschling & J.S.Mill.	arbórea							0	11	11	22
8	Bromeliaceae	<i>Pitcairnia</i> sp.	herbácea							0	8	60	68
9	Bromeliaceae	<i>Tillandsia straminea</i> Kunth	herbácea	EC, PE						0	0	1	1
10	Cactaceae	<i>Armatocereus rauhii</i> subsp. <i>balsasensis</i> (F.Ritter) Ostolaza	suculenta	PE	x	x	II	VU		13	6	1	20
11	Cactaceae	<i>Browningia pilleifera</i> (F. Ritter) Hutchison	suculenta	PE	x	x	II	VU		51	48	4	103
12	Cactaceae	<i>Cleistocactus tenuiserpens</i> Rauh & Backeb.	suculenta	PE	x	x	II	DD		0	13	0	13
13	Cactaceae	<i>Espositoa mirabilis</i> F. Ritter	suculenta	PE	x	x	II	NE		22	3	1	26
14	Cactaceae	<i>Melocactus bellavistensis</i> Rauh & Backeb.	suculenta	EC, PE			II			4	2	0	6
15	Cactaceae	<i>Opuntia quitensis</i> F.A.C. Weber	suculenta	EC, PE			II			138	41	28	207
16	Capparaceae	<i>Colicodendron scabridum</i> (Kunth) Seem.	arbórea	EC, PE					CR	3	4	1	8
17	Clusiaceae	<i>Clusia</i> af. <i>rigida</i> M.H.G. Gust	arbórea	PE	x	x				0	0	1	1
18	Commelinaceae	<i>Commelina tuberosa</i> L.	herbácea							0	0	1	1

« Continuación »

19	Compositae	<i>Chromolaena</i> sp.	trepadora			1	0	0	1		
20	Compositae	<i>Onoseris gnaphalioides</i> Muschl.	herbácea	PE, BOL		0	0	1	1		
21	Compositae	<i>Pappobolus acutifolia</i> (S.F.Blake) Panero	arbustiva	PE	x	0	0	23	23		
22	Compositae	<i>Pappobolus matthewsii</i> (Hochr.) Panero	arbustiva	PE	x	0	1	81	82		
23	Compositae	<i>Trixis cacalioides</i> (Kunth) D.Don	arbustiva			54	13	20	87		
24	Compositae	<i>Verbesina andina</i> Sagást.	arbustiva				EN	0	14	0	14
25	Compositae	<i>Viguiera procumbens</i> (Pers.) S.F. Blake	arbustiva			0	0	1	1		
26	Convolvulaceae	<i>Evolvulus</i> sp.	herbácea			0	0	2	2		
27	Convolvulaceae	<i>Ipomoea</i> sp.	trepadora			0	0	1	1		
28	Convolvulaceae	<i>Jacquemontia floribunda</i> (Kunth) Hallier f.	arbustiva			0	4	0	4		
29	Euphorbiaceae	<i>Ditaxis dioica</i> Kunth	arbórea	EC, PE		0	15	2	17		
30	Euphorbiaceae	<i>Cnidioscolus</i> sp.	arbustiva			5	1	0	6		
31	Euphorbiaceae	<i>Croton alnifolius</i> Lam.	arbustiva	EC, PE		5	286	67	358		
32	Euphorbiaceae	<i>Jatropha humboldtiana</i> McVaugh	arbustiva				VU	18	49	2	69
33	Krameriaceae	<i>Krameria lappacea</i> (Dombey) Burdet & B.B. Simpson	arbustiva				EN	11	42	11	64
34	Lauraceae	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	arbórea			0	1	0	1		
35	Leguminosae	<i>Acacia macracantha</i> Willd.	arbórea				NT	5	4	6	15
36	Leguminosae	<i>Caesalpinia</i> sp.	arbustiva			0	17	0	17		
37	Leguminosae	<i>Coursetia grandiflora</i> Oerst.	arbustiva			0	45	61	106		
38	Leguminosae	<i>Dalea carthagenensis</i> (Jacq.) J.F.Macbr.	herbácea			0	0	222	222		
39	Leguminosae	<i>Hoffmannseggia viscosa</i> Hook. & Arn.	arbustiva			0	2	6	8		
40	Leguminosae	<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth.	arbustiva			10	12	17	39		
41	Leguminosae	<i>Mimosa polycarpa</i> Kunth	arbustiva			0	0	3	3		

« Continuación »

42	Leguminosae	<i>Mimosa</i> sp.	arbustiva					0	2	0	2
43	Leguminosae	<i>Parkinsonia praecox</i> (Ruiz & Pav.) Hawkins	arbórea					24	33	13	70
44	Leguminosae	<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacquin) H.S. Irwin & Barneby	arbustiva					0	0	1	1
45	Leguminosae	<i>Stylosanthes nervosa</i> J.F. Macbr.	herbácea					11	0	1	12
46	Malvaceae	<i>Bastardia bivalvis</i> (Cav.) Kunth	arbustiva					0	0	8	8
47	Malvaceae	<i>Cienfuegosia tripartita</i> (Kunth) Gürke	arbustiva	EC, PE				374	262	0	636
48	Malvaceae	<i>Eriotheca discolor</i> (Kunth) A.Robyns	arbórea	EC, PE				1	25	54	80
49	Malvaceae	<i>Pseudabutilon nigropunctulatum</i> (Ulbr.) R.E.Fr.	arbustiva	PE	x	x	NE	0	2	2	4
50	Malvaceae	<i>Sida cordifolia</i> L.	arbustiva					0	0	1	1
51	Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea peruviana</i> Bonpl.	arbórea	EC, PE				0	1	3	4
52	Oxalidaceae	<i>Oxalis psoraleoides</i> Kunth	herbácea					0	0	11	11
53	Sapindaceae	<i>Athyana weinmanniifolia</i> (Griseb.) Radlk.	arbustiva					0	5	3	8
54	Solanaceae	<i>Nicotiana glauca</i> Graham	herbácea					0	0	1	1
55	Solanaceae	<i>Solanum caripense</i> Dunal	arbustiva					0	0	1	1
56	Verbenaceae	<i>Lantana angustibracteata</i> Hayek	arbustiva	PE	x			30	0	41	71
57	Verbenaceae	<i>Lantana reptans</i> Hayek	arbustiva					31	204	69	304
58	Verbenaceae	<i>Lippia tayacajana</i> Moldenke	arbustiva	PE	x			0	0	132	132
59	Viscaceae	<i>Phoradendron nervosum</i> Oliv.	arbustiva					0	0	1	1

Hab. Crec.: hábitos de crecimiento, DIST.: distribución geopolítica de especies en menos de tres países de los Andes Tropicales, E.P: endémica de Perú, E.M.: endémica del Valle del río Marañón, Categoría CITES Apéndice II, I.&L.: categorización de amenaza compartida por León *et al.* (2006, 2007) y la IUCN (2018), D.S.: categorización de amenaza según D.S 043-2006-AG. CR: en peligro crítico, EN: en peligro, VU: vulnerable, NT: casi amenazado, DD: datos deficientes y NE: taxón reconocido, pero no evaluado.

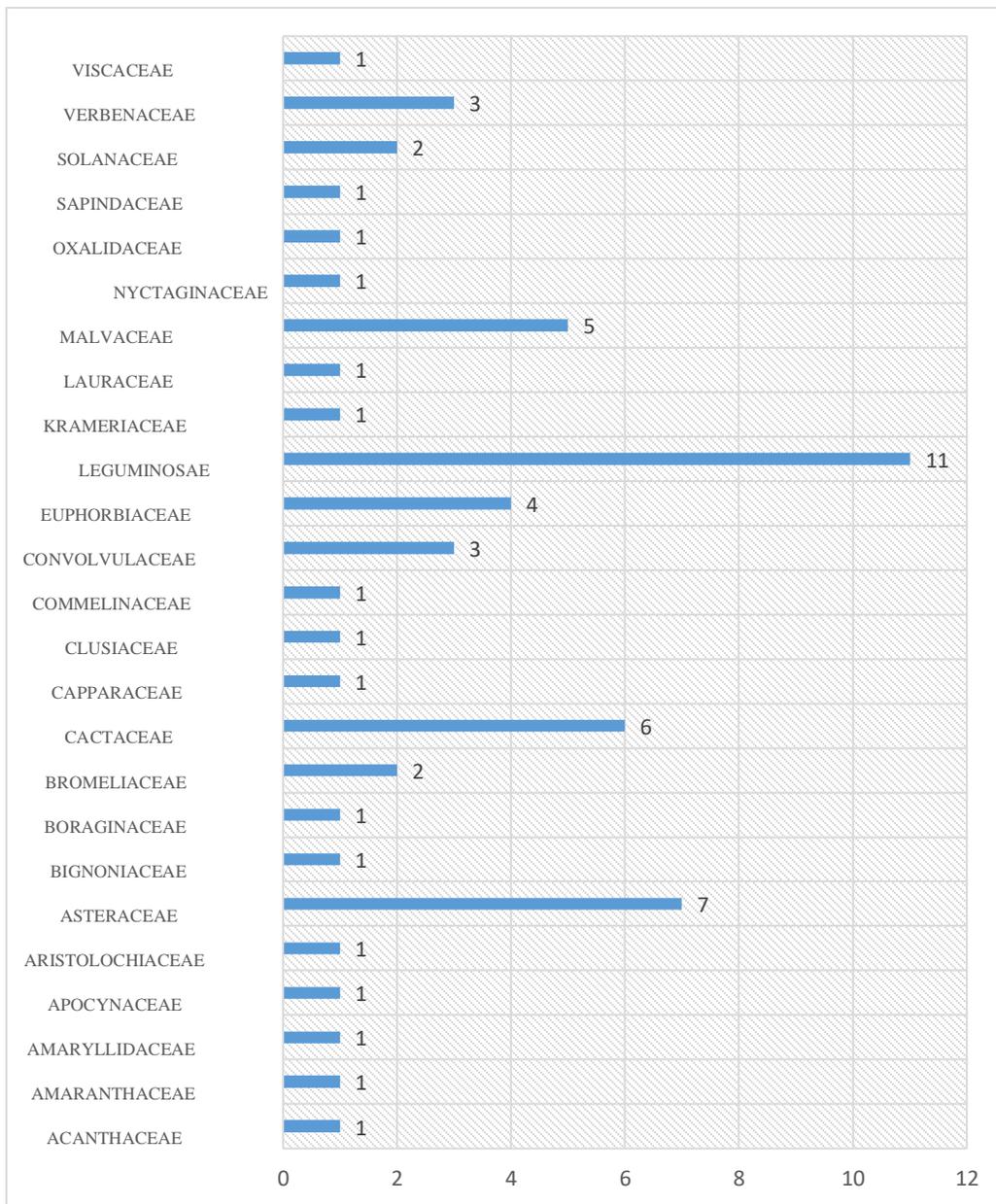


Figura 11. Número de especies por familia registradas en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utcó, Celendín, Cajamarca

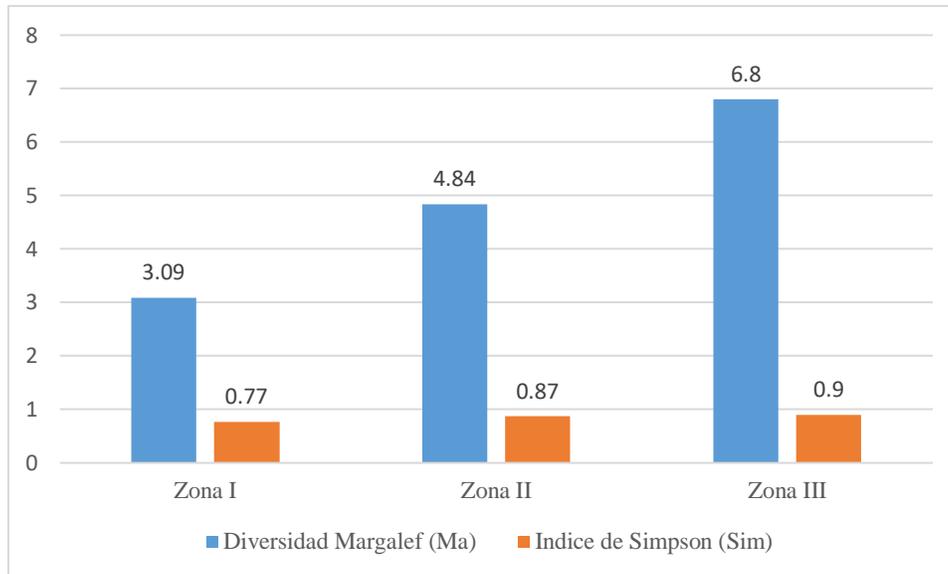


Figura 12. Índices de diversidad alfa: de Margalef (D_{Mg}) y Simpson (Sim) para las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

4.1.2. Recambio y Diversidad Beta

Los índices de diversidad beta, o índices de similitud entre hábitats (Sutherland 2006), muestran que las Zonas I y II, presentan la máxima similitud ($IS= 65,517$ por ciento, $J= 48,7$ por ciento), seguidos del par Zona II y III ($IS= 61,904$ por ciento y $J=44,8$ por ciento), mientras que la menor similitud se dio entre los estratos más alejados altitudinalmente Zonas I y Zona III ($IS= 51,904$ por ciento, $J= 34,6$ por ciento) (Figura 13). Esto se vio reflejado en la gráfica del análisis de ordenamiento NMDS (Figura 14), que alcanzó una muy buena fiabilidad con $Stress = 0,1062962$ con una dimensionalidad $k=4$ (Figura 15), en el que las parcelas de la Zona I y Zona II se encuentran bastante cercanas en relación con las parcelas de la Zona III. Se destaca claramente una relación entre la comunidad vegetal de la Zona I y Zona II, quedando visible en el gráfico de clúster (Figura 16), que grafica los valores de distancia métrica entre las parcelas independientes (Irizarry y Love, 2015), donde se diferencian dos grandes grupos: Grupo A entre los 850 y 1400 m s.n.m y Grupo B entre los 1400 y 1700 m s.n.m (Figura 16) – ver discusión detallada sobre el nombre de cada grupo en el apartado "Denominación de los Ecosistemas". Únicamente la parcela III8 del Grupo A, y las parcelas de la zona II: II4, II5 y II11 del Grupo B,

mostraron características comunitarias muy similares. Estas diferencias se debieron en la primera, por el grado de perturbación antrópica en el hábitat, que propició la aparición de especies encontradas preferentemente en la Zona II como *Pseudabutilon nigropunctulatum* y *Ditaxis dioica*; mientras que en las segundas, por la influencia de la presencia de especies como *Lantana reptans*, *Croton alnifolius*, y principalmente *Eriotheca discolor*.

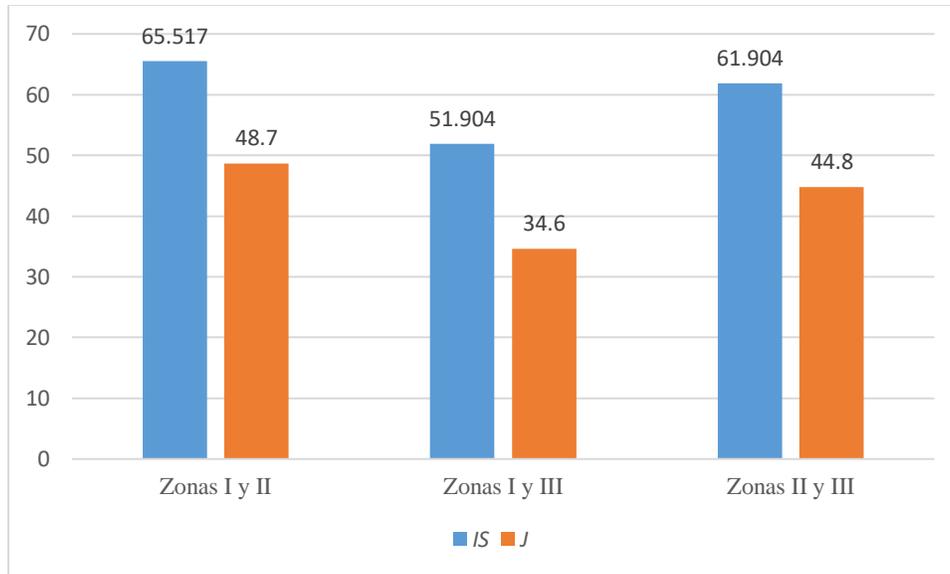


Figura 13. Índices de diversidad beta: Similaridad de Sorensen (IS) y de Jaccard (J) expresados en porcentaje, para las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

La Zona III presenta un componente arbóreo/arbustivo predominante, con especies como *E. discolor*, y especies cuya presencia indica influencia de remanentes de bosque nublado de la ladera occidental del río Marañón, *Allamanda weberbaueri*, *Clusia* af. *rigida*, *Senna multiglandulosa*. De igual manera, esta diferenciación de la Zona III se debe a la desaparición de especies de zonas bajas como la algunas especies de Cactaceae (*Cleistocactus tenuiserpens*, *Melocactus bellavistensis*), *Cienfuegosia tripartita* y *Cnidocolus* sp. Esto refleja que la incidencia de la humedad y los factores ambientales generan el recambio altitudinal de especies en el valle del río Marañón (Marcelo-Peña *et al.* 2016; Figueroa *et al.* 2016; Lewis *et al.* 2010 y Särkinen 2015),

existiendo mayor diversidad y mayor densidad de plantas principalmente arbustivas/arbóreas (Tabla 2) a mayores altitudes.

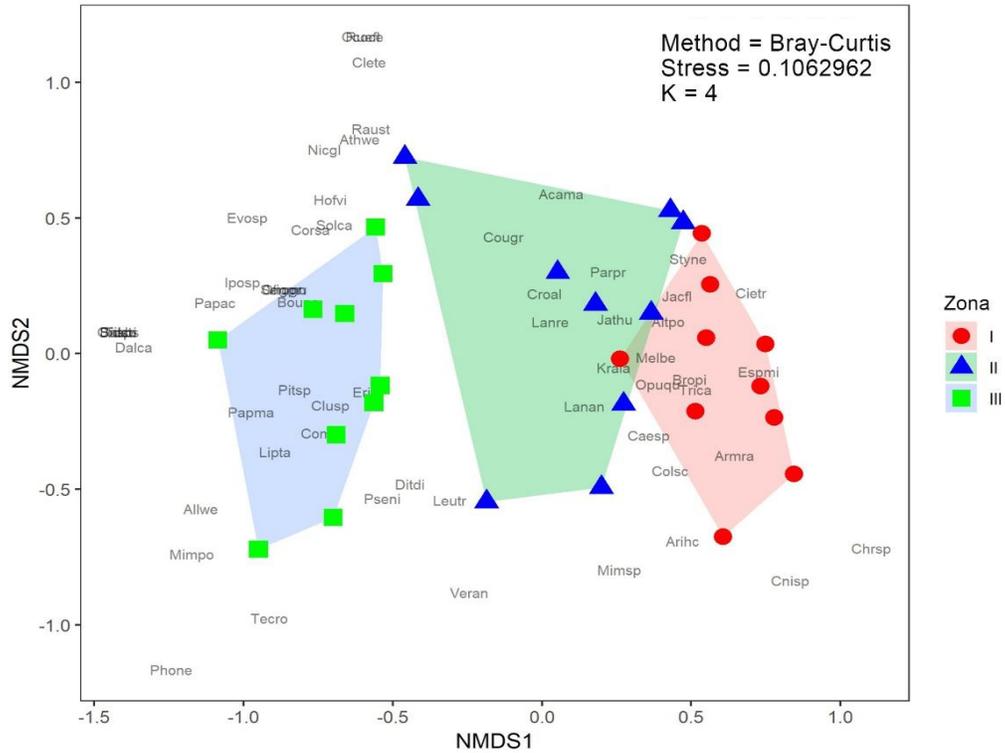


Figura 14. Gráfico de escalamiento dimensional no métrico (NMDS) empleando el método Bray-Curtis con dimensionalidad $k=4$. Cada código de cinco letras representa las especies, empleando las tres primeras letras del género seguidas de las dos primeras letras de la especie. E.g. Tecro: *Tecoma roseifolia*.

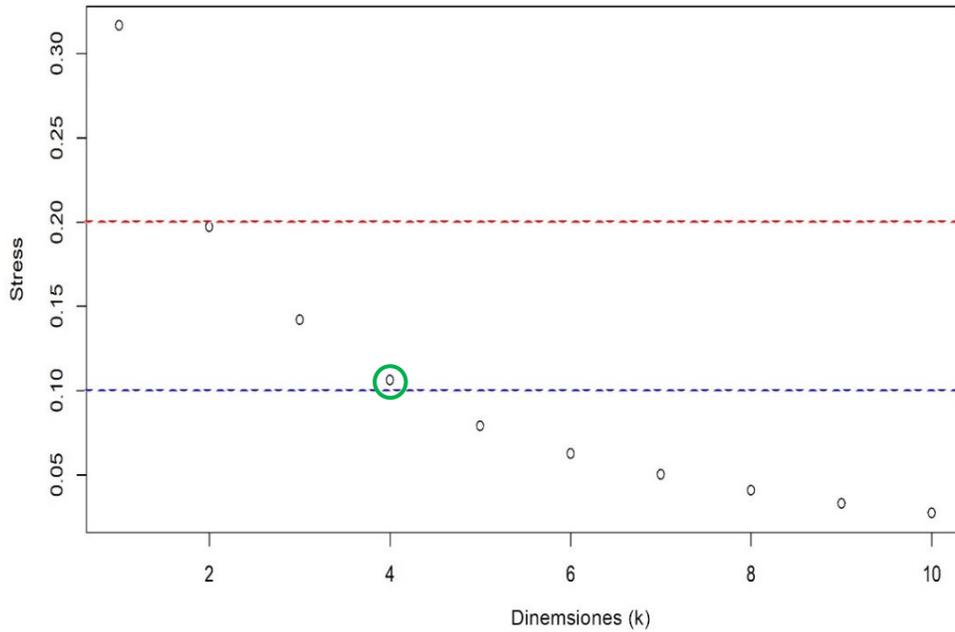


Figura 15. Gráfico Screen Plot de dimensiones (k max = 10) vs el grado de Stress alcanzado. Línea roja: nivel máximo de Stress permitido, Línea azul: nivel de Stress de muy buena fiabilidad. Círculo verde: dimensionalidad seleccionada para el modelo NMDS.

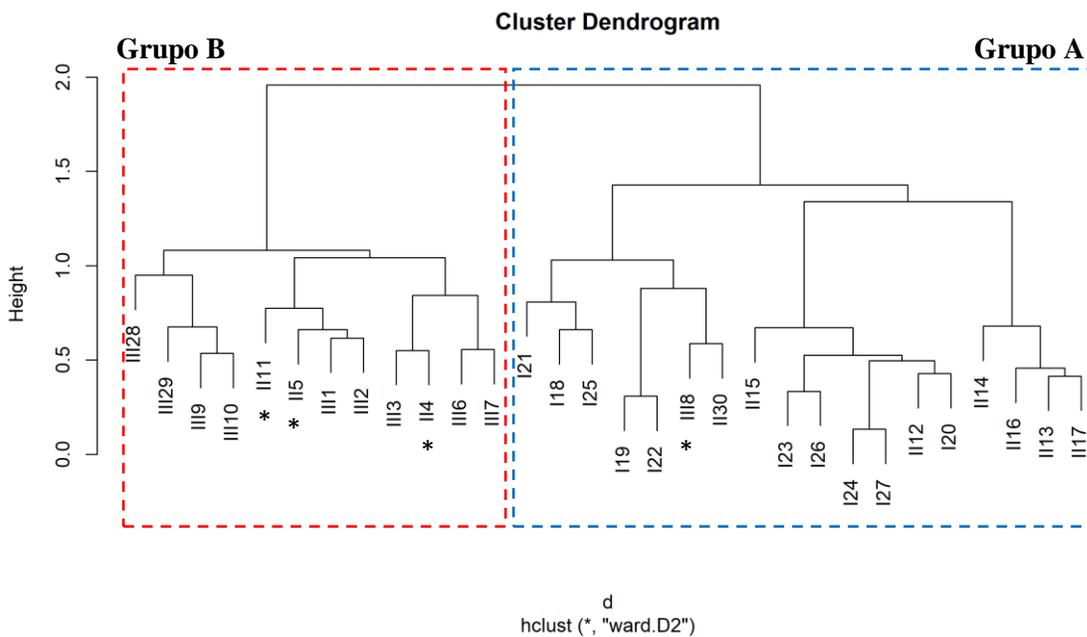


Figura 16. Clúster de disimilitud en base a la diversidad vegetal de cada parcela. *: Parcela con composición comunitaria vegetal diferente al grupo al que pertenece. Grupo A y B diferenciados.

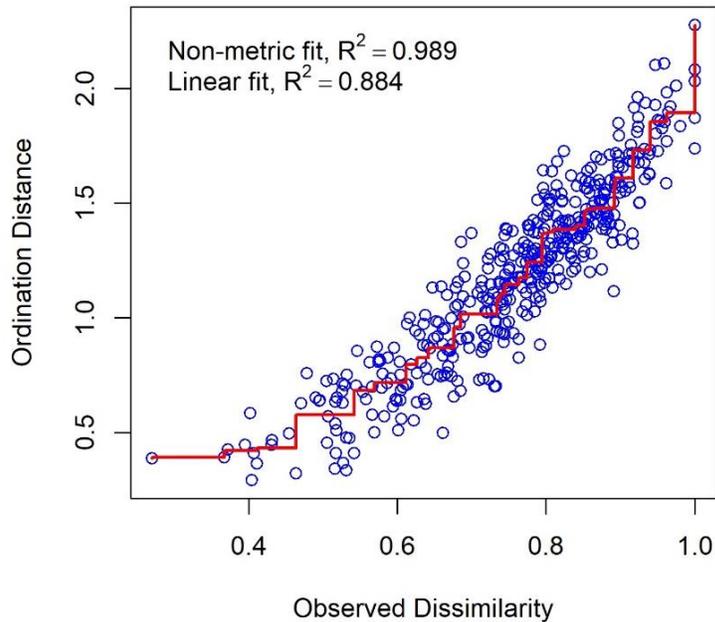


Figura 17. Gráfico de Disimilaridad Observada vs Distancia del Ordenamiento (Stressplot) del Escalamiento Dimensional No métrico (NMDS).

El análisis NMDS (Figura 17), cuyo análisis de bondad de ajuste determinó que los datos se ajustan en un 98.9 por ciento al modelo y son altamente fiables, confirmando una separación entre Grupo A y Grupo B (Figura 16) soportada estadísticamente.

4.1.3. Patrones de Endemismo

Las especies endémicas de los BES del Marañón, Utco, Celendín (Tabla 2, Tabla 3) se distribuyeron siguiendo la misma relación entre biodiversidad y gradiente altitudinal, con mayor riqueza a mayores altitudes, estos resultados difieren y complementan lo publicado en la literatura (Marcelo-Peña *et al.* 2016; Marcelo-Peña *et al.* 2013, 2010). Se reportó tres especies endémicas entre los 850 y 1100 m (Zona D), seis entre los 1100 y 1400 metros (Zona II) y ocho entre los 1400 y 1700 metros (Zona III; Tabla 3). Marcelo-Peña *et al.* (2016) han identificado parte de este patrón de distribución, encontrando dos especies endémicas entre los 300 y 700 metros, una entre los 700 y 1100 metros, una entre los 1500 y 1900 metros y ocho entre los 1900 y 2300 metros para el sector Ocalli – Balsas, concluyendo que dentro del BES del Valle del río Marañón “a mayor elevación, mayor diversidad de especies endémicas”.

La diferencia de riqueza de endemismos entre el presente estudios y los de Marcelo-Peña et al. (2016) puede deberse a que estos últimos evaluaron únicamente plantas leñosas con $DAP \geq 5$ cm, obviando las herbáceas y arbustivas con menor DAP.

El estrato con mayor riqueza de flora endémica de Perú fue la Zona III con 13 especies endémicas (92.86 por ciento del total de endémicas del estudio), seguido de la Zona II con ocho (57.14 por ciento), y la Zona I con cinco (35.71 por ciento); mostrando el mismo patrón de distribución altitudinal que las especies endémicas del BES Marañón y la diversidad general de especies mencionado anteriormente: "existe mayor diversidad y densidad de plantas principalmente arbustivas/arbóreas a mayores altitudes" (Marcelo-Peña *et al.* 2016).

Los patrones de endemismos de los taxa en el BES valle del río Marañón varían considerablemente tanto altitudinalmente como latitudinalmente (Koch *et al.* 2018; . Marcelo-Peña *et al.* 2016 y Särkinen 2015). A nivel latitudinal, existe una diferencia marcada entre la comunidad vegetal del Norte y del Sur del BTES del Marañón, cuyo límite de distribución se centra en una estrecha región entre Ocallí (departamento de Amazonas) y Choropampa (departamento de Cajamarca) entre los $6^{\circ}15' S$ y $6^{\circ}18' S$ (Marcelo-Peña *et al.* 2016).

Tabla 3. Distribución de los endemismos entre las Zonas evaluadas durante el estudio.

N°	Familia	Especies	EP	EM	Zona I	Zona II	Zona III
1	Amaryllidaceae	<i>Rauhia staminosa</i> Ravenna	x	x	-	15	1
2	Apocynaceae	<i>Allamanda weberbaueri</i> Markgr.	x	x	-	-	2
3	Aristolochiaceae	<i>Aristolochia chachapoyensis</i> Ahumada	x		8	1	2
4	Bignonaceae	<i>Tecoma rosifolia</i> Kunth	x	x	-	-	7
5	Cactaceae	<i>Armatocereus rauhii</i> subsp. <i>balsasensis</i> (F.Ritter) Ostolaza	x	x	13	6	1
6	Cactaceae	<i>Browningia pilleifera</i> (F. Ritter) Hutchison	x	x	51	48	4
7	Cactaceae	<i>Cleistocactus tenuiserpens</i> Rauh & Backeb.	x	x	-	13	-
8	Cactaceae	<i>Espostoa mirabilis</i> F. Ritter	x	x	22	3	1
9	Clusiaceae	<i>Clusia</i> af. <i>rigida</i> M.H.G. Gust	x	x	-	-	1
10	Compositae	<i>Pappobolus acutifolia</i> (S.F.Blake) Panero	x		-	-	23
11	Compositae	<i>Pappobolus matthewsii</i> (Hochr.) Panero	x		-	1	81
12	Malvaceae	<i>Pseudabutilon nigropunctulatum</i> (Ulbr.)R.E.Fr.	x	x	-	2	2
13	Verbenaceae	<i>Lantana angustibracteata</i> Hayek	x		30	-	41
14	Verbenaceae	<i>Lippia tayacajana</i> Moldenke	x		-	-	132

E.P: endémica de Perú, E.M.: endémica del Valle del río Marañón, I.&L.: categorización de amenaza compartida por León *et al.* (2006, 2007) y la IUCN (2018), D.S.: categorización de amenaza según D.S 043-2006-AG. CR: en peligro crítico, EN: en peligro, VU: vulnerable, NT: casi amenazado, DD: datos deficientes y NE: taxón reconocido, pero no evaluado.

La mayoría de las especies endémicas reportadas se distribuye en un rango altitudinal específico, solo tres especies, *Aristolochia chachapoyensis*, *Browningia pilleifera* y *Espostoa mirabilis*, se distribuyeron a lo largo de todo el rango evaluado. Mientras que cinco especies se distribuyeron solamente en un único estrato: *Allamanda weberbaueri*, *Clusia* af. *rigida*, *Lippia tayacajana*, *Pappobolus acutifolia* y *Tecoma rosifolia*. De esta última, se conoce su distribución entre los 600 y 2000 metros (Marcelo-Peña *et al.* 2016; Missouri Botanical Garden 2018), no obstante, este patrón puede no ser uniforme a lo largo de todo el BES del Marañón, tanto norte como sur. En el área de estudio se le halló entre los 1400 y 1700 m, sugiriendo una preferencia por zonas altas en el BES Marañón sur. Es claro que se necesita mayores esfuerzos de investigación para definir fidedignamente los patrones de endemismo en la zona sur del BES del Marañón (Marcelo-Peña *et al.* 2016).

4.1.4. Patrones de Distribución: Abundancia, Frecuencia y Dominancia

Los patrones de distribución (presencia) de las especies difirieron entre los grupos botánicos. El de mayor interés, debido a sus niveles de endemismo, amenaza y categorización CITES, fue Cactaceae, cuyas especies presentaron un patrón altitudinal que refleja sus requerimientos ecológicos (Ostolaza 2014), siendo más abundantes en la Zona II (seis especies, 100,00 por ciento) y Zona I (cinco especies, 83,33 por ciento), reduciendo su número hacia la Zona III (cuatro especies, 66,67 por ciento). Según estos datos, la mayor diversidad de Cactaceae se concentra entre los 850 y 1400 m s.n.m.; sin embargo, Lewis *et al.* (2010) mencionan que este rango se extiende desde los 450 a 1160 m s.n.m., considerando tanto el Marañón bajo cerca de Jaén y el marañón alto cerca a Balsas, denominándolo Bosques de Cactus, por la dominancias de géneros tales como *Browningia*, *Espostoa*, *Melocactus* y *Rauhocereus*.

Las especies con mayor abundancia relativa (AR) fueron *Cienfuegosia tripartita* (42,30 por ciento) para la Zona I, *Croton alnifolius* (20,98 por ciento), para la Zona II, y *Dalea carthagenensis* (22,31 por ciento) para la Zona III (Tabla 4, Figura 20). Así mismo, las especies con mayor frecuencia relativa (FR) fueron *Alternanthera porrigens* var. *piurensis* y *Cienfuegosia tripartita* (ambas 9,2 por ciento) para la Zona I, *Croton alnifolius* (8,8 por ciento) para la Zona II, y *Eriotheca discolor* (7,2 por ciento) para la Zona III (Tabla 4, Figura 19). Se graficó el perfil transversal del rango altitudinal evaluado empleando las especies más frecuentes en cada estrato (Figura 20), donde se observa la disminución en la frecuencia de aparición de especies de Cactaceae a medida que se incrementa la altitud (Marcelo-Peña *et al.* 2016), dejando paso a bosques con dominancia de *Eriotheca discolor* hacia los 1700 metros.

Referente a la dominancia relativa (DR), definida como la relativización del área basal para cada especie. El área basal (AB), que es una herramienta dasométrica para determinar el volumen (biomasa) de especies vegetales arbóreas o arbustivas, se obtiene midiendo el diámetro a la altura del pecho (DAP), y es expresada en m². Las especies con mayor área basal y, por consiguiente, mayor dominancia relativa fueron todas de hábito arbóreo: *Armatocereus rauhii* (186,3 m²/0.1ha; DR= 29,9 por ciento)

en la Zona I; *Eriotheca discolor* (629,8 m²/0.1ha, DR= 64,91 por ciento) en la Zona II; y *Eriotheca discolor* (513,74 m²/0.1ha, DR= 84,7 por ciento) en la Zona III (Tabla 4, Figura 21 y 22).

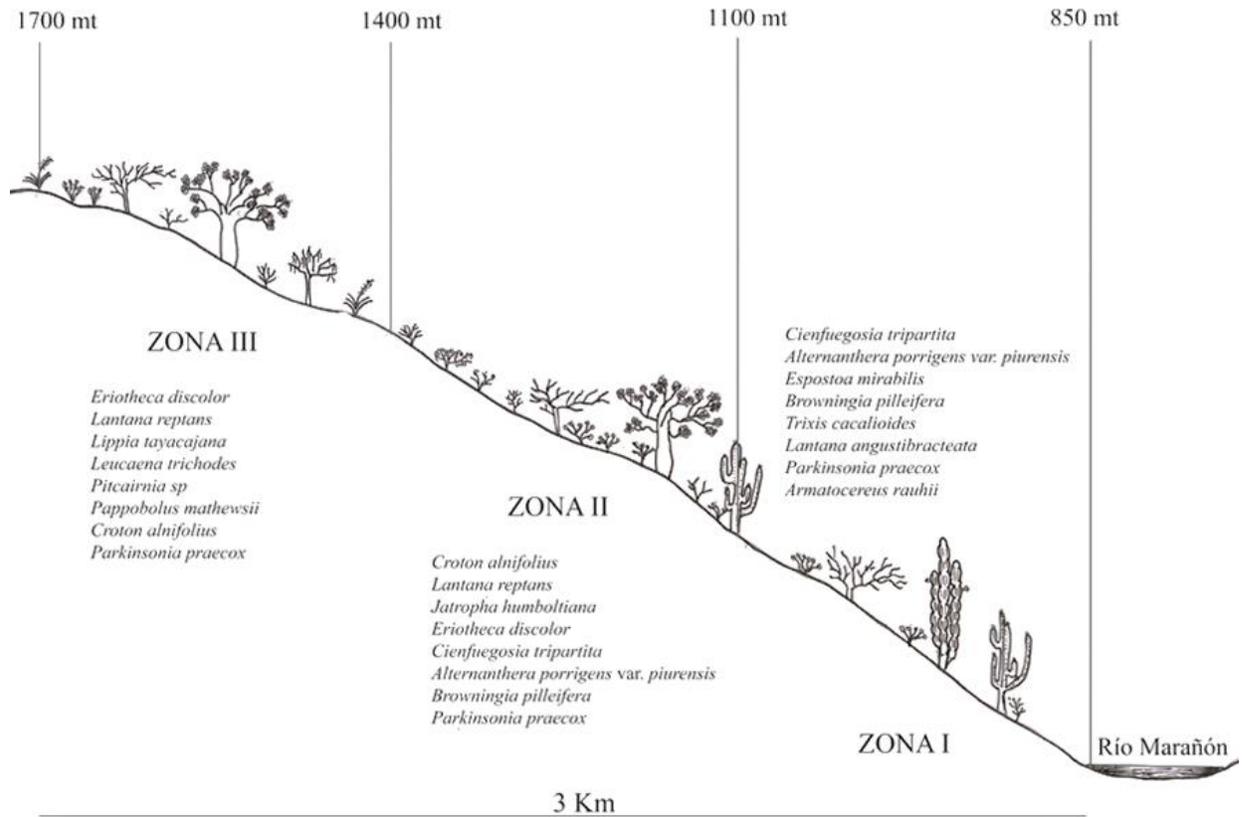


Figura 18. Perfil transversal del Bosque Estacionalmente Seco en la zona límite entre Cajamarca y Amazonas, indicando las 8 especies con mayor frecuencia relativa en cada zona de estudio.

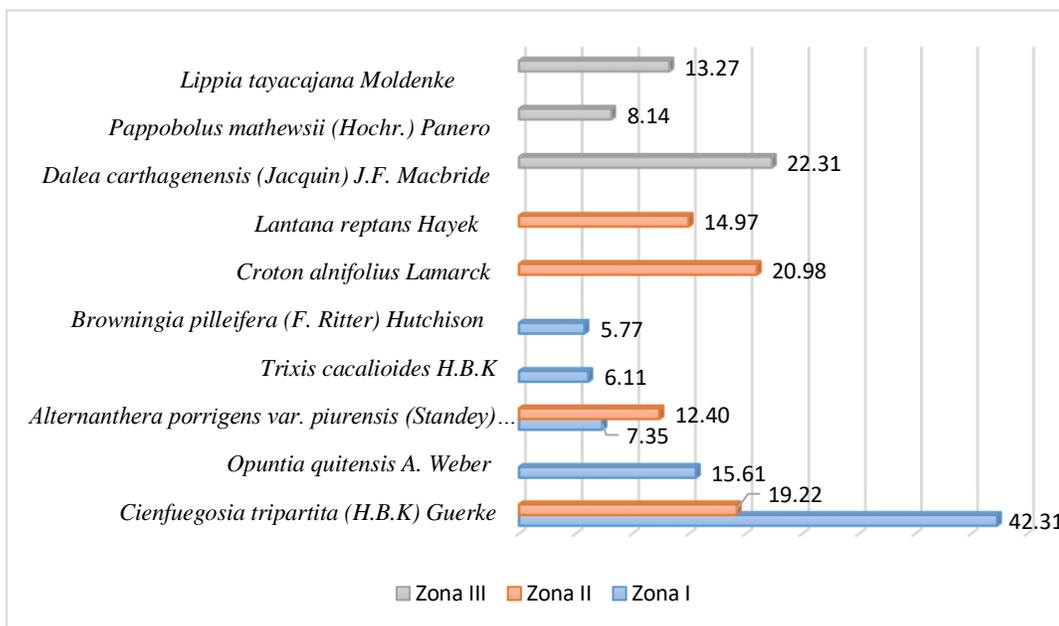


Figura 19. Especies con mayor abundancia relativa (AR), expresada en porcentaje (%), para las tres zonas de estudio en los BES del Maraón, Utco, Celendín, Cajamarca.

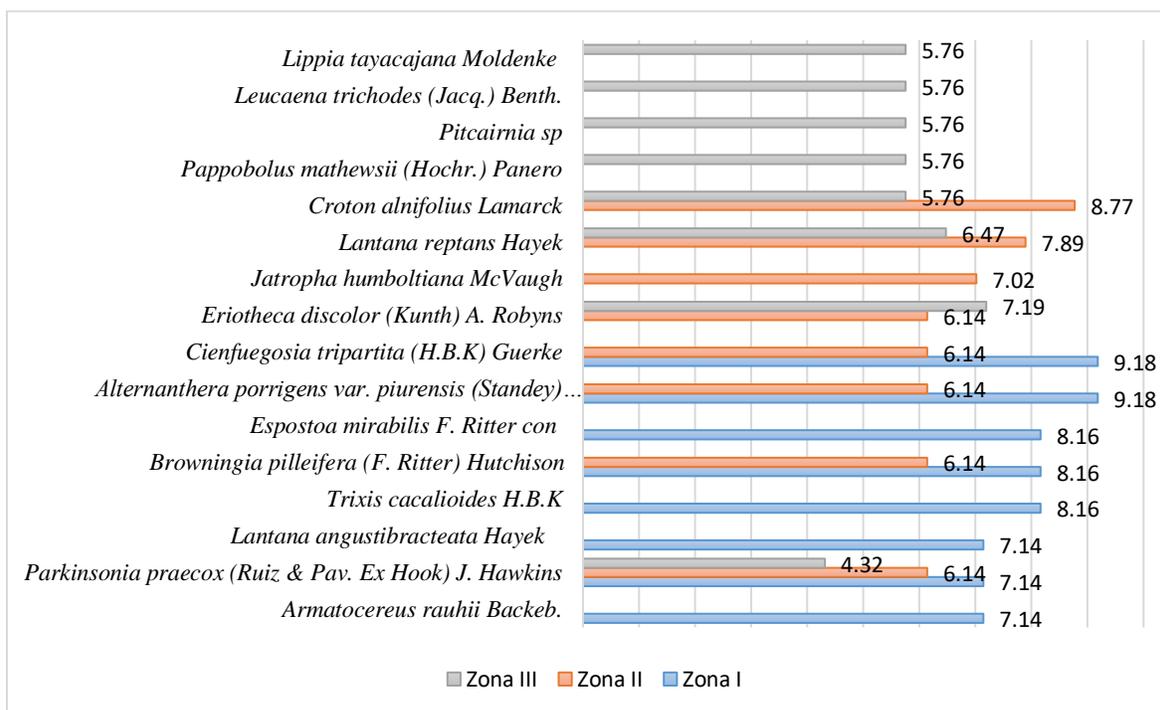


Figura 20. Especies con mayor Frecuencia Relativa (FR), expresada en porcentaje (%) en las tres zonas de estudio en los BES del Maraón, Utco, Celendín, Cajamarca.

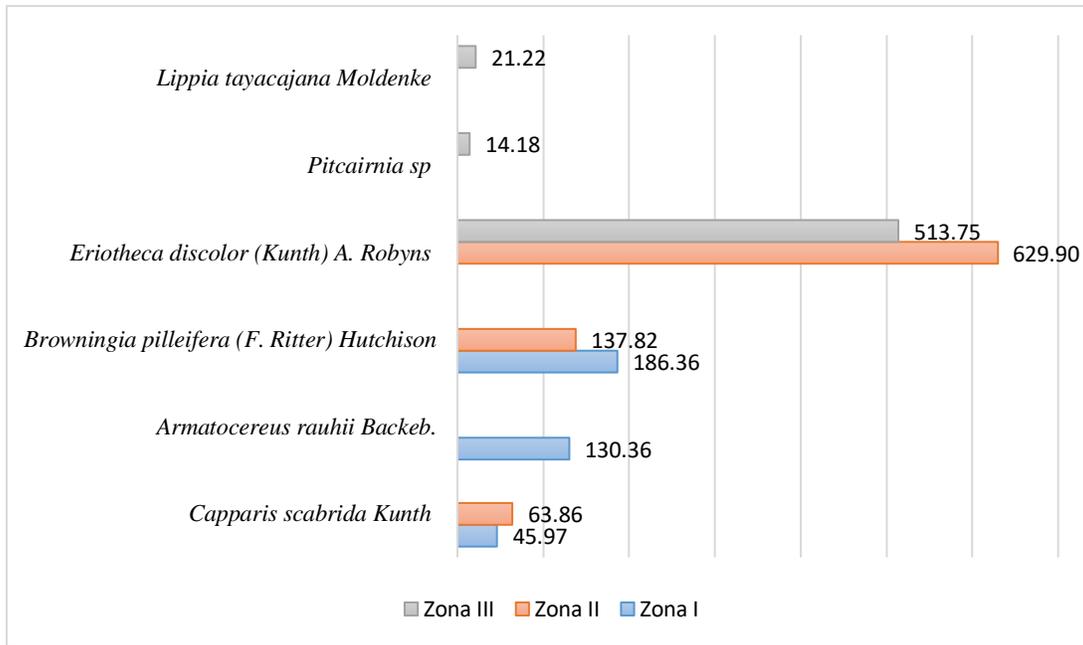


Figura 21. Especies con mayor Área basal (AB), expresada en m²/0.1ha, en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

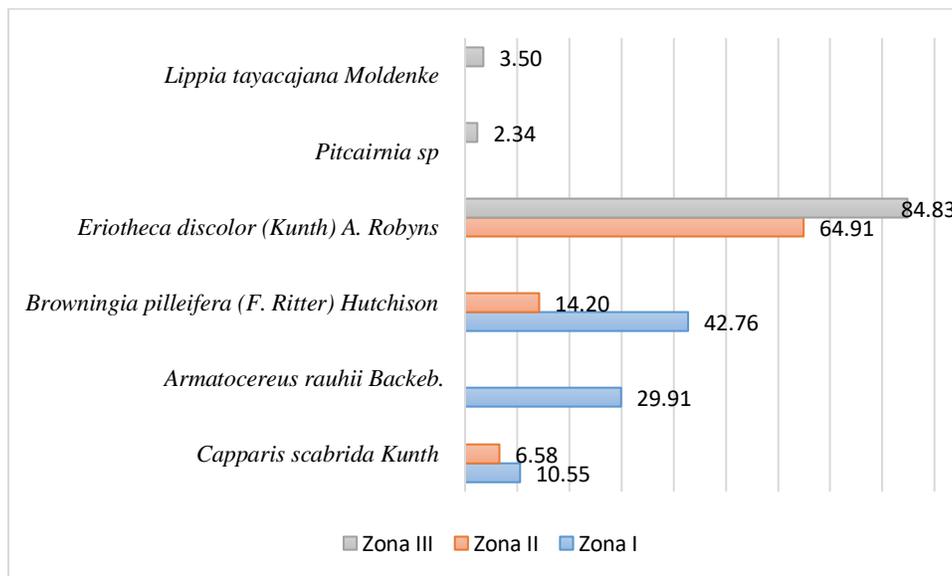


Figura 22. Especies con mayor Dominancia relativa (DR), expresada en porcentaje (%), en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

4.1.5. Índice de Valor de Importancia (IVI)

El Índice de valor de importancia (IVI), es una herramienta valiosa para identificar las especies de mayor importancia para el ecosistema, cuyas poblaciones proporcionan la suficiente protección, tanto debido a su elevada abundancia (Ar), como a su elevada frecuencia de aparición (Fr) y a su elevada dominancia (Dr), para el desarrollo de otras especies. Por lo general estas especies generan el microclima adecuado para la germinación de semillas más sensibles (especies de sucesión inicial), aunque, en algunos casos, necesiten de cobertura primigenia para su desarrollo (especies de sucesión secundaria) (Burel y Baudry 2005). Las especies con valores más altos de IVI deben ser consideradas como la primera línea de acción sobre las cuales basar planes de conservación y manejo para la recuperación de los hábitats (Rasal-Sánchez 2012; Shankar Raman 2002 y Sutherland 2006). En tal sentido se identificó a las especies con más alto IVI, para la Zona I: *Browningia pilleifera* (IVI=56,7), *Cienfuegosia tripartita* (IVI=52,9) y *Armatocereus rauhii* (IVI=38,2); para la Zona II: *Eriotheca discolor* (IVI=72,89), *Croton alnifolius* (IVI=31,07) y *B. pilleifera* (IVI=23,87); y para Zona III, *E. discolor* (IVI=97,34), *Dalea carthagenensis* (IVI=23,91) y *Lippia tayacajana* (IVI=22,52). En suma, *E. discolor*, representa a la especie de mayor importancia para la conservación del rango altitudinal de 1100 a 1700 metros, mientras que *Browningia pilleifera* lo es para el rango entre 850 y 1100 m, siendo posiblemente las mejores especies para implementar en programas de recuperación de hábitats impactados en el BES Marañón sur (Marcelo-Peña *et al.* 2016).

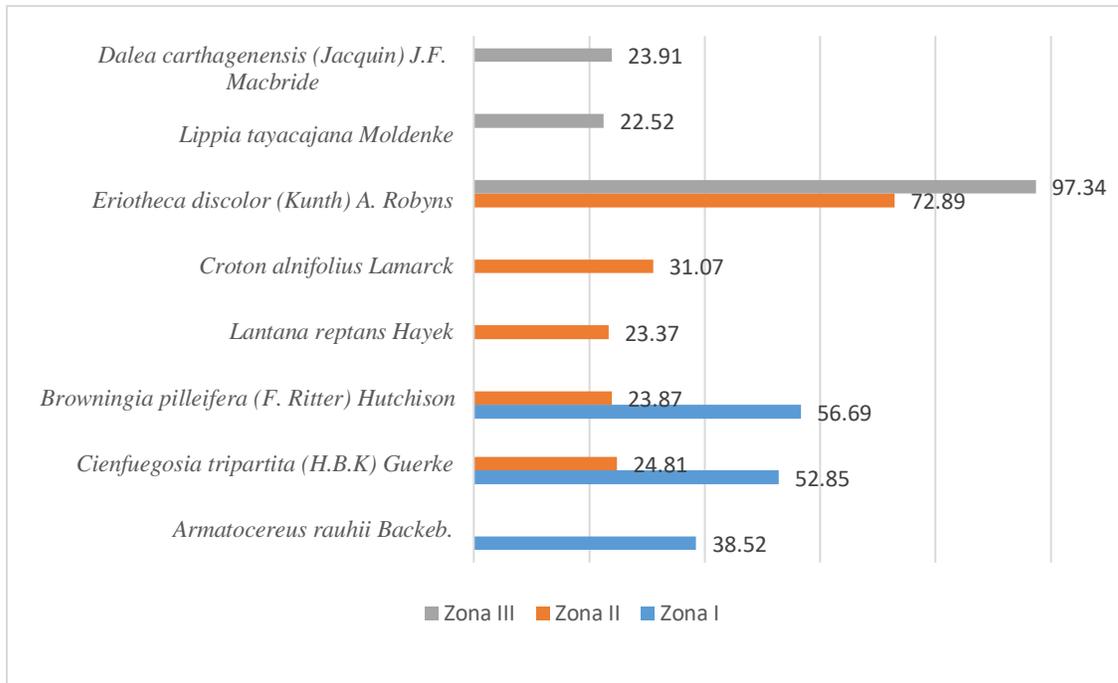


Figura 23. Especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI), en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utcó, Celendín, Cajamarca.

Tabla 4. Índice de Valor de Importancia (IVI, %) de las especies de flora reportadas, calculado para cada Zona

Especie	ZONA I							ZONA II							ZONA III						
	AA	AR	FA	FR	AB	DR	IVI	AA	AR	FA	FR	AB	DR	IVI	AA	AR	FA	FR	AB	DR	IVI
<i>Acacia macracantha</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	5.0	0.6	3.0	3.1	0.8	0.2	3.8	4.0	0.3	4.0	3.5	1.0	0.1	3.9	6.0	0.6	4.0	2.9	0.4	0.1	3.5
<i>Allamanda weberbaueri</i> Markgraf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.2	2.0	1.4	0.4	0.1	1.7
<i>Alternanthera porrigens</i> var. <i>piurensis</i> (Standley) Eliasson	65.0	7.4	9.0	9.2	3.8	0.9	17.4	169.0	12.4	7.0	6.1	2.1	0.2	18.8	6.0	0.6	2.0	1.4	0.7	0.1	2.1
<i>Aristolochia chachapoyensis</i> Ahumada	8.0	0.9	1.0	1.0	0.0	0.0	1.9	1.0	0.1	1.0	0.9	-	-	1.0	2.0	0.2	1.0	0.7	0.5	0.1	1.0
<i>Armatocereus rauhii</i> Backeb.	13.0	1.5	7.0	7.1	130.4	29.9	38.5	6.0	0.4	4.0	3.5	7.5	0.8	4.7	1.0	0.1	1.0	0.7	4.9	0.8	1.6
<i>Athyana weinmanniifolia</i> (Griseb.) Radlk.	-	-	-	-	-	-	-	5.0	0.4	2.0	1.8	0.8	0.1	2.2	3.0	0.3	1.0	0.7	0.5	0.1	1.1
<i>Bastardia bivalvis</i> (Cavanilles) Kunth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8.0	0.8	1.0	0.7	0.0	0.0	1.5
<i>Bougainvillea peruviana</i> Humb. & Bonpl.	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.9	0.1	0.0	1.0	3.0	0.3	3.0	2.2	0.9	0.1	2.6
<i>Browningia pilleifera</i> (F. Ritter) Hutchison	51.0	5.8	8.0	8.2	186.4	42.8	56.7	48.0	3.5	7.0	6.1	137.8	14.2	23.9	4.0	0.4	2.0	1.4	2.6	0.4	2.3
<i>Caesalpinia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	17.0	1.2	1.0	0.9	0.6	0.1	2.2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chromolaena</i> sp	1.0	0.1	1.0	1.0	0.0	0.0	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cienfuegosia tripartita</i> (H.B.K) Guerke	374.0	42.3	9.0	9.2	5.9	1.4	52.9	262.0	19.2	6.0	5.3	3.1	0.3	24.8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cleistocactus tenuiserpens</i> Rauh & Backeb.	-	-	-	-	-	-	-	13.0	1.0	2.0	1.8	0.4	0.0	2.7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clusia af. rigida</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	3.1	0.5	1.3
<i>Cnidocolus</i> sp	5.0	0.6	2.0	2.0	3.0	0.7	3.3	1.0	0.1	1.0	0.9	33.0	3.4	4.3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Colicodendron scabridum</i> Kunth	3.0	0.3	2.0	2.0	46.0	10.5	12.9	4.0	0.3	3.0	2.6	63.9	6.6	9.5	1.0	0.1	1.0	0.7	2.6	0.4	1.2
<i>Commelina tuberosa</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8
<i>Coursetia grandiflora</i> Benth.	-	-	-	-	-	-	-	45.0	3.3	1.0	0.9	0.0	0.0	4.2	61.0	6.1	3.0	2.2	0.3	0.0	8.3
<i>Croton alnifolius</i> Lamarck	5.0	0.6	3.0	3.1	0.6	0.1	3.8	286.0	21.0	10.0	8.8	12.8	1.3	31.1	67.0	6.7	8.0	5.8	2.8	0.5	13.0
<i>Dalea carthagenensis</i> (Jacquin) J.F. Macbride	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	222.0	22.3	2.0	1.4	1.0	0.2	23.9
<i>Ditaxis dioica</i> Kunth	-	-	-	-	-	-	-	15.0	1.1	1.0	0.9	1.4	0.1	2.1	2.0	0.2	2.0	1.4	0.4	0.1	1.7
<i>Eriotheca discolor</i> (Kunth) A. Robyns	1.0	0.1	1.0	1.0	23.8	5.5	6.6	25.0	1.8	7.0	6.1	629.9	64.9	72.9	54.0	5.4	10.0	7.2	513.7	84.7	97.3
<i>Espositoa mirabilis</i> F. Ritter	22.0	2.5	8.0	8.2	2.4	0.6	11.2	3.0	0.2	3.0	2.6	1.5	0.1	3.0	1.0	0.1	1.0	0.7	0.6	0.1	0.9

« Continuación »

<i>Evolvulus</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.2	2.0	1.4	0.0	0.0	1.6
<i>Hoffmannseggia viscosa</i> (Ruiz & Pav.) Hook. & Arn.	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.1	1.0	0.9	0.3	0.0	1.1	6.0	0.6	3.0	2.2	1.6	0.3	3.0	
<i>Ipomoea</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8
<i>Jacquemontia floribunda</i> (Kunth) Hallier f.	-	-	-	-	-	-	-	4.0	0.3	3.0	2.6	0.2	0.0	2.9	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jatropha humboldtiana</i> McVaugh	18.0	2.0	2.0	2.0	6.1	1.4	5.5	49.0	3.6	8.0	7.0	25.7	2.7	13.3	2.0	0.2	2.0	1.4	0.2	0.0	1.7	
<i>Krameria lappacea</i> (Dombey) Burdet & B.B. Simpson	11.0	1.2	4.0	4.1	1.5	0.3	5.7	42.0	3.1	4.0	3.5	3.5	0.4	7.0	11.0	1.1	2.0	1.4	2.1	0.3	2.9	
<i>Lantana angustibracteata</i> Hayek	30.0	3.4	7.0	7.1	3.9	0.9	11.4	-	-	-	-	-	-	-	41.0	4.1	6.0	4.3	7.5	1.2	9.7	
<i>Lantana reptans</i> Hayek	31.0	3.5	5.0	5.1	1.3	0.3	8.9	204.0	15.0	9.0	7.9	4.9	0.5	23.4	69.0	6.9	9.0	6.5	4.6	0.8	14.2	
<i>Leucaena trichodes</i> (Jacq.) Benth.	10.0	1.1	2.0	2.0	4.7	1.1	4.3	12.0	0.9	2.0	1.8	0.1	0.0	2.6	17.0	1.7	7.0	5.0	2.2	0.4	7.1	
<i>Lippia tayacajana</i> Moldenke	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	132.0	13.3	8.0	5.8	21.2	3.5	22.5	
<i>Melocactus bellavistensis</i> Rauh & Backeb.	4.0	0.5	2.0	2.0	1.7	0.4	2.9	2.0	0.1	2.0	1.8	2.6	0.3	2.2	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Mimosa polycarpa</i> Kunth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3.0	0.3	3.0	2.2	0.0	0.0	2.5	
<i>Mimosa</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.1	1.0	0.9	0.7	0.1	1.1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nicotiana glauca</i> Graham	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.9	0.5	0.1	1.0	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Onoseris gnaphalioides</i> Muschler	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Opuntia quitensis</i> A. Weber	138.0	15.6	4.0	4.1	0.1	0.0	19.7	41.0	3.0	5.0	4.4	0.2	0.0	7.4	28.0	2.8	5.0	3.6	0.8	0.1	6.5	
<i>Oxalis psoraleoides</i> Kunth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11.0	1.1	1.0	0.7	0.0	0.0	1.8	
<i>Pappobolus acutifolius</i> (S.F. Blake) Panero	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23.0	2.3	4.0	2.9	0.7	0.1	5.3	
<i>Pappobolus mathewsii</i> (Hochr.) Panero	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.9	0.0	0.0	1.0	81.0	8.1	8.0	5.8	2.2	0.4	14.3	
<i>Parkinsonia praecox</i> (Ruiz & Pav. Ex Hook) J. Hawkins	24.0	2.7	7.0	7.1	7.2	1.6	11.5	33.0	2.4	7.0	6.1	28.7	3.0	11.5	13.0	1.3	6.0	4.3	6.1	1.0	6.6	
<i>Phoradendron nervosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Pitcairnia</i> sp	-	-	-	-	-	-	-	8.0	0.6	2.0	1.8	0.8	0.1	2.4	60.0	6.0	8.0	5.8	14.2	2.3	14.1	
<i>Pseudabutilon nigropunctulatum</i> (Ulbr.)R.E.Fr.	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.1	1.0	0.9	-	-	1.0	2.0	0.2	1.0	0.7	0.0	0.0	0.9	
<i>Rauhia staminosa</i> Ravenna	-	-	-	-	-	-	-	15.0	1.1	1.0	0.9	-	-	2.0	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Ruellia floribunda</i> Hooker	-	-	-	-	-	-	-	2.0	0.1	1.0	0.9	0.3	0.0	1.1	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Saccellium lanceolatum</i> Humb. & Bonpl.	-	-	-	-	-	-	-	11.0	0.8	1.0	0.9	1.5	0.2	1.8	11.0	1.1	4.0	2.9	1.2	0.2	4.2	

« Continuación »

<i>Senna multiglandulosa</i> (Jacquin) H.S. Irwin & Barneby	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8
<i>Sida cordifolia</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	0.0	0.0	0.8
<i>Solanum caripense</i> Dunal	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8
<i>Stylosanthes nervosa</i> J.F. Macbride	11.0	1.2	3.0	3.1	0.5	0.1	4.4	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Tecoma rosifolia</i> Kunth	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7.0	0.7	1.0	0.7	0.7	0.1	1.5	
<i>Tillandsia straminea</i> H.B.K	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
<i>Trixis cacalioides</i> H.B.K	54.0	6.1	8.0	8.2	5.7	1.3	15.6	13.0	1.0	2.0	1.8	1.3	0.1	2.8	20.0	2.0	2.0	1.4	5.9	1.0	4.4	
<i>Verbesina andina</i> Sagástegui	-	-	-	-	-	-	-	14.0	1.0	1.0	0.9	3.2	0.3	2.2	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Viguiera procumbens</i> (Persoon) S.F. Blake	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.0	0.1	1.0	0.7	-	-	0.8	
Totales	884.0	100.0	98.0	100.0	435.8	100.0	300.0	100.0	114.0	100.0	970.3	100.0	300.0	100.0	139.0	100.0	606.4	100.0	300.0			

Se destacan los máximos valores en negrita. AA: abundancia absoluta, AR: abundancia relativa, FA: frecuencia absoluta, FR: frecuencia relativa (%), AB: sumatoria del área basal de todos los individuos de la especie ($m^2 \cdot 01ha^{-1}$), DR: dominancia relativa (%).

4.1.6. Dasometría

La distribución diamétrica (DAP) de los especímenes evaluados dentro de las parcelas en cada estrato altitudinal, muestra una alta frecuencia de plantas con DAP menor a 10 cm, indicando dominancia de especies arbustivas (Tabla 2). Al igual que el resto de ecosistemas tropicales estacionalmente secos en Sudamérica, las formaciones vegetales evaluadas dentro del BES del Maraón presentan crecimiento lento, incrementando su fragilidad ante perturbaciones, principalmente deforestación y quemas (Espinosa *et al.* 2012; Marcelo-Peña *et al.* 2016, 2010; Marcelo-Peña 2008; Särkinen 2015). Dentro de este contexto, la extrema frecuencia de plantas con DAP menor a 2,86 cm (ancho de las primeras siete barras en las Figuras 24, 25 y 26), refleja otros aspectos relacionados con la perturbación de las propias parcelas. El sobrepastoreo, quema recurrente de laderas y tala selectiva para leña son las principales causas de pérdida de hábitat en los bosques secos interandinos (Särkinen 2015). Más allá de la influencia, el patrón de distribución diamétrica altitudinal observado refleja que los BES en la zona de Ucto, Celendín, Cajamarca entre los 850 y 1700 m s.n.m. es predominantemente arbustivo.

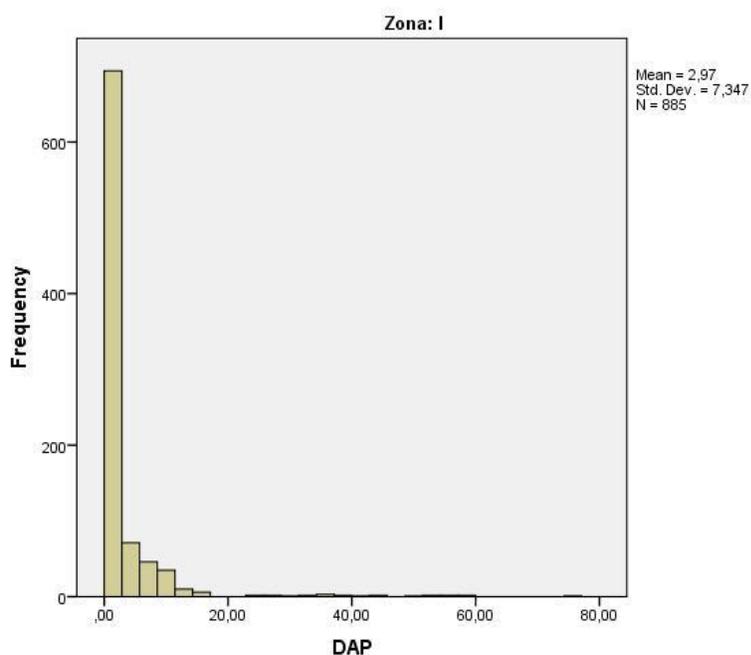


Figura 24. Frecuencia del diámetro a la altura del pecho (DAP) para los individuos evaluados en la Zona I en el BES del Maraón, Ucto, Celendín, Cajamarca.

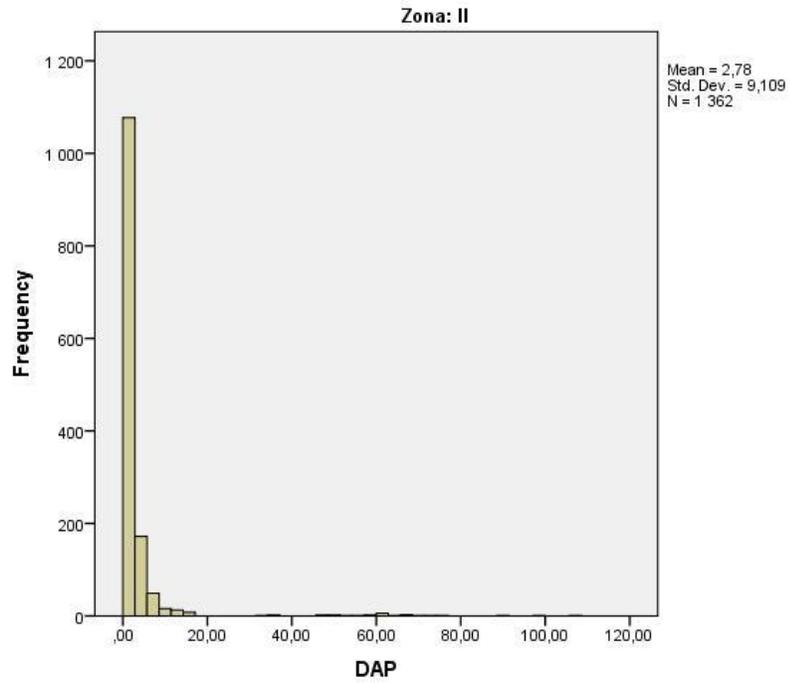


Figura 25. Frecuencia del diámetro a la altura del pecho (DAP) para los individuos evaluados en la Zona II en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

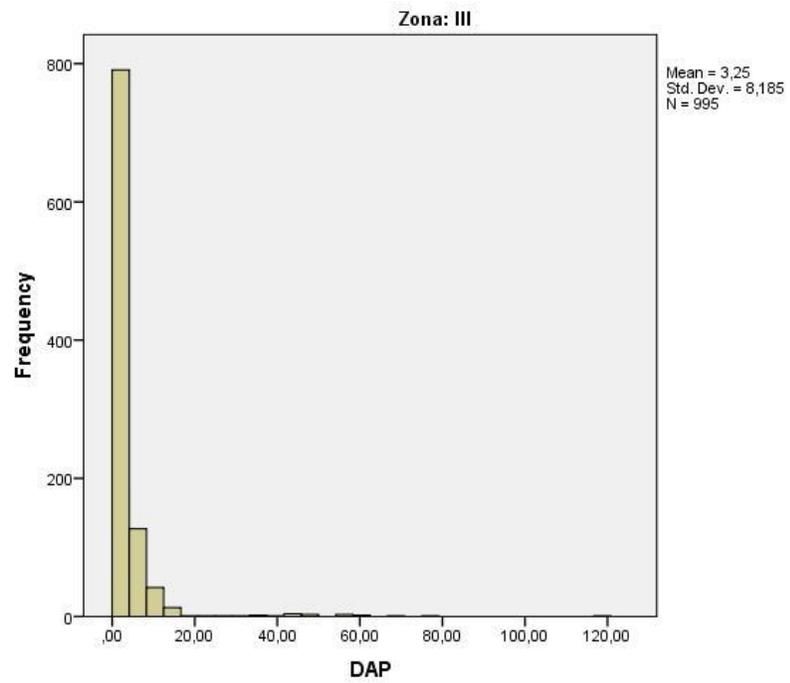


Figura 26. Frecuencia del diámetro a la altura del pecho (DAP) para los individuos evaluados en la Zona III en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

Tabla 5. Caracterización de las comunidades y poblaciones vegetales, endemismo y categoría de amenaza por zonas el Bosque Estacionalmente Seco del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

Categoría	Subcategoría	Zona I	Zona II	Zona III
Individuos		884	1363	995
Especies		22	36	48
E.P.		5	8	13
E.M.		3	6	8
D.S.	Total Amenazadas	3	4	4
	CR	1	2	2
	EN	1	1	1
	VU	1	1	1
	NT	1	2	1
	DD	0	0	0
I.&L.	Total Amenazadas	3	5	4
	NE	0	0	0
	CR	0	0	0
	EN	0	1	0
	VU	3	4	4
	NT	0	0	0
	DD	0	2	1
	NE	1	2	2

E.P: endémica de Perú, E.M.: endémica del Valle del río Marañón, I.&L.: categorización de amenaza compartida por León *et al.* (2006, 2007) y la IUCN (2018), D.S.: categorización de amenaza según D.S 043-2006-AG. CR: en peligro crítico, EN: en peligro, VU: vulnerable, NT: casi amenazado, DD: datos deficientes y NE: taxón reconocido, pero no evaluado, Total Amenazadas: suma de las especies CR, EN y VU.

4.1.7. Conservación: especies amenazadas y CITES

Según el Decreto Supremo 043-2006-AG, se registraron cuatro especies amenazadas: dos en Peligro Crítico (CR) *Rauhia staminosa* y *Colicodendron scabridum*, una En Peligro (EN) *Krameria lappacea*, y una Vulnerable (VU) *Jatropha humboldtiana*; además de dos casi amenazadas (NT): *Aristolochia chachapoyensis* y *Acacia macracantha*. Por otro lado, a nivel internacional, según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2016), quienes basaron su clasificación en lo publicado por León *et al.* (2006) para las especies endémicas, se reportó: una especie En Peligro (EN) *Verbesina andina*, cuatro Vulnerables (VU) *Allamanda weberbaueri*, *Aristolochia chachapoyensis*, *Armatocereus rauhii* subsp. *balsasensis* y *Browningia pilleifera*; además de dos especies con Datos Deficientes (DD) *Rauhia staminosa* y *Cleistocactus tenuiserpens*, y dos especies consideradas como

taxonómicamente válidas pero que su estatus de conservación no ha sido evaluado (NE) *Espostoa mirabilis* y *Pseudabutilon nigropunctulatum* (Tabla 2).

La zona con mayor riqueza de especies amenazadas fueron Zona II y Zona III (ambas con cuatro especies) según el Decreto Supremo 043-2006-AG; y Zona II (con cinco especies) según la IUCN (2016) (Tabla 3).

Las especies CITES reportadas fueron todas miembros de la familia Cactaceae (Tabla 2, *Armatocereus rauhii* subsp. *balsasensis*, *Browningia pilleifera*, *Cleistocactus tenuiserpens*, *Espostoa mirabilis*, *Melocactus bellavistensis* y *Opuntia quitensis*), así mismo, Marcelo-Peña *et al.* (2013) reportaron entre los 940 y 1000 metros al sur de Balsas las especies CITES *A. rauhii*, *B. pilleifera*, *Espostoa blossfeldiorum*, *Matucana krahni*, *Matucana* sp. y *Melocactus* sp. Esto es un indicativo de que el listado de especies CITES del BES de esta parte del Marañón, asciende, al menos en el escenario más conservador, a ocho especies, las que representan un 23,52 por ciento del total reportado por Marcelo-Peña *et al.* (2016) para el BES del Marañón.

Existe la necesidad de una mejor comprensión del funcionamiento de los ecosistemas sustentados en este tipo de suelos, estudios profundos, mejoras en el sistema de monitoreo, listados de fauna vulnerable, comunicación y difusión clara de la información científica ayudará a la conservación de los recursos naturales sustentados en este tipo de suelos (Davies y Poulsen 2012).

4.1.8. Denominación de los Ecosistemas

Según los resultados obtenidos se diferencian dos entidades florísticas (Figura 16) con características discriminantes donde cabe la posibilidad de que en este tipo de composición vegetal se use la denominación “Matorral Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Mes-in Marañón)”, a la zona ubicada entre los 850 y 1400 m s.n.m. (Grupo A, Figura 16); ya que la denominación de Bosque Estacionalmente Seco del Marañón (BES-Marañón) ó Bosque Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Bes-in) aplica para la composición vegetal que se encuentra entre los 1400 y 1700 metros (Grupo B, Figura 16); las evidencias diferenciales se basan en lo siguiente:

1. Diferencia abiótica: el Mes-in Marañón presenta suelos con niveles de pH más alcalinos en zonas más bajas (Tabla 1) y este se reduce ligeramente a mayor altitud, también los suelos en las partes bajas son de textura “Arenosa” y se van haciendo de textura “Franca” a medida que la altitud se incrementa, haciendo propicia una mejor retención de agua en los estratos superficiales, lo que explicaría la presencia de mayor diversidad vegetal (Tabla 2 y 3).
2. Diferencia biótica: el Mes-in Marañón está asociado a especies de zonas más áridas con predominancia de especies de la familia Cactaceae: *Armatocereus rauhi*, *Browningia pilleifera*, *Espositoa mirabilis*, *Opuntia quitensis*, *Melocactus bellavistensis* y otras como: *Trixis cacalioides*, *Caesalpinia* sp., *Croton alnifolius*, *Lantana reptans*, *L. angustibracteata*, *Krameria lappacea*, *Jatropha humboldtiana*, *Parkinsonia praecox* y *Acacia macracantha*, la mayor parte de estas últimas, de hábito arbustivo. En cambio, el BES-Marañón o Bosque Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Bes-in) se diferencia por la disminución en las especies de la familia Cactaceae y presenta un significativo aumento en la densidad poblacional de *Eriotheca discolor* (Tabla 2), que en época húmeda junto o asociado a especies presenta un dosel cerrado.

Mayores estudios específicos sobre esta diferenciación son necesarios. Se conoce que los patrones de distribución de especies y endemismos en el BES del Marañón son muy complejos (Marcelo-Peña *et al.* 2016). A pesar de que estos patrones de alta endemidad y biodiversidad son recurrentes en otros ecosistemas áridos en Sudamérica, como en el BES de México que alberga el máximo grado de endemidad a nivel mundial en ecosistemas áridos (D.E. Prado 2000a; Särkinen 2015; Sarmiento 1975); no obstante, el BES del Marañón es único debido a sus múltiples núcleos de endemismo influenciados por barreras bioclimáticas que su geomorfología y distribución latitudinal le imponen (Marcelo-Peña *et al.* 2016); por lo que es necesario diferenciarlo a través de: (1) a nivel de núcleos de endemismo norte, centro y sur; (2) a nivel de fisonomía vegetal con la diferenciación entre matorrales y bosques; y (3) a nivel de distribución altitudinal debido a que en esta zona se destaca la presencia de

Eriotheca discolor entre los 1400 a 1850 m.sn.m ó *Acacia macracantha* entre los 1850 a 2600 m.s.n.m (I.S. Saldaña, comunicación personal, 12 de setiembre de 2017), aunque para estas cotas el MINAN, (2019) las define como Bosque Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Bes-in) y Matorral andino (Ma) respectivamente.

4.2. SIMBIONTES RADICULARES

No hubo registros de estructuras externas de macrohongos como los identificados en un bosque seco tropical colombiano donde se reconocieron 19 especies (Valle *et al.* 2010), tampoco hubo registros de ectomicorrizas y ectoendomicorrizas, pero se lograron reconocer estructuras somáticas de hongos endomicorríticos arbusculares (HMA), en siete de las ocho especies con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI, Tabla 6); las estructuras fungales observadas fueron: hifas (h), arbusculos (a), micelio interno (mi), vesículas (v) y micelio externo (me) y corresponden a la familia Glomeraceae; Guadarrama *et al.* (2014) registraron además a la familia Acaulosporaceae como las más representadas en algunos bosques secos mexicanos; en Senegal Diallo *et al.* (1999) identificaron nueve especies de la familia Glomeraceae en áreas semi áridas; también se registraron 50 especies de HMA en un gradiente altitudinal de una zona semi árida de Brasil (Silva *et al.* 2014); Fajardo *et al.* (2011) utilizaron HMA para restauración ecológica en la Península de Macanao en Venezuela registrando porcentajes de mayores colonización en parcelas con condiciones secas.

Tabla 6. Evaluación de micorrizas indicando la presencia / ausencia en 10 muestras de raicillas extraídas de un individuo vegetal de las especies con mayor Índice de Valor de Importancia - IVI (Mn).

Especie	M ₁	M ₂	M ₃	M ₄	M ₅	M ₆	M ₇	M ₈	M ₉	M ₁₀	Observaciones
<i>Croton alnifolius</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(h) (a) (mi) (v)
<i>Lipia tayacajana</i>	x	-	-	-	x	-	-	-	-	-	(me) (a)
<i>Lantana reptans</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	(h) (mi)
<i>Dalea cartagenensis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Eriotheca discolor</i>	x	x	x	x	-	-	-	-	-	-	(h)
<i>Cienfuegosia tripartita</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	(h) (a)
<i>Armatocereus rauhi</i>	x	x	-	-	-	-	-	-	-	-	(h) (a)
<i>Browningia pilleifera</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	x	-	(v)

Estructuras fungales, hifas (h), arbuscúlos (a), micelio interno (mi), vesículas (v) y micelio externo (me), presentes en las especies de flora con mayor Índice de Valor de Importancia (IVI), en las tres zonas de estudio en los BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca.

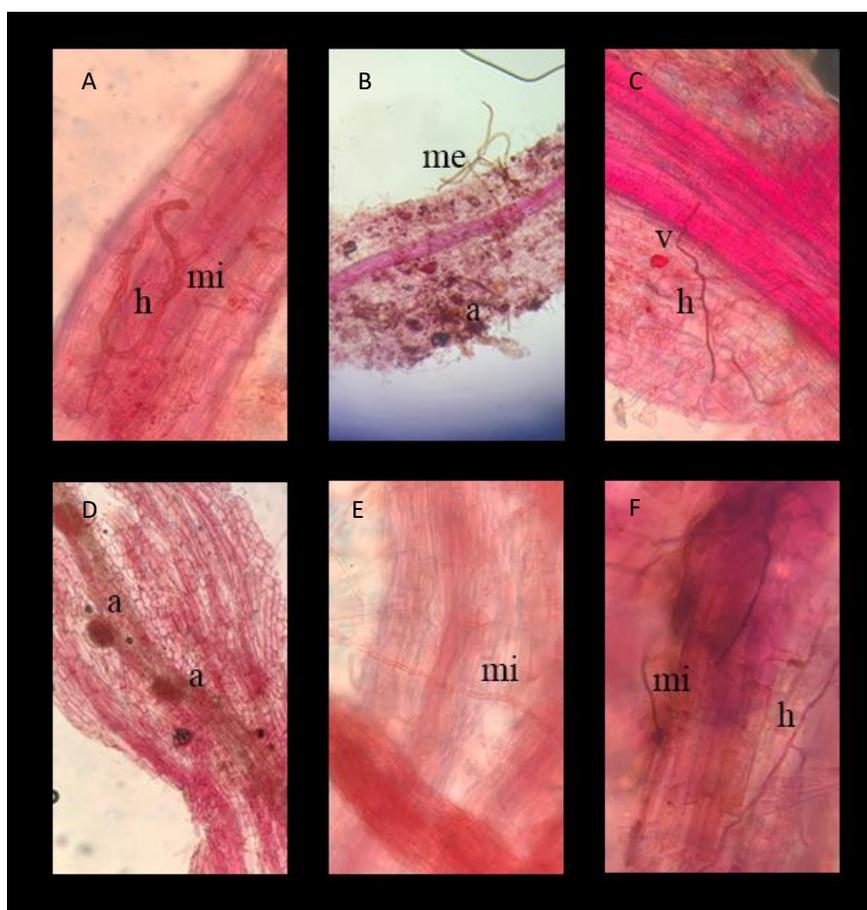


Figura 27. Estructuras fungales, hifas (h), arbuscúlos (a), micelio interno (mi), vesículas (v) y micelio externo (me), presentes en A) *Croton alnifolius*, B) *Lipia tayacajana*, C) *Croton alnifolius*, D) *Armatocereus rauhi*, E) *Croton alnifolius* y F) *Lantana reptans*.

Las micorrizas HMA son esenciales para el funcionamiento de los ecosistemas áridos y semiáridos (Chimal-Sánchez *et al.* 2015), la importancia de la presencia de éstos microorganismos en bosques secos obedece principalmente a la nutrición vegetal; el estudio de Pasqualini *et al.* (2007) muestra la existencia de una relación entre la presencia de fósforo y la incidencia de micorrizas, así también lo indica Cardoso y Kuyper (2006) en el estudio donde hace referencia a la importancia de la micorrizas para mejorar la calidad física del suelo, la mejora en la disponibilidad de fósforo (P) así como evitar la toxicidad del aluminio (Al) y magnesio (Mg); la incidencia en la mejora de la disponibilidad de otros micronutrientes y la biología del suelo, se sabe que también que mejora de la disponibilidad del potasio (K) y nitrógeno (N) (Azcón y Barea 1997). El análisis de suelo para las zonas evaluadas indico que la cantidad de fósforo disponible era muy baja, esto puede estar destacando el rol fundamental que cumplen las micorrizas en la nutrición vegetal del BES para el sustento de muchas especies de flora que a pesar del agreste clima donde se desarrollan tienen una mejor disponibilidad de nutrientes gracias a la microbiota del suelo.

A pesar que se sabe que los hongos micorríticos habitan muchos ecosistemas, en las zonas áridas tienen mayor importancia debido a que esta simbiosis mejora la nutrición y estado de estrés hídrico de las plantas; sin embargo, cuando las condiciones de aridez son muy intensas, el crecimiento del hongo se ve perjudicado, afectando así al estado fisiológico de la comunidad vegetal (Martínez-García 2011).

Estudios realizados en otros espacios con hábitats agrestes mostraron algunas diferencias, la investigación de Bethlenfalvay *et al.* (2008) en el desierto de Sonora, muestra que hubo colonización de micorrizas en familias y géneros de plantas que también están presentes en los BES del Marañón, tal es el caso de la familia Acanthaceae con el género *Ruellia*, Bignoniaceae con el género *Tecoma*, Cactaceae con el género *Opuntia*, Capparaceae, Compositae, Euphorbiaceae, Leguminosae, Krameriaceae, Malvaceae y Solanaceae. En otro estudio en bosque seco en el municipio Triunfo, Pernambuco, Brasil, elaborado por Silva *et al.*, (2014), se hicieron registros de micorrizas de los géneros de *Acaulospora* y *Glomus*; una alta presencia de estos géneros también fue registrado en áreas semiáridas de Senegal (Diallo *et al.*

1999), el sureste de España (Barea *et al.* 2011) y bosques secos del municipio de Nizanda, Oaxaca, México (Guadarrama *et al.* 2014); incluso las semillas de muchas plantas pueden presentar asociaciones con micorrizas (Barbosa 2019), esto deja una puerta abierta para continuar con labores de investigación relacionadas a la recuperación de ecosistemas.

Se pudo registrar presencia de bacterias en los cortes de 0.5 cm de raíces que fueron colocados en medio de cultivo PDA (Figura 28); los diferentes géneros de bacterias *Pseudomonas*, *Xanthomonas* y *Bacillus* indican que las plantas pueden estar realizando algún tipo de relación ecológica con bacterias para facilitar la absorción de nutrientes, como lo mostró (Li *et al.* 2014) en la absorción de fósforo por plantas de maíz; Singh, (1992), menciona que la inoculación de *Pseudomonas* mejora la colonización de micorrizas. Las asociaciones simbióticas de las plantas con algunas bacterias son favorables para la obtención de nitrógeno (Mayz-Figueroa 2016). Cano (2011) hizo una revisión sobre la interacción de microorganismos benéficos en plantas, indicando que las bacterias del género *Pseudomonas*, usualmente, catalogados como agentes de control biológico (BCA) y microorganismos promotores del crecimiento vegetal (PGPM). Se viene utilizando la combinación MVA con bacterias del género *Pseudomonas* en trabajos de recuperación de áreas intervenidas en el desierto de Sonora en Baja California Sur (Bashan *et al.* 2005).

El aislamiento de *Pseudomonas* sp., *Xanthomonas* sp. y *Bacillus* sp., en raíces de *Browningia pilleifera*, *Stylosanthes nervosa*, *Pitcairnia* sp, *Parkinsonia praecox*, *Croton alnifolius*, *Melocactus bellavistensis*, *Pappobolus acutifolius*, *Pappobolus mathewsii*, *Opuntia quitensis*, *Espositoa mirabilis*, *Cienfuegosia tripartita* y *Cnidoscolus* sp. mostraron antagonismo a hongos como *Alternaria* sp., *Fusarium* sp. y *Fusarium roseum*, pueden estar respondiendo a un carácter funcional de las bacterias de proteger a las raíces de las plantas de bosques secos de microorganismos patógenos, esto también justificaría la interacción simbiótica entre raíces y bacterias.

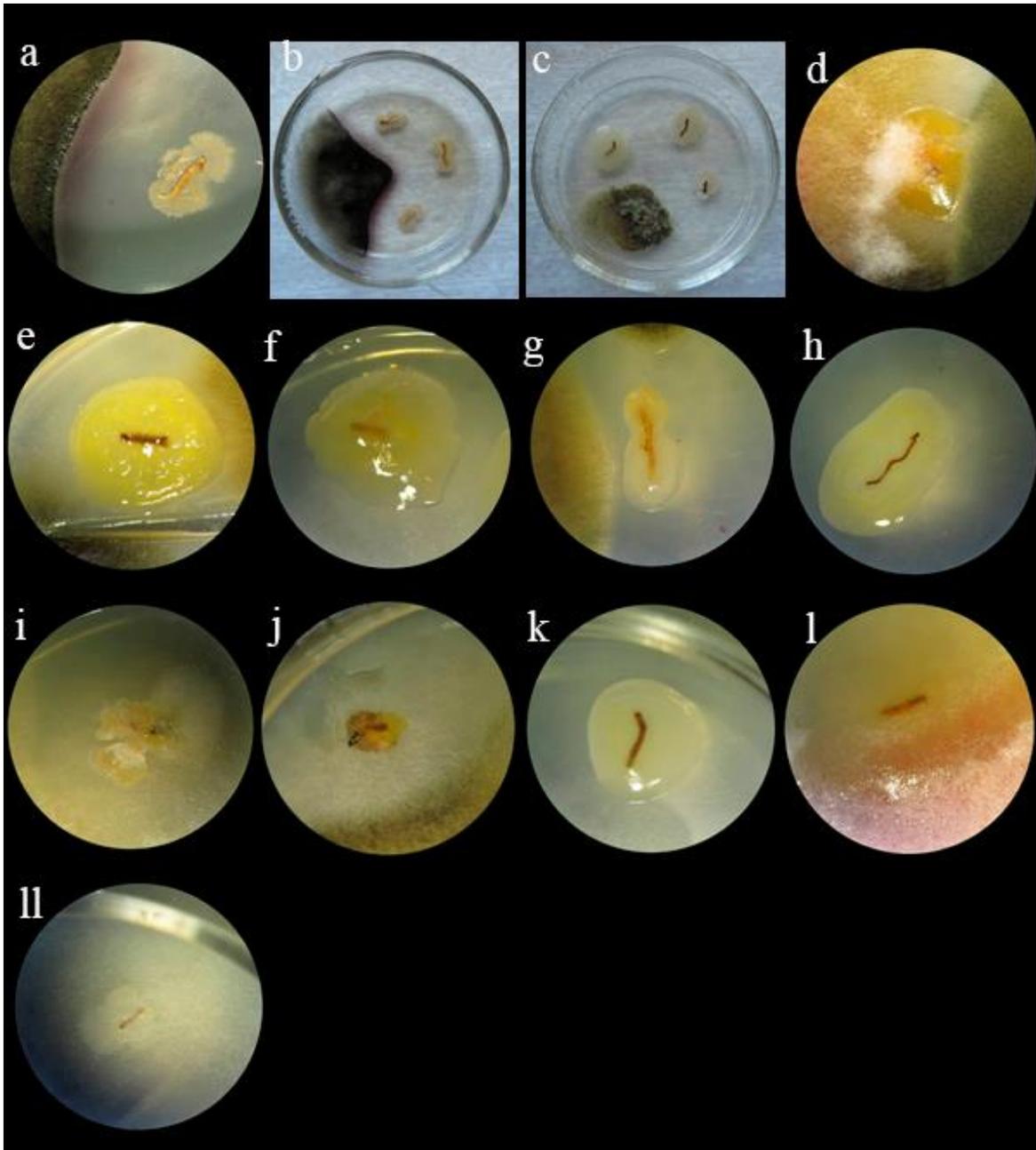


Figura 28. Aislamiento de: *Bacillus* sp., en raíz de *Browningia pilleifera* (a); *Bacillus* sp., en raíz de *Browningia pilleifera*, mostrando antagonismo frente a *Alternaria* sp. (b); *Pseudomonas* sp. y *Bacillus* sp. en raíz de *Stylosanthes nervosa* (c); *Xanthomonas* sp., y *Fusarium* sp., en raíz de *Pitcairnia* sp. (d); *Xanthomonas* sp., en raíz de *Parkinsonia praecox* (e); *Pseudomonas* sp. en raíz de *Croton alnifolius* (f); *Pseudomonas* sp. en raíz de *Melocactus bellavistensis* (g); *Pseudomonas* sp. en raíz de *Pappobolus acutifolius* (h); *Bacillus* sp. en raíz de *Opuntia quitensis* (i); *Xanthomonas* sp. y *Fusarium* sp. en raíz de *Espositoa mirabilis* (j); *Pseudomonas* sp. en raíz de *Pappobolus mathewsii* (k); *Xanthomonas* sp. y *Fusarium roseum* en raíz *Cienfuegosia tripartita* (l) y *Pseudomonas* sp. y *Fusarium* sp. en raíz de *Cnidioscolus* sp.

Se registró la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno (Figura 29) que por las características de donde hacen sus nódulos en las raíces de las leguminosas corresponde al género *Rhizobium* sp., en este caso fue registrado en las raicillas de *Stylosanthes nervosa* J.F. Macbride; Spagnoletti *et al.* (2013), comprobaron la interacción de las HMA con *Rhizobium*, donde se vio que dicha asociación eleva el porcentaje de colonización fúngica y el incremento de vesículas, pero se debe tener en cuenta que los microorganismos de la rizósfera compiten por espacio y nutrientes (Cano 2011).



Figura 29. Raíz de *Stylosanthes nervosa* J.F. Macbride, con nódulo inactivo de *Rizobium* sp.

V. CONCLUSIONES

- En el área de evaluación se registraron 52 especies y siete taxa a nivel de género, distribuidas en 56 géneros y 25 familias botánicas pertenecientes a la subdivisión Angiospermae.
- Las familias más diversas fueron Leguminosae con 11 especies y 10 géneros; Compositae con siete especies y seis géneros; Cactaceae con seis especies y seis géneros; Malvaceae con cinco especies y cinco géneros.
- Se reportó 14 especies endémicas de Perú; nueve endémicas de los BES Marañón y seis especies CITES de la familia Cactaceae, grupo botánico de mayor interés debido a sus niveles de endemismo, amenaza y categorización. Según el Decreto Supremo 043-2006-AG, se hallaron cuatro especies amenazadas: dos en Peligro Crítico (CR) *Rauhia staminosa* y *Colicodendron scabridum*; una En Peligro (EN) *Krameria lappacea*, y una Vulnerable (VU) *Jatropha humboldtiana*; además de dos casi amenazadas (NT): *Aristolochia chachapoyensis* y *Acacia macracantha*.
- Se identificó que, en el BES del Marañón, Utco, Celendín, Cajamarca, existe una clara dominancia de especies de hábito de crecimiento arbustivo registrándose 31, seguido por 10 herbáceas, nueve arbóreas, seis suculentas y tres trepadoras. El patrón de distribución diamétrica altitudinal entre los 850 y 1400 m.s.n.m es predominantemente arbustivo por lo que se propone la siguiente nomenclatura: “Matorral Estacionalmente Seco Interandino - Marañón (Mes-in Marañón)”.
- La zona más diversa fue la zona III (48 especies), seguida de la zona II (36 especies) y la zona I (22 especies), con valores de Diversidad de Margalef (D_{Mg}) de: 6,8 , 4,84 y 3,09 , respectivamente. La dominancia de Simpson (D) mostró alta dominancia en todas las zonas, incrementándose a mayor altitud, Zona III ($D=0,9$), Zona II ($D=0,87$), Zona I ($D=0,77$).

- Los índices de diversidad beta, o índices de similitud entre hábitats, muestran que las Zonas I y II, presentan la máxima similitud ($IS= 65,517$ por ciento, $J= 48,7$ por ciento), seguidos por la Zona II y III ($IS= 61,904$ por ciento y $J= 44,8$ por ciento), mientras que la menor similitud se dio entre los estratos más alejados altitudinalmente Zonas I y Zona III ($IS= 51,904$ por ciento, $J= 34,6$ por ciento).
- Las especies con mayor abundancia relativa (AR) fueron *Cienfuegosia tripartita* (42,30 por ciento) para la Zona I, *Croton alnifolius* (20,98 por ciento), para la Zona II, y *Dalea carthagenensis* (22,31 por ciento) para la Zona III.
- Las especies con mayor frecuencia relativa (FR) fueron *Alternanthera porrigens* var. *piurensis* y *Cienfuegosia tripartita* (ambas 9,2 por ciento) para la Zona I; *Croton alnifolius* (8,8 por ciento) para la Zona II y *Eriotheca discolor* (7,2 por ciento) para la Zona III.
- Las especies con mayor área basal y mayor dominancia relativa fueron todas de hábito arbóreo: *Armatocereus rauhii* (186,3 m²/0,1ha; DR= 29,9 por ciento) en la Zona I; *Eriotheca discolor* (629,8 m²/0,1ha, DR=64,91 por ciento) en la Zona II; y *Eriotheca discolor* (513,74 m²/0,1ha, DR=84,7 por ciento) en la Zona III.
- Las especies con mayor Índice de valor de importancia (IVI) fueron: para la Zona I: *Browningia pilleifera* (IVI=56,7), *Cienfuegosia tripartita* (IVI=52,9) y *Armatocereus rauhii* (IVI=38,2); para la Zona II: *Eriotheca discolor* (IVI=72,89), *Croton alnifolius* (IVI=31,07) y *B. pilleifera* (IVI=23,87); para Zona III, *E. discolor* (IVI=97,34), *Dalea carthagenensis* (IVI=23,91) y *Lippia tayacajana* (IVI=22,52).
- Se lograron identificar estructuras fungales de hongos endomicorrizicos arbusculares HMA que corresponden a la familia Glomeraceae. Se aislaron los siguientes géneros de bacterias: *Xanthomonas*, *Pseudomonas* y *Bacillus* y se identificó nódulos inactivos de *Rhizobium* sp., en raíces de *Stylosanthes nervosa* J.F. Macbride. Esto indica la relación simbiótica de algunas plantas con microorganismos del suelo en los BES.

VI. RECOMENDACIONES

- El BES del Marañón es un lugar con condiciones climáticas muy agrestes, las raíces de las plantas se encuentran deshidratadas y extremadamente secas, esto dificulta la búsqueda de material biológico para el análisis de micorrizas, además hay necesidad de reconocer la especie de flora en estado de plántula para obtener material vegetal fresco que ayude al análisis, en tal sentido se deben realizar trabajos de reconocimiento fisiológico en las plántulas.
- Proponer áreas de conservación para la biodiversidad en base a estudios de campo debido a la gran cantidad de endemismos que se presentan.
- Realizar el estudio de la biota del suelo en los BES del Marañón.
- Realizar estudios sobre propagación botánica y germinación de semillas en los BES del Marañón.
- Identificar los servicios ambientales que ofrecen los BES del Marañón con la finalidad de gestionar este ecosistema.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Achá, D., Fontúrbel, F., Mondaca, D., y Zambrana, I. 1999. *Introducción a la botánica. Manual universitario*. 143. Retrieved from <http://cabierta.uchile.cl/libros/31/botanica.pdf>
- Al-yahya, M. N., Oehl, F., Vallino, M., Lumini, E., Redecker, D., Wiemken, A., y Bonfante, P. 2011. *Unique arbuscular mycorrhizal fungal communities uncovered in date palm plantations and surrounding desert habitats of Southern Arabia*. 195–209. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0323-5>
- Alexopoulos, C. & Mims, C. 1979. *Introductory Mycology* (Third edit). Toronto. Singapore: John Wiley & Sons. New York. Chichester. Brisbane.
- Álvarez-Yépez, J. C., Martínez-Yrizar, A., y Fredericksen, T. S. 2018. Special Issue: Resilience of tropical dry forests to extreme disturbance events. *Forest Ecology and Management*, 426, 1–6. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.067>
- AMEC. Foster Wheeler Peru. SA. 2011a. Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Central Hidroeléctrica Chadín 2. Lima - Perú.
- AMEC. Foster Wheeler Peru. SA. 2011b. Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Central Hidroeléctrica Chadín 2 Regiones Amazonas y Cajamarca Volumen 2.
- Arango, A., Villalobos, F., Prieto-Torres, D. A., y Guevara, R. 2021. The phylogenetic diversity and structure of the seasonally dry forests in the Neotropics. *Journal of Biogeography*, 48(1), 176–186. <https://doi.org/10.1111/jbi.13991>
- Azcón, R. y Barea, J. 1997. Mycorrhizal dependency of a representative plant species in mediterranean shrublands (*Lavandula spica* L.) as a key factor to its use for revegetation

- strategies in desertification-threatened areas. *Applied Soil Ecology*, 7(1), 83–92. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(97\)00013-9](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(97)00013-9)
- Banda, K., Delgado-Salinas, A., Dexter, K., Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A., Prado, D. y Pennington, R. T. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353(6306), 1383–1387. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/353/6306/1383.short>
- Barbosa, Y. V. A. 2019. Caracterización de la lluvia de semillas en unidades de manejo priorizadas para la restauración ecológica del bosque seco tropical. 1–74.
- Barea, J. M. 2001. Las micorrizas arbusculares componente clave en la productividad y estabilidad de agroecosistemas. *Informe*, 50. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_nlinks&ref=000111&pid=S0120-0690200500020000700003&lng=es%0Ac:%5CMis documentos%5CInvestigaci%0An%5CMICORRIZAS%5CBarea-01-Micorrizas- Informe.pdf
- Barea, J. M., Palenzuela, J., Cornejo, P., Sánchez-Castro, I., Navarro-Fernández, C., Lopéz-García, A. y Azcón-Aguilar, C. 2011. Ecological and functional roles of mycorrhizas in semi-arid ecosystems of Southeast Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1292–1301. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.06.001>
- Bashan, Y., Puente, M. E., Salazar, B., de Bashan, L. E., Bacilio, M., Hernandez, J. P. y Bethlenfalvai, G. J. 2005. Reforestacion de tierras erosionadas en el desierto: El papel de las bacterias promotoras de crecimiento en plantas y la materia orgánica. *Suelos Ecuatoriales*, 35(1), 70–77.
- Bautista, F., Delfín, H., Palacio, J., y Delgado, M. 2004. Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Vol. 53). <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Baylis, G. T. S. 1971. *Endogonaceuos mycorrhizas synthesise Leptospermun*. *Bot.* 9, 293–296.

- Bethlenfalvai, G. J., Bashan, Y. y Garrillo-Garcia, A. 2008. *Mycorrhizae as biological components of resource islands in the Sonoran Desert / Las micorrizas como ponentes biológicos de islas de recursos en el desierto de Sonora* (Primera; Mundiprensa, ed.). Mexico.
- Bidartondo, M. I., Redecker, D., Hijri, I., Se, A., Wiemken, A., Bruns, T. D. y Read, D. J. 2002. *Epiparasitic plants specialized on arbuscular mycorrhizal fungi*. 419(September), 389–392. <https://doi.org/10.1038/nature01055.1>.
- Blackie, R., Baldauf, C., Gautier, D., Gumbo, D., Kassa, H., Parthasarathy, N. y Sunderland, T. 2014. Tropical dry forests: The state of global knowledge and recommendations for future research. *Cifor*, 2, 38. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.17528/cifor/004408>
- Brack, A. y Mendiola, C. 2000. *Ecología del Perú* (1ra Ed). Lima - Perú: Industrial Gráfica S.A.
- Brako, J. y Zarucchi, L. 1993. Catalogue of the Flowering Plants and Gymnosperms of Perú. Missouri Botanical Garden. Monographs in Systematic Botany.
- Brundrett, M. 1996. *Working With Mycorrhizas in Forestry and Agriculture. Editorial Managemente*.
- Buiza, C; Martín, N; Nieda, J; Rodriguez, L. y Senante, F. 1985. *Estudio de Ecosistemas. Una experiencia de campo y laboratorio* (1 Ed.). Madrid - España.
- Bullock, Stephen H.; Mooney, H.A. y Medina, E. 1995. *Seasonally dry tropical forests* (Stephen H.; Cambridge University Press, ed.).
- Bullock, S. H. 1995. Seasonally Dry Tropical Forest. In *Uma ética para quantos?* <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Burel, F. G. F., & Baudry, J. 2005. Landscape Ecology Concepts, Methods and Applications. In *Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-2076-7>
- Burges, A. y Raw, F. 1971. *Biología del suelo* (1ra. ed.). Barcelona- España: edit. Ediciones OMEGA S.A.

- Calderón, C. 1987. *Micorriza Vesicular Arbuscular en el cultivo de maíz en la sierra Peruana. Tesis Ing. Agr. & M.S. UNALM.* 121.
- Calvo-Rodriguez, S., Sanchez-Azofeifa, A. G., Duran, S. M., y Espírito-Santo, M. M. 2017. Assessing ecosystem services in Neotropical dry forests: A systematic review. *Environmental Conservation*, 44(1), 34–43. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000400>
- Cano, M. A. 2011. *Interacción de microorganismos benéficos en plantas: Micorrizas, Trichoderma spp. y Pseudomonas a review of interaction of beneficial microorganisms in plants: Mycorrhizae, Trichoderma spp. and Pseudomonas spp.* 15–31.
- Cardich, E. 1976. *Las micorrizas y su importancia en la forestación.* Lima Perú: Boletín técnico del ministerio de agricultura. Dirección general de forestal y fauna.
- Cardoso, E. y Lambais, M. 1992. *Aplicacoes práticas de micorrizas vesículo arbusculares (MVA).* Campinas, Brasil: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo. In *Microbiologia do Solo.*
- Cardoso, I. M., & Kuyper, T. W. 2006. Mycorrhizas and tropical soil fertility. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116(1–2), 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.011>
- Çelik, A., Yaman, H., Turan, S., Kara, A., Kara, F., Zhu, B. y Dutta, D. 2018. Seasonally Dry. In *Journal of Materials Processing Technology* (Vol. 1). Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1016/j.cirp.2016.06.001> <http://dx.doi.org/10.1016/j.powtec.2016.12.055> <https://doi.org/10.1016/j.ijfatigue.2019.02.006> <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.04.024> <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2019.127252> <http://dx.doi.org>
- Cerrate, E. 1969. *Manera de preparar plantas para un Herbario.*
- Chávez Chávez, C. A. 2020. Universidad Nacional De Cajamarca Facultad De Ciencias Agrarias. Retrieved from <file:///C:/Users/admin/Music/bio/T L73 T277 2014.pdf>
- Chimal-Sánchez, E., Araiza-Jacinto, M. L., y Román-Cárdenas, V. J. 2015. El Efecto Del

- Fuego En La Riqueza De Especies De Hongos Micorrizógenos Arbusculares Asociada a Plantas De Matorral Xerófilo En El Parque Ecológico “Cubitos.” *Tip*, 18(2), 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.recqb.2015.09.002>
- Christie, P. 1978. *The influence of neighbouring grassland plants on each others endomycorrhizas and root surface microorganisms.*
- Colwell, R. K. 2013. *EstimateS V9.1 Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples.*
- Covey, R. P. 1981. Influence of vesicular-arbuscular mycorrhizae on the growth of apple and corn in low- phosphorus soil. *Phytopathology*, 71.
- Davies, J. y Poulsen, L. 2012. *Conservación de la biodiversidad de las tierras áridas.* UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza).
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L. y Willemen, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Decreto Supremo 043-2006-AG. 2006. Aprueban Categorización de. Especies Amenazadas de Flora Silvestre. 323527. R.J. N° 166-2006-AG-SENASA.
- Diallo, A. T., Samb, P. I., y Ducouso, M. 1999. Arbuscular mycorrhizal fungi in the semi-arid areas of Senegal. *European Journal of Soil Biology*, 35(2), 65–75. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(99\)00110-7](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(99)00110-7)
- Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H. A. y Ceballos, G. 2011. *Seasonally Dry Tropical Forests - Ecology and Conservation* (G. Dirzo, R.; Young, H.S.; Mooney, H. A. & Ceballos, Ed.). Elsevier B.V.
- Domínguez, J. 1997. *Biodiversidad y proteccion de especies y habitats SEA.pdf* (pp. 11–14). pp. 11–14. Zaragoza.
- DRYFLOR, Karina Banda-R, Alfonso Delgado-Salinas, Kyle G. Dexter, Reynaldo Linares-

- Palomino, Ary Oliveira-Filho, Darién Prado, Martin Pullan, Catalina Quintana, Ricarda Riina, Gina M. Rodríguez M., Julia Weintritt, Pedro Acevedo-Rodríguez, Juan Ada, B. V. y R. T. P. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>
- DRYFLOR. 2021. No Title. Retrieved from <http://www.dryflor.info/about/sdtf/distribution>
- DRYFLOR. 2021a. Bosque seco en Perú. Retrieved from [http://www.dryflor.info/about/sdtf/country info/peru](http://www.dryflor.info/about/sdtf/country%20info/peru)
- DRYFLOR. 2021b. No Title. Retrieved from [http://www.dryflor.info/about/sdtf/country info/peru](http://www.dryflor.info/about/sdtf/country%20info/peru)
- Duñabeitia, M. 1994. *Effect of Inoculation with Laccaria bicolor on Drought Tolerance and Field Outplanting of Douglas-Fir Seedlings*. Granada. Spain.
- Escobal, L., Chávez, G. y Roncal-Rabanal, M. 2020. Eficiencia del tejido vegetal de *Armatocereus rauhii* Subsp. *balsasensis* (F. Ritter) Ostolaza y *Espostoa mirabilis* F. Ritter (Cactaceae) en la remoción de sólidos suspendidos totales en el agua para consumo humano del distrito de Balzas – Amazonas. *ARNALDOA*. Retrieved from <http://journal.upao.edu.pe/Arnaldoa/article/view/1517/1289>
- Espinosa, C. I., De La Cruz, M., Luzuriaga, L. y Escudero, A. 2012. Bosques tropicales secos de la región Pacífico Ecuatorial: diversidad , estructura , funcionamiento e implicaciones para la conservación. *Ecosistemas*, 21(1–2), 167–179. <https://doi.org/10.7818/re.2014.21-1-2.00>
- Espinoza, L., Slaton, N., y Mozaffari, M. 2000. Agricultura y Recursos Naturales Como Interpretar los Resultados de los Análisis de Suelos. *División of Agriculture Research and Extension*, 2. Retrieved from <https://www.uaex.edu/publications/PDF/FSA-2118SP.pdf>
- Fajardo, L., Cuenca, G., y Arrindell, P. 2011. El uso de los hongos micorrízicos arbusculares en las prácticas de restauración ecológica. *Interciencia*, 36, 931–936.
- FAO. 2009. *Guía para la descripción de suelos* (4ta edición). Roma.

- Figuroa, J., Stucchi, M., y Rojas-verapinto, R. 2016. Modelación de la distribución del oso andino *Tremarctos ornatus* en el bosque seco del Marañón (Perú). *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 87, 230–238. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2016.01.008>
- Flinta, P. 1966. *Prácticas de plantaciones forestales en América Latina*. FAO.
- Font Quer, P. 1982. *Diccionario de Botánica*.8 (8va reimpr). Barcelona, España: Editorial Labor.
- Furlan, V. & Fortin, J. A. 1973. *Formation of Endomycorrhizae by Endogene calospora on Allium cepa under three-temperature regimen Naturaliste*.
- Galán de Mera, A., Sánchez-vega, I., Montoya Quino, J., Linares Perea, E., Campos de la Cruz, J., y Vicente Orellana, J. A. 2015. La vegetación del norte del Perú: de los bosques a la Jalca en Cajamarca. *Acta Botanica Malacitana*, 40, 157–190.
- GBIF. 2017. Global Biodiversity Information Facility .Free and Open Access to Biodiversity Data.
- Gentry, A. H. 1982a. Neotropical Floristic " Diversity : Phytogeographical Connections Between Central and South America , Pleistocene Climatic Fluctuations , or an Accident of the Andean Orogeny ? , 2. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 69(3), 557–593. <https://doi.org/10.2307/2399084>
- Gentry, A. H. 1982b. Patterns of Neotropical Plant Species Diversity. *Evolutionary Biology*, 1–84. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6968-8_1
- Gerdemann, J. W. 1968. *Vesicular-arbuscular mycorrhiza and plant growth-Annu. Rev. Phytopathol* 6: 398–418.
- Gianinazzi, S. et. al. 1983. *The physiology of Vesicular-Arbuscular mycorrhizal roots. Plant and Soil*. 71: 197-209.
- González, J. a, Díaz, S., Castro, I. y Martín-López, B. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*, XVI(3), 68–79. Retrieved

from <http://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/94>

Goral, F., y Schellenberg, J. 2018. *Functions for Community Data and Ordinations*, goeveg Version: 0.4.2.

Guadarrama, P., Castillo, S., Ramos-Zapata, J. A., Hernández-Cuevas, L. V., & Camargo-Ricalde, S. L. 2014. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. *Pedobiologia*, 57(2), 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.01.002>

Guzmán, G. 1977. *Identificación de los hongos comestibles, venenosos, alucinantes y destructores de la madera* (ª Edición.). México DF: Editorial Limusa, S.A.

Halffter, G. 2002. Conservación de la Biodiversidad en el Siglo XXI. *Boletín de La Sociedad Entomológica Aragonesa*, 31, 1–7.

Halffter, G., y Moreno, C. E. 2005. Significado Biológico De Las Diversidades Alfa, Beta Y Gamma. *Sobre Diversidad Biológica: El Significado de Las Diversidades Alfa, Beta y Gamma.*, 5–18. Retrieved from <http://www.sea-entomologia.org/HALFFTER/M3M4-001.pdf>

Harley, J. (n.d.). *The biology of mycorrhiza* (p. 233). p. 233.

Harley, J. L. 1959. *The biology of mycorrhiza*. Polonia.

Hayman, D. 1975. *The influence of phosphate and crop species on Endogone spores and vesicular - arbuscular mycorrhiza underfield conditions.*

Hernández Dorrego, A. 2001. SYTEN, Sustancias y Tecnologías Naturales. ANE, Agro-Nutrientes Especiales.

Herzog, S. K., y Kessler, M. 2002. Biogeography and composition of dry forest bird communities in Bolivia. *Biogeographie und Zusammensetzung von Vogelgemeinschaften in saisonalen Trockenwäldern Boliviens. Journal Für Ornithologie*, 143, 171–204. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0361.2002.02004.x>

- Hirrel, M., Mehravaran, H. y G. 1978. *Vesicular - arbuscular mycorrhizae in the Chenopodiaceae and Crucifere: do they occur?*
- Howeler, R. y Sieverdig, E. 1983. *Potentials and limitations of mycorrhizal inoculation illustrated by experiments with field-grown cassava.*
- Huamantupa-Chuquimaco, I., Luza-Victorio, M. A., Linares-Palomino, R., & Molleapaza-Arispe, E. 2017. Woody plant diversity in seasonally dry tropical forests of Urubamba basin, a threatened biodiversity hotspot in Southern Peru. *Tropical Ecology*, 58(3), 555–571.
- IBM Corp. 2012. *IBM SPSS Statistics for Windows, Version 21.0.* Armonk, NY: IBM Corp. New York.
- Irizarry, R. A., y Love, M. I. 2015. Data Analysis for the Life Sciences. In *Leanpub*. <https://doi.org/10.1088/1751-8113/44/8/085201>
- IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species.
- IUSS Grupo de Trabajo WRB. 2007. *Base Referencial Mundial del recurso suelo. Un marco conceptual para la clasificación internacional* (Primera ac). Roma: FAO; International Union of Soli Sciencies & World Soil Information.
- Jaen, R. y Ferrera, C. 1989. *Curso Pre Congreso Ecología de la raíz. Manual de métodos para la investigación y aplicación de los hongos endomicorrizicos en laboratorio y campo.* Montecillos, México.
- Killeen, T. J., Douglas, M., Consiglio, T., Jørgensen, P. M. y Mejia, J. 2007. Dry spots and wet spots in the Andean hotspot. *Journal of Biogeography*, 34(8), 1357–1373. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01682.x>
- Koch, C., Venegas, P. J., y Böhme, W. 2015. Three new endemic species of *Epictia* Gray, 1845 (Serpentes: Leptotyphlopidae) from the dry forest of Northwestern Peru. *Zootaxa*, 3964(2), 228–244. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3964.2.4>
- Koch, C., Venegas, P. J., Cruz, R. S. y Böhme, W. 2018. Annotated checklist and key to the

- species of amphibians and reptiles inhabiting the northern Peruvian dry forest along the Andean valley of the Marañón river and its tributaries. In *Zootaxa* (Vol. 4385). <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4385.1.1>
- Koch, C., Venegas, P. J., Rödder, D., Flecks, M., Böhme, W. 2013. Two new endemic species of *Ameiva* (Squamata: Teiidae) from the dry forest of northwestern Peru and additional information on *Ameiva concolor* Ruthven, 1924. *Zootaxa*, 3745(2), 263–295. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3745.2.6>
- Kraft, N. J. B., Boyle, B., Enquist, B. J., Echeverría-Londoño, S., Wisser, S. K., Neves, D. M. y Maitner, B. S. 2018. Plant Functional Diversity and the Biogeography of Biomes in North and South America. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6(December), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00219>
- León, B., Roque, J., Ulloa-Ulloa, C., Pitman, N., Jørgensen, P. M. y Cano, A. (Eds.). 2006. *El Libro Rojo de las Plantas Endémicas del Perú*. Revista Peruana de Biología.
- Lewis, G. P., Hughes, C. E., Yomona, A. D., Sotuyo, J. S. y Simon, M. F. 2010. Three new legumes endemic to the Marañón Valley, Perú. *KEW BULLETIN*, 65(2), 209–220.
- Li, K., Pidatala, V. R., Datta, R., y Ramakrishna, W. 2014. *Integrated Metabolomic and Proteomic Approaches Dissect the Effect of Metal-Resistant Bacteria on Maize Biomass and Copper Uptake*.
- Linares-Palomino, R. 2004a. *Los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos: II. Fitogeografía y Composición Florística*.
- Linares-Palomino, R. 2004b. Los Bosques Tropicales Estacionalmente Secos: I. El concepto de los bosques secos en el Perú. *Arnaldoa*, 11, 85–102.
- Linares-Palomino, R. 2005. Spatial distribution patterns of trees in a seasonally dry forest in the Cerros de Amotape National Park, northwestern Peru. *Rev. Peru. Biol.*, 12(2), 317–326. Retrieved from http://www.scielo.org.pe/scielo.php?pid=s1727-99332005000200015&script=sci_arttext
- Linares-Palomino, R. 2006. Phytogeography and floristics of seasonally dry tropical forests

in Peru. *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. Plant Diversity, Biogeography and Conservation.*, (May 2006), 257–280. <https://doi.org/doi:10.1201/9781420004496.ch11>

Linares-Palomino, R. 2007. *Plant Species Diversity , Composition , and Structure of the Torobamba Seasonal Dry Forest (Ayacucho , Peru): Setting the Baseline for Long-Term Ecological Monitoring and Conservation of the Endemic Tree Eriotheca vargasii.* 41–51.

Linares-Palomino, R. y Alvarez, S. I. P. 2005. Tree community patterns in seasonally dry tropical forests in the Cerros de Amotape Cordillera, Tumbes, Peru. *Forest Ecology and Management*, 209(3), 261–272. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.003>

Linares-Palomino, R., Aybar, D. y Morales Ruiz, E. J. 2015. Floristics of neotropical seasonally dry forests: A perspective from complete vascular plant inventories. *Phytocoenologia*, 45(3), 251–267. <https://doi.org/10.1127/phyto/2015/0010>

Linares-palomino, R. y Oliveira-filho, A. 2011. Seasonally Dry Tropical Forests. *Seasonally Dry Tropical Forests.* <https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7>

Linares-Palomino, R., Pennington, R. T. y Bridgewater, S. 2003a. The phytogeography of the seasonally dry tropical forests in Equatorial Pacific South America. *Candollea*, 58(2), 473–499. Retrieved from <http://www.researchgate.net/publication/262102697>

Linares-Palomino, R., Pennington, R. T. y Bridgewater, S. 2003b. The phytogeography of the seasonally dry tropical forests in Equatorial Pacific South America REYNALDO. *Candollea*, 58(2), 473–499.

Linares-Palomino, R., y Ponce-Alvarez, S. I. 2009. Structural patterns and floristics of a seasonally dry forest in Reserva Ecológica Chaparri, Lambayeque, Peru. *Tropical Ecology*, 50(2), 305–314.

Lu, K. C; Trappe, J.M. y Bollen, W. B. 1972. *Nitrate reducing Capacity of roots and nodules of Alnus rubra Plant soil.*

Maass, J. M., Balvanera, P., Castillo, A., Daily, G. C., Mooney, H. a, Ehrlich, P. y Ayala, R.

2005. Ecosystem Services of Tropical Dry Forests: Insights from Long-term Ecological and Social Research on the Pacific Coast of Mexico. *Ecology And Society*, 10(1), 17. [https://doi.org/10.1890/1059-0933\(2005\)10\[17\]1.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1059-0933(2005)10[17]1.0.CO;2)
- Malcolm, J. R., Liu, C., Neilson, R. P., Hansen, L. y Hannah, L. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology*, 20(2), 538–548. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00364.x>
- Marcelo-Peña, J. L. 2017. *Diversidade florística, dendrologia e dendroecologia em florestas estacionais decíduas do Centro e Norte do Peru* José.
- Marcelo-Peña, J. L., Huamantupa, I., Särkinen, T. y Tomazello, M. 2015. Identifying conservation priority areas in the marañón valley (Peru) based on floristic inventories. *Edinburgh Journal of Botany*, 73(1), 95–123. <https://doi.org/10.1017/S0960428615000281>
- Marcelo-Peña, J. L., Huamantupa, I., Särkinen, T. y Tomazello, M. 2016. Identifying Conservation Priority Areas in the Marañón Valley (Peru) Based on Floristic Inventories. *Edinburgh Journal of Botany*, 73(01), 95–123. <https://doi.org/10.1017/S0960428615000281>
- Marcelo-peña, J. L., Reynel-rodríguez, C., Zevallos-pollito, P., Bulnes-soriano, F. y Arco, A. P. 2007. Diversidad , Composición Florística Y Endemismos En Los Bosques Estacionalmente Secos Alterados Del Distrito De Jaén , Perú. *Ecología Aplicada*, 6(1,2), 9–22.
- Marcelo-Peña, J.L., Huamantupa, I., Särkinen, T. y Tomazello, M. 2016. Identifying conservation priority areas in the Marañón Valley (Peru) bases on floristic inventories. *Edinburgh Journal of Botany*, 73(1), 95–123. <https://doi.org/10.1017/S0960428615000281>
- Marcelo-Peña, J.L., Mondragón, G., Tarrillo, J., Ríos, J. C., Cangahuala, L. y Ortiz, J. 2013. Informe del estado actual de la población de Parkinsonia peruviana, especie endémica en peligro crítico de extinción. *Informe Del Herbario MOL-Forestales*, 1–14.

- Marcelo-Peña, J.L., Pennington, R. T., Reynel, C. y Zevallos, P. 2010. *Guía ilustrada de la flora leñosa de los bosques secos de Jaén, Perú*. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina / Royal Botanic Garden Edinburgh.
- Marcelo-Peña, José Luis. 2008. Vegetación Leñosa, Endemismos y Estado de Conservación en los Bosques Estacionalmente Secos de Jaén, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 15(1), 43–52.
- Marcelo-Peña, José Luis, Reynel-Rodríguez, C., Zevallos-Pollito, P., Bulnes-Soriano, F., y Arco, A. 2007. Diversidad, Composición Florística Y Endemismos En Los Bosques Estacionalmente Secos Alterados Del Distrito De Jaén, Perú. *Ecología Aplicada*, 6(1,2), 9–22.
- Martínez-García, L. 2011. Micorrizas arbusculares en ecosistemas semiáridos. Respuesta a factores de estrés ambiental. *Ecosistemas*, 20(2), 117–120.
- Martínez, L. B. y Pugnaire, F. I. 2009. Interacciones entre las comunidades de hongos formadores de micorrizas arbusculares y de plantas. Algunos ejemplos en los ecosistemas semiáridos. *Ecosistemas*, 18(2), 44–54. <https://doi.org/10.7818/RE.2014.18-2.00>
- Marx, D. 1972. *USA Forest Service Scythenstern Florest Station. Plant Patologist*. 38.
- Matteucci, S. y Colma, A. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación. S* (1ra ed.). Washington: Secretaría de la Organización de los Estados Americanos. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico.
- Mayle, F. E. 2006. The Late Quaternary Biogeographical History of South American Seasonally Dry Tropical Forests: Insights from Palaeo-Ecological Data. *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests Plant Diversity, Biogeography, and Conservation*, 395–416. <https://doi.org/10.1201/9781420004496.ch17>
- Mayz-figueroa, J. 2016. *Fijación biológica de nitrógeno*. (January 2004).
- Menge, J. A. 1978. *Mycorrhizal dependency of several citrus cultivares under three nutrient regimen*.

- Miles, L., Newton, A. C., DeFries, R. S., Ravilious, C., May, I., Blyth, S. y Gordon, J. E. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. *Journal of Biogeography*, 33(3), 491–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>
- MINAM. 2012. *Listado de Especies CITES Peruanas Flora Silvestre*. Lima, Perú.
- MINAM. 2018. Mapa Nacional de Ecosistemas. *Ministerio Del Ambiente*, 82.
- MINAM. 2019. Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú - Memoria Descriptiva. *Ministerio Del Ambiente*, 1–119. Retrieved from <https://sinia.minam.gob.pe/mapas/mapa-nacional-ecosistemas-peru>
- Ministerio del Ambiente. 2015. Guía de inventario de la flora y vegetación. *Ministerio Del Ambiente*, 49. Retrieved from <http://www.minam.gob.pe/patrimonio-natural/wp-content/uploads/sites/6/2013/10/GUÍA-A-DE-FLORA-Y-VEGETACIÓN.compressed.pdf>
- Missouri Botanical Garden. 2018. Tropicos.org [Internet].
- Moonlight, P., Banda-r, K., Phillips, O. L., Dexter, K. G., Toby, R., Baker, T. R. y Fernando, V. 2020. *DryFlor*.
- Moreno, C. E. y Halffter, G. 2001. Spatial and temporal analysis of a, b and g diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10(Halffter 1998), 367–382.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. 2000. *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal* (1ra ed.; D. Nash, Ed.). Santa Cruz, Bolivia: Editora El País.
- Mostacedo, B. y Fredericksen, T. S. 2001. *Regeneración y Silvicultura de Bosques Tropicales en Bolivia*. 221.
- Murphy y Lugo. 1986. *Ecology of Tropical dry forests.pdf*.
- Murphy, P. G. y Lugo, E. 1986. Ecology of Tropical Dry Forest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 17(1), 67–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.000435>

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Oakley, L. J. y Prado, D. E. 2011. El dominio de los bosques secos estacionales neotropicales y la presencia del arco pleitoceno en la República del Paraguay. *Rojasiana*, 10(1), 55–75.
- Ochoa, J. y Calderon, J. 2004. *Diccionario de Ecología y del Medio Ambiente* (1ra.). Lima - Perú: Universidad Inca Garcilaso de la Vega.
- Odum, E. y Barret, G. 2008. *Fundamentos de Ecología* (5ta Ed). México DF: Cengage Learning.
- Oksanen, J., Guillaume Blanchet, F Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O’Hara, R., Simpson, G. y Wagner, H. 2013. *Community Ecology Package, Package ‘vegan’* (pp. 1–291). pp. 1–291.
- Olivier, J. M. 1998. *Present research on edible Boletus in France. In Proceedings of the first International meeting on “ Ecology, Physiology and Cultivation of edible mycorrhizal mushrooms”*. Sweden.
- Ostolaza, C. 2014. *Todos los Cactus del Perú*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente del Perú.
- Pasqualini, D., Uhlmann, A. y Stürmer, S. L. 2007. Arbuscular mycorrhizal fungal communities influence growth and phosphorus concentration of woody plants species from the Atlantic rain forest in South Brazil. *Forest Ecology and Management*, 245(1–3), 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.024>
- Peña-Venegas C.P., Cardona G.I., Mazorra A. y Arguellez J.H. 2006. Micorrizas arbusculares de la amazonia colombiana. Catalogo Ilustrado. Instituto Amazonico de Investigaciones Cientificas SINCHI. Retrieved July 23, 2013, from Micorrizas arbusculares de la amazonia colombiana. Catalogo Ilustrado. Instituto Amazonico de Investigaciones Cientificas SINCHI website: <http://corpomail.corpoica.org.co/bacdigital/contenidos/catalogo.asp?CA=56213>

- Pennington, Toby; Lewis, Gwilym y Ratter, J. 2006. Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests. In *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests*. <https://doi.org/10.1201/9781420004496>
- Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A. 2010. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 41, 437–457. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys>.
- Pennington, R. T., Lavin, M., Särkinen, T., Lewis, G. P., Klitgaard, B. B. y Hughes, C. E. 2010. Contrasting plant diversification histories within the Andean biodiversity hotspot. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(31), 13783–13787. <https://doi.org/10.1073/pnas.1001317107>
- Pennington, R. T., Pradot, D. E., Pendry, C. A. y Botanic, R. 2000. *Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes*. 27(2), 261–273.
- Pera, J. 1992. *Selección de hongos ectomicorrícicos de Pinus pinaster Ait. para su aplicación en reforestación*. Universitat Autònoma de Barcelona.
- Pereira, A. & Herrera, G. 1999. Efecto de las micorrizas vesiculo arbusculares en el crecimiento de plántulas de *E. camaldulensis* en suelos contaminados con sustancias fitotóxicas. Retrieved May 2, 2013, from <https://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/005039/tema4/PereiraGuillermoHerreraMiguelAngel.PDF> .
- Peruano, D.S. N.-2009-A.- El. *Reglamento de Clasificación de Tierras por su Capacidad de Uso Mayor.* , Pub. L. No. D.S. N°017-2009-AG, 88 2009.
- Pesson, P. 1974. *Ecología forestal*. Bruselas, Bélgica: Edit Gathier Villare. p. 216.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N. y Sexton, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science (New York, N.Y.)*, 344(6187), 1246752. <https://doi.org/10.1126/science.1246752>

- PISCES Conservation. 2014. *Species Diversity and Richness 4.0*. Retrieved from <http://www.pisces-conservation.com/softdiversity.html>
- Plenchette, C. 1983. *Growth responses of several plant species to mycorrhizae in a soil of moderate P-fertility : . Mycorrhizal dependency under field conditions*. 70(2), 199–209.
- Prado, D.E. 2000a. Seasonally dry forest of Tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57(3), 437–461.
- Prado, D.E. 2000b. Seasonally dry forests of Tropical South America: From forgotten ecosystems to a new phtyogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, 57(3), 437–461.
- Prado, Darien E. y Gibbs, P. E. 1993. Patterns of Species Distributions in the Dry Seasonal Forests of South America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 80(4), 902. <https://doi.org/10.2307/2399937>
- Ramírez, A. 1999. *Ecología Aplicada* (1ra.; F. U. de Bogotá, Ed.). Bogota, Colombia: Cargraphics S.A.
- Rasal-Sánchez, M. 2012. Terrestrial vegetation of the montane forest of Lanchurán (Piura, Peru). *Caldasia*, 34(1), 1–24.
- Raven, P. H., Gereau, R. E., Phillipson, P. B., Chatelain, C., Jenkins, C. N. y Ulloa, C. U. 2020. *The distribution of biodiversity richness in the tropics*. 5–10.
- Reynel, C., Pennington, R. T. y Sarkinen, T. 2013. *Cómo se formó la diversidad ecológica del Perú*. 412.
- Rodríguez, F. de A. M. 1997. Anejo de Micorrización.
- Roncal-Rabanal, M.; Diaz, D.; Roncal, C. y Rabanal, W. 2013. *Huacaybamba, Riqueza Biológica del Marañón* (1ra ed.; M. C. Editores, Ed.). Cajamarca.
- Roncal-Rabanal, M. R., Chávez Chávez, C. A. y Sanchez Tello, S. 2020. Reporte de dieta del Periquito de Cara Amarilla (*Forpus xanthops*) en el Bosque Tropical

- Estacionalmente Seco del Marañón, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 27(2), 237–240.
<https://doi.org/10.15381/rpb.v27i2.17880>
- Roncal M. y Fucikovsky, L. 1990. *Efectos de dos especies de Bacillus y ajo sobre Pseudomonas solanacearum en papa*. Tesis de maestría en Ciencias.
- RStudio Team. 2018. *RStudio 1.1.453: Integrated Development for R*. Boston, MA: RStudio, Inc.
- Russel, J. y Russel, E. 1968. *Las condiciones del suelo y del crecimiento de las plantas*. (4ta. ed.). Madrid - España: S.A, Ediciones Aguilar.
- Sánchez-Azofeifa, A., Calvo-Alvarado, J., Marcos do Espírito-Santo, M., Fernandes, G. y Powers, J. 2013. Tropical Dry Forests in the Americas. In *Tropical Dry Forests in the Americas*. <https://doi.org/10.1201/b15417-2>
- Sánchez, I. y Sanchez, A. 2012. *La Diversidad Biológica en Cajamarca : Visión étnico-cultural y potencialidades* (1ra ed.). Cajamarca: Visual 47 SRL.
- Sánchez Colín, M. de J. 2013. Efecto de las Micorrizas Arbusculares en el desarrollo de los cultivos agrícolas. XV Congreso Mexicano de Botánica Micología. Sociedad Botánica de México. Escuela Nacional de Estudios Profesionales, Iztacala .Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos. Di. Retrieved June 28, 2013, from Efecto de las Micorrizas Arbusculares en el desarrollo de los cultivos agrícolas. XV Congreso Mexicano de Botánica Micología. Sociedad Botánica de México. Escuela Nacional de Estudios Profesionales, Iztacala .Unidad de Biología, Tecnología y Prototipos. website: <http://es.scribd.com/doc/63693012/Memorias-biofertilizantes>
- Sánchez de Prager, Marina; Posada, R.; Velásquez, D. y Narváez, M. 2010. *Metodologías básicas para el trabajo con Micorriza Arbuscular y Hongos Formadores de Micorriza Arbuscular* (Primera Ed). Universidad Nacional de Colombia Sede Palmira.
- Sánchez De Prager, M. 2007. *El suelo: principio y fin de la vida sobre la Tierra. Las endomicorrizas: Expresión bioedáfica de importancia en el trópico*. Palmira, Colombia.
- Särkinen, T. 2015. *Underestimated endemic species diversity in the dry inter-Andean valley*

- of the Río Marañón , northern Peru: An example from* (February 2011).
<https://doi.org/10.5167/uzh-51346>
- Sarmiento, G. 1975. The Dry Plant Formations of South America and Their Floristic Connections. *Journal of Biogeography*, 2(4), 233. <https://doi.org/10.2307/3037998>
- SERNANP. 2021. *Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas - Perú*. (05).
- Shankar Raman, T. R. 2002. Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: a field evaluation in the Western Ghats, India. *Ibis*, 145(1), 9–21. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2003.00105.x>
- Silva, I. R. da, Mello, C. M. A. de, Ferreira Neto, R. A., Silva, D. K. A. da, Melo, A. L. de, Oehl, F. y Maia, L. C. 2014. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. *Applied Soil Ecology*, 84, 166–175. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.07.008>
- Silveira, A. P. D. 1992. *Micorrizas. In Microbiologia de Solo*. Campinas, Brasil.: Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo.
- Singh, C. S. 1992. Mass Inoculum Production of Vesicular-Arbuscular (Va) Mycorrhizae .2. Impact of N₂-Fixing and P-Solubilizing Bacterial Inoculation on Va-Mycorrhiza. *Zentralblatt Fur Mikrobiologie*, 147(8), 503–508. [https://doi.org/10.1016/S0232-4393\(11\)80379-3](https://doi.org/10.1016/S0232-4393(11)80379-3)
- Sitte, P; Weiler, E; Kadereit, J; Bresinsky, A. y Körner, C. 1980. *Strasburger: Tratado de Botánica* (35 Edic.). Barcelona, España: Ediciones Omega.
- Smith, S.E. y Read, D. J. 1997. *Mycorrhizal Symbiosis* (2^a Ed.; A. Press, Ed.). Cambridge.
- Sola, P. D. 2014. *Tropical Dry Forests Under Threat & Under-Researched*. 4. Retrieved from http://www.cifor.org/publications/pdf_files/WPapers/DPBlackie1401.pdf
- Spagnoletti, F. N., di Pardo, A. F., Tobar Gómez, N. E., & Chiochio, V. M. 2013. Las micorrizas arbusculares y Rhizobium: Una simbiosis dual de interés. *Revista Argentina de Microbiología*, 45(2), 131–132. [https://doi.org/10.1016/S0325-7541\(13\)70012-9](https://doi.org/10.1016/S0325-7541(13)70012-9)

- Stephen H. Bullock. 2009. *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press.
- Sutherland, W. E. 2006. *Ecological Census Techniques*. 432. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)82688-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)82688-2)
- Teuscher, E. y Adler, R. 1965. *El suelo y su fertilidad*. (1ra ed.). México DF: Editorial Continental. S.A.
- The Plant List. 2013. Version 1.1. 2013. Retrieved from <http://www.theplantlist.org/>
- Trappe, J. M. 1979. *Forest service Pacific Northwest*. (F. and rangs E. S. F. L. Corvallis, Ed.). Oregon – USA: USDA.
- Valdez, M. 1973. *Bosques y Fauna* (p. s.p). p. s.p. México DF.
- Valencia, N., & Marcelo-pe, L. (n.d.). *Las plantas comunes del bosque seco del Marañón*.
- Valle, U., Región, D. E. L. A., Valle, D. E. L., Cauca, D. E. L., Valle, U. y Valle, U. 2010. *Macrohongos presentes en el bosque seco tropical de la región del valle del cauca, colombia*. 45–54.
- Valqui, B. K. G., García-Bravo, A., Salazar, E. E. A., Castillo, I. A. M., Guzmán, C. T. y Cruz, S. M. O. 2021. Endemism of woody flora and tetrapod fauna, and conservation status of the inter-Andean Seasonally Dry Tropical Forest of the Marañón valley. *Global Ecology and Conservation*, 28(May). <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01639>
- Venegas, P. J., García-Ayachi, L. A., Chávez-Arribasplata, J. C., Chávez, G., Wong, I. y García-Bravo, A. 2020. Four new species of *Stenocercus* Duméril & Bibron, 1837 (Squamata, Iguania) from the Department of Amazonas in northeastern Peru. *Evolutionary Systematics*, 4(2), 79–108. <https://doi.org/10.3897/EVOLSYST.4.57578>
- Vidal, J. (n.d.). *El pino y algunas especies del interés económico*. (1ra ed.). México DF: UTHEA.
- Villareal H., M. Álvarez, S. Córdova, F. Escobar, G. Fagua, Gast, H. Mendoza, M. O. y 2006. *Manual de Métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad* (Segunda ed, Vol. 1). Bogota, Colombia: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos

Alexander von Humboldt.

Weir, T; Stocking, R. y Barbour, M. 1983. *Botánica* (5ta Ed.). México DF: LIMUSA.

Zak, B. 1977. *La micorriza y las plántulas de envases y Laboratorio de Ciencias Forestales de la Estación Experimental de Bosques y Estación del Pacífico Nor occidental del Departamento de Agricultura de los EEUU*. Cevallis, Oregon.

ANEXOS

Anexo 3. Flora registrada en Bosque Estacionalmente Seco del Marañón, Ucto, Celendín, Cajamarca.



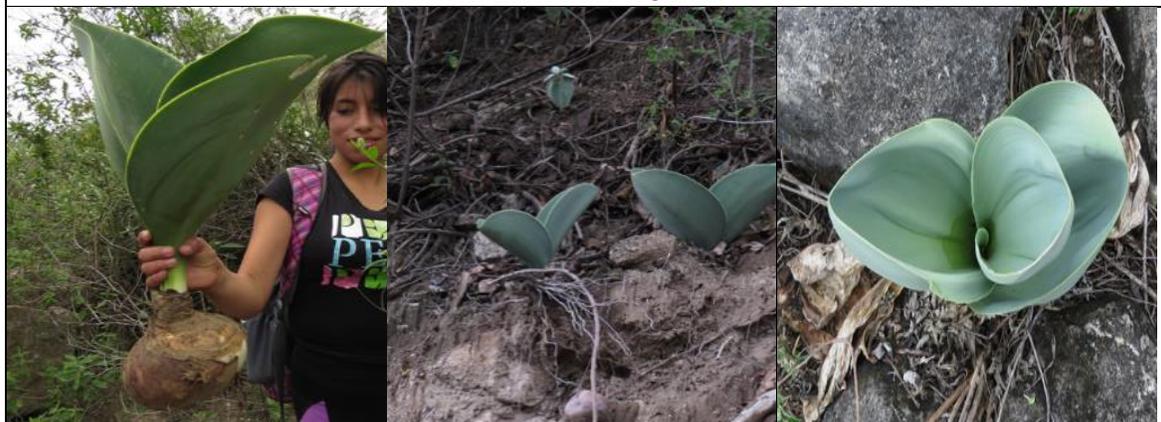
Ruellia floribunda Hook.

AMARANTHACEAE



Alternanthera porrigens (Jacq.) Kuntze

AMARYLLIDACEAE



Rauhia staminosa Ravenna

APOCYNACEAE



Allamanda weberbaueri Markgr.

ARISTOLOCHIACEAE



Aristolochia chachapoyensis Ahumada

BIGNONIACEAE



Tecoma rosifolia Kunth

BORAGINACEAE



Cordia saccellia Gottschling & J.S.Mill.

BROMELIACEAE



Pitcairnia sp



Tillandsia straminea Kunth

CACTACEAE



Armatocereus rauhii subsp. *balsasensis* (F.Ritter) Ostolaza



Browningia pilleifera (F. Ritter) Hutchison



Cleistocactus tenuiserpens Rauh & Backeb.



Espostoa mirabilis F. Ritter



Melocactus bellavistensis Rauh & Backeb.



Opuntia quitensis F.A.C. Weber

CAPPARACEAE



Colicodendron scabridum (Kunth) Seem.

CLUSIACEAE



Clusia af. rigida

COMMELINACEAE



Commelina tuberosa L.

COMPOSITAE



Chromolaena sp



Onoseris gnaphalioides Muschl.



Pappobolus acutifolius (S.F.Blake) Panero



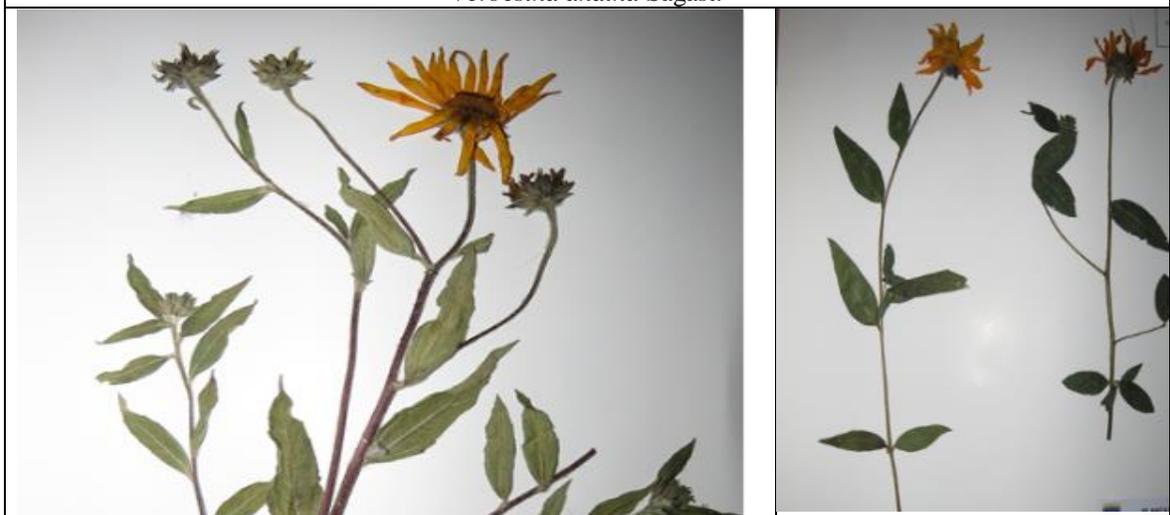
Pappobolus mathewsii (Hochr.) Panero



Trixis cacalioides (Kunth) D. Don



Verbesina andina Sagást.



Viguiera procumbens (Pers.) S.F. Blake

CONVOLVULACEAE



Evolvulus argyreus



Ipomoea sp



Jacquemontia floribunda (Kunth) Hallier f.

EUPHORBIACEAE



Ditaxis dioica Kunth



Cnidoscolus sp



Croton alnifolius Lam.



Jatropha humboldtiana McVaugh

KRAMERIACEAE



Krameria lappacea (Dombey) Burdet & B.B. Simpson

LAURACEAE



Ocotea cernua (Nees) Mez

LEGUMINOSAE



Acacia macracantha Willd.



Caesalpinia sp



Coursetia grandiflora Oerst.



Dalea carthagenensis (Jacq.) J.F. Macbr.



Hoffmannseggia viscosa Hook. & Arn.



Leucaena trichodes (Jacq.) Benth.



Mimosa polycarpa Kunth



Mimosa sp



Parkinsonia praecox (Ruiz & Pav.) Hawkins



Senna multiglandulosa (Jacquin) H.S. Irwin & Barneby



Stylosanthes nervosa J.F. Macbr.

MALVACEAE



Bastardia bivalvis (Cav.) Kunth



Cienfuegosia tripartita (Kunth) Gürke



Eriotheca discolor (Kunth) A.Robyns



Pseudabutilon nigropunctulatum (Ulbr.)R.E.Fr.



Sida cordifolia L.

NYCTAGINACEAE



Bougainvillea peruviana Bonpl.

OXALIDACEAE



Oxalis psoraleoides Kunth

SAPINDACEAE

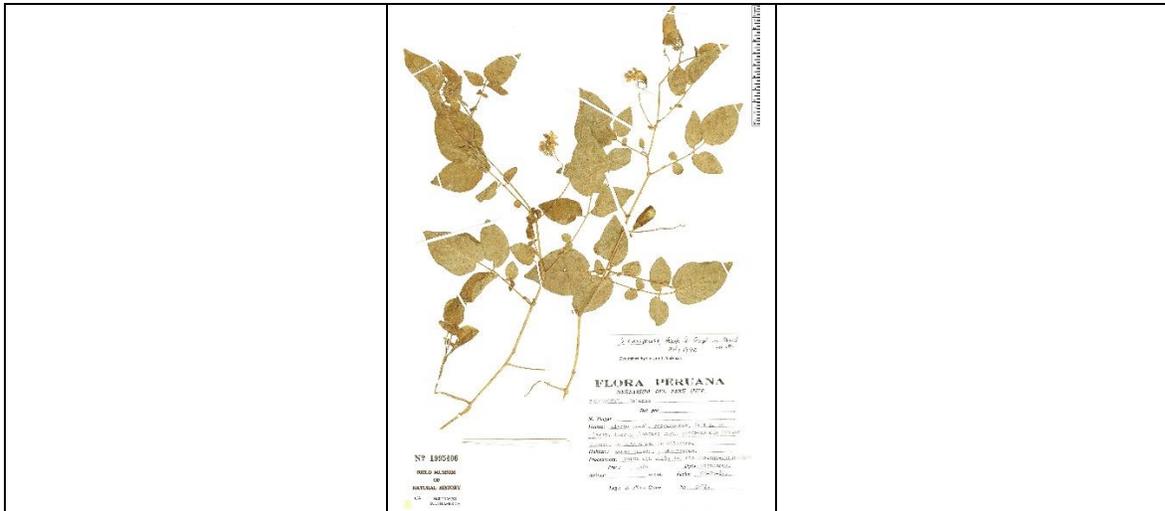


Athyana weinmannifolia (Griseb.) Radlk.

SOLANACEAE



Nicotiana glauca Graham



Solanum caripense Dunal

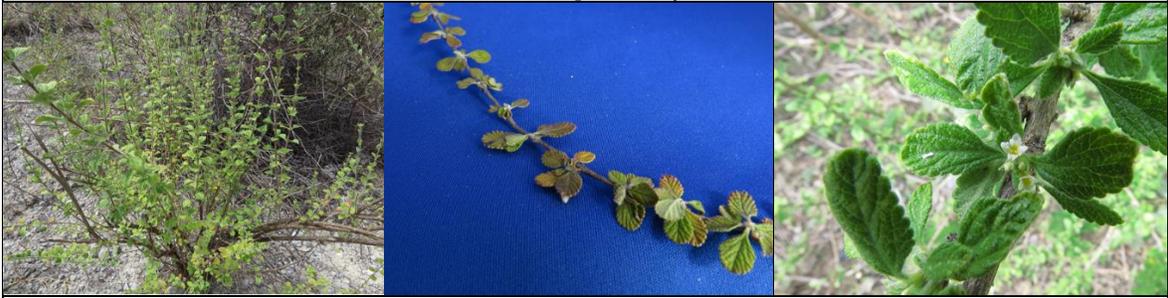
VERBENACEAE



Lantana angustibracteata Hayek

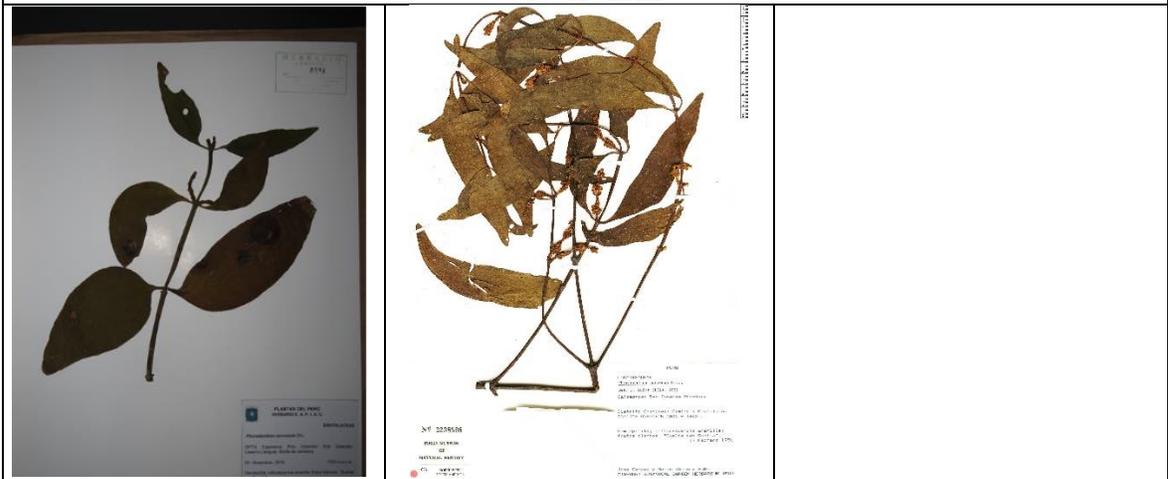


Lantana reptans Hayek



Lippia tayacajana Moldenke

VISCACEAE



Phoradendron nervosum Oliv.

Anexo 4. Panel fotográfico del Bosque Tropical Estacionalmente Seco del Marañón, Ucto, Celendín, Cajamarca



Vista panorámica del Valle del Marañón en la zona de Ucto, Celendín, Cajamarca



Río Marañón en la zona de Balzas y Ucto, Celendín, Cajamarca



Comunidad de cactáceas en el BES del Marañón en la zona de Balzas, Amazonas



Comunidad de cactáceas en el BES del Marañón en la zona de Utco, Celendín, Cajamarca



Vista panorámica del río Marañón en la zona de Utco, Celendín, Cajamarca, al fondo el distrito de Balzas en Amazonas



BES del Marañón en la época de lluvia en la zona de Utco, Celendín, Cajamarca



BES del Marañón en la época de estiaje en la zona de Utco, Celendín, Cajamarca



Extracción de leña en los BES del Marañón Utco, Celendín, Cajamarca



Extracción de leña y ampliación de la frontera agrícola en los BES del Marañón Utco, Celendín, Cajamarca



Contaminación con residuos sólidos en los BES del Marañón Utco, Celendín, Cajamarca



Prensado de plantas en los BES del Marañón Utco, Celendín, Cajamarca