

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**



**“ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA
ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES
ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN”**

Presentada por:

SARA LUCIA TERREROS CAMAC

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN CONSERVACIÓN DE
RECURSOS FORESTALES**














Lima - Perú

2023

Document Information

Analyzed document	TESIS_SaraLuciaTerrerrosCamac_MCRF (25.01.2023).docx (D157823949)
Submitted	2/4/2023 4:15:00 PM
Submitted by	Zoila Cruz
Submitter email	zcruz@lamolina.edu.pe
Similarity	2%
Analysis address	zcruz.unalm@analysis.arkund.com

Sources included in the report

SA	TESIS - Percy Huamán Vera.pdf Document TESIS - Percy Huamán Vera.pdf (D132481369)		11
SA	TESIS DE ALEJANDRA PERALTA MALAVER.pdf Document TESIS DE ALEJANDRA PERALTA MALAVER.pdf (D145088121)		4
SA	EMPASTADO CECI.pdf Document EMPASTADO CECI.pdf (D60642162)		1
W	URL: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282010000200008&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:17:00 PM		2
SA	jardin botanico tesis final 11 21.docx Document jardin botanico tesis final 11 21.docx (D118134819)		1
SA	INFORME DE TESIS_ HENRY JHON - Final.pdf Document INFORME DE TESIS_ HENRY JHON - Final.pdf (D154610643)		7
W	URL: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=376869567007 Fetched: 2/4/2023 4:15:00 PM		1
W	URL: https://www.academia.edu/29051909/Tesis_pregrado_Plantas_le%C3%B1osas_en_el_bosque_montano_San... Fetched: 2/4/2023 4:15:00 PM		3
W	URL: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162015000100001&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:16:00 PM		3
W	URL: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342016001002683&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:16:00 PM		4
W	URL: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332005000200012&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:16:00 PM		2
W	URL: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332006000200004&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:16:00 PM		1
W	URL: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-27682010000100011&lng=es&tlng... Fetched: 2/4/2023 4:17:00 PM		1

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**

**“ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA
ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES
ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

SARA LUCIA TERREROS CAMAC

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dra. Ethel Rubin de Celis Llanos

PRESIDENTE

Dra. María de los Ángeles La Torre Cuadros

ASESOR

Ph.D. Aldo Ceroni Stuva

MIEMBRO

Mg.Sc. Sonia Palacios Ramos

MIEMBRO

DEDICATORIA

A mis padres Isaac y Mercedes, y hermano Fernando por apoyarme en todo el camino

A mis tíos y tías quienes siempre me brindan su apoyo

A la familia Terreros para que siempre se mantenga unida

A mis abuelos Shaquito, Jino y Edubiges quienes nos cuidan desde el cielo

AGRADECIMIENTOS

A mi asesora Dra. María de Los Ángeles por apoyarme desde la propuesta de la investigación y durante todo el proceso enriqueciendo mi trabajo con sus recomendaciones.

A los miembros del jurado de tesis Dra. Ethel Rubín de Celis, Ph.D. Aldo Ceroni y Mg.Sc. Sonia Palacios por sus recomendaciones y preguntas enriquecedoras para mi investigación.

A los miembros de la Comunidad Campesina de Saño por acogerme muy amablemente y brindarme la información durante las entrevistas. A todos los entrevistados: Sabina Canturin, Roger Tupac, Balbino Turín, Gladys Salvador, Delia Uribe, Elsa Contreras, Andrés Parra, Rosa Ávila y Yody Leonides.

A los miembros de la Comunidad Campesina de La Punta por acogerme muy amablemente y brindarme la información durante las entrevistas. A todos los entrevistados: Wilder Ramos, Felipe Carhuamaca, Diomedes Tomas, Aurelio Quispe y Santiago Damas.

A los miembros de la Comunidad Campesina de San Juan de Ranra por acogerme muy amablemente y brindarme la información durante las entrevistas. A todos los entrevistados: Ursino Quincho, Nieves Coronel, Jesusa Zacarias, Jubino Lobo, Sergio Quincho, Germán Vega y Guillermo Vega.

A mis grandes colaboradores en las salidas de campo: alumnos del curso de Dendrología I-ciclo 2020-I, Geraldine Bueno, Hans Samame, Nathaly Ulloa, Pether Diego, Jhanira Witting y Harold Loardo.

A mi amigo y colega Guillermo Giacomotti por su apoyo.

Al Herbario Forestal-UNALM por brindarme el espacio para realizar las identificaciones taxonómicas y acondicionamiento de las muestras botánicas.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1	LOS BOSQUES ANDINOS.....	3
2.1.1	Fragmentación de los bosques andinos	4
2.1.2	Estudios en bosques andinos y su fragmentación.....	6
2.2	EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN BOSQUES FRAGMENTADOS.....	8
2.2.1	Caracterización de los fragmentos de bosque.....	9
2.3	METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN ANDINA.....	13
2.4	COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD.....	14
2.4.1	Composición Florística.....	14
2.4.2	Diversidad Alfa (α).....	14
2.4.3	Diversidad Beta (β).....	16
2.5	ESTRUCTURA HORIZONTAL DE ECOSISTEMAS BOSCOSOS	16
2.6	TÉCNICA MUESTREO BOLA DE NIEVE O “SNOWBALL”	17
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	19
3.1	MATERIALES	19
3.1.1	Área de estudio	19
3.1.2	Fisiografía y suelo	21
3.1.3	Hidrografía.....	21
3.1.4	Clima	22
3.1.5	Flora.....	23
3.1.6	Fauna	24
3.1.7	Población y actividades antrópicas.....	24
3.1.8	Accesibilidad	27
3.1.9	Materiales y equipos	27
3.2	DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	28
3.2.1	Documentación sobre fragmentos en el área de estudio.....	28
3.2.2	Reconocimiento en campo de zonas de muestreo	28
3.2.3	Selección de fragmentos	28
3.2.4	Evaluación de fragmentos	28

3.2.5	Colecta botánica	34
3.2.6	Secado y montaje de muestras botánicas.....	34
3.2.7	Identificación taxonómica	34
3.2.8	Análisis de la Diversidad y composición florística	34
3.2.9	Estructura horizontal de la vegetación leñosa	35
3.2.10	Estructura vertical de la vegetación leñosa.....	35
3.2.11	Comparación entre fragmentos.....	35
3.2.12	Estado de conservación de la flora leñosa de los bosques fragmentados	36
3.2.13	Información complementaria sobre el estado de conservación de los bosques	40
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
4.1	VARIABLES VINCULADAS A LA DIVERSIDAD ALFA	41
4.1.1	Número de individuos	42
4.1.2	Número de especies	43
4.1.3	Cociente de mezcla.....	45
4.1.4	Índices de Diversidad alfa	46
4.2	DIVERSIDAD BETA.....	49
4.3	VARIABLES ASOCIADAS A LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA	50
4.3.1	De la composición florística de las familias.....	50
4.3.2	De la composición florística de los géneros	54
4.3.3	De la composición florística de las especies	57
4.4	ESTRUCTURA HORIZONTAL DE LA VEGETACIÓN EN LOS FRAGMENTOS	67
4.5	ESTRUCTURAL VERTICAL DE LA VEGETACIÓN EN LOS FRAGMENTOS	71
4.6	COMPARACIÓN ENTRE FRAGMENTOS	75
4.6.1	Análisis de clasificación (ACL)	75
4.6.2	Escalamiento Multidimensional no métrico (NMDS).....	77
4.7	ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES ESTUDIADOS	85
4.7.1	Análisis de los fragmentos.....	85
4.7.2	Análisis de las amenazas	90
4.7.3	Percepción de los entrevistados sobre los bosques en estudio	99
4.7.4	Categorías de Conservación asignadas a los bosques estudiados	102
V.	CONCLUSIONES	104

VI.	RECOMENDACIONES	106
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	108
VIII.	ANEXOS	134

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Forma de fragmentos según el índice de diversidad de formas de Patton.....	11
Tabla 2. Grados de fragmentación.....	13
Tabla 3. Materiales y equipos utilizados	27
Tabla 4. Características de los fragmentos evaluados	29
Tabla 5. Lista de los fragmentos y parcelas evaluadas.....	31
Tabla 6. Matriz cualitativa para evaluar la fragmentación	37
Tabla 7. Matriz cualitativa para evaluar las amenazas	38
Tabla 8. Categorías de Conservación para los bosques estudiados.....	39
Tabla 9. Abundancia y diversidad de las parcelas en los fragmentos de bosques.....	41
Tabla 10. Índices de diversidad alfa de las parcelas evaluadas por fragmento	46
Tabla 11. Índice de Sorensen para los fragmentos evaluados	49
Tabla 12. Familias con mayor abundancia de individuos en los fragmentos de bosque.....	50
Tabla 13. Familias con mayor abundancia de individuos según área geográfica y zona altitudinal	51
Tabla 14. Familias con mayor número de especies según el fragmento de bosque	53
Tabla 15. Familias con mayor abundancia de especies según área geográfica y zona altitudinal	53
Tabla 16. Géneros con mayor abundancia de individuos en los fragmentos de bosque	54
Tabla 17. Géneros con mayor abundancia de individuos según área geográfica y zona altitudinal	55
Tabla 18. Géneros con mayor abundancia de especies según fragmento de bosque.....	56
Tabla 19. Géneros con mayor abundancia de especies según área geográfica y zona altitudinal	57
Tabla 20. Especies con mayor abundancia de individuos según fragmento de bosque	57
Tabla 21. Especies con mayor abundancia según área geográfica y zona altitudinal	60
Tabla 22. Endemismo y especies amenazadas en los bosques estudiados	63
Tabla 23. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud entre las tres localidades.....	79
Tabla 24. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud según altitud	81

Tabla 25. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud según Zona de vida.....	84
Tabla 26. Puntajes totales asignados por variable en el análisis de los fragmentos de bosque	85
Tabla 27. Grado de fragmentación de los tres bosques evaluados	87
Tabla 28. Puntajes asignados para las amenazas en los fragmentos de bosque de las tres localidades.....	90
Tabla 29. Puntajes finales asignados al estado de conservación de los tres bosques	103

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de los fragmentos de bosque y parcelas estudiadas	20
Figura 2. Evolución poblacional de los distritos de Saño, Sapallanga y Tapo.....	25
Figura 3. Posición de las coordenadas X e Y en las parcelas evaluadas	33
Figura 4. Cociente de mezcla de las parcelas evaluadas	46
Figura 5. Índices de diversidad alfa de las parcelas evaluadas por fragmento	48
Figura 6. Familias con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas	52
Figura 7. Géneros con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas	56
Figura 8. Especies con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas.....	62
Figura 9. Análisis NMDS de las 32 parcelas para las 10 especies endémicas del área de estudio	65
Figura 10. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del distrito de Saño	68
Figura 11. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del CP La Punta ..	69
Figura 12. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del CP San Juan de Ranra	70
Figura 13. Perfil de vegetación de la parcela SAÑ-2-4.....	71
Figura 14. Perfil de vegetación de la parcela SAP-6-1.....	72
Figura 15. Perfil de vegetación de la parcela RA-10-3.	72
Figura 16. Análisis de clasificación para las 32 parcelas en estudio según el índice de similitud Bray-Curtis	75
Figura 17. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según localidad (Stress 0.1, 9999 reiteraciones).....	77
Figura 18. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según altitud (Stress 0.1, 9999 reiteraciones).....	80
Figura 19. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según Zona de vida (Stress 0.1, 9999 reiteraciones).....	83
Figura 20. Distribución porcentual de las formas de fragmentos en los tres bosques.....	88

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Mapa Ecológico de Zonas de Vida del Área de Estudio	134
Anexo 2. Mapa de Cobertura Vegetal del Área de Estudio.....	135
Anexo 3. Ubicación de las Parcelas Instaladas en los Fragmentos de Bosque	136
Anexo 4. Formato de Libreta de Campo	149
Anexo 5. Resultados de las Entrevistas	150
Anexo 6. Presencia de las Especies en las Tres Localidades	156
Anexo 7. Usos de las Especies del Presente Estudio.....	158
Anexo 8. Entrevistas en Campo	163
Anexo 9. Autorización con fines de Investigación Científica otorgada por SERFOR	167

RESUMEN

La presente investigación tuvo como objetivo analizar la composición, la diversidad florística y el estado de conservación de fragmentos de bosques andinos en tres localidades (ACP Illish Pichacoto, CP La Punta y CP San Juan de Ranra) entre los 3200 hasta los 3800 m s.n.m. en la provincia de Tarma y Huancayo, departamento de Junín. Observaciones de imágenes satelitales y evaluaciones en campo permitieron localizar y comparar los fragmentos a diferentes altitudes en relación con su tamaño y conectividad, además de evaluar su composición florística, diversidad y estructura de la flora leñosa que alberga. Asimismo, para conocer el estado de conservación se utilizaron matrices cualitativas y entrevistas a la población local. Se evaluaron 13 fragmentos de bosques andinos, en donde se registró la flora leñosa compuesta por 49 especies, 34 géneros, 22 familias botánicas, albergando 10 especies endémicas. También se delimitaron un total de 97 parches en las tres localidades caracterizados principalmente por sus tamaños pequeños, alto grado de fragmentación, formas predominantemente irregulares a oval-redondas y conexiones en su mayoría con dos o más fragmentos. Los grupos taxonómicos más representativos fueron Escalloniaceae, Asteraceae y Rosaceae a nivel de familias; *Escallonia*, *Baccharis* y *Hesperomeles* a nivel de géneros; y *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides* y *Baccharis latifolia* a nivel de especies. Los resultados muestran que el CP San Juan de Ranra obtuvo un estado de conservación bueno en relación al CP La Punta y el ACP Illish Pichacoto con estado regular.

Palabras clave: bosques andinos, fragmentación, bosques relictos, estado de conservación

ABSTRACT

The objective of this research was to analyze the composition, floristic diversity and state of conservation of Andean forest fragments in three locations (ACP Illish Pichacoto, CP La Punta and CP San Juan de Ranra) between 3,200 and 3,800 m a.s.l. in the province of Tarma and Huancayo, department of Junín. Observations of satellite images and evaluations in the field allowed to locate and compare the fragments at different altitudes in relation to their size and connectivity, in addition to evaluating their floristic composition, diversity and structure of the woody flora that they house. Likewise, to know the state of conservation, qualitative matrices and interviews with the local population were used. 13 fragments of Andean forests were evaluated, where the woody flora composed of 49 species, 34 genera, 22 botanical families, housing 10 endemic species, was recorded. A total of 97 patches were also delimited in the three localities, characterized mainly by their small sizes, high degree of fragmentation, predominantly irregular to oval-round shapes, and mostly connections with two or more fragments. The most representative taxonomic groups were Escalloniaceae, Asteraceae and Rosaceae at the family level; *Escallonia*, *Baccharis* and *Hesperomeles* at the genera level; and *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides* and *Baccharis latifolia* at the species level. The results show that the San Juan de Ranra CP obtained a good conservation status in relation to the La Punta CP and the Illish Pichacoto ACP with regular status.

Keywords: Andean forests, fragmentation, relict forests, conservation status

I. INTRODUCCIÓN

Los Andes Tropicales albergan una gran riqueza florística con alrededor de 45 000 especies de plantas, es considerado el Hotspot de biodiversidad más rico y diverso de la Tierra (Myers *et al.* 2000, Rodríguez-Mahecha *et al.* 2004, Cuesta *et al.* 2009). Se calcula que existen 77 ecosistemas andinos en el Perú (Josse *et al.* 2009). En ese sentido abarcan una gran diversidad de formaciones vegetales de montaña, llamados frecuentemente bosques montanos o bosques andinos (Cuesta *et al.* 2009). Se cuenta con variadas clasificaciones de la vegetación para la región andina (Weberbauer 1945, Tovar 1990, MINAM 2015b, Cuesta *et al.* 2009) las cuales están influenciadas por condiciones bioclimáticas heterogéneas que van de secas a húmedas.

Los Andes tropicales están teniendo una reducción de su vegetación nativa (Kessler 2006). Se calcula que solo queda remanente el 25 por ciento del total de la vegetación que hubo en algún momento (Myers *et al.* 2000). Actualmente la creciente expansión urbana sigue acelerando este proceso. Actividades como la agricultura y ganadería pueden generar amenazas al bosque, esto sumado a la incorporación de especies exóticas de los géneros *Pinus*, *Eucalyptus* y *Cupressus*.

Estas áreas perturbadas presentan fragmentos de bosques naturales que albergan diferentes tipos de vegetación que anteriormente estaban conectados y que en la actualidad conforman pequeños parches o remanentes dispersos de diferentes tamaños, formas y grados de fragmentación (Weigend 2005b, Weigend *et al.* 2006). Esta vegetación silvestre remanente o relictas, considerada en peligro de extinción, juega un rol importante en la adaptación y mitigación ante el cambio climático, brinda servicios ecosistémicos y apoya en el mantenimiento de los procesos ecológicos al constituir refugio y hábitat para muchas especies de fauna silvestre y entomológica (Castañeda 2015).

Es limitado el conocimiento acerca de los bosques andinos (Tobón 2009, La Torre-Cuadros 2016) y más aún los estudios referidos a su fragmentación. Es decir, existe un vacío de información de la ubicación y estado actual de estas áreas. Un ejemplo lo conforman los andes centrales donde a pesar que se han realizado amplios estudios acerca de su diversidad

y composición florística, etnobotánica, estado de conservación, entre otros (Tovar 1990, Yarupaitán y Albán 2003, León *et al.* 2006, Loja 2002, Reynel y Marcelo 2010, Trinidad y Cano 2016, Aquino *et al.* 2018, Beltrán 2018, Castañeda 2019, Tello-Cerón *et al.* 2019, Ceroni y Vilcapoma 2020), aún son pocos los trabajos científicos que se enfoquen desde la perspectiva de sus bosques fragmentados o relictos.

El objetivo general de este estudio es analizar la composición, la diversidad florística y el estado de conservación de fragmentos de bosques andinos en tres zonas entre los 3200 hasta los 3800 m s.n.m. en el departamento de Junín. Observaciones de imágenes satelitales y evaluaciones en campo permitieron localizar y comparar los fragmentos a diferentes altitudes en relación con su tamaño y conectividad, además de evaluar su composición florística, diversidad y estructura de la flora leñosa que alberga. Asimismo, para conocer el estado de conservación se utilizaron matrices cualitativas y entrevistas a la población.

Los objetivos específicos de la investigación son los siguientes:

- Comparar la composición y la diversidad florística de la flora leñosa de fragmentos de bosques andinos en tres zonas a lo largo de la gradiente altitudinal en el departamento de Junín con relación al tamaño de los fragmentos y al nivel de conectividad.
- Establecer el estado de conservación de la flora leñosa de los fragmentos de bosque andino estudiados en el departamento de Junín.

En general, esta investigación provee información de la diversidad arbórea y arbustiva que conforman aún espacios boscosos en la zona andina central del Perú y evidencia su estado de conservación. Esto puede ser replicado para continuar con el estudio de otros fragmentos de bosques y determinar el estado actual de conservación de este tipo de bosque y plantear estrategias al respecto.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 LOS BOSQUES ANDINOS

Los bosques andinos, llamados también bosques montanos o de montaña (Bosques Andinos 2020; Cuesta *et al.* 2009) conforman el ecosistema más extenso en los Andes Tropicales o Andes del Norte y Centro, con más de 372 000 km², equivalente al 25 por ciento de su extensión (Josse *et al.* 2009; Cuesta *et al.* 2009). En el Perú estos bosques abarcan una extensión de 385 005 ha, 0.53 por ciento de total de bosques del país, distribuidos a lo largo del país, concentrando su mayor extensión en la parte central y sur del país en los departamentos de Huánuco, Junín, Huancavelica, Ayacucho, Apurímac, Cajamarca y Cusco (MINAM 2011, MINAN 2016).

Los bosques andinos se encuentran desde el pie de monte (500 ± 100 m s.n.m.) hasta el límite arbóreo (considerado generalmente entre sobre los 3200-3500 m s.n.m.) donde empiezan a predominar otros tipos de ecosistemas (Webster 1995, Lauer 1989, Körner 2012). Los bosques montanos de los Andes, llamados también así, se pueden clasificar según su altitud en bosques piemontanos, montanos bajos, montanos, altimontano y altoandinos (Pinto *et al.* 2018, Cuesta *et al.* 2009). Las altitudes abarcan referencialmente valores hasta los 2000 m en el piso subandino (montano bajo), montano entre 2000 a 3200 m, altimontano entre los 3200 a 3900 m, y altoandino por encima de los 3900 m (Josse *et al.* 2009). En Perú se han identificado 38 ecosistemas de bosques montanos con relación a otros países de la región andina sudamericana (Cuesta *et al.* 2009). Otras clasificaciones mencionan que los bosques andinos pueden dividirse en pluviales o de niebla, pluvioestacionales, y xéricos. El Perú cuenta para este caso con 33.2 por ciento para los pluviales, 38.2 por ciento para los pluvioestacionales y 22.3 por ciento para los xéricos (Cuesta *et al.* 2009).

Según el Mapa Nacional de cobertura vegetal propuesto por el MINAM (2015b) la región andina peruana comprende dos zonas bien definidas: vertiente occidental andina e interandina, y la ecorregión puna. La primera entre 1500 a 3200-3800 m y la segunda por encima de 3500 m con presencia de pequeños bosques o parches de bosques relictos y

formaciones arbustivas. Las formaciones vegetales consideradas dentro de la región andina son las siguientes: Bosque relicto mesoandino (Br-me), Bosque relicto mesoandino de coníferas (Br-me-co), Bosque montano occidental andino (Bm-oca), Bosque relicto altoandino (Br-al), Páramo (Para), Jalca (Jal), Pajonal andino (Pj), Bofedal (Bo), Matorral arbustivo (Ma) y Cardonal (Car). En total estos espacios cubren un área de un poco más 29 200 000 ha, es decir alrededor del 22.7 por ciento del total de la cobertura vegetal del país. La superficie con bosque natural andino solo considera los cuatro primeros tipos de formaciones vegetales con un área total de 220 173 ha (0.17 por ciento). Cabe destacar que como parte de las zonas altimontanas pueden incluirse también: el Bosque de montaña altimontano (Bm-al) y el Matorral arbustivo altimontano (Ma-al).

2.1.1 Fragmentación de los bosques andinos

La fragmentación se define como la *“subdivisión de un hábitat del tipo de cobertura vegetal ya sea por una alteración natural (por ejemplo: incendio, acción del viento) o por actividades humanas (por ejemplo: el trazado de rutas, la agricultura”* (FAO 2009). Por su parte, la fragmentación forestal se define como *“cualquier proceso que resulte en la conversión de bosque anteriormente continuo en parches de bosque aislados por tierras no boscosas”* (Haila 1999, SCBD 2002). Este proceso cambia la configuración, composición y funciones dentro del paisaje y a menudo puede ser el primer paso a la conversión de uso de suelo (FAO y PNUMA 2020).

Los fragmentos o parches de bosques pueden ser llamados bosques relictos o remanentes, definidos según Schelhas y Greenberg (1996) como *“fragmentos no utilizados de bosques antiguos, incluido el bosque intencionalmente dejado sin limpiar para la protección de cuencas hidrográficas, conservación de la vida silvestre, y otros beneficios, o parches que simplemente no se han eliminado aún debido a la inaccesibilidad o la reciente ocupación humana”*. Estos bosques formaron parte de una vegetación continua antigua y que ahora tienen reducida superficie, alta fragmentación y poca accesibilidad (Juárez *et al.* 2005, MINAM 2015b). Se consideran que los bosques relictos son ecosistemas en peligro de extinción siendo destruidos de manera rápida (Weigend *et al.* 2005a, Weigend *et al.* 2006).

Las causas de la fragmentación tienen como factor importante a la deforestación donde la cobertura forestal se transforma dando paso a la creación de remanentes de bosques

originales con tamaños y formas variables, y con pérdida de su continuidad y conectividad entre ellas (Kattan 2002, Oliveira-Miranda y Morón-Zambrano s.f).

Otro factor puede considerarse la actividad antrópica. En la región andina las actividades de agricultura y ganadería han sido las principales causantes de la pérdida de biodiversidad y de la fragmentación de los bosques (Juárez *et al.* 2005). Es posible que algunos parches inmersos dentro de estas matrices agropecuarias ya hayan desaparecido por completo y otros estén en este proceso. También la sustitución de bosque nativo por plantaciones de especies exóticas, incremento poblacional y extensión de zonas urbanas, incendios y la sobreexplotación de especies nativas contribuyen en este aspecto.

Un tercer factor es el cambio climático que afecta de manera diferente a cada ecosistema andino según su grado de vulnerabilidad. Por ejemplo, un aumento de temperatura afectará en la distribución y movimientos de las especies en búsqueda de climas favorables y otras tendrán la capacidad de adaptarse (Feeley y Silman 2010, Herzog 2012, Freeman *et al.* 2021). Esto causará cambios en la composición de las comunidades vegetales generando el proceso de termofilización (Fadrique *et al.* 2018, Feeley *et al.* 2020). También, se sabe la alta sensibilidad de la dinámica de los bosques andinos a este factor (Báez *et al.* 2015). Esto sumando a que los regímenes y estacionalidades de las lluvias pueden variar, lo que influirá en la generación de sequías, que combinada con la fragmentación de los bosques favorecen la aparición de incendios (Saura *et al.* 2014).

Los efectos directos de la fragmentación en los hábitats se visualizan en (1) la creación de pequeños parches, (2) alteración de los procesos del paisaje, (3) el aislamiento de parches en una matriz más o menos alterada, o (4) la reducción del tamaño de la población (Turner 1996, Kattan 2002, Hobbs y Yates 2003). Fahrig (2003) lo señala de manera similar como (a) reducción en la cantidad de hábitat, (b) aumento en el número de parches de hábitat, (c) disminución en el tamaño de los parches de hábitat y (d) aumento en el aislamiento de parches. Actualmente, los experimentos sobre fragmentación realizados a largo plazo muestran que los impactos negativos sobre los ecosistemas se dan principalmente por la disminución de su área, aumento de su aislamiento y la creación de bordes (Haddad *et al.* 2015).

2.1.2 Estudios en bosques andinos y su fragmentación

Los Andes peruanos han sido muy poco investigados en relación a otros países sudamericanos como Venezuela, Colombia y Ecuador (Pitman *et al.* 2011). Es decir, en el Perú, la investigación referente a bosques andinos está fragmentada, y es todavía insuficiente. Los estudios han sido menores en comparación con los de otros ecosistemas forestales como los bosques tropicales de tierras bajas (La Torre-Cuadros 2016) y además se han centrado en bosques andinos montanos húmedos o de neblina (Tejedor *et al.* 2012). Se ha encontrado que faltan investigar zonas andinas por encima de los 3500 m s.n.m y en bosques montanos xéricos y altoandinos (La Torre-Cuadros 2016, Pariente *et al.* 2016). Por su parte, los estudios que documentan la diversidad florística de bosques andinos en la zona central del Perú son dispersos (Weberbauer 1945, Barrón 1974, Tovar 1990, Tovar 2001, Loja 2002, Yarupaitán y Albán 2003, Parra *et al.* 2004, Yarupaitán y Albán 2004, Reynel y Marcelo 2010, Paulino *et al.* 2015, Trinidad y Cano 2016, Aquino *et al.* 2018, Beltrán 2018, Yaranga *et al.* 2018, Ames-Martínez *et al.* 2019) y no se trabaja desde la perspectiva de la fragmentación de bosques.

Los estudios de fragmentación se remontan a la “Teoría de biogeografía de las islas” propuesto por McArthur y Wilson (1967) donde se postulaba que la riqueza de especies tenía una relación directa con el área y grado de aislamiento de un hábitat (ahora aplicado a fragmentos). En 1939 el geógrafo alemán Carl Troll introdujo el término Ecología del Paisaje, una ciencia interdisciplinaria que estudia la heterogeneidad del paisaje a diferentes escalas, y en 1982 se creó la Asociación Científica Internacional de Ecología del Paisaje (IALE). Los estudios ya no eran realizados solo por geógrafos sino también por ecólogos (Gurrutxaga y Lozano 2008, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2017). Con el paso del tiempo la fragmentación y sus impactos han tomado mayor relevancia en la literatura científica generándose múltiples estudios sobre este tema a nivel de escala del fragmento (escala local). Esto último ha ido cambiando debido que ahora se realizan también investigaciones desde la perspectiva de la escala del paisaje, donde se analizan diferentes tipos de fragmentos de diferentes paisajes (Hill y Curran 2003, Hernández-Stefanoni y Dupuy 2008, Torrella 2011).

Son diversos los estudios en relación con el efecto de la fragmentación sobre algunos grupos de animales dentro de la fauna silvestre (Kattan 2002, Flanagan *et al.* 2005, Mena 2010, Stratford y Stouffer 2015). Las pocas investigaciones que hay en relación a las

plantas en este aspecto se enfocan en ecosistemas de bosques amazónicos (Turner 1996, Turner y Corlett 1996, Tabarelli *et al.* 1999, Laurance *et al.* 2002) y también en bosques montanos nublados (Kattan *et al.* 1994). Es decir, a nivel general, todavía hay vacíos de información en entender cómo la fragmentación afecta a las poblaciones de plantas y animales (Hobbs y Yates 2003).

Las investigaciones en países de Latinoamérica incluyen aspectos como el análisis, estado y efectos de la fragmentación, así como la caracterización de fragmentos, su conectividad y el efecto de borde (Kattan *et al.* 1994, Altamirano *et al.* 2007, Pincheira-Ulbrich *et al.* 2009, Duque *et al.* 2013, Garfias *et al.* 2018, León-Alfaro 2019). También se han realizado estudios referidos a la estructura, diversidad y composición florística de fragmentos en bosques andinos (Alvear *et al.* 2010, García-De la Cruz *et al.* 2013, Tinoco *et al.* 2014) y referido además a tipos específicos de fragmentos largos y delgados como las cortinas forestales (Ginzburg *et al.* 2012).

En el Perú, con respecto al estudio de la fragmentación en bosques andinos, la producción científica generada todavía es limitada (La Torre-Cuadros 2016). Por ejemplo, se han documentado estudios florísticos en bosques relictos para la zona norte del país en los departamentos de Piura, Lambayeque, Cajamarca y La Libertad, reconociendo un total de 23 fragmentos (Juárez *et al.* 2005, Llatas-Quiroz y López-Mesones 2005, Weigend *et al.* 2005b, Burga-Cieza *et al.* 2011). También se ha estudiado la fragmentación en ecosistemas de Puna en el sur del país (Navarro *et al.* 2021). Además, en los andes centrales se analizó la fragmentación del paisaje (Hinostroza 2021), y en bosques montanos y subandinos su impacto sobre el hábitat de roedores (Noblecilla 2019) y murciélagos (Mena 2010). También, los bosques fragmentados y relictos andinos pueden ser el hábitat de especies de flora nuevas para la ciencia (Granda 2009, Beltrán 2013).

También ha crecido en los últimos años el interés en el estudio del impacto de la fragmentación sobre bosques dominados por especies del género *Polylepis*, ubicándolos espacialmente y analizando sus posibles amenazas y estado de conservación (Navarro *et al.* 2010, Zutta *et al.* 2012, Morales *et al.* 2018, Ames-Martínez *et al.* 2019, Franco *et al.* 2021). Solo en el departamento de Moquegua y Apurímac se lograron registrar 104 y 127 parches de bosques respectivamente mediante técnicas de Sistema de Información Geográfica (SIG) e imágenes satelitales de Google Earth (Benham *et al.* 2011, Pacheco

et al. 2018). También, se ha analizado las posibles causas de su actual fragmentación considerando aspectos fisiográficos y climáticos particulares hasta procesos devenidos desde bosques del periodo del Pleistoceno (Walter y Medina 1969, Fjeldsa 1993, Toivonen *et al.* 2018). Posiblemente los bosques de *Polylepis* ya formaban parches naturales antes de la existencia humana y la actividad antrópica está generando su hiperfragmentación (Valencia *et al.* 2018).

Es fundamental conocer la extensión natural que tenían los bosques andinos en relación al área que tienen actualmente y en qué medida se han fragmentado con el tiempo. Esta información aún no está documentada (MINAM 2016). La generación de más estudios al respecto permitirá conocer la ubicación exacta de los fragmentos que en la actualidad solo conocida por la población local (Weigend *et al.* 2005b).

2.2 EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN EN BOSQUES FRAGMENTADOS

En general pocos estudios han investigado el papel que tienen los fragmentos de bosques en la conservación de la biodiversidad (Harvey *et al.* 2007). En muchos casos los remanentes de bosques suelen quedar relegados por la comunidad científica y los tomadores de decisiones, en la planificación territorial y en acciones de conservación (Garachana *et al.* 2018). Estudios en áreas protegidas de bosques andinos han analizado la fragmentación mostrando que también se ven afectados en cierto grado y que se deben tomar medidas al respecto para mejorar su conservación (González-Caro y Vásquez 2018).

Weigend *et al.* (2005) señala que para lograr la conservación de los remanentes de bosque en la zona andina es importante (a) investigar y mostrar su enorme biodiversidad, (b) resaltar su valor económico potencial, y (c) enfatizar su papel como áreas de captación de los ríos que impulsan la agricultura y la vida urbana en la costa. En este punto es importante considerar que las estrategias de conservación de la biodiversidad florística de fragmentos deben incluir a las poblaciones humanas que subsisten de ellas (Kattan 2002), y también como parte de las investigaciones (Rocha-Loredo *et al.* 2010).

Para la evaluación del estado de conservación se suele utilizar una ponderación de características del paisaje como: (a) Pérdida del hábitat (b) Bloques de hábitat (c) Fragmentación/Degradación (d) Tasa de conversión, y (e) Grado de protección. A partir de esto, el bosque puede ser clasificado en la Categorías de amenaza de la UICN (Unión

Internacional para la Conservación de la Naturaleza): Extinta, Crítica, En Peligro, Vulnerable, Relativamente Estable, Relativamente Intacta (Dinerstein *et al.* 1995). Además, es usual el uso de matrices de evaluación (Navarro *et al.* 2008, Navarro *et al.* 2010, Aguirre y Geada-López 2017) con variables, indicadores y categorías que tienen asignación de valoración (puntajes) que son sumadas para obtener una aproximación cualitativa del estado de conservación del bosque.

Las matrices de evaluación se trabajan a partir de observaciones visuales que permiten identificar el estado de conservación de los bosques. Por ejemplo, en el norte del Perú, Weigend *et al.* (2006) clasificó los bosques relictos en: bien conservados, muy deteriorados, y reducido a fragmentos y poblaciones de árboles y arbustos aislados. También, Leyva *et al.* (2018) para Cuba, consideró cuatro categorías (Malo, Regular, Bueno y Muy bueno) con relación a siete variables como la estructura del bosque, presencia de fuentes de agua, población asociada, entre otras. Otras investigaciones muestran clasificaciones en clases A, B y C según criterios referidos a la riqueza de especies arbóreas y número de individuos reclutas dentro de las parcelas evaluadas (Cabanillas *et al.* 2016).

2.2.1 Caracterización de los fragmentos de bosque

Los aspectos principales de los fragmentos en los bosques son los siguientes:

a. Número de fragmentos

Es el número de fragmentos en que se encuentra subdividido un ecosistema. Se refiere al grado de que el paisaje se divide en parches separados. También se puede utilizar la densidad de parches (Instituto Humboldt 2003, McGarigal 2013).

b. Tamaño del fragmento

Es la medida más básica de la configuración del fragmento o parche. Comprende el área total del fragmento (McGarigal 2013). Los fragmentos más grandes y mejor conectados permiten un eficiente movimiento de los individuos en contraste con los fragmentos pequeños y aislados (Gómez *et al.* 2005). En tal sentido, los grandes parches ayudan a mantener la biodiversidad ya que la riqueza de especies aumenta con el área de parche y su conectividad (McArthur y Wilson 1967).

Se puede calcular el tamaño medio de los fragmentos de un ecosistema a partir de la superficie de todos los fragmentos y dividiendo luego el resultado por el número de fragmentos (Echeverry y Harper 2009).

c. Perímetro o borde del fragmento

Es el límite entre una zona boscosa y no boscosa, observándose el final de un dosel continuo (Harper *et al.* 2005). Se calcula como la longitud de borde del fragmento (McGarigal 2013).

d. Forma del fragmento

Se refiere a la geometría de los parches. Estos tienen a ser simples y compactos o irregulares y contorneados. La forma es un atributo espacial extremadamente difícil de capturar debido al número infinito de posibles formas. Para su cálculo se relaciona el perímetro y el área del fragmento. También se puede analizar aspectos particulares de la forma del parche, como la compacidad o el alargamiento (McGarigal 2013). Las formas compactas son resistentes a los efectos negativos del ambiente externo, mientras que las formas irregulares pueden tener un perímetro más largo por unidad de área por lo que serán más susceptibles a estos efectos (Echeverry y Harper 2009, Lozano *et al.* 2011).

Para evaluar la forma de fragmentos se hace uso del “Índice de diversidad de forma de Patton” (IPa). Cuando el índice es 1, la forma del fragmento asemeja a un círculo, y a medida que éste va en aumento, la forma se torna más irregular y aumenta el efecto de borde (Lozano *et al.* 2011). La fórmula considera el perímetro de cada fragmento (P) y el área de cada fragmento (A). Según el valor obtenido del índice las formas de fragmento se clasifican en (Tabla 1).

$$IPa = \frac{P}{2x\sqrt{A\pi}}$$

Tabla 1. Forma de fragmentos según el índice de diversidad de formas de Patton

Forma	IPa
Redondo	< 1.25
Oval-redondo	$1.25 \leq 1.50$
Oval oblongo	$1.50 \leq 1.75$
Rectangular	$1.76 \leq 2$
Amorfo o irregular	> 2

Fuente: Patton (1975)

e. Aislamiento

El aislamiento se refiere a la tendencia de los parches para estar relativamente aislados de otros parches de la misma clase o ecológicamente similares. Se puede resumir simplemente como la media distancia del vecino más cercano sobre todos los parches (McGarigal 2013).

f. Conectividad

La conectividad está asociada a la presencia de corredores que no necesariamente pueden ser largos y estrechos, sino que abarcan también vegetación dispersa con pequeñas áreas de bosque o hasta árboles individuales diseminados (Saura *et al.* 2014). Puede ser estimado mediante el análisis de la facilidad o impedimento al desplazamiento de organismos entre los fragmentos (Taylor *et al.* 1993).

En la actualidad hay una disminución de la conectividad funcional entre las poblaciones forestales. Y en contexto de cambio climático, la capacidad de estas especies para adaptarse puede verse limitada por la pérdida de conectividad (Saura *et al.* 2014).

Es usual observar árboles o arbustos dispersos al área del fragmento. En este sentido es importante considerar la función ecológica positiva que tienen los árboles remanentes en la conservación de la biodiversidad (Kleinn 2000, Herrera y García 2009). En espacios andinos donde las actividades antrópicas han mermado la conectividad del bosque, quedan aún árboles asociados a cultivos (por ejemplo, cercos vivos o cortinas rompevientos), a lo largo de fuentes de agua (canales, riachuelos) o cerca de carreteras o caminos. Estas áreas también representan remanentes, como por ejemplo las cortinas rompevientos o forestales que son fragmentos largos y delgados (Ginzburg *et al.* 2012).

g. Efecto de borde

El borde de un parche es la porción cerca del perímetro del fragmento (Saura *et al.* 2014). El impacto de los efectos de borde depende del tamaño y la forma del fragmento, ya que la relación entre el área total fragmento y su perímetro determina qué proporción del área se ve expuesta al efecto de borde. Por lo tanto, mientras más pequeño sea el fragmento, más fuerte será el impacto del efecto de borde (porque afecta una mayor proporción del área total).

Los factores abióticos que se presentan en los bordes de los fragmentos afectan directamente a las plantas que crecen en esa área ya que normalmente el borde es más luminoso, más ventoso y seco que el bosque interior (Kattan 2002). Es por ello por lo que hay muchas especies forestales que no se adaptarán a las condiciones encontradas en los bordes del bosque (Saura *et al.* 2014). En contraste con el bosque interior que no recibirá influencia del borde (Harper *et al.* 2005).

h. Tipos de fragmentos

Pueden ser clasificados según su tamaño, forma y nivel de aislamiento: (a) Bloque compacto (i.e., parche de bosque sin signos de fragmentación ni deterioro), (b) Bloque perforado (i.e., parche de bosque con signos de degradación e inicio de fragmentación), (c) Cortina forestal (i.e., parche de bosque alargado), (d) Resto de cortina (i.e., parche de bosque pequeño y cercano a cortinas forestales), y (e) Isleta (i.e., parche de bosque pequeño y aislado, o árboles individuales) (Garachana *et al.* 2018). También pueden ser fragmentos relictos, bosques manejados para la extracción de recursos forestales, plantaciones de árboles nativos que acompañan sistemas agrícolas, bosques protegidos por algún valor cultural, y parches de bosques de ribera (Schelhas y Greenberg 1996).

i. Grado de fragmentación

La fragmentación total del paisaje se estima a través de la relación entre el área de bosque en los fragmentos y el área total (Lozano *et al.* 2011). Según esta relación se establecen cuatro categorías (Tabla 2):

Tabla 2. Grados de fragmentación

Fragmentación	Valores
Sin Fragmentación	1
Fragmentación moderada	$<1 \leq 0.7$
Altamente fragmentado	$0.7 \leq 0.5$
Insularizado	< 0.5

Fuente: Díaz (2003)

2.3 METODOLOGÍA PARA LA EVALUACIÓN DE LA VEGETACIÓN ANDINA

En Perú se realizaron estudios referidos al tamaño mínimo de unidad muestral para diferentes formaciones vegetales a partir del análisis de la curva área-especie de inventarios en estas áreas. Para bosques de la región andina los valores mínimos propuestos varían de 0.04 a 0.25 ha. Para bosques relictos mesoandinos y altoandinos es el valor más bajo, y para bosques montanos occidental andino, bosque de coníferas y xérico interandino el más alto (MINAM 2015a).

Para el monitoreo de la diversidad florística a largo plazo es muy frecuente el uso de parcelas permanentes (Phillips *et al.* 2016). En bosques andinos se está realizando metodologías en base a estos tipos de parcelas (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017, Alfaro *et al.* 2018) pero considerando la búsqueda de espacios con buen estado de conservación y baja intervención antrópica para su instalación (Osinaga *et al.* 2014), lo que no sucede en proceso de fragmentación.

En general para los inventarios de flora se suelen usar parcelas cuadrangulares y rectangulares (MINAM 2015a). Las dimensiones de las parcelas cuadradas varían según el tipo de estudio y los objetivos propuestos, pudiendo ser de 10x10m, 20x20m, 25x25m y 50x50m (Melo y Vargas 2002). Por ejemplo, en bosques altoandinos se han realizado evaluaciones de bosques de *Polylepis* con parcelas de 10x10 m, 20x20m y 20x25m (Kessler *et al.* 2014, Castro y Flores 2015, Morales-Araníbar *et al.* 2019). En fragmentos de bosque andino se han usado parcelas de 4x50m (Duque *et al.* 2013), aunque también se suele trabajar con transectos Gentry (Alvear *et al.* 2010, Minga *et al.* 2019). Las parcelas rectangulares abarcan una mayor longitud de terreno lo que permite una mayor probabilidad de interceptar más especies (MINAM 2015a). Sin embargo, se recomienda tener en cuenta el efecto de borde, a partir de una menor relación perímetro/superficie, es decir se busca disminuir la

posibilidad de incluir individuos que en realidad están fuera de la parcela (Melo y Vargas 2002).

Las parcelas deben estar espaciadas entre 100 m (para formaciones arbustivas) a 500 m (formaciones arbóreas). Esto debe ir acorde al tamaño de cada estrato o tipo de vegetación. La evaluación de los árboles en bosques de la región andina considera como mínimo el diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 5 cm y un perímetro a la altura del pecho (PAP) aproximado de 16 cm. La evaluación del diámetro de copa de árboles y arbustos permite conocer el grado de cobertura de un tipo de vegetación. Este valor se obtiene al promediar el diámetro mayor y menor de copa (MINAM 2015a).

2.4 COMPOSICIÓN FLORÍSTICA Y DIVERSIDAD

2.4.1 Composición Florística

La composición florística incluye los parámetros de: familias, géneros y especies más abundantes, especies endémicas, familias y géneros monoespecíficos, especies monoindividuales, los nuevos registros departamentales y el análisis de agrupamiento (Análisis Clúster) (De Rutte y Reynel 2016). La composición florística de un bosque está determinada por factores ambientales (clima, altitud, precipitación, suelo y topografía) como por la dinámica del bosque y la ecología de sus especies (Louman *et al.* 2001).

Es necesario promover la conservación de los bosques andinos y en mayor medida de los que no cuentan con medidas para su conservación ya que muchos de ellos conforman espacios donde se descubren y reportan nuevas especies para la flora peruana (Puppo 2008, Granda 2010, Montesinos-Tubeé *et al.* 2015, Fernandez-Hilario y Smith 2017, Calvo y Beltrán 2018, Castillo y Pringle 2018).

2.4.2 Diversidad Alfa (α)

Es el número de especies observables en una localización dada, dentro de una misma comunidad (Reynel *et al.* 2013). Abarca dos variables importantes: (1) la riqueza de especies, y (2) la abundancia relativa de especies (Carmona-Galindo y Carmona 2013). Los parámetros asociados a la diversidad alfa son: número de individuos por hectárea, número de especies por hectárea, número de familias y géneros botánicos, cociente de mezcla, curva especie-área, diversidad de familias y géneros, y los índices de diversidad, equidad y dominancia (De Rutte y Reynel 2016).

Existen muchos índices para calcular la diversidad alfa, entre ellos:

a. Índice de diversidad Alfa de Fisher (S)

El índice de diversidad alfa de Fisher permite hacer comparaciones del nivel de diversidad de especies entre sitios que, con una misma área, varían en abundancia (De Rutte y Reynel 2016). Este índice es cada vez más usado en comparaciones de diversidad florística entre parcelas (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017)

$$S = \frac{1 + N}{\alpha}$$

Donde “S” representa el número total de especies, “ α ” es el Índice de diversidad alfa de Fisher, y “N” el número total de individuos.

b. Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H)

Es uno de los índices más utilizados para cuantificar la biodiversidad específica. El índice refleja la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Pla 2006).

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Donde la variable “pi” representa la proporción de la abundancia relativa de la especie “i” con relación a la abundancia de todas las especies detectadas en un muestreo. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (MINAM 2015a).

c. Índice de equitatividad de Simpson (E 1/D)

La equitatividad de una comunidad puede medirse por las abundancias relativas de las especies que la conforman. Uno de los índices propuestos para medir esta uniformidad es el índice de equitatividad de Simpson (E 1/D) donde se relacionan las abundancias de las especies con la máxima heterogeneidad posible (especies con el mismo número de individuos). Es índice varía de 0 a 1 de equitatividad (Krebs 1998).

$$E_{1/D} = \frac{1/\hat{D}}{s}$$

Donde \hat{D} es el índice de diversidad de Simpson y “s” el número de especies de la muestra.

2.4.3 Diversidad Beta (β)

Es definida como la magnitud de cambio en la composición de las especies a lo largo de un gradiente ambiental o entre diferentes comunidades en un paisaje (Whittaker 1977). También puede ser definida como el diferencial entre la diversidad de un hábitat (diversidad-alfa) y la diversidad total de un paisaje de hábitats (diversidad-gamma) (Whittaker 1960). Whittaker (1956 y 1960) propuso dos conceptos relacionados con la diversidad β que hoy siguen vigentes: el decaimiento de la similitud con la distancia y el recambio de especies (Calderón-Patrón *et al.* 2012).

a. Índice de similitud florística de Sorensen (IS)

El índice de Sørensen es utilizado para la valoración de la similitud en la composición de los ensamblajes (solapamiento de especies) y se basa en la presencia o ausencia de especies en ensamblajes pareados (Halffter *et al.* 2005). Se puede dar a nivel cualitativo donde se relaciona el número de especies compartidas con la media aritmética de las especies de ambos sitios, o a nivel cuantitativo donde relaciona la abundancia de las especies compartidas con la abundancia total en las dos muestras (Villarreal *et al.* 2004).

$$IS = \left[\frac{2c}{A + B} \right] \times 100$$

Donde “c” es el número de especies comunes entre ambas comunidades, “A” representa el número total de especies de la comunidad A, y “B” el número total de especies de la comunidad B.

2.5 ESTRUCTURA HORIZONTAL DE ECOSISTEMAS BOSCOSOS

La estructura horizontal de los bosques permite conocer el comportamiento de los árboles y especies que lo conforman. Esta estructura puede evaluarse usando el Índice de Valor de Importancia (IVI) que muestra la importancia ecológica de las especies dentro del ecosistema y el cociente de mezcla (CM) que es sencillo de calcular (Melo y Vargas 2002).

a. Índice de Valor de Importancia (IVI)

Este índice fue formulado por Curtis & McIntosh (1951) y comprende la sumatoria de las abundancias, frecuencias y dominancias. Con este índice es posible comparar el “peso ecológico” de cada especie (Lamprecht 1990).

La abundancia es el número de árboles por especie y se distinguen entre abundancias absolutas (número de individuos/especie) y relativas (proporción porcentual en relación al total de árboles). La frecuencia es la existencia o ausencia de una especie en una subparcela y se distinguen las frecuencias absolutas (porcentaje) y relativas como el porcentaje en la suma de las frecuencias absolutas de todas las especies. La dominancia es el grado de cobertura de una especie o la suma de las proyecciones horizontales de las copas de los árboles sobre el suelo. En bosques tropicales al ser difícil este cálculo se considera las áreas basales expresadas en metros cuadrados. En bosques andinos donde los árboles no tienen mucha altura y densidad arbórea es posible evaluar el diámetro de copa. La dominancia absoluta es definida como las sumas de las áreas basales individuales y la relativa como la proporción de una especie en un área basal total evaluada (Lamprecht 1990, Melo y Vargas 2003).

b. Cociente de mezcla

Se calcula mediante la relación entre el número de especies y el número de individuos. Solo proporciona una primera aproximación para conocer la heterogeneidad del bosque (Lamprecht 1990, Melo y Vargas 2002).

2.6 TÉCNICA MUESTREO BOLA DE NIEVE O “SNOWBALL”

Esta técnica de muestreo no probabilístico también llamada “cadena” consiste en una selección intencional de especialistas o expertos locales donde a partir de sus sugerencias se puede ubicar a otros informantes expertos para que brinden más información, y así sucesivamente hasta llegar a un momento en que se involucra a todos los especialistas (Bailey 1994, Gómez *et al.* 2016). El efecto repetitivo de este proceso muestra la metáfora en el nombre de “bola de nieve” que implica un carácter acumulativo de información. Esta técnica se suele representar a través de gráficas llamadas “árboles de muestreo” (Noy 2008).

Un experto local se reconoce como un representante de un conjunto de individuos que están socialmente legitimados y son reconocidos como poseedores de un conocimiento en particular. Pero puede suceder que algún informante no indique otro nombre. En este caso u otros se debe hacer un balance de la situación y poder adaptar este método a las particularidades de la población en estudio. Es necesario considerar que las muestras

obtenidas por este método no son representativas y no pueden usarse para hacer inferencias estadísticas sobre la población (Albuquerque *et al.* 2014).

Esta técnica es usada en estudios sobre plantas (Magaña *et al.* 2010, Gómez *et al.* 2016, Pérez y Matiz-Guerra 2017, Tello-Cerón *et al.* 2019, Alipio-Rodríguez *et al.* 2020, Mostacero-León *et al.* 2021). Además, ha sido usada para complementar la información sobre las investigaciones dadas en Perú sobre tipos de bosque andinos (La Torre-Cuadros 2016).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 MATERIALES

3.1.1 Área de estudio

El ámbito geográfico comprende zonas de vegetación andina del departamento de Junín donde se presentan áreas de concentración de fragmentos de bosque. Abarca el centro poblado San Juan de Ranra, distrito de Tapo en la provincia de Tarma, el Área de Conservación Privada Ilish Pichacoto, distrito de Saño y el CP La Punta, distrito de Sapallanga en la provincia de Huancayo (Figura 1). La altitud se encuentra entre los 3200 a 3800 m s.n.m. La ubicación geográfica está entre las coordenadas UTM 18L 438000 m E y 8745817 m S y 474236 m E y 8679925 m S.

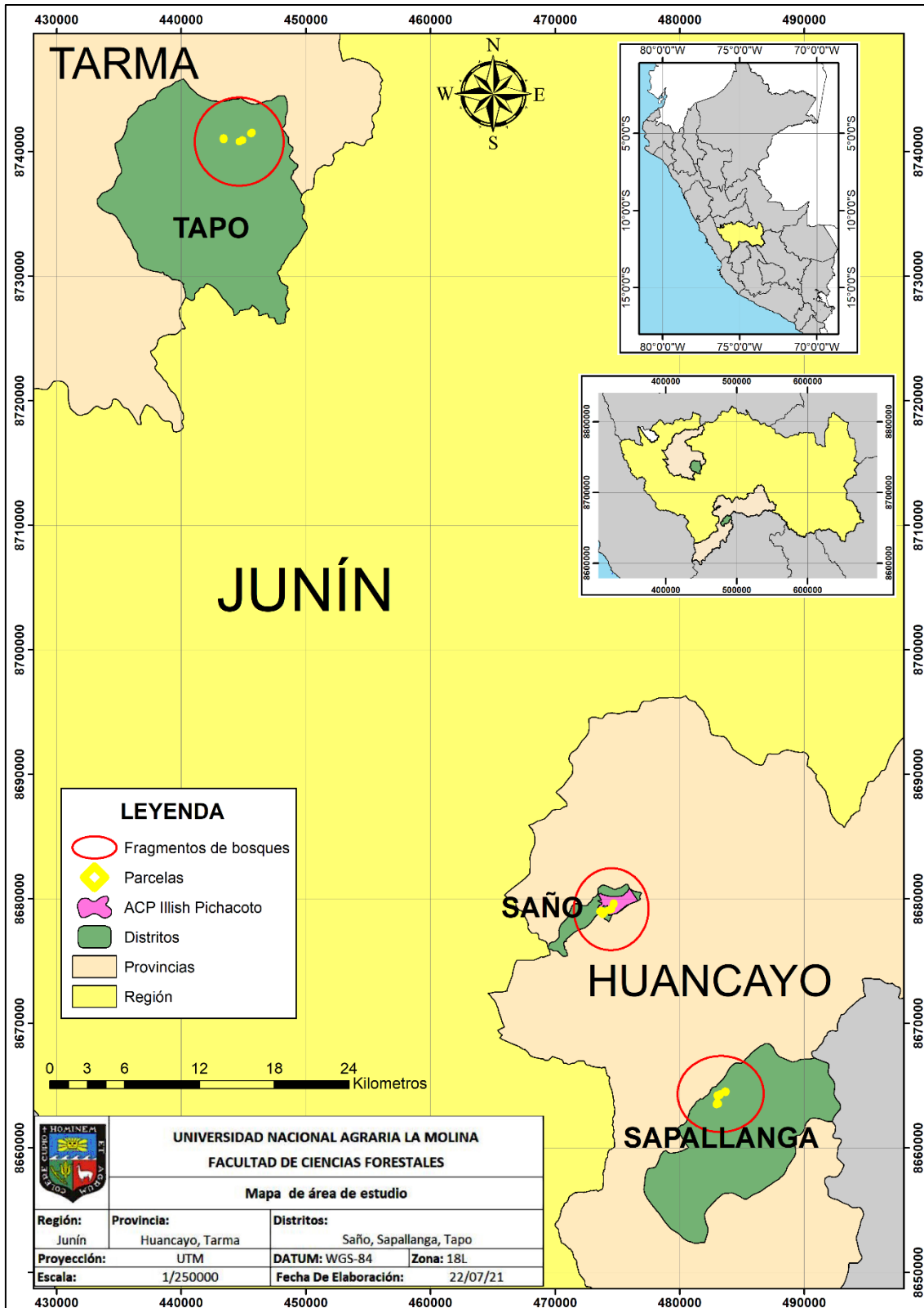


Figura 1. Mapa de ubicación de los fragmentos de bosque y parcelas estudiadas

3.1.2 Fisiografía y suelo

Los fragmentos de bosque estudiados se ubican en las unidades geomorfológicas de Altas Mesetas Centrales y la Cordillera Oriental de los Andes del Perú (Mégard 1968, Castroviejo *et al.* 2009). El departamento de Junín presenta una fisiografía principalmente montañosa cubriendo el 69 por ciento de su territorio, seguido de relieves colinosos (17 por ciento) y planicies (12 por ciento) (GRRNGMA 2015b). Las unidades fisiográficas encontradas en las provincias de Huancayo y Tarma son muy diversas y están conformadas por valles con pendientes de hasta 4 por ciento, terrazas, superficies aluviales, colinas bajas (15-25 por ciento), medias (15-75 por ciento) y altas (mayor a 75 por ciento), laderas moderadamente empinadas (15-25 por ciento) a extremadamente empinadas (mayor a 75 por ciento), y montañas inclinadas y empinadas. Además, los suelos de estas provincias son profundos, de permeabilidad moderada y textura franco-arcilloso-arenoso (GRRNGMA 2015a, Garay y Ochoa 2010).

Los distritos de Saño y Sapallanga son colindantes con la depresión interandina Jauja-Huancayo ubicada entre 3160 a 3350 m s.n.m. y atravesada por el río Mantaro (Mégard 1968). Dicha depresión proviene de depósitos fluvioglaciales de la época Cuaternaria. Según Malpartida y De La Cruz (2017) el ACP Illish Pichacoto presenta una fisiografía con lugares planos a ligeramente inclinados y muy empinados, además cuenta con una gran diversidad de suelos arcillosos, pedregosos y fértiles de formación aluvial y coluvial

3.1.3 Hidrografía

Los distritos de Saño y Sapallanga forman parte de la cuenca del río Mantaro que discurre sus aguas desde el lago Junín hasta su confluencia con el río Apurímac. Esta cuenca es parte de la vertiente hidrográfica oriental, cuyas aguas descargan en la Amazonía (Salaverry 2006). Esta área se encuentra dentro de la zona denominada Mantaro medio, donde el río recorre aguas abajo con un relieve de baja pendiente a lo largo del valle del Mantaro. Los principales tributarios del río Mantaro en esta zona son el río Cunas y Shullcas (ANA 2019).

Los fragmentos de bosque en Sapallanga (Centro poblado La Punta) se ubican en la quebrada del río Lluichos que vierte sus aguas a la subcuenca del río Chanchas, tributario del río Mantaro. Esta quebrada tiene su origen en la laguna Yanaucha (Muni Sapallanga 2022). Además, aproximadamente a 5 km de estos fragmentos, a 4500 m s.n.m, se

encuentra la laguna Huacracochoa con un área de 89 ha, perteneciente al centro poblado de Acopalca. Esta laguna se alimenta del deshielo de los nevados y las precipitaciones estacionales (CATIE 2016) y sirve como fuente hídrica para el abastecimiento de agua potable a distritos de la provincia de Huancayo (SEDAM Huancayo 2014).

En el distrito de Saño, los fragmentos están ubicados en la Quebrada Ilish o Tanquispata cuyos riachuelos drenan sus aguas hacia el río Anya para luego llegar al río Mantaro. En el Área de Conservación Privada existen pequeños humedales en las partes más altas a 4500 m s.n.m, cuyas aguas descienden hasta las zonas medias y bajas. Además, otras fuentes hídricas que destacan son la presencia de manantiales (Uchumachay y Jundisha) y riachuelos a lo largo de la quebrada (Malpartida y De La Cruz 2017).

El centro poblado San Juan de Ranra es parte de la cuenca del río Tarma que presenta tres afluentes principales: río Palcamayo, Huasahuasi y Ricrán (MINEM 2011) y limita por el suroeste con la cuenca del Mantaro. Políticamente, también pertenece a la cuenca del río Perené (ANA 2015). En la subcuenca del río Ricrán se ubica la quebrada Ranra que drena sus aguas hacia este río para luego unirse con el río Tapo, ambos afluentes del río Tarma (Perales 2008). Luego este confluye con el río Tulumayo formando el río Chanchamayo, tributario del río Perené. Además, existen dos lagunas muy cerca a los fragmentos en estudio, llamadas Yanango chico y Yanango grande.

3.1.4 Clima

La cuenca del Mantaro recibe los vientos cálidos y húmedo de la Cuenca Amazónica que en conjunto con la topografía genera la distribución espacial de las precipitaciones (Ávalos *et al.* 2011). En la provincia de Huancayo encontramos un clima templado y moderadamente lluvioso llegando hasta 24°C en los días más cálidos y 4° C en las noches más frías, con presencia de heladas entre los meses de junio a agosto. Las precipitaciones son orográficas y bajas en comparación a otras zonas de la cuenca del Mantaro, encontrándose alrededor de los 700 mm/año. Dichas precipitaciones inician en el mes de julio y se incrementan gradualmente en los meses de agosto y setiembre, hasta alcanzar valores máximos en febrero para luego reducirse nuevamente (IGP 2005a, Municipalidad de Huancayo 2019). Es decir, se definen dos estaciones muy marcadas: el verano (periodo lluvioso) y el invierno (periodo seco o de estiaje). La provincia de Tarma presenta un clima templado y árido. La temperatura máxima y mínima media

anual varía de 17°C y 6 °C respectivamente. Las precipitaciones van alrededor de 400 mm/año (GRRNGMA 2015d).

Según Holdridge (1967) el área de estudio en el CP San Juan de Ranra abarca las zonas de vida Bosque seco-Montano Bajo Tropical (bs-MBT), Bosque muy húmedo Montano Tropical (bmh-MT), en el distrito de Saño el Bosque seco-Montano Bajo Tropical (bs-MBT) y el Bosque húmedo montano tropical (bh-MT), y en el distrito de Sapallanga solo el Bosque húmedo montano tropical (bh-MT) (Anexo 1). Una nueva propuesta de ecorregiones para el Perú (Britto 2017) ubica el área de estudio en las ecorregiones Meso-Andina entre 2.500 a 3.500 (-3.800) y Puna Húmeda-Seca entre los 3.500 (-3.800) y (-4.500) 4.800 m s.n.m.

3.1.5 Flora

Weberbauer (1945) en su recorrido por el valle del Mantaro y el valle de Tarma menciona a la formación vegetal “Estepa de gramíneas con arbustos dispersos” presente entre los 3200 a 3900 m s.n.m, con presencia de especies arbustivas como *Tetraglochin strictum*, *Solanum* sp. *Chuquiraga huamanpinta*, *Berberis* sp., *Ribes* sp., *Arcytophyllum juniperifolium*, *Eupatorium gayanum*, *Diplostegium lavandulifolium*, *Baccharis prostata*, *B. genistelloides*, entre otros.

Según la clasificación propuesta por Tovar (1990) para la cuenca del Mantaro, los distritos de Saño y Sapallanga pertenecer al Alto Mantaro dentro del piso bioclimático denominado Mesoandino superior (3100-3850 m) donde la vegetación natural ha sido reemplazada por cultivos, quedando solo presente al borde de las chacras y en cerros y pedregales inaccesibles. Se señalan especies arbóreas y arbustivas como *Alnus jorullensis*, *Polylepis racemosa*, *Buddleia incana*, *Escallonia resinosa*, *Sambucus peruviana*, *Duranta rupestre*, *Hesperomeles cuneata*, *Dunalia horrida*, *Solanum lycioides*, *Cantua buxifolia*, *Berberis flexuosa*, *Colletia spinosissima*, *Psoralea pubescens*, entre otras.

Según el Mapa de Cobertura Vegetal (MINAM 2015b) los fragmentos de bosque en San Juan de Ranra (provincia de Tarma) están ubicados en el Matorral arbustivo altimontano (Ma-al) y en el Pajonal Andino (Pj) (Anexo 2), mientras que los fragmentos del distrito de Saño y Sapallanga están presentes dentro de la cobertura de Plantaciones forestales (PF). El primer tipo de cobertura presenta especies arbustivas como *Miconia andina* y

de los géneros *Brachyotum*, *Lupinus*, *Berberis*, *Monnina*, *Gynoxys*, *Hesperomeles*, entre otros; en el segundo habitan especies como *Parastrephia lepidophylla*, *Baccharis tricuneata*, *Lupinus microphyllus*, *Chuquiraga spinosa*, *Senecio spinosus*, entre otras.

3.1.6 Fauna

En el área de estudio predominan aves y mamíferos. El primer grupo lo conforman especies como *Carduelis magellanica* “jilguero peruano”, *Patagona gigas* “picaflor gigante”, *Catamenia inornata* “semillero peruano”, *Ochthoeca leucophrys* “pitajo de ceja blanca”, *Falco sparverius* “cernícalo”, *Zonotricha capensis* “gorrión americano”, *Turdus chiguanco* “zorzal negro”, entre otras (GRRNGMA 2015e). El segundo grupo con *Odocoileus peruvianus* “venado de cola blanca”, *Conepatus chinga* “zorrillo”, *Lycalopex culpaeus* “zorro Culpeo”, entre otras. Además, dentro de los recursos hidrobiológicos destaca la presencia de “truchas arcoíris” (*Oncorhynchus mykiss*) de manera natural en cuerpos de agua como ríos y lagunas o en cautiverio en piscigranjas (GRRNGMA 2015c).

Se ha reportado en el ACP Illish Pichacoto la presencia de especies representativas como *Hippocamelus antisensis* “taruca”, *Odocoileus virginianus* “venado”, *Pseudalopex culpaeus* “zorro andino” y la *Didelphis marsupialis* “zarigüeya” (Malpartida y De La Cruz 2017). Por su parte el distrito de Sapallanga presenta especies de aves como *Nothoprocta pentlandii* “perdiz serrana”, *Nycticorax nycticorax* “huaco”, *Chloephaga melanoptera* “huallata”, *Buteo poecilochrous* “aguilucho cordillerano”, *Chroicocephalus serranus* “gaviota andina”, *Zenaida auriculata* “paloma de campo”, entre otras; mamíferos como *Conepatus rex* “zorrillo”, *Odocoileus virginianus*, *Lagidium peruanum* “vizcacha”, entre otras; además de anfibios como *Rhinella spinulosa* “sapo” y reptiles como la “culebra andina” (*Tachymenis* sp.) (Municipalidad distrital de Sapallanga 2022).

3.1.7 Población y actividades antrópicas

La población en la provincia de Huancayo y Tarma es de 545 615 y 89 590 habitantes respectivamente, con una densidad poblacional de 153.3 hab/km² para el primero y 32.6 hab/km² para el segundo. Según el censo del año 2017, el distrito de Saño cuenta con 5 512 habitantes, Sapallanga con 21 096 habitantes y Tapo con 4 473 habitantes (INEI 2018). En la Figura 2 se puede observar la evolución poblacional de estos distritos desde

el año 1981. Se observa una tendencia creciente en la población de los distritos de Saño y Sapallanga entre el periodo 1981-2020 donde los habitantes se triplicaron y duplicaron respectivamente. En contraste, el distrito de Tapo tiene una tendencia decreciente, disminuyendo su número de habitantes en 13 por ciento.

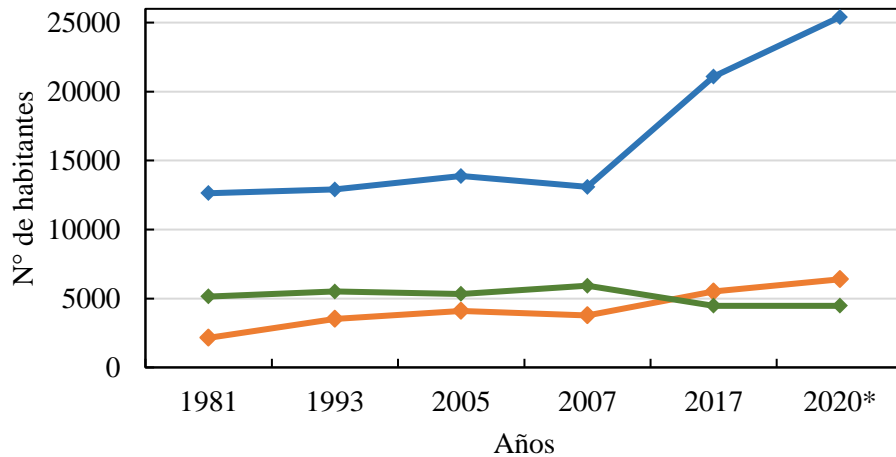


Figura 2. Evolución poblacional de los distritos de Saño, Sapallanga y Tapo

Fuente: Elaboración propia a partir de los Censos 1981, 1993, 2005, 2007, 2017- INEI
 *Población proyectada al 2020 según INEI (2020)

Las tres localidades consideran como lengua originaria al quechua (MINEDU 2018). El dominio de esta lengua se ha ido perdiendo, siendo desplazado por el castellano (Chirinos 1998, Torres 2021). Durante las entrevistas se comprobó el uso total del idioma castellano, aunque se notó que los pobladores de mayor edad guardaban aún conocimientos del quechua.

Como parte de la evaluación de aptitud urbana industrial de ambas provincias (GRRNGMA 2015c), se concluye que el área de aptitud urbana es muy alta en la provincia de Huancayo y muy reducida en la provincia de Tarma. Lo anterior indica que la provincia de Huancayo está asentada en un ámbito geográfico con mejores condiciones para la expansión urbana y de infraestructura industrial a diferencia de la provincia de Tarma. Esto se debe a la topografía característica de Tarma donde no existen muchas zonas planas que favorezcan el crecimiento urbano.

Las principales actividades económicas en el departamento de Junín son la agricultura, ganadería, minería, manufactura, piscicultura, extracción forestal, comercio, y servicios

como el transporte, comunicaciones y turismo (Guabloche y Saldarriaga 2013, Rojas 2016). La minería y la agricultura aportan más del 30 por ciento de la producción de su economía. El sector agropecuario absorbe casi el 40 por ciento de mano de obra de la población económicamente activa (PEA) de la región (MINECTUR 2017, SINEACE 2020).

Según MINAGRI (2021) la superficie agrícola de la región Junín es 575 062 hectáreas, presentando la provincia de Tarma 38 890 ha (6.7 por ciento) y Huancayo 68 184 (11.8 por ciento) ha. Se desarrolla principalmente una agricultura de secano (85 por ciento) y bajo riego es reducida (15 por ciento). Los distritos de Tapo, Saño y Sapallanga tienen 5 229 ha, 720 ha y 3 944 ha respectivamente. El primero cultiva principalmente papa, seguido de la alverja, habas, olluco, col, lechuga y zanahoria. El segundo principalmente maíz amiláceo y alfalfa, seguido de maíz choclo, papa, trigo y avena forrajera. El tercero, principalmente cebada, seguido de maíz amiláceo, papa, trigo y alfalfa. A nivel pecuario los pobladores de los tres distritos crían principalmente ganado ovino, seguido del vacuno, porcino y en menor número alpaca. También se da la producción de carnes de aves, leche y huevo principalmente en el Valle del Mantaro (SINEACE 2020).

La minería en la provincia de Tarma se da mediante la explotación de minerales no metálicos (caliza, yeso, sílice y arcilla) en distritos como Leticia, Palca, La Unión, Tarma, Acobamba y Tapo. En la provincia de Huancayo se da principalmente la extracción de minerales como cobre, plomo, oro, plata y zinc en el distrito de Chongos Alto y minerales no metálicos (puzolana) en el distrito de Colca (MINEM 2020).

La piscicultura en el valle del Mantaro es muy frecuente observarlo ubicados cerca de las quebradas donde los pobladores locales abren Piscigranjas o criaderos de “truchas” (*Oncorhynchus mykiss*) para ofrecer servicios turísticos de recreos campestres y restaurantes. Por ejemplo, en el CP Miraflores (colindante al CP La Punta) en Sapallanga se han reportado dos piscigranjas que proveen de “truchas” a 12 recreos turísticos de la zona (Galindo y Poma 2021).

Un sector trabajado por un pequeño sector de la población tarmeña es la Floricultura. Esta actividad en los últimos años ha tomado mayor relevancia para el Perú ya que además de abastecer la demanda nacional y exportar flores de corte y plantas ornamentales también genera puestos de trabajo y atrae el turismo. En distrito de la

provincia de Tarma produce principalmente flores como *Gladiolus*, *Gypsophila*, *Erysimum* (Alheli) y *Dianthus* (Claveles) (MIDAGRI 2021).

3.1.8 Accesibilidad

Para llegar al CP San Juan de Ranra desde Lima el viaje se realiza vía terrestre por la carretera Central con empresas de transporte que se dirijan a la ciudad de Tarma. Desde la misma ciudad hay colectivos que van con destino al distrito de Palca, donde en el “cruce al distrito de Tapo” se pueden encontrar colectivos hacia San Juan de Ranra por trocha carrozable. Para llegar al distrito de Saño y Sapallanga desde Lima de igual forma el viaje se realiza vía terrestre por la carretera Central con buses que se dirigen a la ciudad de Huancayo. Luego de esto se puede tomar taxi o combis al área de estudio.

3.1.9 Materiales y equipos

La relación de materiales y equipos empleados se encuentran en la Tabla 3.

Tabla 3. Materiales y equipos utilizados

Materiales y equipos de campo para evaluación de fragmentos		
Materiales		Equipos
<ul style="list-style-type: none"> • Libreta de campo • Materiales de escritorio (lápiz, borrador, tajador, plumón indeleble) • Formatos de campo impresos • Cinta métrica o de sastre • Rafia • Estacas • Periódico 	<ul style="list-style-type: none"> • Alcohol medicinal • Frascos de plástico de tapa rosca • Tela negra • Bolsas de plástico gruesas • Cintas de embalaje • Cartones 	<ul style="list-style-type: none"> • Tijera telescópica • Tijera de podar de mano • Cámara fotográfica • GPS • Wincha de 50 m • Prensa botánica • Brújula SUNNTO • Clinómetro SUNNTO
Materiales y equipos de Laboratorio y gabinete		
Materiales		Equipos y software
Para secado y montaje de muestras botánicas: <ul style="list-style-type: none"> • Prensa botánica • Planchas de aluminio corrugado • Cartones y cartulinas • Goma blanca • Cartulina Folcote • Papel Kraft • Alfileres • Plumón indeleble • Bolsitas ziplop o de papel • Etiquetas botánicas 	De escritorio: <ul style="list-style-type: none"> • Lápices, lapiceros, papel bond • Libros especializados 	<ul style="list-style-type: none"> • Hornos de secado • Estereoscopio • Microsoft Office Word • Microsoft Office Excel • Arc GIS 10.3 (MAPAS) • Google Earth Pro • Programa estadístico PAST 4.08 • Programa estadístico PRIMER v.6 y 7

3.2 DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

3.2.1 Documentación sobre fragmentos en el área de estudio

Se realizó una búsqueda bibliográfica de estudios realizados en bosques dentro del área de estudio, y se analizaron los mapas de Zona de Vida de Holdridge y el mapa de Cobertura Vegetal del MINAM para ubicar zonas ecológicas similares. Luego, se analizaron imágenes satelitales Landsat / Copernicus actuales con el programa Google Earth Pro (Versión 7.3.2.5776) para ubicar posibles zonas de fragmentos a estudiar y que sirvieran de base para decidir los recorridos en campo. La observación de las imágenes se basó en la búsqueda de parches de árboles y arbustos contiguos, de coloración verde oscuro, textura densa y con generación de sombras poco uniformes característicos de la vegetación nativa. Además, se contactó con pobladores locales de la provincia de Huancayo y Tarma para corroborar la información satelital y buscar nuevos lugares de exploración.

3.2.2 Reconocimiento en campo de zonas de muestreo

Se realizó una salida de campo preliminar de una semana con la finalidad de recorrer posibles lugares con fragmentos de bosque en algunas zonas del valle del Mantaro y en la provincia de Tarma. Se evaluó la accesibilidad y vegetación presente. Cada posible fragmento fue georeferenciado con un receptor GPS (Global Positioning System).

3.2.3 Selección de fragmentos

Se seleccionaron un total de 13 fragmentos pertenecientes a tres distritos diferentes. Estos fragmentos fueron seleccionados por presentar buena accesibilidad, áreas con bosque de especies nativas a tres rangos de altitud entre los 3200 a 3800 m s.n.m. y por encontrarse dentro de una zona de vida similar entre ellas. Previo a la evaluación de campo se ubicaron en Google Earth Pro todas las posibles parcelas por cada fragmento, ubicándolas a un mínimo de 20 m de distancia entre ellas, considerando su cercanía tanto a los bordes como a la zona central de los parches.

3.2.4 Evaluación de fragmentos

a. Caracterización de los fragmentos

En campo se verificó la vegetación presente dentro de cada fragmento seleccionado y sus alrededores con la finalidad de incluir sólo vegetación nativa en estas áreas. Se calculó mediante Google Earth Pro, el número, altitud, límites, perímetro y áreas de cada fragmento en los bosques a evaluar, y el área total del bosque en las tres zonas (Tabla 4). Para el área y perímetro se utilizó la herramienta “polígono” trazando los bordes a mano alzada y con un acercamiento adecuado. También, se obtuvo la pendiente del terreno usando clinómetro.

Tabla 4. Características de los fragmentos evaluados

N° de fragmento	Rango de altitud (msnm)	Coordenadas UTM	Pendiente (porcentaje)	Perímetro (km)	Área (ha)	Límites			
						N	S	E	O
1	3460-3480	473833 m E; 8678808 m S	10-20	0.431	0.52	Vegetación fragmentada (zona pedregosa)	Camino	Camino	Camino
2	3420-3500	473686 m E; 8678976 m S	40-60	1.17	3.96	Plantación de Eucalipto y otros fragmentos	Camino y quebrada (río)	Plantación de Eucalipto	Terrenos de cultivo
3	3560-3840	474513 m E; 8679247 m S	30-60	3.85	5.86	Plantación de Eucalipto y Pino	Plantación de Eucalipto	Plantación de Eucalipto	Plantación de Eucalipto
4	3760-3820	474686 m E; 8679598 m S	60-70	0.39	0.6	Zona montañosa y otros fragmentos	Pajonal	Zona montañosa	Otros fragmentos y vegetación fragmentada
5	3770-3860	483664 m E; 8664453 m S	60-70	0.98	1.33	Terrenos de cultivo y caminos	Quebrada (río)	Pajonal	Pajonal

<<Continuación>>

6	3680-3830	483247 m E; 8664305 m S	40-75	1	2.44	Terrenos de cultivo	Quebrada (río)	Vegetación fragmentada	Vegetación fragmentada
7	3640-3750	483079 m E; 8664201 m S	50-70	1.43	2.97	Vegetación fragmentada	Quebrada (río)	Pajonal	Vegetación fragmentada
8	3620-3660	483029 m E; 8663547 m S	60-70	0.35	0.54	Plantación de Eucalipto	Vegetación fragmentada	Camino	Camino
9	3660-3680	483075 m E; 8663536 m S	5-10	0.22	0.18	Plantación de Eucalipto	Pajonal	Pajonal	Camino
10	3240-3390	443379 m E; 8741014 m S	60-70	0.69	1.7	Vegetación fragmentada	Plantación de Eucalipto y quebrada (río)	Terrenos de cultivo y vegetación fragmentada	Plantación de Pino
11	3470-3500	444641 m E; 8740815 m S	70-80	0.26	0.4	Zona montañosa	Quebrada (río)	Vegetación fragmentada	Vegetación fragmentada
12	3510-3610	444878 m E; 8740917 m S	70-80	0.45	0.59	Pajonal	Quebrada (río)	Vegetación fragmentada	Pajonal
13	3750-3790	445630 m E; 8741494 m S	30-40	0.67	0.94	Zona montañosa	Quebrada (río)	Vegetación fragmentada	Zona montañosa

b. Instalación de parcelas

Se instalaron entre una y 10 parcelas temporales cuadradas de 20 m x 20 m cubriendo un área de 0.04 ha en cada rango altitudinal (zona baja, media y alta) de fragmentos de bosque y un mínimo de nueve parcelas en toda el área de estudio. Estas fueron demarcadas con rafia y ancladas con vértices de estacas. El tamaño del área muestreada se consideró según lo propuesto por MINAM (2015a) para bosques relictos mesoandinos. Se georreferenció cada parcela tomando las coordenadas de los vértices de las estacas (Tabla 5).

La distribución de las parcelas se trabajó a tres altitudes (Tabla 5): zona baja (entre 3200 m y 3400 m), la zona media (entre 3400 m y 3600 m) y la zona alta (entre 3600 m y 3800 m) teniendo en cuenta los siguientes criterios:

- Buena accesibilidad que consiste en su facilidad para llegar caminando sin que presente algún riesgo por la presencia de fuertes pendientes o acantilados.
- Representatividad de especies leñosas, tanto arbóreas como arbustivas.
- Ubicación en la parte central, media y cerca al borde de cada fragmento con la finalidad de capturar una mayor variabilidad de especies. El número de parcelas por fragmento estuvo influenciado por el tamaño y forma de cada parche evaluado.

Tabla 5. Lista de los fragmentos y parcelas evaluadas

Provincia	Distrito	Localidad	N° de fragmento	N° de parcela	Zona	Nombre del Bosque	Coordenadas UTM	Rango de altitud (msnm)
Huancayo	Saño	ACP Ilish Pichacoto	1	1	Baja	Bosque de Chachacomo	473833 m E; 8678808 m S	3460-3480
			1	2	Baja			
			1	3	Baja			
			2	1	Baja			
			2	2	Baja			
			2	3	Baja			
			2	4	Baja			
			2	5	Baja			
			2	6	Baja			
			2	7	Baja			
			3	1	Media	Bosque de Aliso	474513 m E; 8679247 m S	3560-3840
			3	2	Media			

<<Continuación>>

			4	1	Alta	Bosque de Tasta	474686 m E; 8679598 m S	3760-3820			
			4	2	Alta						
	Sapallanga	La Punta	5	1	Alta	Antupuquio	483664 m E; 8664453 m S	3770-3860			
			5	2	Alta						
			5	3	Alta						
			6	1	Media	Acshuchacra	483247 m E; 8664305 m S	3680-3830			
			6	2	Media						
			7	1	Media						
			7	2	Media						
						8	1	Baja	Pampamalqui	483029 m E; 8663547 m S	3620-3670
						8	2	Baja			
						8	3	Baja			
	9	1				Baja					
	Tarma	Tapo	San Juan de Ranra	10	1	Baja	Quebrada Ranra	443379 m E; 8741014 m S	3240-3390		
10				2	Baja						
10				3	Baja						
11				1	Media		444641 m E; 8740815 m S	3470-3500			
12				1	Media						
13				1	Alta	Milpo	445630 m E; 8741494 m S	3750-3790			
13				2	Alta						

c. Toma de datos en las parcelas

Se midió la circunferencia de todos los árboles con un diámetro a la altura del pecho (DAP) mayor o igual a 2.5 cm. Luego en gabinete, este valor fue utilizado para calcular el diámetro. Las variables consideradas fueron especie, altura total (m) por estimación, DAP (a 1.3 m del suelo), hábito (árbol o arbusto) diámetro de copa y coordenadas X e Y. Utilizando una cinta métrica se midió la copa en dos direcciones para obtener el diámetro mayor y menor. En árboles se observaron los límites de la copa para proyectarla al suelo. En el caso de las especies arbustivas se midieron directamente ambos diámetros sobre la copa. Las coordenadas de cada individuo (X e Y) se obtuvieron considerando el vértice inferior izquierdo como punto de inicio (0.0) como se muestra en la Figura 3.

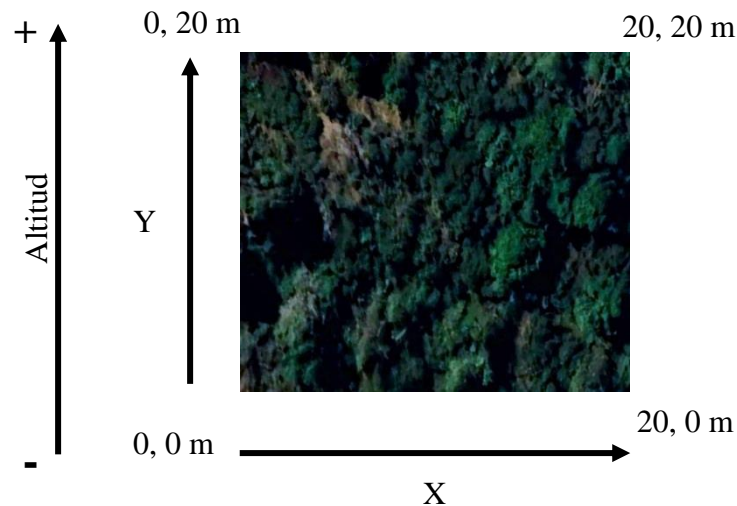


Figura 3. Posición de las coordenadas X e Y en las parcelas evaluadas

En el caso de especies arbustivas el diámetro se midió a 10 cm sobre el suelo, considerando los tallos más gruesos y delgados. Se consideraron todos los árboles y arbustos cuyo diámetro de fuste o número de ramificaciones se encontraron total o parcialmente incluidos en los límites de las parcelas.

Toda la información fue anotada en formatos de campo (Anexo 4) para cada área de bosque evaluada. A cada individuo se le asignó una codificación conformada por el código y número de fragmento, número de parcela y número de individuo (Ejemplo. SA-2-4-21).

3.2.5 Colecta botánica

Se colectaron muestras botánicas frescas de los árboles y arbustos evaluados siguiendo el procedimiento de herborización propuesto por Marcelo-Peña *et al.* (2011). Se prensaron tres ramitas terminales para los individuos en estado vegetativo y 5 a 6 en individuos en estado reproductivo. Se realizó el registro fotográfico. Además, las flores se preservaron en frascos con alcohol para ser utilizados en el proceso de identificación taxonómica. Finalmente, las muestras se preservaron con alcohol medicinal y se empaquetaron y rotularon en bolsas de plástico gruesas para su traslado a Lima.

3.2.6 Secado y montaje de muestras botánicas

Las muestras botánicas fueron secadas en los hornos de secado del área de secado del Herbario MOL de la Facultad de Ciencias Forestales por un tiempo promedio de 8 horas a 100°C de temperatura. Luego fueron montadas sobre cartulinas folcote con su etiqueta de identificación, cubiertas con papel kraft y guardadas en folders según el procedimiento del Herbario FCF-UNALM. Los materiales utilizados se mencionan en la Tabla 6.

3.2.7 Identificación taxonómica

Para la identificación taxonómica de los especímenes colectados se compararon los ejemplares con los depositados en el Herbario MOL de la Facultad de Ciencias Forestales, y Herbario San Marcos (USM). Además, se accedió a herbarios virtuales del Jardín Botánico de Missouri (MO) en <http://www.tropicos.org/>, Jardín Botánico de New York (NY) en <http://sciweb.nybg.org/Science2/vii2.asp>, y la guía de plantas de Robin Foster y herbario del Field Museum of Natural History (F) disponibles en <http://fm2.fieldmuseum.org/plantguides/>.

3.2.8 Análisis de la Diversidad y composición florística

Para obtener la diversidad de los fragmentos de bosques se analizó el número de individuos, número de especies y número de familias y géneros de árboles y arbustos. Para analizar la composición florística se obtuvo la lista de familias y especies por parcela evaluada a partir de la identificación taxonómica en campo y gabinete. Además, se realizaron los análisis estadísticos descriptivos y comparativos por parcela para calcular la diversidad alfa (α) y beta (β) usando: Índice de diversidad Alfa de Fisher, índice de diversidad de Shannon-Wiener, índice de equitatividad de Simpson e índice de similitud

florística de Sorensen. Las fórmulas de estos índices se pueden visualizar en los acápites 2.4.2 y 2.4.3.

3.2.9 Estructura horizontal de la vegetación leñosa

Para evaluar la estructura horizontal de los árboles y arbustos en los fragmentos se obtuvo su Índice de Valor de Importancia (IVI) a partir del cálculo y sumatoria de:

- Abundancia (Ab): número de individuos de árboles o arbustos por especie.
- Frecuencia (F): número de parcelas en las que aparece la especie por distrito.
- Dominancia (D): área basal en m² a partir del promedio de la medición de diámetros de los tallos.

Además, se calculó el Cociente de mezcla (CM) a partir del número de especies y número de individuos totales evaluados por parcela.

3.2.10 Estructura vertical de la vegetación leñosa

Con la finalidad de conocer la estratificación general del bosque se dibujaron diagramas de perfil de la distribución vertical de la flora leñosa para las tres localidades a partir de las coordenadas X e Y tomadas en campo, y los datos colectados de diámetros de copa y altura total por individuo. Se seleccionó por cada localidad la parcela más diversa a nivel de especies (mayor número de especies).

3.2.11 Comparación entre fragmentos

Se construyó una matriz de especies por sitio para comparar la similitud y disimilitud entre los fragmentos estudiados para lo cual se realizó un análisis de clasificación y un escalamiento multidimensional no métrico.

a. Análisis de clasificación (ACL)

Es un procedimiento estadístico multivariado llamado también Análisis de conglomerados (Análisis Clúster) o Análisis de Clasificación automática (Análisis tipológico) (López-Roldán y Fachelli 2015a).

Este análisis busca resumir el espectro de variabilidad de los objetos o individuos de estudio clasificándolos en un grupo relativamente pequeño de clases (CLAN) (La Torre-Cuadros 2003) según sus características o criterios de clasificación. Es decir, trata de agrupar las unidades más similares u homogéneas. Para lograr esta clasificación se

calculan las medidas de proximidad (similitud o disimilitud) (López-Roldán y Fachelli 2015b). En el presente estudio se trabajó con distancia de agrupación promedio.

b. Escalamiento Multidimensional no métrico (NMDS)

Con la finalidad de analizar los patrones de composición de especies (presencia o ausencia) y los datos de abundancia de cada especie en las diferentes parcelas de los fragmentos de bosque, se realizó el análisis de NMDS (Non-metric Multidimensional Distance Scaling). Es una técnica de ordenación multivariada basada en las proximidades (similitud y disimilitud) entre objetos, es decir trata de representar en un espacio geométrico reducido las proximidades (rangos de distancias) entre un grupo de objetos a partir de una matriz. Además, tiende a linealizar la relación entre las variables. Los resultados se representan mediante un Diagrama de ordenación. Este método se considera uno de los más efectivos para ordenar datos ecológicos en gradientes de comunidades biológicas (Rocha-Loredo 2010, Cayuela 2011).

c. Análisis de contribución de especies

Para conocer la contribución porcentual de las especies a la similitud y disimilitud entre los grupos formados de los fragmentos estudiados se realizó el Análisis de Similitud Porcentual (SIMPER) con el programa Primer 6 y 7. Dicho análisis se basa en la detección de especies indicadoras responsables de los agrupamientos ya realizados, es decir especies que generaban un grupo o diferenciaban grupos distintos (Clarke y Warwick 1994). En el presente estudio se trabajó con el porcentaje de contribución individual de cada especie y el acumulado (50 por ciento como mínimo).

3.2.12 Estado de conservación de la flora leñosa de los bosques fragmentados

Se analizó la fragmentación (4 variables) y amenazas al bosque (8 variables) a partir de matrices cualitativas (Tabla 6 y 7) con asignación de puntajes (valoración). Las variables consideradas se basan en los factores que amenazan la conservación de los bosques andinos mencionados por varias investigaciones. Se establecieron tres categorías de conservación según el puntaje final (Tabla 8).

Tabla 6. Matriz cualitativa para evaluar la fragmentación

Variable	Criterio	Rangos de la variable	Valoración
Tamaño de fragmento (TF)	Área total del fragmento	La mayoría de los fragmentos son pequeños (<1 ha)	1
		La mayoría de los fragmentos son medianos (1-3 ha)	2
		La mayoría de los fragmentos son grandes (>3 ha)	3
Grado de fragmentación del bosque (GF)*	Área total de fragmentos entre el área total del bosque	Poco fragmentado (≥ 7)	3
		Fragmentación moderada ($0.5 \leq 0.7$)	2
		Muy fragmentado (< 0.5)	1
Forma del fragmento (FF)*	Índice de diversidad de Patton	La mayoría de los fragmentos son redondos (<1.25)	5
		La mayoría de los fragmentos son oval-redondos ($1.25 \leq 1.5$)	4
		La mayoría de los fragmentos son oval-oblongos ($1.5 \leq 1.75$)	3
		La mayoría de los fragmentos son rectangulares ($1.76 \leq 2$)	2
		La mayoría de los fragmentos son irregulares (> 2)	1
Nivel de conectividad (NC)	Conexiones entre fragmentos	La mayoría de los fragmentos están conectados con dos o más fragmentos	3
		La mayoría de los fragmentos están conectados con un solo fragmento	2
		La mayoría de los fragmentos están aislados	1

Fuente: Elaboración propia. *Modificado a partir de Patton (1975) y Díaz (2003)

En las variables tamaño, forma y nivel de conectividad se consideró el análisis de todos los fragmentos dentro del área del bosque. Se delimitó cada fragmento con la herramienta polígono del programa Google Earth Pro. De esta forma, se asignó un puntaje

independiente para cada fragmento del bosque evaluado. Luego, se contabilizaron los puntajes por cada rango de las cuatro variables.

Para el cálculo del área total del bosque se incluyeron todas las áreas con presencia de vegetación nativa arbórea y arbustiva excluyendo en lo posible áreas con plantaciones forestales y zonas montañosas sin vegetación. De igual forma esta delimitación se realizó con la herramienta polígono del programa Google Earth Pro.

Tabla 7. Matriz cualitativa para evaluar las amenazas

Variable	Categorías			
	Muy buena (4)	Buena (3)	Regular (2)	Mala (1)
Accesibilidad	Bosque lejos o muy lejos de vías principales y secundarias	Bosque solo accesible por sendas o caminos de herradura	Bosques accesibles por carreteras habitualmente utilizadas	Bosques accesibles por carreteras muy utilizadas
Población	Situados en zonas despobladas o de muy baja densidad poblacional	Situados en zonas con baja densidad poblacional	Situados en zonas con mediana densidad poblacional	Situados en zonas con alta a muy alta densidad poblacional
Ganadería	Sin señales visibles de ganadería	Solo con presencia intermitente de ganadería extensiva de baja carga	Ganadería extensiva de mediana carga	Ganadería extensiva de alta carga
Agricultura	Sin señales visibles de agricultura	Presencia lejana de algunas áreas de cultivo (chacras)	Presencia cercana de algunas áreas de cultivo (chacras)	Presencia de muchas áreas de cultivo (chacras) cercanas al bosque
Quemas o incendios	Quemas inexistentes	Quemas esporádicas	Quemas frecuentes	Quemas muy frecuentes
Estratos de vegetación	Presencia uniforme en toda el área del bosque de los tres estratos: arbóreo, arbustivo y herbáceo.	Presencia de los tres estratos en más del 50 por ciento del área del bosque	Presencia de los tres estratos en menos del 50 por ciento del área del bosque	Dominancia uniforme del estrato herbáceo sobre el arbóreo y/o arbustivo.

<<Continuación>>

Especies exóticas leñosas	Sin señales de especies exóticas cultivadas cercanas a los fragmentos	Poca presencia de especies exóticas cultivadas cercana a los fragmentos (1 especie)	Presencia regular de especies exóticas cultivadas cercana a los fragmentos (2 especies)	Presencia alta de especies exóticas cultivadas cercana a los fragmentos (3 especies a más)
Fuentes de agua naturales	Presencia de varias fuentes de agua natural (ríos, riachuelos, manantiales o puquiales, arroyos) en estado óptimo (sin contaminación y buen caudal).	Presencia de varias fuentes de agua natural (ríos, riachuelos, manantiales o puquiales, arroyos) con algunas señales de contaminación y/o disminución del caudal.	Presencia de solo una fuente de agua natural con varias señales de contaminación y/o disminución del caudal.	No existen fuentes de naturales de agua en el bosque o se han secado.

Fuente: Elaboración propia a partir de Navarro *et al.* (2010) y Aguirre y Geada-López (2017)

Finalmente, se sumaron los puntajes del análisis de fragmentación y de amenazas para los tres bosques. Se consideraron cuatro categorías (Mala, Regular, Buena y Muy buena) con un puntaje total de acuerdo con la suma de la valoración asignada a cada variable en las matrices.

Tabla 8. Categorías de Conservación para los bosques estudiados

Estado de Conservación	Puntaje total
Mala	<20
Regular	20-30
Buena	30-40
Muy buena	>40

Fuente: Elaboración propia

Además, para conocer las especies endémicas y su estado de amenaza se revisó la Lista Roja de especies endémicas (León *et al.* 2006), la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) (IUCN 2022) y el Decreto Supremo N° 043-2006-AG sobre la categorización especies amenazadas de Flora Silvestre (MINAGRI 2006).

3.2.13 Información complementaria sobre el estado de conservación de los bosques

Se realizaron un total de 21 entrevistas informales a pobladores locales considerados como expertos sobre la historia de sus bosques, en lo concerniente a la existencia de sitios protegidos de alteración humana, actividades antrópicas, cambios en el bosque que hayan observado con relación a los últimos 20 años y las razones de su percepción (Anexo 5). Asimismo, se preguntó a los entrevistados los nombres comunes de las especies colectadas mostrando el espécimen prensado.

Para esta investigación se consideraron expertos aquellas personas que destacan por su conocimiento de los bosques ya sea por su uso o por que ejerce algún rol en la comunidad, autoridades municipales o pobladores que habitaban zonas aledañas a los bosques. Los expertos fueron escogidos utilizando la técnica de bola de nieve o curva de saturación por lo que constituye un muestreo no probabilístico.

La información obtenida se anotó en una libreta de campo. Cada entrevista tuvo una duración aproximada de una a dos horas y se realizaron en el campo o en las casas de los entrevistados. Previo a cada inicio se explicó los objetivos y metodología de la investigación pidiendo el consentimiento para recabar la información y realizar tomas fotográficas.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 VARIABLES VINCULADAS A LA DIVERSIDAD ALFA

Los resultados de abundancia y diversidad de las 32 parcelas estudiadas se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9. Abundancia y diversidad de las parcelas en los fragmentos de bosques

Fragmento	Parcela	Altitud (msnm)	N° de individuos	N° de especies	N° de géneros	N° de familias	Cociente de mezcla
SAÑ-1	1	3467	77	7	6	6	0.09
	2	3475	76	10	9	9	0.13
	3	3470	82	6	5	5	0.07
SAÑ-2	1	3495	113	7	7	6	0.06
	2	3475	166	8	8	6	0.05
	3	3450	82	12	12	9	0.15
	4	3468	144	15	13	10	0.10
	5	3474	123	12	11	9	0.10
	6	3453	110	12	12	11	0.11
	7	3448	100	9	9	8	0.09
SAÑ-3	1	3569	81	14	12	8	0.17
	2	3624	67	14	11	8	0.21
SAÑ-4	1	3777	167	8	8	6	0.05
	2	3804	148	7	7	6	0.05
SAP-5	1	3851	121	11	9	8	0.09
	2	3836	68	8	8	8	0.12
	3	3810	77	12	12	10	0.16
SAP-6	1	3753	116	14	12	11	0.12
	2	3695	166	14	13	12	0.08
SAP-7	1	3700	147	13	12	11	0.09
	2	3662	138	13	13	11	0.09
SAP-8	1	3626	71	6	6	6	0.08
	2	3634	55	7	7	7	0.13
	3	3652	76	8	8	8	0.11
SAP-9	1	3666	60	6	6	6	0.10

<<Continuación>>

RA-10	1	3383	128	15	12	10	0.12
	2	3351	131	11	8	7	0.08
	3	3307	137	17	12	11	0.12
RA-11	1	3484	191	12	11	9	0.06
RA-12	1	3560	183	12	11	8	0.07
RA-13	1	3770	121	9	8	7	0.07
	2	3787	134	8	8	6	0.06

4.1.1 Número de individuos

En total para todos los bosques estudiados se reportaron 3656 individuos evaluados. La abundancia en las 32 parcelas evaluadas va desde 55 hasta 191 individuos por cada 0.04 ha de bosque fragmentado (Tabla 9). Las parcelas de los fragmentos SAP-8 y SAP-9 presentaron las menores abundancias (55 y 60 respectivamente), mientras que las de RA-11 y RA-12 las mayores (191 y 183).

Según la altitud, los fragmentos ubicados en la zona baja mostraron individuos desde 55 a 166, siendo el fragmento SAP-8 la que presentó menor número (55 a 76) y el SAÑ-2 el de mayor abundancia (hasta 166). Los de la zona media presentaron valores de 67 a 191, siendo el fragmento SAÑ-3 la que presentó un menor número (67 a 81) y el RA-11 el de mayor abundancia (191). En la zona alta los individuos variaron de 68 a 167, siendo el fragmento SAP-5 la de menor número (68) y el SAÑ-4 de mayor abundancia (167). Las parcelas ubicadas a una menor altitud (3307 a 3383 m s.n.m.) están presentes en el fragmento RA-10 con 128 a 137 individuos, mientras que las de mayor altitud (3770 a 3804 m s.n.m), presentes en los fragmentos SAÑ-4 y RA-13, con 121 a 167 respectivamente. Estos resultados estarían asociados a que se encuentran en zonas de bajo impacto humano en el pasado lo que favorece la presencia de un mayor número de individuos en las partes más altas de manera aislada en zonas poco accesibles (Young y Keating 2001).

Además, en las zonas andinas las condiciones climáticas características están relacionadas con la altitud. Por ejemplo, se puede observar una disminución de la temperatura del aire, aumento de la velocidad del viento y radiación solar. En el caso de los suelos, a mayor altitud, se presenta una disminución en el contenido, reciclaje de nutrientes y en la tasa de descomposición de su materia orgánica lo que afecta el

desarrollo de las plantas (Kessler 2006, Homeier *et al.* 2010, Herrera *et al.* 2021, Báez *et al.* 2022). Además, se presentan bajas temperaturas en el suelo, cambios de humedad, estructura y conductividad térmica lo que puede afectar a las raíces (Körner 2003). Esto también se observa en relación a la pendiente (Werner y Homeier 2015). Por lo tanto, un mayor número de individuos puede estar asociado a condiciones más favorables en altitudes menores y pendientes inferiores (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017, Monteagudo *et al.* 2021).

También, los resultados obtenidos pueden estar asociados a la orientación de las laderas donde se ubican los fragmentos, influyendo en la distribución y presencia de la vegetación (Mazzola *et al.* 2008). Las laderas solanas son más cálidas (orientación norte), tienen menor humedad y menos vegetación que las umbrías (orientación sur). En el CP San Juan de Ranra los fragmentos se ubicaron en su mayoría en la orientación sur (RA-10, RA-11 y RA-12), excepto RA-13 ubicado en un sitio plano. Algo similar se observó en el distrito de Saño, donde los fragmentos SAÑ-2 y SAÑ-4 se orientaron también hacia el sur en oposición a SAÑ-1 y SAÑ-3 con orientación norte. Por su parte, en el distrito de Sapallanga SAP-6 y SAP-7 tienen orientación Sur, SAP-5 orientación Este y SAP-8 y SAP-9 orientación Oeste.

Otro factor relacionado al número de individuos puede ser la pendiente y la accesibilidad al bosque. En zonas con mayores pendientes como en los fragmentos de San Juan de Ranra (70-80 por ciento) y en las zonas altas de CP La Punta y el ACP Illish Pichacoto (60-70 por ciento) la accesibilidad es menor y el número de individuos es mayor (Tabla 9). Por lo tanto, en zonas de baja pendiente a más planas (p. ej. SAP-9) la actividad antrópica puede tener un impacto mayor en la vegetación (Weigend *et al.* 2006, Yepes-Quintero *et al.* 2007). También, la pendiente puede estar influenciada por factores topográficos y climáticos locales o microescala haciendo que en laderas y crestas el número de individuos sea mayor que en zonas planas como los valles (Minga *et al.* 2019).

4.1.2 Número de especies

En total para todos los bosques estudiados se reportaron 49 especies leñosas. El número de especies en las 32 parcelas evaluadas va desde 6 hasta 17 por cada 0.04 ha de bosque fragmentado (Tabla 9). Las parcelas de los fragmentos SAÑ-1, SAP-8 y SAP-9 presentaron el menor número de especies (6), mientras que los de SAÑ-2 y RA-10, los mayores con 15 y 17 respectivamente.

Según la altitud, los fragmentos ubicados en la zona baja mostraron 6 a 17 especies, siendo los fragmentos SAP-8 y SAP-9 los que presentaron menor número (6 a 8) y el RA-10 la de mayor abundancia (hasta 17 especies). Los de la zona media registraron de 12 a 14 especies, siendo los fragmentos RA-11 y 12 los que presentaron menor número (12) y los SAÑ-3 y SAP-6 los de mayor valor (14). En la zona alta las especies variaron de 7 a 12, siendo el fragmento SAÑ-4 la de menor número (7) y el SAP-5 con un mayor registro (12). También, de toda el área de estudio, las parcelas ubicadas a una menor altitud (3307 a 3383 m s.n.m.) están presentes en el fragmento RA-10 con 11 a 17 especies, mientras que las de mayor altitud (3770 a 3804 m s.n.m.), presentes en los fragmentos SAÑ-4 y RA-13, con hasta 8 y 9 respectivamente. Estos resultados concuerdan con estudios en los Andes tropicales donde se señala que la diversidad disminuye con la altitud (Gentry 1988, Young y Keating 2001, Alvear *et al.* 2010, Cuesta *et al.* 2017, Monteagudo *et al.* 2021). Por ejemplo, en bosques cercanos (departamento de Huancavelica), la mayor diversidad de especies se presentó en la zona baja de una microcuenca (3400 a 3550 m s.n.m.) (Parra *et al.* 2004).

Además, el número de especies puede estar relacionado con las condiciones del suelo. Estudios señalan que a una mayor altitud la descomposición de la materia orgánica y mineralización del suelo se hace más lenta. Esto puede generar una disminución de los nutrientes del suelo (Homeier *et al.* 2010). Otro factor para considerar puede ser la pendiente. Una pendiente mayor puede generar microhábitats con una mayor diversidad de especies (Duque *et al.* 2013, Minga *et al.* 2019). En este estudio los fragmentos como SAP-6 y RA-10 con pendientes entre 40 a 75 por ciento presentaron un número alto de especies con relación a otros fragmentos. Lo anterior no sucedió para SAÑ-4 que a pesar de presentar pendientes entre 60-70 por ciento su diversidad es baja. Por el contrario, SAP-9 con baja pendiente (5-10 por ciento) presentó solo 6 especies.

En transectos instalados en el Santuario Nacional de Ampay (Apurímac) se reportó la presencia de 35 especies de plantas leñosas mayores a 3 cm de diámetro (Bravo 2005). Por su parte, en parcelas permanentes (60 x 60 m, 0.36 ha) instaladas también en este Santuario se encontraron hasta 57 especies leñosas a partir de 5 cm de DAP (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017). En dichas parcelas ubicadas entre 3200 a 3400 m s.n.m. se reportan entre 14 a 20 especies, valores similares a las encontradas en este estudio para las parcelas de los fragmentos SAÑ-3 (14), SAP-6 (14) y RA-10 (15 a 17). Por otro lado, en tres parcelas permanentes de la Red de Bosques Andinos (RBA) de 1

ha instaladas en el departamento de Cusco entre 3200 a 3400 m s. n. m. se presentaron entre 28 a 42 especies de plantas leñosas mayores a 10 cm de DAP (CONDESAN 2022). Esta mayor diversidad de especies en estas zonas se relaciona a características propias de un bosque montano húmedo y nublado con precipitaciones alrededor de los 1200-1500 mm/anuales.

En el caso del bosque de *Escallonia myrtilloides* (SAÑ-4) el número de especies fue menor (7) al reportado en otro bosque similar a mayor altitud (3900-4000 m s.n.m) en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas donde se evaluaron hasta 30 especies leñosas (Romero y Ramos 2009). Esto podría explicarse por su mayor grado de conservación o por características fisiográficas y climáticas particulares. También se han reportado 63 especies de flora herbácea, arbustiva y arbórea en este tipo de bosque a 3824 m s.n.m. en el departamento de Apurímac (Fajardo *et al.* 2019).

4.1.3 Cociente de mezcla

En los fragmentos de bosque se obtuvo valores de cociente de mezcla entre 0.05 a 0.21 (Tabla 9, Figura 4). En las parcelas con valores altos como en SAP-5-3(0.16), SAÑ-3-1 (0.17) y SAÑ-3-2 (0.21) las especies están representadas por 77, 81 y 67 individuos respectivamente, siendo áreas más heterogéneas. En la parcela SAP-5-3 el valor obtenido se explica por la presencia de individuos distribuidos en 12 especies, mientras que en el fragmento SAÑ-3 se da entre 14 especies. Las parcelas con los valores más bajos fueron SAÑ-2-2, SAÑ-4-1 y SAÑ-4-2 con 0.05 de cociente de mezcla, donde las especies están representadas por 166, 167 y 148 individuos, siendo áreas más homogéneas. En la parcela SAÑ-2-2 (8 especies) el valor obtenido tiene relación con la abundancia de dos especies dominantes, *Escallonia resinosa* (58) y *Baccharis latifolia* (45). Por su parte en el fragmento SAÑ-4 (7 y 8 especies) existe una alta abundancia de individuos de *Escallonia myrtilloides* (67 y 71).

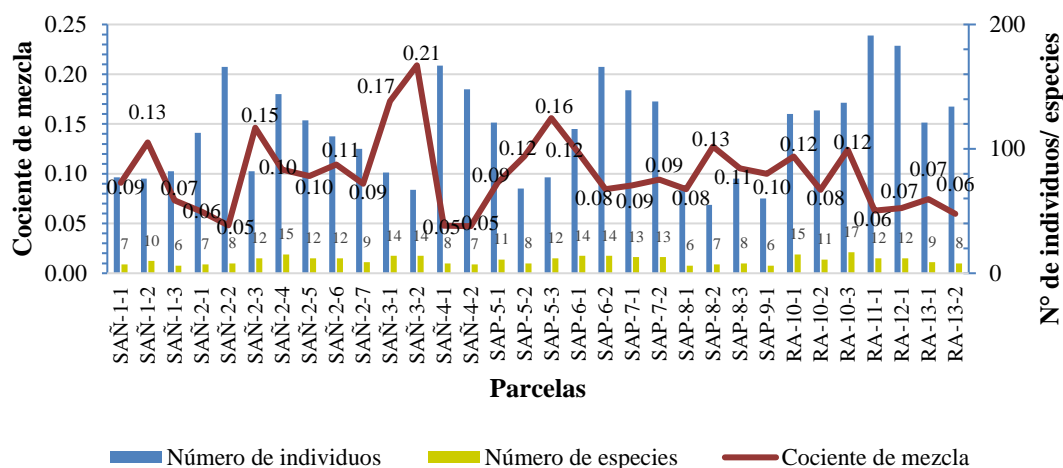


Figura 4. Cociente de mezcla de las parcelas evaluadas

En relación con la altitud, los fragmentos ubicados en las zonas bajas presentaron cocientes entre 0.05 y 0.15, zona media entre 0.06 a 0.21 y zona alta entre 0.05 a 0.16. Por lo tanto, se puede indicar que los bosques de la zona media fueron más heterogéneos que los encontrados en la zona baja y alta.

4.1.4 Índices de Diversidad alfa

Los índices de diversidad alfa calculados para las 32 parcelas estudiadas se muestran en la Tabla 10 y Figura 5.

Tabla 10. Índices de diversidad alfa de las parcelas evaluadas por fragmento

Nº de fragmento	Parcela	Altitud (msnm)	Número de individuos	Número de especies	Índice de diversidad Alfa de Fisher (α)	Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') (Base 2)	Índice de equitatividad de Simpson ($E_{1/D}$)
SAÑ-1	1	3467	77	7	1.87	1.75	0.57
	2	3475	76	10	3.08	1.89	0.52
	3	3470	82	6	1.49	1.34	0.43
SAÑ-2	1	3495	113	7	1.65	2.27	0.73
	2	3475	166	8	1.75	2.51	0.78
	3	3450	82	12	3.87	2.52	0.71
	4	3468	144	15	4.21	3.30	0.87
	5	3474	123	12	3.29	2.81	0.80
	6	3453	110	12	3.43	2.15	0.62
	7	3448	100	9	2.39	2.03	0.60

<<Continuación>>

SAÑ-3	1	3569	81	14	4.88	3.30	0.87
	2	3624	67	14	5.39	3.42	0.88
SAÑ-4	1	3777	167	8	1.75	2.42	0.76
	2	3804	148	7	1.52	1.89	0.68
SAP-5	1	3851	121	11	2.94	2.63	0.77
	2	3836	68	8	2.35	2.21	0.71
	3	3810	77	12	3.98	2.54	0.70
SAP-6	1	3753	116	14	4.16	2.89	0.79
	2	3695	166	14	3.64	2.73	0.78
SAP-7	1	3700	147	13	3.44	2.93	0.81
	2	3662	138	13	3.51	3.25	0.88
SAP-8	1	3626	71	6	1.56	2.16	0.75
	2	3634	55	7	2.12	1.95	0.67
	3	3652	76	8	2.25	2.31	0.73
SAP-9	1	3666	60	6	1.66	2.16	0.73
RA-10	1	3383	128	15	4.4	2.84	0.79
	2	3351	131	11	2.86	2.68	0.78
	3	3307	137	17	5.11	3.55	0.89
RA-11	1	3484	191	12	2.84	3.09	0.86
RA-12	1	3560	183	12	2.87	2.67	0.78
RA-13	1	3770	121	9	2.24	2.42	0.77
	2	3787	134	8	1.86	2.35	0.76

En las 32 parcelas de 0.04 ha cada una, de los fragmentos de bosques estudiados se obtuvieron valores del índice alfa de Fisher de 1.49 a 5.39, y del índice de Shannon - Wiener (calculado en base 2) de 1.34 a 3.55 (Tabla 10 y Figura 5).

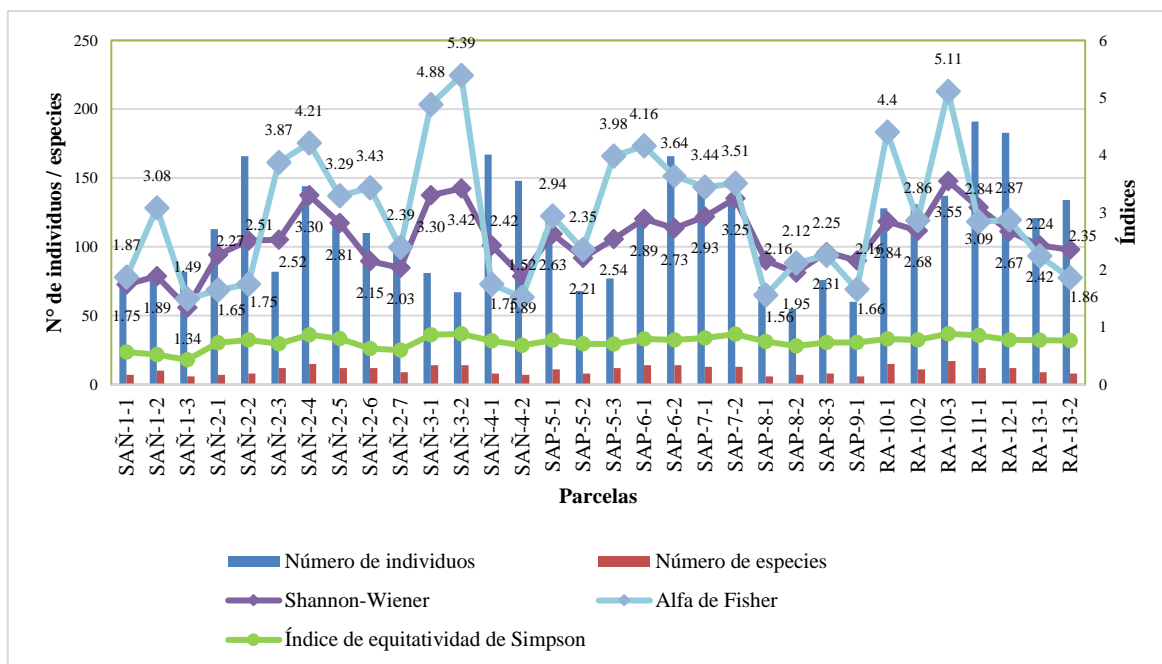


Figura 5. Índices de diversidad alfa de las parcelas evaluadas por fragmento

No se presentó una relación significativa entre la altitud y los valores obtenidos de alfa de Fisher y Shannon-Wiener por parcela. Para el primer índice, solo las parcelas RA-10-1 y RA-10-3 de la zona baja (3307-3383 m s.n.m.) presentaron los valores más altos (4.4 y 5.11 respectivamente), e igualmente en la zona media (3569-3624 m s.n.m.) SAÑ-3-1 y SAÑ-3-2 alcanzaron valores de 4.88 y 5.39 respectivamente. La zona alta presentó valores entre 1.52 y 3.98. En el segundo índice, solo las parcelas RA-10-3 y RA-2-4 de la zona baja presentaron valores más altos (3.55 y 3.30 respectivamente) e igualmente en la zona media SAÑ-3-2, SAÑ-3-1 y SAP-7-2 alcanzaron valores de 3.42, 3.30 y 3.25 respectivamente. La zona alta presentó valores entre 1.89 y 2.54. Estos resultados estarían asociados a la variabilidad de ubicación y orientación de las parcelas, disponibilidad de luz, topografía, suelo o estado de conservación de los fragmentos (Weigend *et al.* 2006, Yepes-Quintero *et al.* 2007, Mazzola *et al.* 2008, Duque *et al.* 2013, Minga *et al.* 2019).

Las cinco parcelas con mayor número de especies: RA-10-3 (17 especies), SAÑ-2-4 (15), RA-10-1 (15), SAÑ-3-1 (14), SAÑ-3-2(14) también registraron los valores más altos de alfa de Fisher (Tabla 10). En el índice de Shannon -Wiener también se observó esta tendencia. En bosques relictos de *Escallonia myrtilloides* en el departamento de Apurímac se obtuvo un índice de Shannon-Wiener de 2.04 nits/ individuo (Fajardo *et al.*

2019) en comparación con el valor de 2.42 bits/ individuo en SAÑ-4 para esta misma especie en el presente estudio.

El índice de equitatividad de Simpson mostró valores entre 0.43 a 0.89 siendo muy cercanos en la mayoría de las parcelas evaluadas (Tabla 10), es decir a nivel de equitatividad estas parcelas son muy similares. Los valores más altos se observaron en las parcelas RA-10-3 (0.89), SAP-7-2 (0.88), SAÑ-3-2 (0.88), SAÑ-3-1 (0.87), SAÑ-2-4 (0.87) y RA-12-1 (0.86) las cuales presentan especies similarmente representadas en la abundancia de sus individuos. Los valores más bajos se observaron en las parcelas SAÑ-1-1, SAÑ-1-2 y SAÑ-1-3 con 0.57, 0.52 y 0.43 respectivamente. Esto último indica que en el fragmento SAÑ-1 las especies están desigualmente representadas en el número de individuos. Por ejemplo, la parcela SAÑ-1-3 presentó una dominancia de individuos de *Escallonia resinosa* (102) sobre otras como *Baccharis latifolia* (21), *Hesperomeles cuneata* (10) y *Berberis lutea* (8). Lo anterior posiblemente causado por el alto impacto de las actividades antrópicas y aperturas de caminos en la zona baja del bosque de Saño.

4.2 DIVERSIDAD BETA

Se calculó el índice de diversidad Beta de Sorensen analizando la similitud entre los fragmentos de los tres sitios evaluados. Los resultados se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Índice de Sorensen para los fragmentos evaluados

Fragmento	SAÑ-1	SAÑ-2	SAÑ-3	SAÑ-4	SAP-5	SAP-6	SAP-7	SAP-8	SAP-9	RA-10	RA-11	RA-12	RA-13
SAÑ-1		64.7	66.7	41.7	51.6	58.1	45.2	48.0	40.0	42.4	23.1	15.4	41.7
SAÑ-2			82.1	40.0	59.5	70.3	64.9	58.1	38.5	41.0	25.0	18.8	33.3
SAÑ-3				55.2	55.6	66.7	61.1	40.0	32.0	42.1	25.8	19.4	48.3
SAÑ-4					44.4	44.4	44.4	9.5	12.5	20.7	27.3	18.2	60.0
SAP-5						82.4	76.5	42.9	34.8	33.3	20.7	13.8	37.0
SAP-6							76.5	50.0	34.8	38.9	20.7	20.7	37.0
SAP-7								57.1	43.5	22.2	6.9	0.0	22.2
SAP-8									70.6	20.0	0.0	0.0	0.0
SAP-9										16.0	0.0	0.0	0.0
RA-10											45.2	45.2	48.3
RA-11												75.0	63.6
RA-12													54.5
RA-13													

El índice de similitud de Sorensen para los 13 fragmentos generó 78 comparaciones presentando valores desde 0 por ciento hasta 82.4 por ciento de similitud de especies (Tabla 11). Dichos resultados se dividieron en cinco grupos: sin similitud (0 por ciento), similitud muy baja (hasta 20 por ciento), similitud baja (mayor a 20 por ciento y menor a 50 por ciento), similitud media (entre 50 por ciento y 70 por ciento) y alta similitud (mayor a 70 por ciento). En el primero, siete comparaciones entre los fragmentos SAP-7, SAP-8, SAP-9, RA-11, RA-12 y RA-13 no mostraron ninguna similitud, por el contrario, en el quinto grupo la comparación entre los fragmentos SAÑ-2, SAÑ-3, SAP-5, SAP-6, SAP-7, SAP-8, SAP-9, RA-11 y RA-12 tuvo un alto grado de similitud.

La mayor similitud se dio entre los fragmentos SAP-5 y SAP-6 (82.4 por ciento) con 14 especies, y SAÑ-2 y SAÑ-3 (82.1 por ciento) con 11 especies. Esto puede entenderse porque son fragmentos poco distanciados (menos de 500 m) y ubicados a altitudes muy cercanas (menos de 200 m). A estos fragmentos les siguen SAP-5 y SAP-7 (76.5 por ciento), SAP-6 y SAP-7 (76.5 por ciento), RA-11 y RA-12 (75 por ciento), SAP-8 y SAP-9 (70.6 por ciento), y SAÑ-2 y SAP-6 (70.3 por ciento). Esta última comparación de similitud comparte 13 especies a pesar de pertenecer a lugares geográficos y zonas de altitud diferentes (baja y media respectivamente).

4.3 VARIABLES ASOCIADAS A LA COMPOSICIÓN FLORÍSTICA

4.3.1 De la composición florística de las familias

En los bosques estudiados se reportaron un total de 22 familias botánicas. Las cinco familias más abundantes en los fragmentos evaluados fueron Escalloniaceae, Asteraceae, Melastomataceae, Rosaceae y Berberidaceae (Tabla 12).

Tabla 12. Familias con mayor abundancia de individuos en los fragmentos de bosque

N°	Familia botánica	Fragmento/individuos												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	Escalloniaceae	162	356	27	138	121	82	57	1	0	96	0	0	1
2	Asteraceae	21	204	61	70	34	27	45	97	23	42	20	16	28
3	Melastomataceae	0	10	1	61	4	15	28	0	0	80	144	59	133
4	Rosaceae	1	24	4	23	38	72	66	2	0	27	102	73	15
5	Berberidaceae	9	83	4	18	21	14	28	0	0	7	7	1	68
6	Betulaceae	6	32	38	0	22	9	4	67	19	0	0	0	0

<<Continuación>>

7	Lamiaceae	4	61	5	0	0	1	10	9	3	36	10	0	0
8	Elaeocarpaceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	24	2	2
9	Fabaceae	4	9	1	1	10	15	18	53	9	0	0	0	0
10	Polygalaceae	26	37	4	3	1	17	7	0	0	0	5	0	8
Otras familias		2	22	3	1	15	30	22	33	6	22	62	32	0
Total		235	838	148	315	266	282	285	262	60	396	374	183	255

La familia Escalloniaceae se presentó en 10 (77 por ciento) de los fragmentos y de manera más abundante en SAÑ-1, SAÑ-2, SAÑ-4 y SAP-5, la familia Asteraceae en todos (100 por ciento) sobresaliendo en SAÑ-2 y SAP-8, Melastomataceae en 10 (77 por ciento) principalmente en RA-11 y RA-13, Rosaceae en 12 (92 por ciento) destacando en RA-11, y Berberidaceae en 11 (85 por ciento) observado en SAÑ-2 en mayor número.

Según área geográfica (Tabla 13), en el distrito de Saño las familias más abundantes son Escalloniaceae (683 individuos) y Asteraceae (356), en Sapallanga Escalloniaceae con 261 individuos, y en Ranra Melastomataceae (357). El mayor número de individuos se presentó en el distrito de Saño (1536). Según altitud, en la zona baja y alta es predominante la familia Escalloniaceae y en la zona media Rosaceae. El mayor número de individuos se observó en la zona baja (1731).

Tabla 13. Familias con mayor abundancia de individuos según área geográfica y zona altitudinal

N°	Familia botánica	Según área geográfica			Según altitud			N° de individuos	Porcentaje total
		Saño	Sapallanga	Ranra	Alta	Media	Baja		
1	Escalloniaceae	683	261	97	260	166	615	1041	28.5
2	Asteraceae	356	203	90	132	153	364	649	17.8
3	Melastomataceae	72	47	357	198	188	90	476	13.0
4	Rosaceae	52	178	144	76	244	54	374	10.2
5	Berberidaceae	114	63	82	107	53	99	259	7.1
6	Betulaceae	76	102	0	22	51	105	178	4.9
7	Lamiaceae	70	20	46	0	26	110	136	3.7
8	Elaeocarpaceae	0	0	112	2	24	86	112	3.0
9	Fabaceae	15	96	0	11	34	66	111	3.0
10	Polygalaceae	70	25	13	12	33	63	108	2.9
Otras familias		28	100	84	16	117	79	212	5.8
Total		1536	1095	1025	836	1089	1731	3656	100

Se puede observar en la Figura 6 que las parcelas del distrito de Saño y Sapallanga (prov. Huancayo) son las que albergan de manera constante el mayor número de individuos de la familia Escalloniaceae. La familia Asteraceae, aunque está presente en todas las parcelas tiene una menor abundancia. La familia Melastomataceae se encuentra preponderante y casi homogénea en las parcelas del distrito de Ranra (prov. Tarma). La familia Rosaceae tiene una mayor visibilidad tanto en parcelas de Sapallanga (SAP-6-2, SAP-7-1, SAP-7-2) como de Ranra (RA-11-1, RA-12-1).

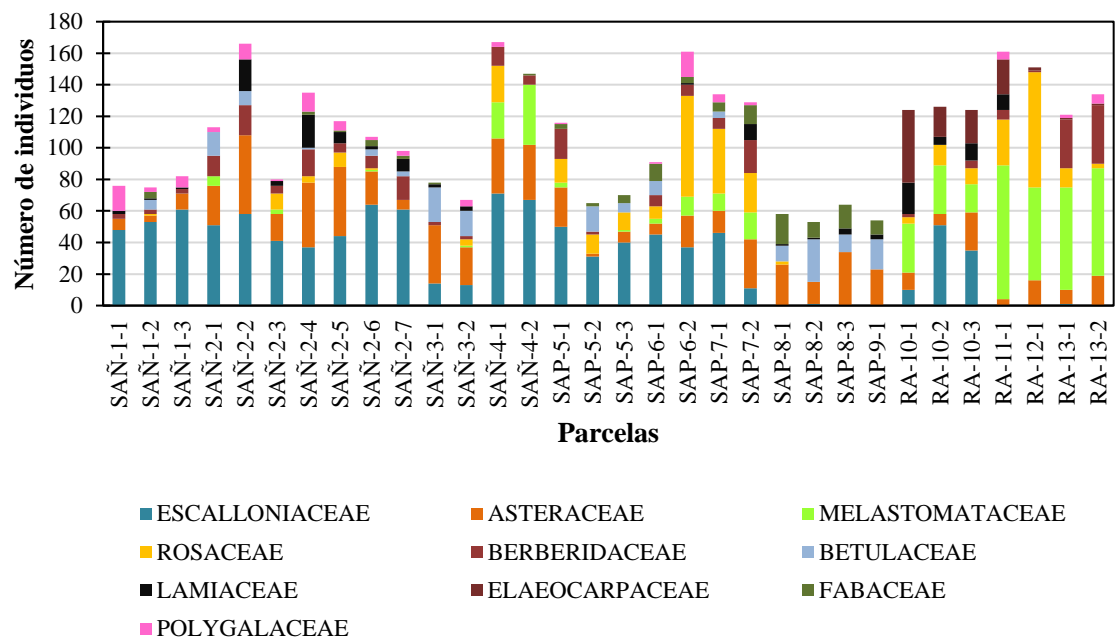


Figura 6. Familias con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas

La Tabla 14 muestra que la familia Asteraceae es la que presenta el mayor número de especies (13, 26.5 por ciento), seguido de la familia Rosaceae (5, 10.2 por ciento) y Solanaceae (4, 8.2 por ciento). Las familias Melastomataceae, Berberidaceae y Lamiaceae presentaron tres especies cada una y la familia Escalloniaceae y Calceolariaceae solo dos. Las demás familias presentaron solo una especie lo que representa el 28.6 por ciento. En bosques andinos la primacía de la familia Asteraceae a nivel de géneros y especies es frecuente (Loja 2002, Parra *et al.* 2004, Yarupaitán y Albán 2004, Juárez *et al.* 2005, Alvear *et al.* 2010, Galiano *et al.* 2013, Aquino *et al.* 2017, Aquino *et al.* 2018).

Tabla 14. Familias con mayor número de especies según el fragmento de bosque

N°	Familia botánica	Fragmentos / especies												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	Asteraceae	3	4	6	3	4	4	4	1	1	4	2	3	2
2	Rosaceae	1	3	3	1	2	1	1	1	0	2	2	2	2
3	Solanaceae	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
4	Melastomataceae	0	1	1	1	1	1	1	0	0	2	2	2	2
5	Berberidaceae	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1
6	Lamiaceae	2	2	1	0	0	1	1	2	1	2	1	0	0
7	Escalloniaceae	2	1	2	1	1	1	1	0	1	2	0	0	1
8	Calceolariaceae	0	1	1	0	1	1	2	1	1	0	0	0	0
Otras familias		4	6	4	2	6	7	5	4	2	6	4	4	2
Total		14	20	19	10	17	17	17	10	7	19	12	12	10

Según área geográfica (Tabla 15), la familia Asteraceae presentó el mayor número de especies (7) en el distrito de Saño y Ranra, la familia Rosaceae fue más especiosa (4) en el distrito de Sapallanga, y Solanaceae la más especiosa en Saño (3). Los tres distritos presentaron en total un número de especies muy similar. Según altitud, la familia Asteraceae fue más abundante en la zona media (10 especies), Rosaceae más abundante en la zona baja y alta (4), Solanaceae en la zona baja (3) y Melastomataceae en la zona media y alta (3). La zona media fue la más abundante en especies (37) seguida por la zona baja (35) y alta (24).

Tabla 15. Familias con mayor abundancia de especies según área geográfica y zona altitudinal

N°	Familia botánica	Área geográfica			Altitud			N° especies	Total (porcentaje)
		Saño	Sapallanga	Ranra	Alta	Media	Baja		
1	Asteraceae	7	5	7	5	10	7	13	26.5
2	Rosaceae	3	4	2	4	3	4	5	10.2
3	Solanaceae	3	1	0	2	1	3	4	8.2
4	Melastomataceae	2	1	3	3	3	2	3	6.1
5	Berberidaceae	1	1	3	1	3	1	3	6.1
6	Lamiaceae	2	2	2	0	2	3	3	6.1
7	Escalloniaceae	2	2	2	1	2	2	2	4.1
8	Calceolariaceae	1	2	0	1	2	1	2	4.1
Otras familias		6	7	8	7	11	12	14	28.6
Total		27	25	27	24	37	35	49	100

4.3.2 De la composición florística de los géneros

En los bosques estudiados se reportaron un total de 34 géneros. Los cinco géneros con mayor número de individuos fueron *Escallonia* (1041, 28.5 por ciento), *Baccharis* (463, 12.7 por ciento), *Hesperomeles* (371, 10.1 por ciento) y *Brachyotum* (286, 7.8 por ciento) (Tabla 16). El género *Escallonia* se presentó en 10 fragmentos y de manera más abundante en SAÑ-2 esto debido a que dicha área ya era conocida por el Área de Conservación Privada como “Bosque de Chachacomo”. El género *Baccharis* fue encontrado en todos los fragmentos, pero más abundante en SAÑ-2. El género *Hesperomeles* se presentó en 11 fragmentos y de manera más abundante en RA-12 (73 individuos). *Brachyotum* se observó en 10 fragmentos y de manera más abundante en RA-13.

Tabla 16. Géneros con mayor abundancia de individuos en los fragmentos de bosque

N°	Género	Fragmento /individuos												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	<i>Escallonia</i>	162	356	27	138	121	82	57	1	0	96	0	0	1
2	<i>Baccharis</i>	21	152	18	48	30	9	8	74	23	42	2	11	25
3	<i>Hesperomeles</i>	1	24	4	23	37	72	66	0	0	27	29	73	15
4	<i>Brachyotum</i>	0	10	1	61	4	15	28	0	0	18	39	39	71
5	<i>Berberis</i>	9	83	4	18	21	14	28	0	0	7	6	1	68
6	<i>Miconia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	46	20	62
7	<i>Alnus</i>	6	32	38	0	22	9	4	48	19	0	0	0	0
8	<i>Vallea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	22	2	2
9	<i>Senna</i>	4	9	1	1	10	15	18	44	9	0	0	0	0
10	<i>Monnina</i>	26	37	4	3	1	17	7	0	0	0	5	0	8
11	<i>Aristeguietia</i>	0	42	5	1	4	18	34	0	0	0	0	0	0
	<i>Otras familias</i>	6	93	46	22	16	31	35	35	9	58	42	37	3
	<i>Total</i>	235	838	148	315	266	282	285	202	60	396	191	183	255

Según área geográfica (Tabla 17), los géneros *Escallonia*, *Baccharis* y *Berberis* estuvieron presentes de manera más abundante en el distrito de Saño (683, 239 y 114 individuos respectivamente) en contraste con los géneros *Hesperomeles* y *Brachyotum* con abundancia en el distrito de Ranra (144 y 167 individuos respectivamente). Según altitud, los géneros *Escallonia*, *Alnus*, *Vallea*, *Senna* y *Monnina* predominaron en la zona baja, en la zona media *Hesperomeles* con 244 individuos, y en la zona alta *Brachyotum* y *Berberis* con 136 y 107 respectivamente.

Tabla 17. Géneros con mayor abundancia de individuos según área geográfica y zona altitudinal

N°	Género	Área geográfica			Altitud			N° de individuos	Total (porcentaje)
		Saño	Sapallanga	Ranra	Alta	Media	Baja		
1	<i>Escallonia</i>	683	261	97	260	166	615	1041	28.5
2	<i>Baccharis</i>	239	144	80	103	48	312	463	12.7
3	<i>Hesperomeles</i>	52	175	144	75	244	52	371	10.1
4	<i>Brachyotum</i>	72	47	167	136	122	28	286	7.8
5	<i>Berberis</i>	114	63	82	107	53	99	259	7.1
6	<i>Miconia</i>	0	0	190	62	66	62	190	5.2
7	<i>Alnus</i>	76	102	0	22	51	105	178	4.9
8	<i>Vallea</i>	0	0	112	2	24	86	112	3.1
9	<i>Senna</i>	15	96	0	11	34	66	111	3.0
10	<i>Monnina</i>	70	25	13	12	33	63	108	3.0
11	<i>Aristeguietia</i>	48	56	0	5	57	42	104	2.8
Otras familias		167	126	140	41	191	201	433	11.8
Total		1536	1095	1025	836	1089	1731	3656	100

En la Figura 7, se puede observar la marcada predominancia del género *Escallonia* en todas las parcelas del distrito de Saño y en las parcelas de la zona alta y media del distrito de Sapallanga. El género *Baccharis* a pesar de estar presente en todas las parcelas, fue marcada su abundancia en las de zona baja del distrito de Sapallanga. También, es notoria su presencia en mayor número en la parcela SAÑ-2-2, esto puede deberse a que esta parcela se ubicó cerca de la zona central del fragmento y a una altitud mayor que las demás (SAÑ-2-4 y SAÑ-2-6). El género *Hesperomeles* se presentó en las parcelas de manera heterogénea en número de individuos observándose con mayor preponderancia en la parcela RA-11-1 debido posiblemente a la lejanía y el bajo impacto antropogénico del fragmento donde se ubicó. El género *Vallea* fue encontrada solo en las parcelas RA-10-1, RA-10-2, RA-10-3, RA-11-1 y RA-12-1. Se puede observar que, de las cinco parcelas, se encontró una mayor abundancia de este género en la parcela de mayor altitud (RA-10-1) lo que corrobora que los espacios más alejados suelen ser los más conservados.

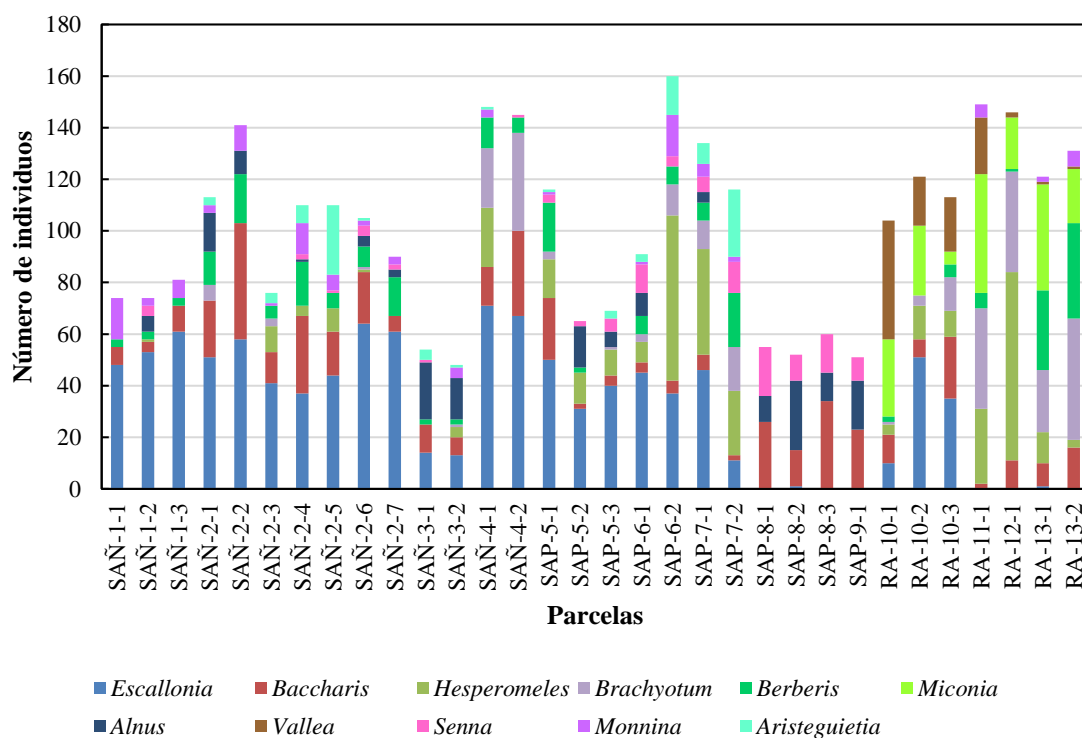


Figura 7. Géneros con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas

Los cuatro géneros con mayor número de especies son *Baccharis* (6, 12.2 por ciento), *Hesperomeles* (3, 6.1 por ciento), *Berberis* (3) y *Solanum* (3) (Tabla 18). Los otros géneros presentaron el 53.1 por ciento del total de especies. El primer género presentó el mayor número de especies (4) en RA-10, el segundo con tres especies en SAÑ-2 y SAÑ-3, el tercero y cuarto con solo una especie por fragmento.

Tabla 18. Géneros con mayor abundancia de especies según fragmento de bosque

N°	Género	Fragmento /especies												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1	<i>Baccharis</i>	3	2	2	1	3	3	2	1	1	4	1	1	1
2	<i>Hesperomeles</i>	1	3	3	1	1	1	1	0	0	2	2	2	2
3	<i>Berberis</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1
4	<i>Solanum</i>	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
5	<i>Escallonia</i>	2	1	2	1	1	1	1	1	0	2	0	0	1
6	<i>Brachyotum</i>	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1
7	<i>Clinopodium</i>	1	1	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0
8	<i>Calceolaria</i>	0	1	1	0	1	1	2	1	1	0	0	0	0
	Otros géneros	6	9	8	4	8	8	7	6	3	8	6	7	4
	Total	14	20	19	10	17	17	17	11	6	19	12	12	10

Según área geográfica (Tabla 19), el distrito de Ranra albergó el mayor número de especies de los géneros *Baccharis* (4) y *Berberis* (3), el distrito de Saño a los géneros *Hesperomeles* (3) y *Solanum* (2), y el distrito de Sapallanga a las dos especies de género *Calceolaria*. En los tres distritos se presentaron el mismo número de especies para el género *Escallonia* (2) e igualmente para *Clinopodium* (1). Según la altitud, la zona baja albergó el mayor número de especies del género *Baccharis* (5), en la zona media los géneros *Berberis* (3) y *Calceolaria* (2), y la zona alta *Baccharis* (3) y *Hesperomeles* (3) fueron los más especiosos.

Tabla 19. Géneros con mayor abundancia de especies según área geográfica y zona altitudinal

N°	Familia botánica	Área geográfica			Altitud			N° especies	Total (porcentaje)
		Saño	Sapallanga	Ranra	Alta	Media	Baja		
1	<i>Baccharis</i>	3	3	4	3	3	5	6	12.2
2	<i>Hesperomeles</i>	3	2	2	3	3	3	3	6.1
3	<i>Berberis</i>	1	1	3	1	3	1	3	6.1
4	<i>Solanum</i>	2	1	0	2	1	2	3	6.1
5	<i>Escallonia</i>	2	2	2	1	2	2	2	4.1
6	<i>Brachyotum</i>	2	1	2	2	2	1	2	4.1
7	<i>Clinopodium</i>	1	1	1	0	2	2	2	4.1
8	<i>Calceolaria</i>	1	2	0	1	2	1	2	4.1
Otros géneros		12	12	13	11	19	18	26	53.1
Total		27	25	27	24	37	35	49	100

4.3.3 De la composición florística de las especies

De las 49 especies de los bosques evaluados, las cinco especies más abundantes en individuos fueron *Escallonia resinosa* (539, 14.7 por ciento), *Escallonia myrtilloides* (502, 13.7 por ciento), *Baccharis latifolia* (291, 8 por ciento), *Berberis lutea* (252, 6.9 por ciento) y *Brachyotum ledifolium* (210, 5.7 por ciento) (Tabla 20).

Tabla 20. Especies con mayor abundancia de individuos según fragmento de bosque

N°	Especies	SAÑ-1	SAÑ-2	SAÑ-3	SAÑ-4	SAP-5	SAP-6	SAP-7	SAP-8	SAP-9	RAN-10	RAN-11	RAN-12	RAN-13
1	<i>Escallonia resinosa</i>	161	356	19	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0
2	<i>Escallonia myrtilloides</i>	1	0	8	138	121	82	57	0	0	94	0	0	1

<<Continuación>>

3	<i>Baccharis latifolia</i>	18	149	17	0	5	1	3	74	23	1	0	0	0
4	<i>Berberis lutea</i>	9	83	4	18	21	14	28	0	0	7	0	0	68
5	<i>Brachyotum ledifolium</i>	0	0	0	61	0	0	0	0	0	0	39	39	71
6	<i>Miconia salicifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62	46	20	62
7	<i>Alnus acuminata</i>	6	32	38	0	22	9	4	48	19	0	0	0	0
8	<i>Hesperomeles cuneata</i>	1	11	1	0	37	72	0	0	0	17	14	2	13
9	<i>Baccharis odorata</i>	1	3	1	48	17	4	0	0	0	14	2	11	25
10	<i>Vallea stipularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86	22	2	2
11	<i>Senna versicolor</i>	4	9	1	1	10	15	18	44	9	0	0	0	0
12	<i>Monnina salicifolia</i>	26	37	4	3	1	17	7	0	0	0	5	0	8
13	<i>Aristeguietia discolor</i>	0	42	5	1	4	18	34	0	0	0	0	0	0
14	<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	0	4	1	0	0	0	0	0	0	10	15	71	2
15	<i>Hesperomeles obtusifolia</i>	0	9	2	23	0	0	66	0	0	0	0	0	0
	Otros	8	103	47	22	28	50	68	35	9	103	48	38	3
	Total	235	838	148	315	266	282	285	202	60	396	191	183	255

La especie *Escallonia resinosa* se encontró más abundante en SAÑ-1 y SAÑ-2. *Escallonia myrtilloides*, ha prosperado en mayor número en los fragmentos SAÑ-4 y SAP-5. Tanto SAÑ-1, SAÑ-2 y SAÑ-4 forman bosques naturales de “Chachacomo” y “Tasta” que buscan ser conservados por el Área de Conservación Privada Illish Pichacoto. El número de individuos de *Escallonia resinosa* en las parcelas SAÑ-1 y SAÑ-2 es mucho mayor a la encontrada en bosques relictos de esta especie evaluados en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochabamba que conservan solo 67 árboles por hectárea a partir de 5cm de DAP (MINAM 2015). Por otro lado, en bosques de *Escallonia myrtilloides* se reportó una abundancia de esta especie del 45.9 por ciento, este valor es similar al encontrado en este estudio con 43.8 por ciento y 45.5 por ciento en SAÑ-4 y SAP-5 respectivamente (Fajardo *et al.* 2019).

El mayor número de individuos en SAÑ-2 donde son abundantes especies como *Escallonia resinosa*, *Baccharis latifolia*, *Berberis lutea*, *Monnina salicifolia* y *Aristeguietia discolor* puede estar relacionado directamente con el tamaño de este

fragmento. Las preferencias de hábitats también pueden marcar este aspecto. Por ejemplo, *Brachyotum ledifolium* prefiere lugares más húmedos como SAÑ-4 y RA-13, y de igual forma *Baccharis odorata* presentando un mayor número en SAÑ-4 (48 individuos). También, *Alnus acuminata* es abundante en SAP-8 (48 individuos), un espacio húmedo, siendo uno de los pocos espacios con bosques naturales de esta especie en Sapallanga. Además, el CP San Juan de Ranra y la zona alta de CP La Punta fueron las únicas áreas que presentaron una clara nubosidad, lo que pudo influir en la diversidad y composición particular de las especies.

La composición florística de los fragmentos es similar a lo reportado en parcelas de 0.5 ha establecidas en zonas de bosques relictos andinos que muestran la presencia de especies como *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides*, *Berberis lutea*, *Hesperomeles heterophylla* (sin. *H. obtusifolia*), *H. ferrugínea* (sin. *H. lanuginosa*), *Alnus acuminata*, *Vallea stipularis*, entre otras (Pariante *et al.* 2016). También, en parcelas de 0.1 ha en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas se han reportado especies leñosas como *Aristeguietia discolor*, *Baccharis latifolia*, *Berberis lutea*, *Escallonia myrtilloides*, *Senna versicolor*, *Monnina salicifolia* y *Hesperomeles cuneata* (Romero y Ramos 2009).

De las 49 especies, 6 por ciento son árboles (*Alnus acuminata*, *Polylepis racemosa* y *Prunus serotina*), 87 por ciento arbustivas y 7 por ciento presentan ambos tipos de hábito. Esto último se observó en *Escallonia myrtilloides*, *Escallonia resinosa*, *Senna versicolor* y *Vallea stipularis*. Crecer tanto como arbustos y árboles puede ser una estrategia morfológica ventajosa a mayores altitudes (Young y Keating 2001). También, estudios señalan la predominancia de especies arbustivas sobre las arbóreas usualmente observada en bosques de ecosistemas andinos altimontanos. Trinidad y Cano (2016) reportaron para la flora vascular en la Reserva Paisajística Nor Yauyos-Cochas, 17.4 por ciento de especies arbustivas sobre el 1.1 por ciento de arbóreas. En el distrito de Quilcas, de la provincia de Huancayo, Junín, se reportaron para fanerógamas un 25.9 por ciento en arbustos en contraste con 2.5 por ciento de árboles (Yarupaitán y Albán 2003).

Según área geográfica (Tabla 21), en el distrito de Saño se presentaron las mayores abundancias de las especies *Escallonia resinosa*, *Baccharis latifolia* y *Berberis lutea*; en el distrito de Sapallanga fueron *Escallonia myrtilloides*, *Alnus acuminata*, *Hesperomeles cuneata*, *Senna versicolor*, *Aristeguietia discolor* y *Hesperomeles obtusifolia*; y en el distrito de Ranra *Brachyotum ledifolium*, *Miconia salicifolia*, *Vallea stipularis* y

Hesperomeles lanuginosa. Según altitud, la zona baja estuvo dominado por las especies *Escallonia resinosa*, *Baccharis latifolia*, *Alnus acuminata*, *Vallea stipularis*, *Senna versicolor* y *Monnina salicifolia*; la zona media por *Miconia salicifolia*, *Hesperomeles cuneata*, *Aristeguietia discolor*, *Hesperomeles lanuginosa* y *Hesperomeles obtusifolia*; y en la zona alta predominaron *Escallonia myrtilloides*, *Berberis lutea*, *Brachyotum ledifolium* y *Baccharis odorata*.

Tabla 21. Especies con mayor abundancia según área geográfica y zona altitudinal

N°	Especies	Área geográfica			Altitud			N° individuos	Total (porcentaje)
		Saño	Sapallanga	Ranra	Alta	Media	Baja		
1	<i>Escallonia resinosa</i>	536	1	2	0	19	520	539	14.7
2	<i>Escallonia myrtilloides</i>	147	260	95	260	147	95	502	13.7
3	<i>Baccharis latifolia</i>	184	106	1	5	21	265	291	8.0
4	<i>Berberis lutea</i>	114	63	75	107	46	99	252	6.9
5	<i>Brachyotum ledifolium</i>	61	0	149	132	78	0	210	5.7
6	<i>Miconia salicifolia</i>	0	0	190	62	66	62	190	5.2
7	<i>Alnus acuminata</i>	76	102	0	22	51	105	178	4.9
8	<i>Hesperomeles cuneata</i>	13	109	46	50	89	29	168	4.6
9	<i>Baccharis odorata</i>	53	21	52	90	18	18	126	3.4
10	<i>Vallea stipularis</i>	0	0	112	2	24	86	112	3.1
11	<i>Senna versicolor</i>	15	96	0	11	34	66	111	3.0
12	<i>Monnina salicifolia</i>	70	25	13	12	33	63	108	3.0
13	<i>Aristeguietia discolor</i>	48	56	0	5	57	42	104	2.8
14	<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	5	0	98	2	87	14	103	2.8
15	<i>Hesperomeles obtusifolia</i>	34	66	0	23	68	9	100	2.7
	Otras	180	190	192	53	251	258	562	15.4
	Total	1536	1095	1025	836	1089	1731	3656	100

Tovar (1990) señala especies similares para la zona de los distritos de Saño y Sapallanga (Piso Mesoandino Superior-Alto Mantaro) como *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides*, *Alnus acuminata* y *Hesperomeles cuneata*. En la provincia de Concepción, Loja (2002) señala la presencia de *Senna versicolor*, *Alnus acuminata*, *Cantua buxifolia*, *Escallonia resinosa*, *Baccharis latifolia* y *Polylepis racemosa*. De igual forma en la provincia de Huancayo se reportan especies coincidentes con el distrito de Saño y Sapallanga, como *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides*, *Baccharis latifolia*, *B. odorata*, *Berberis lutea*,

Brachyotum sp., *Alnus acuminata*, *Hesperomeles cuneata*, *Senna versicolor*, *Monnina salicifolia* y *Aristeguietia discolor* (Yarupaitán y Albán 2003, 2004). También, en bosques andinos de Cusco por encima de los 3200 m s.n.m. se señala la presencia de *Alnus acuminata*, *Hesperomeles heterophylla* (sin. *H. obtusifolia*), *Vallea stipularis*, *Escallonia myrtilloides* y *Polylepis* sp. (Gil-Mora *et al.* 2018). Por otro lado, la presencia de solo *Vallea stipularis* y *Miconia salicifolia* solo en el bosque de San Juan de Ranra posiblemente muestra su preferencia por sitios más húmedos (bmh-MT) como lo reportado por Smith (1988) en el Parque Nacional Huascarán.

Dos fragmentos, SAÑ-04 y RA-10 presentaron una predominancia de individuos de *Escallonia myrtilloides* (138 y 94 respectivamente) por sobre las otras especies. En el primer fragmento, esta especie se asocia con arbustos de *Aristeguietia discolor*, *Baccharis odorata*, *Berberis lutea*, *Brachyotum ledifolium*, *Hesperomeles obtusifolia*, *Monnina salicifolia*, *Senecio melanocalyx*, *Senna versicolor* y *Solanum juninense*. En el segundo, con *Escallonia resinosa*, *Baccharis odorata*, *Baccharis tarmensis*, *Berberis lutea*, *Ribes* sp. entre otras. Este resultado tiene similitud con lo reportado por Galiano *et al.* (2013) en dos áreas de bosques de *Escallonia myrtilloides* presentes en zonas altoandinas de Cusco, sobre los 3600 msnm, donde esta especie se asocia con *Escallonia resinosa* y especies de los géneros *Baccharis*, *Berberis* y *Ribes*.

En la Figura 8 se puede observar la marcada presencia de *Escallonia resinosa* en las parcelas del distrito de Saño en contraste con *Escallonia myrtilloides* presente en más de la mitad de las parcelas del distrito de Sapallanga y en algunas del distrito de Ranra (RA-10). La especie *Baccharis latifolia*, presente en el 62 por ciento de las parcelas evaluadas, se observó frecuentemente en parcelas de baja altitud. Las parcelas de la zona baja del distrito de Sapallanga (SAP-8 y SAP-9) están dominadas principalmente por *Baccharis latifolia*, *Alnus acuminata* y *Senna versicolor*. Parcelas instaladas en la zona andina del centro del Perú (Pariante *et al.* 2016) reportaron la presencia de especies como *Escallonia myrtilloides*, *Escallonia resinosa* y *Hesperomeles ferruginea* (sin. *Hesperomeles lanuginosa*).

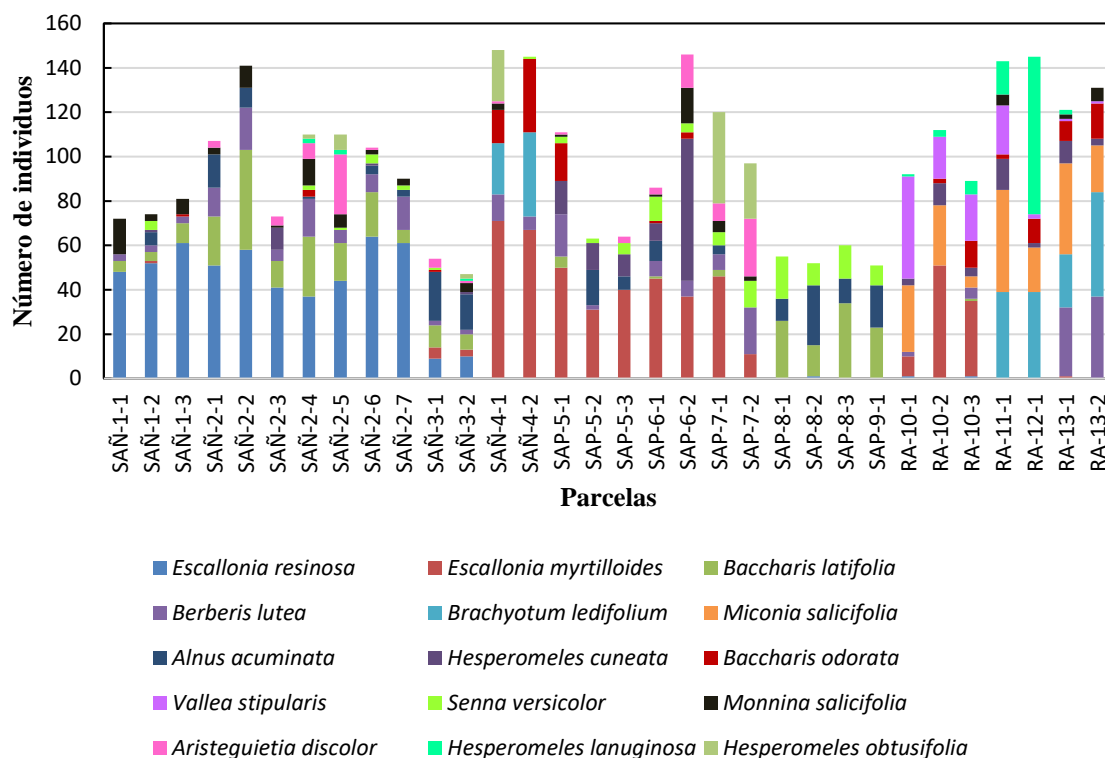


Figura 8. Especies con mayor abundancia de individuos en las parcelas evaluadas

Se ha reportado en los Andes peruanos por encima de los 3000 msnm que existen bosques relictos nativos dominados por individuos de los géneros arbóreos *Cedrela*, *Polylepis*, *Alnus*, *Buddleja*, *Podocarpus* y de especies arbustivas como *Escallonia resinosa*, *Escallonia myrtilloides* y *Kageneckia lanceolata* (Servat *et al.* 2002, Weigend *et al.* 2006, Romero y Ramos 2009, Aquino 2013, Schmitt *et al.* 2013, MINAM 2015, Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017, Pérez-Leguía *et al.* 2018, Ames-Martínez *et al.* 2021). Estos espacios sirven como micro refugios a la fauna silvestre y su movimiento a través de los fragmentos. Los bosques de *Polylepis* han recibido un mayor estudio por el grado de amenaza que enfrentan (Quispe-Melgar *et al.* 2019). Por otro lado, los bosques relictos de *Escallonia myrtilloides* han sido poco reportados en la literatura, con vacíos en su estado de conservación (Galiano *et al.* 2013).

En los tres bosques estudiados se encontraron 10 especies endémicas (Tabla 22) que representan el 20 por ciento de la flora leñosa registrada: *Baccharis tarmensis*, *Calceolaria rupestris*, *Cantua buxifolia*, *Clinopodium sphenophyllum*, *Cronquistianthus lavandulifolius*, *Gynoxys capituliparva*, *Monnina salicifolia*, *Neocuatrecasia sessilifolia*, *Polylepis racemosa* y *Senecio melanocalyx*. De estas especies solo *Cantua buxifolia* y

Polylepis racemosa están registradas actualmente en la IUCN en la categoría Preocupación menor (LC) y Vulnerable (VU) (IUCN 2022). Además, la primera fue categorizada en el 2006 como Casi amenazado, y la segunda como En Peligro crítico (MINAG 2006). Las 8 especies restantes no se encuentran incluidas en esta lista. Por su parte las especies endémicas *Clinopodium sphenophyllum*, *Gynoxys capituliparva* y *Neocuatrecasia sessilifolia* fueron reconocidas en el 2001 como especies En Peligro (León *et al.* 2006). La familia Asteraceae fue la más diversa con 5 especies endémicas. De las 10 especies, 3 fueron encontradas en el bosque de Saño, 5 en el bosque de La Punta y 5 en San Juan de Ranra. Del total de especies endémicas una fue encontrada únicamente en el bosque de Saño (*Neocuatrecasia sessilifolia*), 4 únicamente en el bosque de La Punta (*Calceolaria rupestris*, *Cantua buxifolia*, *Cronquistianthus lavandulifolius* y *Polylepis racemosa*) y 3 en San Juan de Ranra (*Baccharis tarmensis*, *Clinopodium sphenophyllum*, y *Gynoxys capituliparva*).

Tabla 22. Endemismo y especies amenazadas en los bosques estudiados

Especies	León <i>et al.</i> (2006)		MINAGRI (2006)	IUCN (2022)
	Endémico	IUCN (2001)		
<i>Alnus acuminata</i> Kunth	-	-	VU	LC
<i>Alonsoa acutifolia</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	-
<i>Arcytophyllum thymifolium</i> (Ruiz & Pav.) Standl.	-	-	-	-
<i>Aristeguietia discolor</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	-	-	-	NT
<i>Baccharis odorata</i> Kunth	-	-	-	-
<i>Baccharis pulchella</i> Sch.Bip. ex Griseb.	-	-	-	-
<i>Baccharis emarginata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	-	-	-	-
<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	-	-	-	LC
<i>Baccharis tarmensis</i> Cuatrec.	X	NE	-	-
<i>Baccharis tricuneata</i> (L.f.) Pers.	-	-	-	-
<i>Berberis aff. jelskiana</i> C.K.Schneid.	-	-	-	-
<i>Berberis lutea</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	LC
<i>Berberis saxicola</i> Lechl.	-	-	-	-
<i>Brachyotum ledifolium</i> (Desr.) Triana	-	-	-	-
<i>Brachyotum naudinii</i> Triana	-	-	-	LC
<i>Calceolaria rupestris</i> Molau	X	LC	-	-
<i>Calceolaria virgata</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	-
<i>Cantua buxifolia</i> Juss. ex Lam.	X	DD	NT	LC

<<Continuación>>

<i>Cestrum conglomeratum</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	LC
<i>Clinopodium breviflorum</i> (Benth.) Govaerts	-	-	-	-
<i>Clinopodium sphenophyllum</i> (Epling) Govaerts	X	EN	-	-
<i>Colletia spinosissima</i> J.F.Gmel.	-	-	-	LC
<i>Cronquistianthus lavandulifolius</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	X	NE	-	-
<i>Diplostegium haenkei</i> (DC.) Wedd.	-	-	-	-
<i>Escallonia myrtilloides</i> L.f.	-	-	VU	-
<i>Escallonia resinosa</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	-	-	VU	-
<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	-	-	-	LC
<i>Gynoxys capituliparva</i> Cuatrec.	X	EN	-	-
<i>Hesperomeles cuneata</i> Lindl.	-	-	-	LC
<i>Hesperomeles lanuginosa</i> Ruiz & Pav. ex Hook.	-	-	-	LC
<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (DC.) Lindl.	-	-	CR	LC
<i>Maytenus jelskii</i> Zahlbr.	-	-	-	-
<i>Miconia salicifolia</i> (Bonpl. ex Naudin) Naudin	-	-	-	-
<i>Minthostachys mollis</i> (Benth.) Griseb.	-	-	-	-
<i>Monnina salicifolia</i> Ruiz & Pav.	X	-	-	-
<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	-	-	-	LC
<i>Neocuatrecasia sessilifolia</i> R.M.King & H.Rob.	X	EN	-	-
<i>Polylepis racemosa</i> Ruiz & Pav. *	-	-	CR	VU
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	-	-	-	LC
<i>Ribes</i> sp.	-	-	-	-
<i>Senecio melanocalyx</i> Cuatrec.	X	LC	-	-
<i>Senna versicolor</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	-	-	-	-
<i>Siphocampylus veteranus</i> E.Wimm.	-	-	-	-
<i>Solanum luteoalbum</i> Pers.	-	-	-	-
<i>Solanum juninense</i> Bitter	-	-	-	-
<i>Solanum nitidum</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	LC
<i>Tagetes elliptica</i> Sm.	-	-	-	-
<i>Valeriana decussata</i> Ruiz & Pav.	-	-	-	-
<i>Vallea stipularis</i> L.f.	-	-	-	LC

NE: No evaluados, DD: Datos insuficientes, LC: Preocupación menor, NT: Casi amenazado, VU: Vulnerable, EN: En Peligro, CR: En Peligro crítico. *Endémica según Mendoza y Cano (2011)

De los 13 fragmentos evaluados en el presente estudio 10 (76.9 por ciento) presentaron especies endémicas (Figura 9). El fragmento SAP-5 muestra el mayor número de estas especies (4), seguido por los fragmentos SAÑ-3, SAP-7 y RA-11 con tres cada una. El bosque de San Juan de Ranra con buen estado de conservación presentó 5 de las 10 especies endémicas, mientras que los bosques de La Punta y Saño en estado regular

presentaron 5 y 3 respectivamente. Lo anterior indica que los fragmentos en bosques menos conservados al presentar un mayor número de especies endémicas necesitan medidas más urgentes de conservación.

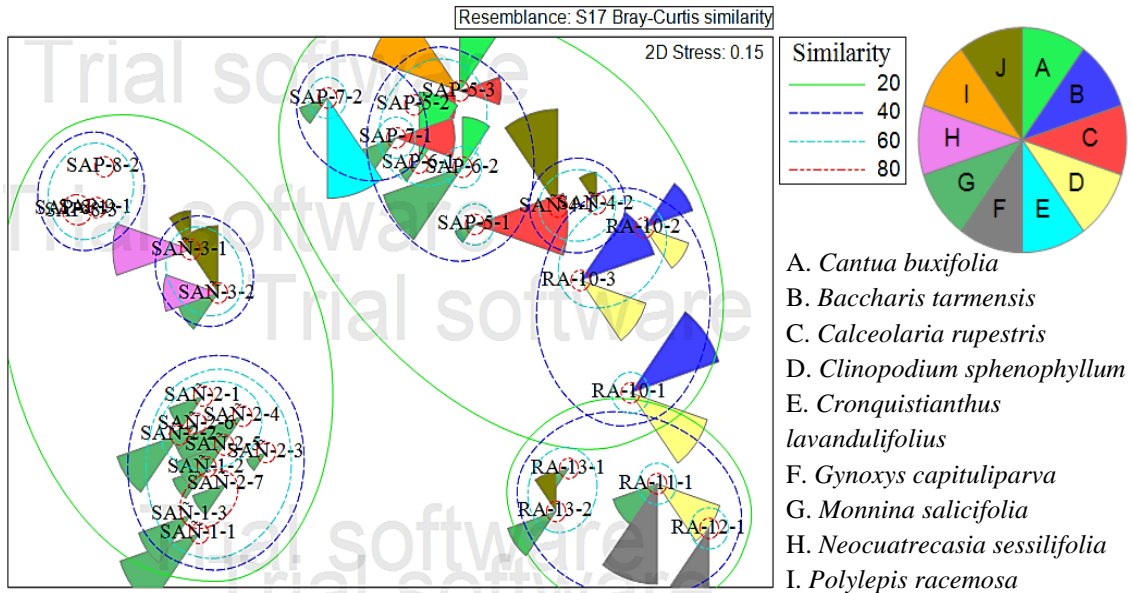


Figura 9. Análisis NMDS de las 32 parcelas para las 10 especies endémicas del área de estudio

De las 49 especies nativas del presente estudio, solo 17 (35 por ciento) presenta alguna categoría en la IUCN (2022), considerándose a la gran mayoría (15, 31 por ciento) como Preocupación menor (LC). Solo la especie arbustiva *Aristeguietia discolor* y la arbórea *Polylepis racemosa* pertenecen a las categorías amenazadas Casi amenazado (NT) y vulnerable (VU) respectivamente. Según MINAGRI (2006) una especie se encuentra en estado Casi amenazado (*Cantua buxifolia*), tres en estado Vulnerable (*Alnus acuminata*, *Escallonia myrtilloides*, *Escallonia resinosa*), y dos en Peligro crítico (*Hesperomeles obtusifolia* y *Polylepis racemosa*).

Cantua buxifolia, planta arbustiva reconocida como “Flor Nacional del Perú”, fue encontrada solo en el bosque de La Punta y reportada como desaparecida en San Juan de Ranra. Esto debido principalmente a las quemadas e incendios y su aprovechamiento excesivo. La variedad de flores amarillas ya no se observa. En el presente estudio solo se colectó la variedad de flores rojizas “Kantu rojo”. Se sabe que además de su uso ornamental, sus ramas son apreciadas para la cestería, leña o madera (Reynel y León

1990). Su uso medicinal también ha sido reportado (Huamantupa *et al.* 2011, Tello-Ceron *et al.* 2019).

La especie arbórea *Alnus acuminata* está ampliamente distribuida en la Sierra del Perú. Se destaca su presencia en los bosques naturales del ACP Illish Pichacoto con aproximadamente 7 ha que rodean la quebrada Illish (Malpartida y De La Cruz 2017). Las visitas no controladas a esta área pueden afectar su sostenibilidad en el tiempo. De igual forma en el centro poblado La Punta se destaca su presencia abundante y vulnerable en los fragmentos SAP-5, SAP-8 y SAP-9, principalmente en los dos últimos por su mayor accesibilidad y cercanía a caminos de herradura. Los usos maderables y como combustible (leña) hacen de esta especie muy apreciada para su aprovechamiento (Castañeda y Albán 2016, Gil-Mora y Huamán-Miranda 2019).

Los bosques de *Escallonia myrtilloides* “tasta” en el Perú son poco conocidos y estudiados. En el sur peruano (Cusco) Galiano *et al.* (2013) señala su gran diversidad en flora (286 especies) y fauna silvestre, y el desconocimiento en su estado de conservación. También se menciona su presencia formando comunidades de matorrales en Moquegua (Montesinos *et al.* 2012) y asociados a una amplia diversidad de avifauna en bosques de Ayacucho (Congacha 2018). Estudios en sierra central empiezan a visualizarse (Romero y Ramos 2009, Requena-Rojas *et al.* 2021) considerando su estado de conservación como relativamente estable (Romero y Ramos 2009). En el área de estudio, los fragmentos SAÑ-4 y SAP-5 están dominados por individuos de esta especie, los cuales merecen atención en su conservación. En el ACP Illish Pichacoto esta especie se asocia con *Escallonia resinosa* y *Alnus acuminata* abarcando un área de 4 ha (Malpartida y De La Cruz 2017).

Escallonia resinosa “chachacomo” conforma espacios de bosques a lo largo de los andes peruanos (De La Cruz 2013, Pariente *et al.* 2016, Aquino *et al.* 2018, Congacha 2018). Su conservación está ligada a su asociación con otras especies. En el fragmento SAÑ-2 esta especie es dominante por lo que su supervivencia dependerá de la inclusión de dicho fragmento dentro de los límites del ACP Illish Pichacoto. En los bosques de Saño se observaron dos aspectos importantes sobre esta especie: la presencia frecuente del insecto *Metardaris cosinga* “Huaytampu” de uso alimenticio en localidades de Cusco (Venero *et al.* 1987), y la relación estrecha con abejas polinizadoras de sus flores. Aunque, la

población de este distrito no aprovecha actualmente este recurso constituyen espacios potenciales para futuras investigaciones.

El estado de peligro crítico de la especie arbustiva *Hesperomeles obtusifolia* “Manzanita” se puede explicar por su uso comestible (frutos) y para leña que suele tener en las comunidades de los Andes (Castillo *et al.* 2019, Gil-Mora *et al.* 2020, Paniagua-Zambrana y Bussmann 2020). Los entrevistados también mencionaron su uso forrajero para ganado ovino.

Dada la gran amenaza que presentan los bosques de *Polylepis* el conocimiento sobre estos ha ido aumentando (Servat *et al.* 2002, Mendoza y Cano 2011, Kessler *et al.* 2014, Castro y Flores 2015, Montesinos-Tubeé *et al.* 2015, Franco *et al.* 2021). Aunque, en los Andes centrales peruanos el conocimiento aún es escaso (Ames-Martínez *et al.* 2019, Quispe-Melgar *et al.* 2019). *Polylepis racemosa* es una de las 5 especies endémicas para Perú (Mendoza y Cano 2011) y dado su uso maderable y como leña, la presión sobre sus poblaciones ha aumentado. A pesar de que solo se evaluó un solo individuo de esta especie en el presente estudio (CP La Punta) se observó la presencia de más de ellos cercanos al cauce del río Lluichos. Esto guarda relación con lo mencionado por Toivonen *et al.* (2018) acerca de la preferencia de estas especies por lugares más protegidos, como los cauces de ríos (Parra *et al.* 2004), pero también puede indicar la disminución del número de individuos por la actividad antrópica del lugar.

A pesar de que el 84 por ciento (41) de las especies del presente estudio no hay sido consideradas con alguna categoría de amenaza (VU, EN o CR) es importante profundizar investigaciones al respecto. Por ejemplo, especies como *Berberis lutea*, *Gaultheria myrsinoides* (sin. *Pernettya prostrata*), *Hesperomeles obtusifolia* y *Monnina salicifolia* han sido reportados en este estudio por su uso alimenticio (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2018, Pancorbo-Olivera *et al.* 2019). Esto puede tener repercusiones en su conservación sin un aprovechamiento adecuado.

4.4 ESTRUCTURA HORIZONTAL DE LA VEGETACIÓN EN LOS FRAGMENTOS

Para el análisis de la estructura horizontal se calculó el IVI. Este índice se basó en el cálculo de la Abundancia relativa (AR %), Frecuencia relativa (FR %) y Dominancia relativa (DR

%) de las especies evaluadas en los fragmentos para las tres localidades de bosque. Los resultados se muestran en las Figuras 10, 11 y 12.

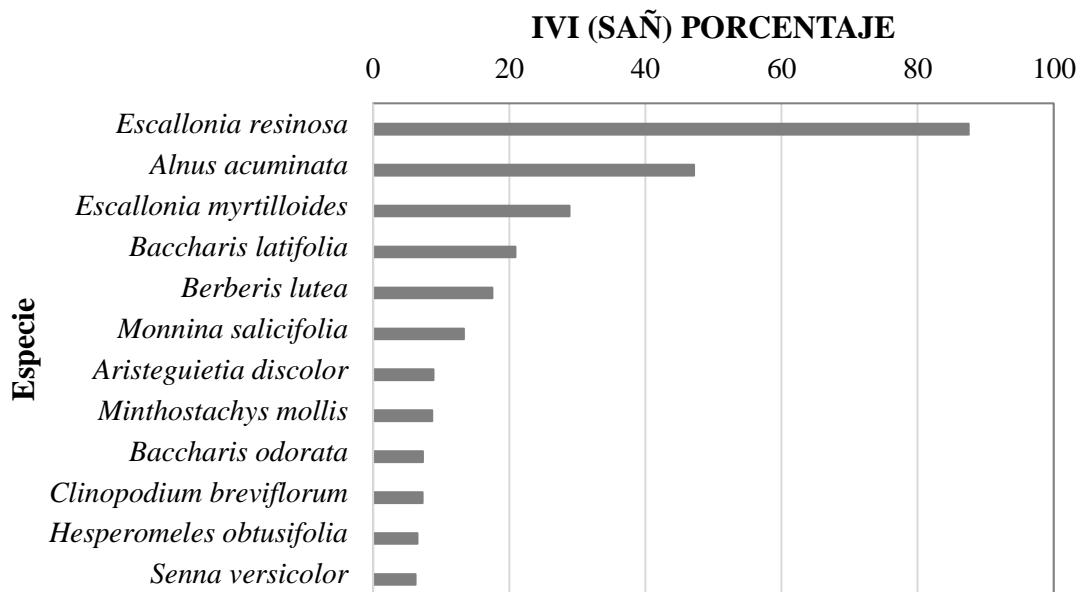


Figura 10. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del distrito de Saño

En el distrito de Saño (Figura 10), los resultados muestran que la especie *Escallonia resinosa* es la que presenta el mayor índice de valor de importancia con 87.5 por ciento, seguido de *Alnus acuminata* (47.2 por ciento) y *Escallonia myrtilloides* (28.9 por ciento). *Escallonia resinosa* fue la especie más abundante con un AR de 34.9 por ciento, y la más dominante con un DR de 44.1 por ciento, mientras que *Berberis lutea* fue la más frecuente, presente en todas las parcelas (14) con 9.9 por ciento. *Alnus acuminata*, *Escallonia resinosa* y *E. myrtilloides* mostraron individuos con diámetros hasta los 65 cm, 45 cm, y 25 cm respectivamente, lo que contribuyó a aumentar su área basal.

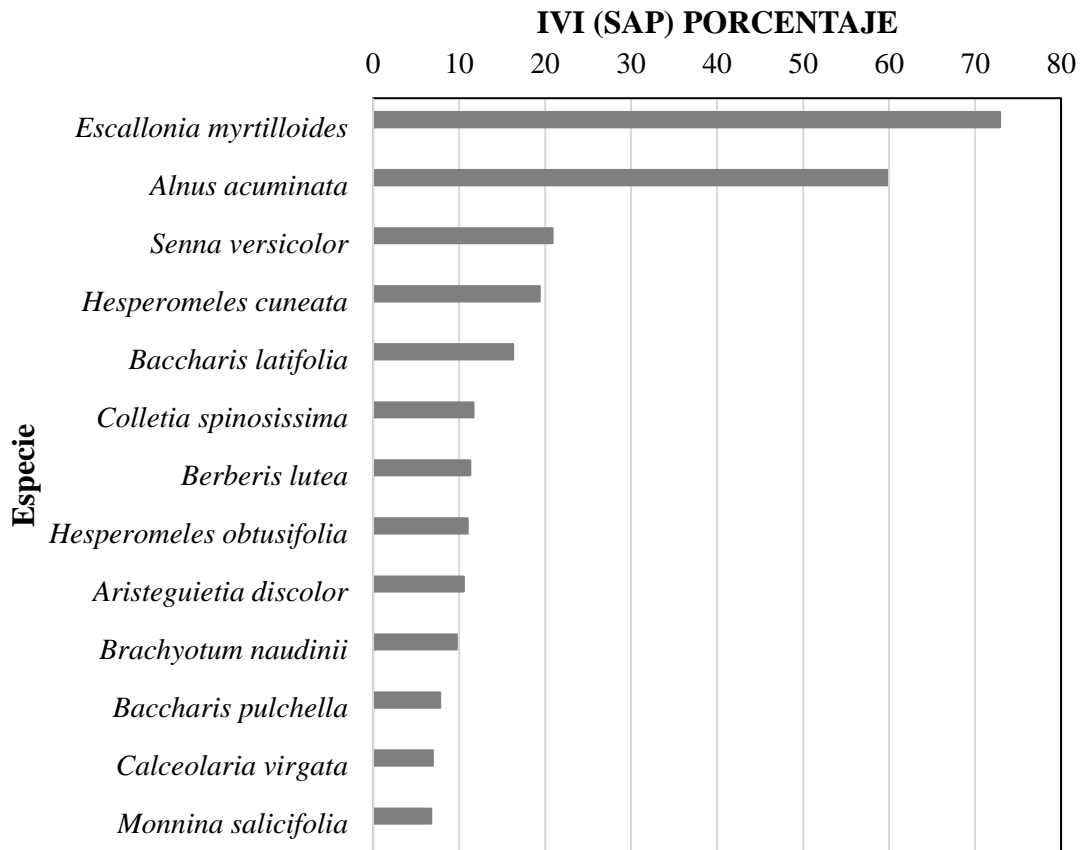


Figura 11. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del CP La Punta

En el distrito de Sapallanga (Figura 11), los resultados muestran que la especie *Escallonia myrtilloides* es la que presenta el mayor índice de valor de importancia con 72.9 por ciento, seguido de *Alnus acuminata* (59.8 por ciento) y *Senna versicolor* (20.9 por ciento). *Escallonia myrtilloides* fue la especie más abundante con 23.4 por ciento, *Senna versicolor* la más frecuente con 9.8 por ciento, presente en todas las parcelas instaladas (11), y las más dominantes fueron *Alnus acuminata* con un DR de 43.3 por ciento seguida de *Escallonia myrtilloides* con 42.9 por ciento.

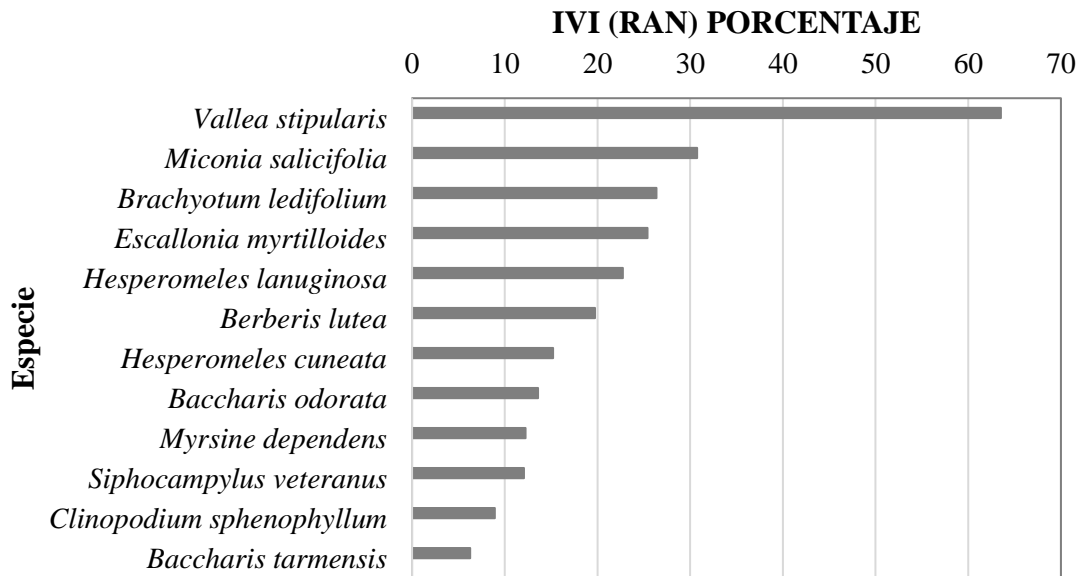


Figura 12. Índice de Valor de Importancia por las especies del bosque del CP San Juan de Ranra

En el CP San Juan de Ranra (Figura 12), los resultados muestran que la especie *Vallea stipularis* es la que presenta el mayor índice de valor de importancia con 63.5 por ciento, seguido de *Miconia salicifolia* (30.8 por ciento) y *Brachyotum ledifolium* (26.4 por ciento). *Miconia salicifolia* fue la especie más abundante con 18.5 por ciento, *Vallea stipularis*, *Miconia salicifolia* y *Hesperomeles cuneata* las más frecuentes con un FR de 8.3 por ciento cada una, presentes en todas las parcelas, y *Vallea stipularis* la más dominante con un DR de 44.3 por ciento. Esto último debido al hábito arbustivo y arbóreo de la especie, con diámetros de hasta 34 cm, lo que contribuyó a aumentar su área basal.

En general, para todos los bosques estudiados, *Escallonia myrtilloides* fue la única especie que se presentó dentro de los cinco mayores índices de valor de importancia en las tres localidades. Las especies *Alnus acuminata* y *Baccharis latifolia* se presentaron en dos de las tres localidades. En el caso de la especie arbustiva *Baccharis latifolia* la presencia de valores altos de diámetro de tallos (hasta 9 cm) influyó en su dominancia relativa.

4.5 ESTRUCTURAL VERTICAL DE LA VEGETACIÓN EN LOS FRAGMENTOS

En los fragmentos evaluados se identificaron hasta cinco estratos de vegetación (Fig. 13, 14 y 15): estrato arbóreo superior (plantas leñosas > 7 m de alto), estrato arbóreo inferior (5-7 m), estrato arbustivo superior (plantas leñosas de 0.5-5 m), estrato arbustivo inferior (plantas leñosas 0.3-0.5 m de alto), y estrato herbáceo (plantas herbáceas < 0.5 m).

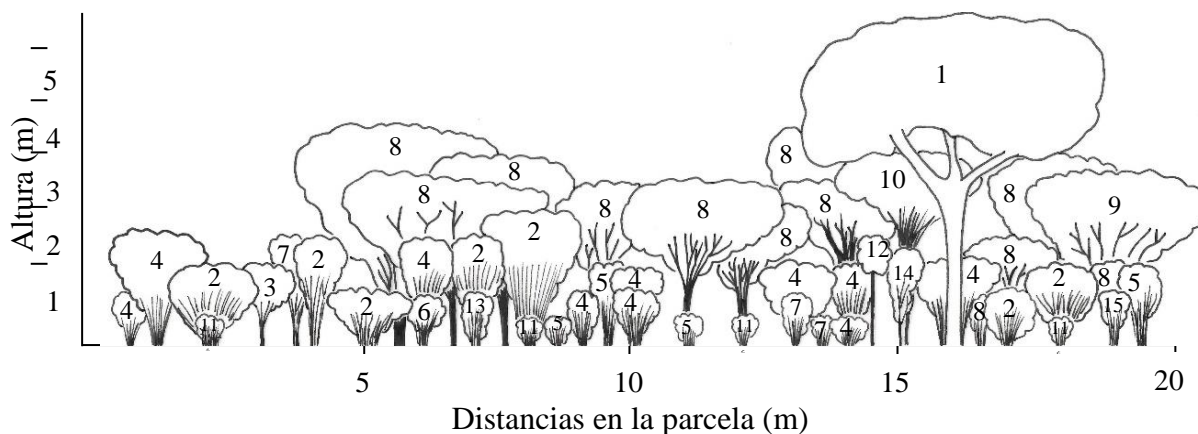


Figura 13. Perfil de vegetación de la parcela SAÑ-2-4

1. *Alnus acuminata*, 2. *Aristeguietia discolor*, 3. *Baccharis odorata*, 4. *B. latifolia*, 5. *Berberis lutea*, 6. *Calceolaria virgata*, 7. *Clinopodium breviflorum*, 8. *Escallonia resinosa*, 9. *Hesperomeles lanuginosa*, 10. *H. obtusifolia*, 11. *Minthostachys mollis*, 12. *Monnina salicifolia*, 13. *Senna versicolor*, 14. *Solanum luteoalbum*, 15. *Tagetes elliptica*

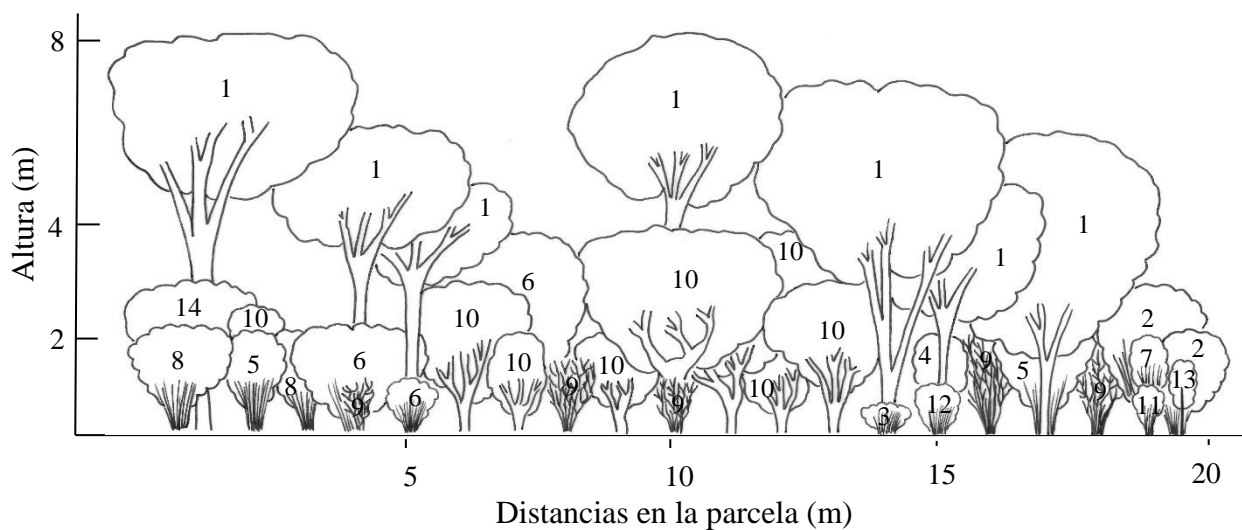


Figura 14. Perfil de vegetación de la parcela SAP-6-1

1. *Alnus acuminata*, 2. *Aristeguetia discolor*, 3. *Baccharis odorata*, 4. *B. latifolia*, 5. *B. pulchella*, 6. *Berberis lutea*, 7. *Brachyotum naudinii*, 8. *Cantua buxifolia*, 9. *Colletia spinosissima*, 10. *Escallonia myrtilloides*, 11. *Gaultheria myrsinoides*, 12. *Hesperomeles cuneata*, 13. *Monnina salicifolia*, 14. *Senna versicolor*.

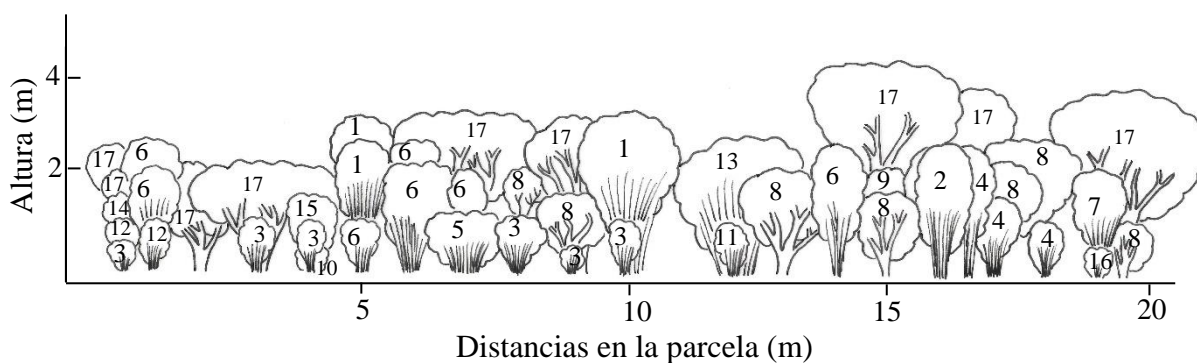


Figura 15. Perfil de vegetación de la parcela RA-10-3

1. *Baccharis emarginata*, 2. *B. latifolia*, 3. *B. odorata*, 4. *B. tarmensis*, 5. *Berberis lutea*, 6. *Brachyotum naudinii*, 7. *Clinopodium sphenophyllum*, 8. *Escallonia myrtilloides*, 9. *E. resinosa*, 10. *Gaultheria myrsinoides*, 11. *Hesperomeles cuneata*, 12. *H. lanuginosa*, 13. *Miconia salicifolia*, 14. *Maytenus jelskii*, 15. *Myrsine dependens*, 16. *Valeriana decusata*, 17. *Vallea stipularis*

La flora leñosa del bosque de Saño presentó alturas de 0.3 m hasta 10 m. El estrato arbustivo inferior estuvo conformado por 233 individuos (15.1 por ciento del total) entre 0.3-0.5 m de altura, siendo las especies más frecuentes *Aristeguietia discolor*, *Baccharis latifolia*, *B. odorata*, *Berberis lutea*, *Mintostachys mollis* y *Monnina salicifolia*. El estrato arbustivo superior estuvo conformado por 1225 (79.7 por ciento) entre 0.7-4.5 m de altura, siendo las más destacadas *Baccharis latifolia*, *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides*, *Berberis lutea*, *Brachyotum ledifolium*, *Hesperomeles obtusifolia* y *Monnina salicifolia*. El estrato arbóreo inferior estuvo conformado por 63 individuos (4.1 por ciento) entre 5-7.7m de altura, dominado por *Alnus acuminata*, *Escallonia resinosa* y *E. myrtilloides*. Por último, el estrato arbóreo superior de 7-10m con 15 individuos (0.9 por ciento) sólo por *Alnus acuminata* y *Escallonia resinosa*.

El bosque de La Punta presentó alturas de 0.3 a 10 m. El estrato arbustivo inferior estuvo conformado por 33 individuos (3 por ciento del total) entre 0.3-0.5m de altura, siendo las especies más frecuentes *Baccharis odorata*, *Berberis lutea* y *Calceolaria virgata*. El estrato arbustivo superior estuvo conformado por 909 individuos (83 por ciento) entre 1 a 4.5 m de altura, siendo las más destacadas *Escallonia myrtilloides*, *Senna versicolor* y *Hesperomeles cuneata* y *Baccharis latifolia*. El estrato arbóreo inferior estuvo conformado por 75 individuos (6.8 por ciento) entre 5-7 m de altura, presentando *Alnus acuminata*, *Escallonia myrtilloides* y *Polylepis racemosa*. Por último, el estrato arbóreo superior de 8-10 m con sólo tres individuos de *Alnus acuminata*.

El bosque de San Juan de Ranra presentó alturas de 0.3 hasta 5 m. El estrato arbustivo inferior estuvo conformado por 332 individuos (32.3 por ciento) entre 0.3-0.5 m de altura, siendo las más frecuentes *Baccharis odorata*, *Brachyotum ledifolium* y *Hesperomeles lanuginosa*. El estrato arbustivo superior estuvo conformado por 692 individuos (67.5 por ciento) entre 1-4 m de altura, siendo las más destacadas *Brachyotum ledifolium*, *Escallonia myrtilloides*, *Miconia salicifolia* y *Vallea stipularis*. En el estrato arbóreo inferior sólo estuvo representado por un individuo de *Vallea stipularis* de 5 m de altura. No se registró ningún individuo en el estrato arbóreo superior.

Existe una relación entre la arquitectura de las especies leñosas en relación con la altitud en la que se encuentran. A mayores altitudes las alturas alcanzadas (Molina-Montenegro 2008, Alvear *et al.* 2010, Homeier *et al.* 2010) y los diámetros de los tallos serán menores, además las hojas son más pequeñas y gruesas (coriáceas) (Malizia *et al.* 2020, Homeier *et al.* 2021).

Es decir, cada especie se adapta a las condiciones climáticas de cada zona presentando estrategias con rasgos funcionales característicos (Llerena-Zambrano *et al.* 2021). Por ejemplo, formar tallos múltiples puede ser una estrategia para generar una mayor área foliar que capte mayor luz solar (Young y Keating 2001) como se observó claramente en los estratos arbustivos. También, la presencia de pubescencia foliar les sirve para hacer frente a las condiciones ambientales que se presentan a mayores altitudes (Molina-Montenegro 2008).

Las especies andinas experimentan adaptaciones al frío (vientos, heladas, granizos), una de ellas es la protección de sus yemas (meristemas). Por ejemplo, esto se logra estableciendo alturas de tallos (cerca o no al suelo) dependiendo del grado de protección que necesita (Dezzotti *et al.* 2021). En consecuencia, se pudo observar que, en climas más secos, como en Saño y Sapallanga, los árboles alcanzaron alturas y diámetros mayores en comparación con San Juan de Ranra de un clima más húmedo.

En bosques montanos, los árboles de *Alnus acuminata* se ubican como emergentes o dominantes dentro del estrato vertical (Alvear *et al.* 2010, Aguirre *et al.* 2017). Esto fue observado en el bosque de Saño y La Punta en el estrato arbóreo superior (Figura 12 y 13). Además, esta especie fija nitrógeno al suelo haciéndolo más rico en nutrientes a la vez que su follaje provee materia orgánica. Esto podría tener un impacto en la vegetación circundante o asociada. Por otro lado, esta especie puede alcanzar diámetros entre 20 a 70 cm o más de 1 m (Sidán y Grau 1998) y alturas entre 10 a 20 m (Reynel *et al.* 2016). En este estudio se evaluaron individuos hasta 65 cm de DAP y 10 m de altura, en muchos casos ramificados en dos o tres tallos.

Por otro lado, el efecto de borde en los fragmentos podría estar relacionado con la morfología plástica de ciertas especies. Especies de los estratos arbóreo inferior y arbustivos como *Escallonia myrtilloides* y *Vallea stipularis* pueden ser consideradas como morfológicamente plásticas por presentar a su vez alturas menores (porte arbustivo) en el borde del bosque y altura mayores (porte arbóreo) al interior de estos (Young y Keating 2001, Vargas-Ríos 2022). Estas adaptaciones les han permitido perdurar no solo al interior del fragmento sino en sus bordes.

4.6 COMPARACIÓN ENTRE FRAGMENTOS

4.6.1 Análisis de clasificación (ACL)

El Análisis de clasificación realizado para las 32 parcelas de 0.04 ha del presente estudio con base en su similitud florística (Figura 16) a un 50 por ciento de similaridad muestra 10 grupos. El primer grupo está compuesto por 10 parcelas de dos fragmentos (SAÑ-1 y SAÑ-2). A un mayor porcentaje de similaridad (más de 70 por ciento) las parcelas SAÑ-2-2 y SAÑ-2-4 se separan de las ocho restantes formando un subgrupo. Esto puede explicarse debido a que ambas son parcelas cercanas separadas solo por 50 m y porque se ubican en la parte central y en lado más conservado del fragmento SAÑ-2 (lado este).

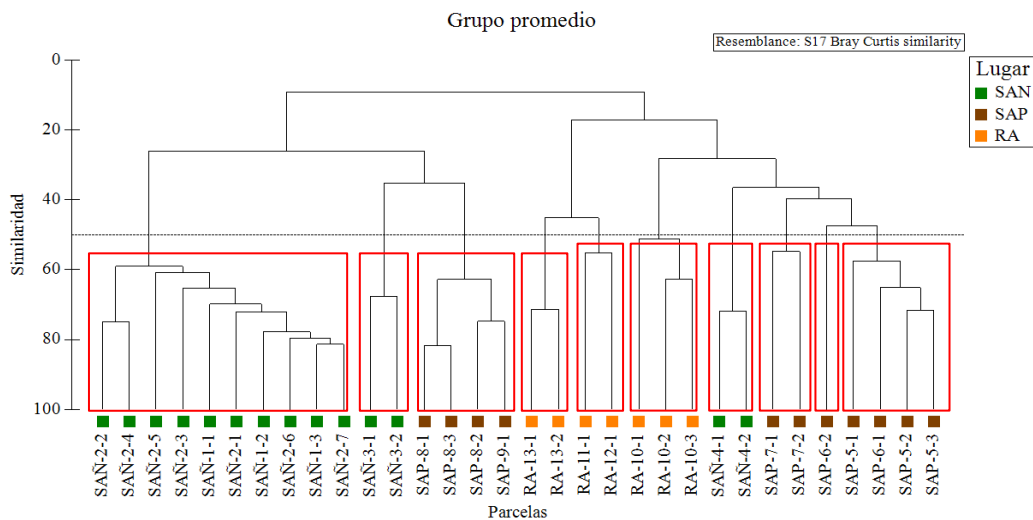


Figura 16. Análisis de clasificación para las 32 parcelas en estudio según el índice de similitud Bray-Curtis

El segundo grupo está conformado por las dos parcelas del fragmento SAÑ-3. Presentan una similitud de más del 60 por ciento debido a que ambas se ubican cercanas entre sí (casi 200 m) en el Bosque de Aliso (zona media) cercanas al río de la quebrada Illish. El tercer grupo lo conforman 4 parcelas de los fragmentos de la zona baja SAP-8 y SAP-9. Dichas parcelas, a un mayor porcentaje de similitud (más de 70 por ciento) se separan formando dos subgrupos: SAP-8-1 y SAP-8-3, y SAP-8-2 y SAP-9-1. El primer subgrupo tiene en común 5 especies y el segundo 4 especies siendo las más abundantes *Alnus acuminata*, *Baccharis latifolia* y *Senna versicolor*. Ambos grupos comparten el 50 por ciento a más del total de las especies de cada parcela.

El cuarto grupo está conformado por las dos parcelas del fragmento RA-13 de la zona alta de San Juan de Ranra. Dichas parcelas comparten en común 7 especies, que conforman más del 75 por ciento del total de las especies de este fragmento, siendo las más abundantes *Baccharis odorata*, *Berberis lutea*, *Brachyotum ledifolium* y *Miconia salicifolia*. El quinto grupo lo conforman las dos parcelas de los fragmentos RA-11 y RA-12 de la zona media. Ambos fragmentos se ubican a menos de 200 m de distancia con especies similares como *Brachyotum ledifolium*, *Hesperomeles lanuginosa* y *Miconia salicifolia*. Ambas parcelas comparten el 75 por ciento del total de las especies de cada fragmento.

El sexto grupo está conformado por las tres parcelas evaluadas en el fragmento RA-10. Dichas parcelas comparten 9 especies tales como *Escallonia myrtilloides*, *Miconia salicifolia* y *Vallea stipularis* como las más abundantes. Luego, a más del 60 por ciento de similitud las parcelas RA-10-2 y RA-10-3 forman un subgrupo donde comparten 11 especies, separándose de RA-10-1. El séptimo grupo los conforman las dos parcelas del fragmento SAÑ-4 ubicados en la zona alta del ACP Illish Pichacoto. La gran similitud entre ambas parcelas (70 por ciento) se debe a su cercanía (50 m de distancia) compartiendo 5 especies: *Baccharis odorata*, *Berberis lutea*, *Brachyotum ledifolium* y *Escallonia myrtilloides*.

El octavo grupo está conformado por las dos parcelas del fragmento SAP-7 ubicados en la zona media del Bosque de La Punta. Ambas parcelas a un 55 por ciento de similitud tienen en común 9 especies tales como *Aristeguietia discolor*, *Escallonia myrtilloides* y *Hesperomeles obtusifolia* que representan el 69.2 por ciento del total de especies de cada parcela. El noveno y décimo grupo lo conforman 5 parcelas de los fragmentos SAP-5 y SAP-6 que presenta una similitud de menos del 50 por ciento. Luego, las parcelas SAP-5-1, SAP-5-2, SAP-5-3, y SAP-6-1 se agrupan con un 60 por ciento de similitud, separándose de SAP-6-2. Este agrupamiento puede explicarse por la ubicación a mayor altitud de las parcelas del primer grupo en comparación a SAP-6-2 evaluada en la parte baja del fragmento SAP-6 (menos de 3700 m s.n.m.). El primer grupo comparte 4 especies: *Baccharis pulchella*, *Escallonia myrtilloides*, *Hesperomeles cuneata* y *Senna versicolor*.

4.6.2 Escalamiento Multidimensional no métrico (NMDS)

El análisis NMDS por localidad (Figura 17) mostró tres grupos principales al 60 por ciento de similitud: un grupo pequeño conformado por las parcelas de los fragmentos RA-11, RA-12 y RA-13, uno mediano conteniendo los fragmentos SAÑ-1 y SAÑ-2; y uno grande con el fragmento RA-10, SAÑ-3, SAÑ-4 y todos los fragmentos SAP. Tanto el análisis de clasificación como el NMDS mostraron patrones similares de agrupamiento entre las parcelas.

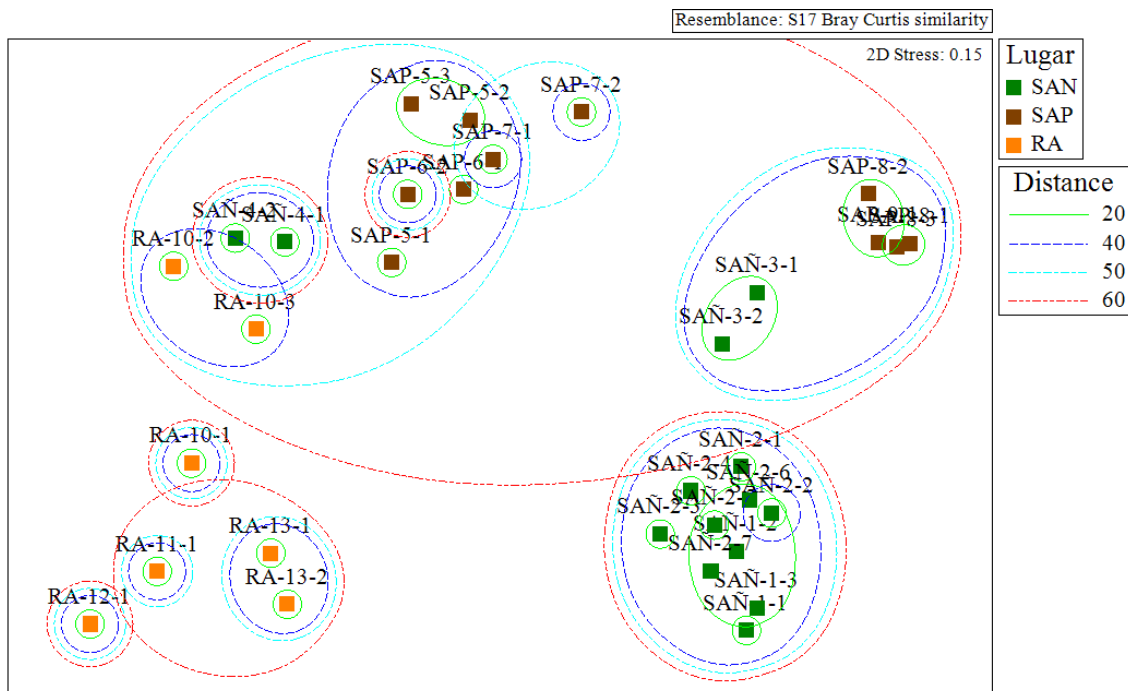


Figura 17. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según localidad (Stress 0.1, 9999 reiteraciones)

El análisis SIMPER en relación con las localidades (Tabla 22) mostró una mayor similitud entre los fragmentos del bosque de Saño (42.74 por ciento) en comparación al bosque SAP y RA (33.55 por ciento y 37.78 por ciento respectivamente). La especie que más contribuye en la similitud entre las parcelas de SAÑ es *Escallonia resinosa* con 57.4 por ciento, mientras que en SAP y RA la contribución de las especies es más baja. Además, en SAP destaca *Escallonia myrtilloides* y en RA *Miconia salicifolia* con 29.69 por ciento y 34.39 por ciento respectivamente.

Por otro lado, los porcentajes de disimilitud entre los tres bosques son muy cercanos, siendo entre SAÑ y RA el mayor con 90.82 por ciento, seguido de SAP y RA con 88.49 por ciento y SAÑ y SAP con 80.94 por ciento. La disimilitud del primer grupo está relacionada a la presencia de más del 50 por ciento de 5 especies, el segundo a 6 especies, y el tercero a 4 especies (Tabla 23). *Escallonia myrtilloides* es la única especie que contribuye en la disimilitud de los tres grupos en más del 8 por ciento.

La presencia abundante de *Escallonia resinosa* en las parcelas de Saño (hasta 64 individuos) puede responder a que es una especie rústica, es decir tolera suelos degradados, pobres y pedregosos, y crece bajo condiciones de sequía y aridez (Reynel y León 1990). Además, su cercanía al área del ACP Illish Pichacoto (SAÑ-1 y SAÑ-2) de alguna forma ha protegido su densidad poblacional. La presencia de individuos (hasta 50) de *Escallonia myrtilloides* en Sapallanga es notable, encontrándola en 7 parcelas, esto debido a la preferencia de esta especie a sitios húmedos (Paniagua-Zambrana *et al.* 2003, Rueda 2019, Champi 2021). La especie *Miconia salicifolia* también suele crecer en sitios húmedos como San Juan de Ranra (Alvear *et al.* 2010, Rangel-Ch. y Arellano 2010) y de preferencia a mayor altitud (RA-11 y RA-13). Sus hojas cubiertas con pubescencia ferrugínea la hacen resistente a bajas temperaturas, además de servir como captadores de niebla (Roa 2022).

Tabla 23. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud entre las tres localidades

Especies	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
SAÑ		
<i>Escallonia resinosa</i>	57.4	57.4
SAP		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	29.69	29.69
<i>Senna versicolor</i>	18.36	48.05
<i>Alnus acuminata</i>	17.05	65.11
RA		
<i>Miconia salicifolia</i>	34.39	34.39
<i>Brachyotum ledifolium</i>	15.06	49.45
<i>Vallea stipularis</i>	12.09	61.54
SAÑ vs SAP		
<i>Escallonia resinosa</i>	24.23	24.23
<i>Escallonia myrtilloides</i>	15.07	39.3
<i>Baccharis latifolia</i>	8.14	47.44
<i>Alnus acuminata</i>	5.99	53.43
SAÑ vs RA		
<i>Escallonia resinosa</i>	17	17
<i>Miconia salicifolia</i>	11.9	28.9
<i>Brachyotum ledifolium</i>	8.89	37.79
<i>Escallonia myrtilloides</i>	8.4	46.19
<i>Vallea stipularis</i>	7.14	53.33
SAP vs RA		
<i>Miconia salicifolia</i>	12.8	12.8
<i>Escallonia myrtilloides</i>	11.65	23.45
<i>Brachyotum ledifolium</i>	9.6	33.05
<i>Vallea stipularis</i>	7.68	40.74
<i>Berberis lutea</i>	5.93	46.67
<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	5.83	52.5

En la Figura 18 se puede observar el análisis NMDS para las parcelas en estudio según el factor de altitud. Esto revela tres grupos iniciales a un 20 por ciento de similitud: uno pequeño conformado por los fragmentos RA-11, RA-12 y RA-13; y dos grandes, el primero conteniendo los fragmentos RA-10, SAÑ-4, SAP-5, SAP-6 y SAP-7, y el segundo con SAÑ-1, SAÑ-2, SAÑ-3, SAP-8 y SAP-9. Lo anterior muestra que en zona baja y alta existe una mayor afinidad entre los fragmentos de SAÑ y SAP que con RA, y que en la zona media los fragmentos ubicados en diferentes localidades no son similares.

A un 40-60 por ciento de similitud los subgrupos se hacen más notorios. Para la zona alta el fragmento RA-13 presenta buena afinidad con los de la zona media RA-11 y RA-12. Esto puede explicarse por su ubicación en la quebrada Ranra con condiciones climáticas y fisiográficas similares. Además, pertenecen a una misma zona de vida (bmh-MT). De igual forma esta misma situación se observa en el fragmento SAP-5 de la zona alta que presenta buena afinidad con SAP-6 y SAP-7 (zona media), posiblemente por la cercanía entre ellas (500 m). Por otro lado, la disimilitud entre la zona baja y alta es más notoria, excepto por el fragmento de la zona baja RA-10 que presenta cierta afinidad florística con el fragmento de la zona alta SAÑ-4.

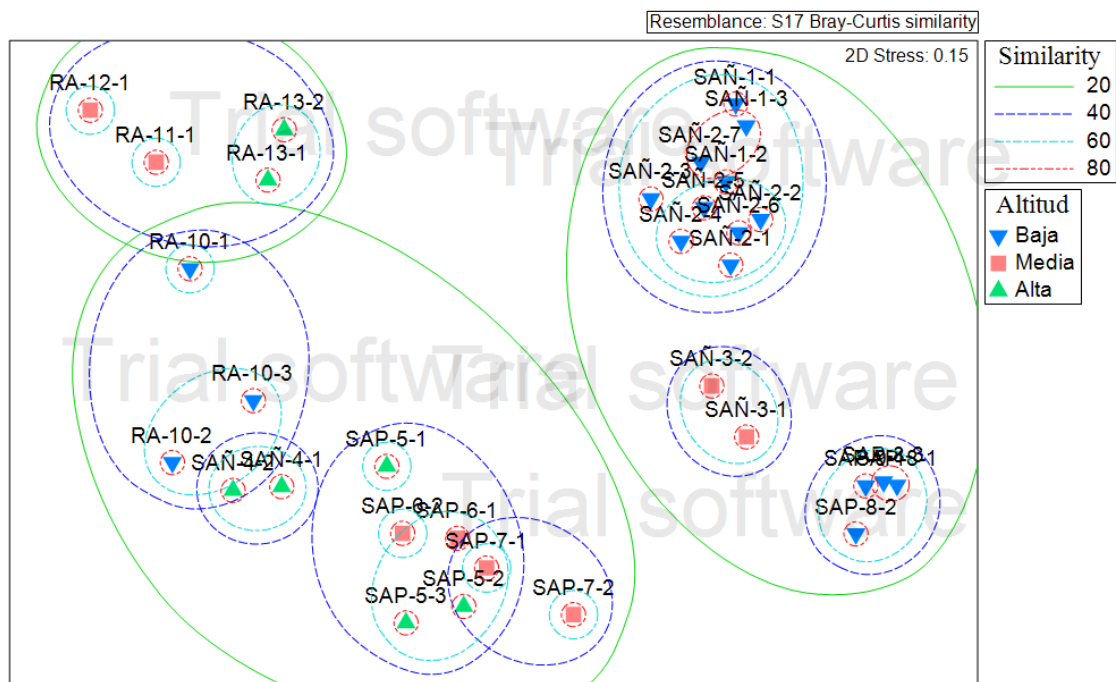


Figura 18. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según altitud (Stress 0.1, 9999 reiteraciones)

El análisis SIMPER según altitud (Tabla 23) mostró una mayor similitud entre los fragmentos de zonas altas (38.37 por ciento), seguida de la zona baja y media (33.96 por ciento y 20.48 por ciento respectivamente). La especie que más contribuye a la similitud entre las parcelas de la zona alta es *Escallonia myrtilloides* con 44.45 por ciento, seguida por *Escallonia resinosa* en la zona baja (44.12 por ciento). Además, destaca en la zona alta la presencia de *Brachyotum ledifolium* con 13.59 por ciento.

Por otro lado, la mayor disimilitud se dio entre los fragmentos de la zona baja y alta con 87.36 por ciento, seguido por las de baja y media (82.98 por ciento) y media y alta (74.45

por ciento). La disimilitud del primer grupo está relacionada a la presencia de más del 50 por ciento de 4 especies, el segundo a 7 especies, y el tercero a 6 especies (Tabla 24). *Escallonia myrtilloides* es la única especie que contribuye en la disimilitud de los tres grupos en más del 9 por ciento, seguido por *Escallonia resinosa*, *Baccharis latifolia*, *Brachyotum ledifolium*, *Hesperomeles cuneata* y *Miconia salicifolia* en dos grupos.

La preferencia de la especie *Escallonia myrtilloides* a zonas altas se debe a que crece bien en áreas de mayor humedad (Rueda 2019, Champi 2021), por lo tanto, altitudes como las observadas en este estudio (3700-3800 m s.n.m.) son apropiadas para la especie. También, *Brachyotum ledifolium* prolifera en los fragmentos de la zona media y alta de San Juan de Ranra (RA-11, RA-12 y RA-13) por su mayor humedad. Por otro lado, *Escallonia resinosa* suele crecer bien en menores altitudes (2000 a 2600 m s.n.m.). La disminución de su abundancia a mayores altitudes observada en el área de estudio puede deberse a su menor capacidad de propagación en espacios más húmedos.

Tabla 24. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud según altitud

Especies	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
	Baja	
<i>Escallonia resinosa</i>	44.12	44.12
<i>Baccharis latifolia</i>	25.4	69.52
Media		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	24.66	24.66
<i>Alnus acuminata</i>	8.87	33.53
<i>Berberis lutea</i>	8.27	41.81
<i>Aristeguetia discolor</i>	8.02	49.83
<i>Brachyotum naudinii</i>	5.8	55.63
Alta		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	44.45	44.45
<i>Brachyotum ledifolium</i>	13.59	58.04
Baja vs Media		
<i>Escallonia resinosa</i>	15.65	15.65
<i>Escallonia myrtilloides</i>	9.97	25.62
<i>Baccharis latifolia</i>	7.27	32.89
<i>Hesperomeles cuneata</i>	5.33	38.23
<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	4.85	43.08
<i>Alnus acuminata</i>	4.79	47.87
<i>Miconia salicifolia</i>	4.57	52.44

<<Continuación>>

Baja vs Alta		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	18.63	18.63
<i>Escallonia resinosa</i>	16.1	34.73
<i>Brachyotum ledifolium</i>	9.06	43.79
<i>Baccharis latifolia</i>	8.13	51.92
Media vs Alta		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	16.42	16.42
<i>Brachyotum ledifolium</i>	10.09	26.52
<i>Berberis lutea</i>	7.13	33.65
<i>Hesperomeles cuneata</i>	6.82	40.47
<i>Miconia salicifolia</i>	6.77	47.24
<i>Baccharis odorata</i>	6.11	53.34

El análisis NMDS para las parcelas de este estudio según zona de vida (Figura 19) muestra el mismo patrón de agrupamiento al observado con el factor altitud. Esto explica la estrecha relación existente entre las dos variables. De las tres zonas de vida consideradas, solo las parcelas ubicadas en bosques muy húmedos (bmh-MT) tuvieron más afinidad. Las dos restantes (bs-MBT y bh-MT) mostraron cada uno subgrupos relativamente afines. Los fragmentos a menor altitud y precipitación como son los ubicados en la zona baja del distrito de Saño (SAÑ) no mostraron afinidad con el fragmento RA ubicado en la misma zona de vida (bs-MBT). De igual forma, los fragmentos SAÑ-3 y SAÑ-4, y SAP-5, SAP-6, SAP-7 con SAP-8 y SAP-9 no mostraron afinidad a pesar de pertenecer al bh-MT.

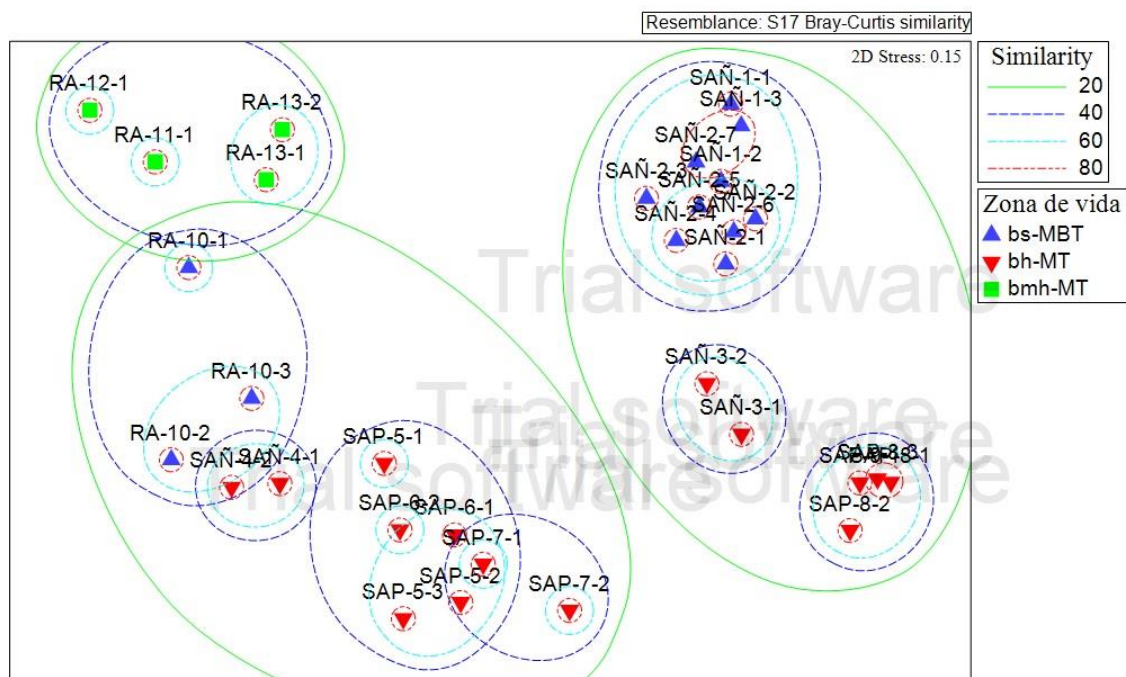


Figura 19. Análisis NMDS para las 32 parcelas en estudio según Zona de vida (Stress 0.1, 9999 reiteraciones)

El análisis SIMPER según Zona de vida (Tabla 25) mostró una mayor similitud entre los fragmentos ubicados en el Bosque muy húmedo Montano tropical (bmh-MT) con 51.15 por ciento, seguido por el Bosque seco-Montano Bajo Tropical (bs-MBT) (41.86 por ciento), y el Bosque húmedo montano tropical (bh-MT) (29.35 por ciento). La especie que más contribuye a la similitud entre las parcelas del bs-MBT es *Escallonia resinosa* con 61.94 por ciento, seguida por *Brachyotum ledifolium* en bmh-MT (38.92 por ciento) y *Escallonia myrtilloides* en bh-MT (34.07 por ciento).

Por otro lado, la mayor disimilitud de especies se dio entre bh-MT y bmh-MT con 91.08 por ciento, seguido por bs-MBT y bmh-MT (88.56 por ciento), y bs-MBT y bh-MT (82.23 por ciento). La disimilitud del primer grupo está relacionada a la presencia de más del 50 por ciento de 5 especies, el segundo y tercero a 4 especies cada uno (Tabla 24). De los tres grupos, *Escallonia resinosa* brindó una mayor contribución porcentual (23.73 por ciento) a la disimilitud.

Las adaptaciones de las especies a cada zona de vida hacen posible su abundancia. La especie *Escallonia resinosa* se caracteriza por crecer bien en ambientes secos o áridos (Reynel y León 1990) que es característica de un bs-MBT donde las precipitaciones son

relativamente bajas y se ubican cercanas a los valles interandinos hasta aproximadamente los 3200 m s. n. m. (ONERN 1976). Por otro lado, *Brachyotum ledifolium* es característico de los bosques montanos húmedos (Montenegro *et al.* 2015, Cerón y Reyes 2021) donde existe muy alta humedad y bajas temperaturas (ONERN 1976). También, *Escallonia myrtilloides* al estar adaptada a espacios más húmedos y neblinosos (Zambrana *et al.* 2003, Rueda 2019, Champi 2021), crece muy bien en un bh-MT.

Tabla 25. Porcentajes de contribución de las especies a la similitud o disimilitud según Zona de vida

Especies	Porcentaje de contribución	Porcentaje acumulado
	bs-MBT	
<i>Escallonia resinosa</i>	61.94	61.94
bh-MT		
<i>Escallonia myrtilloides</i>	34.07	34.07
<i>Alnus acuminata</i>	19.19	53.26
bmh-MT		
<i>Brachyotum ledifolium</i>	38.92	38.92
<i>Miconia salicifolia</i>	30.02	68.94
bs-MBT vs bh-MT		
<i>Escallonia resinosa</i>	23.73	23.73
<i>Escallonia myrtilloides</i>	14.1	37.83
<i>Baccharis latifolia</i>	7.36	45.19
<i>Alnus acuminata</i>	5.78	50.97
bs-MBT vs bmh-MT		
<i>Escallonia resinosa</i>	17.49	17.49
<i>Brachyotum ledifolium</i>	15.77	33.26
<i>Miconia salicifolia</i>	12.26	45.53
<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	8.37	53.89
bh-MT vs bmh-MT		
<i>Brachyotum ledifolium</i>	14.83	14.83
<i>Miconia salicifolia</i>	13.95	28.78
<i>Escallonia myrtilloides</i>	10.54	39.31
<i>Hesperomeles lanuginosa</i>	8.58	47.89
<i>Berberis lutea</i>	8.06	55.95

4.7 ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES ESTUDIADOS

4.7.1 Análisis de los fragmentos

Se presentan los puntajes parciales y totales asignados para los tres bosques en relación con las cuatro variables cualitativas analizadas (Tabla 26). El puntaje mayor lo obtuvo el bosque de San Juan de Ranra (9), seguido por La Punta (7) y el ACP Illish Pichacoto (6).

Tabla 26. Puntajes totales asignados por variable en el análisis de los fragmentos de bosque

Localidad Variable*	Saño	La Punta	San Juan de Ranra
Tamaño de fragmento (TF)	1	1	1
Grado de fragmentación del bosque (GF)	1	1	1
Forma del fragmento (FF)	1	4	4
Nivel de conectividad (NC)	3	1	3
Total	6	7	9

*Los rangos para cada variable se pueden visualizar en la Tabla 6

a. Tamaño de fragmentos

En el bosque de Saño de los 32 fragmentos delimitados la mayoría fueron pequeños (81.3 por ciento, 26), seguidos por tamaños medianos a grandes (9.4 por ciento y 3 cada uno). Los pequeños oscilaron entre 0.02 ha a 0.97 ha, los medianos de 1.25 ha a 1.79 ha y los grandes de 3.76 ha a 5.86 ha. De los fragmentos muestreados, SAÑ-3 fue el de mayor tamaño (5.86 ha), seguido de SAÑ-2 (3.96 ha), mientras que SAÑ-1 y SAÑ-4 son pequeños con 0.52 y 0.6 ha respectivamente. En SAÑ-3 el tamaño puede explicarse por la gran abundancia de individuos de *Alnus acuminata*, una especie ribereña (Easdale *et al.* 2005, Gamarra *et al.* 2018, De La Cruz-Arango *et al.* 2020, Hernández-Dávila *et al.* 2020), que se extiende a lo largo de la quebrada Illish en su zona media-alta. También, el tamaño de SAÑ-2 puede deberse a que recibe una menor radiación solar por su

orientación sur (Mazzola *et al.* 2008, Linares-Palomino *et al.* 2009) por lo que es un área más húmeda que favorece la acumulación de materia orgánica y el desarrollo de su vegetación. Algo similar pudo ocurrir con SAÑ-4 que se ubica en orientación sur y entre dos elevaciones de montaña (pequeña quebrada) lo que genera un microclima más húmedo y abrigado, con condiciones térmicas favorables (“nicho caliente”) (Walter y Medina 1969). Por otro lado, SAÑ-1 ha recibido el impacto de un camino de herradura que bordean su área y ha limitado su extensión.

En el bosque de La Punta, de los 48 fragmentos delimitados, la mayoría fueron pequeños (72.9 por ciento, 35), seguido por tamaños medianos (27.1 por ciento, 13). Ninguno fue de tamaño grande (>3 ha). Los pequeños oscilaron entre 0.01 ha a 0.96 ha y los medianos de 1.1 ha a 2.97 ha. De los fragmentos muestreados, el fragmento SAP-7 fue el de mayor tamaño (2.97 ha), seguido de SAP-6 (2.44 ha) y SAP-5 (1.33 ha), mientras que SAP-8 y SAP-9 son los más pequeños con 0.54 y 0.18 ha respectivamente. En esta localidad la altitud pudo influir en el tamaño de SAP-5 (zona alta) con relación a los ubicados en la zona media (SAP-6 y SAP-7). Por su parte, SAP-8 y SAP-9 (zona baja) tienen una menor área ya que han sido afectados por plantaciones de especies exóticas y apertura de caminos de herradura. En general, los fragmentos ubicados en la ladera con orientación sur presentan mayor área que la de orientación este (SAP-5) y oeste (SAP-8 y SAP-9).

En el bosque de San Juan de Ranra, de los 17 fragmentos delimitados, la mayoría fueron pequeños (58.8 por ciento, 10), seguidos por tamaños medianos (35.3 por ciento, 6) y solo uno de tamaño grande (5.9 por ciento). Los pequeños oscilaron entre 0.27 ha a 0.94 ha, los medianos de 1.1 ha a 2.12 ha y el grande de 8.22 ha. De los fragmentos muestreados, RA-10 fue el de mayor tamaño (1.7 ha) seguido de RA-13 (0.94 ha), mientras RA-11 y RA-12 son los más pequeños con 0.4 y 0.59 ha respectivamente. El tamaño pequeño de los fragmentos guarda relación con la cobertura vegetal característica de esta zona (matorral arbustivo altimontano y pajonal andino), siendo definido por la presencia de pequeñas quebradas o áreas más húmedas, encañonadas y abrigadas. El mayor tamaño del fragmento RA-10 puede estar relacionado a su buen estado de conservación. También, la ubicación a una menor altitud posiblemente influyó en su tamaño al contener un mayor número de individuos (Huamantupa-Chuquimaco *et al.* 2017, Montegudo *et al.* 2021).

b. Grado de fragmentación del bosque

El grado de fragmentación para los tres bosques fue categorizado como “Muy fragmentado” con valores menores a 0.5 y muy similares entre ellos (Tabla 27). Según el análisis de imágenes satelitales Google Earth, se contabilizaron un total de 97 fragmentos en su mayoría en el bosque de La Punta (48), seguido por Saño (32) y en menor proporción en San Juan de Ranra (17). A pesar de ello, el área total de parches de Saño (24.4 ha) fue muy similar a la de San Juan de Ranra (22.9 ha) lo que indica el gran número de fragmentos pequeños en el primero. Por su parte, el área de los tres bosques guarda una relación directa con el número de parches contabilizados. En el caso de San Juan de Ranra, la fisiografía característica de esta zona dominada por fuertes pendientes ha influido en una menor área de bosque y su confinamiento principalmente a la parte baja de la quebrada (bordes del río).

Tabla 27. Grado de fragmentación de los tres bosques evaluados

Bosque	N° de parches	Área total de parches (ha)	Área de bosque (ha)	Valor	Grado de fragmentación
Saño	32	24.4	62.3	0.39	Muy fragmentado
La Punta	48	30.5	80.6	0.38	Muy fragmentado
San Juan de Ranra	17	22.9	56.5	0.41	Muy fragmentado
Total	97	77.8	199.4	-	Muy fragmentado

c. Forma de los fragmentos

En la Figura 20 se puede observar la distribución porcentual de las formas de fragmentos para los tres bosques. Es notoria la abundancia de formas irregulares, principalmente en el bosque de Saño, y también las formas oval-redondas muy homogéneas para los tres bosques. Por su parte, los fragmentos redondos y rectangulares fueron los menos frecuentes principalmente en Saño y San Juan de Ranra.

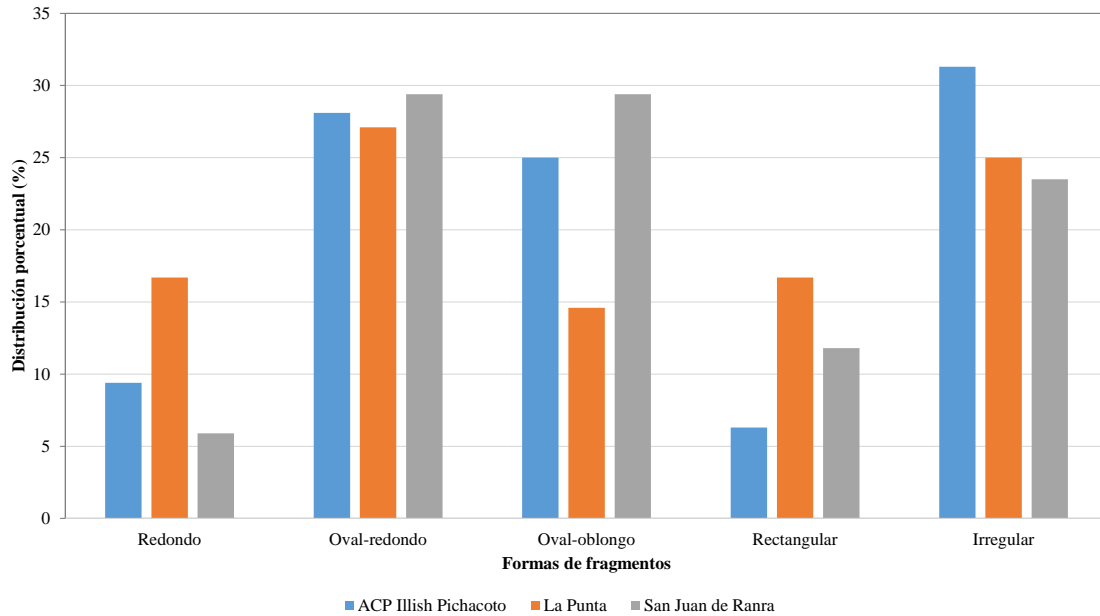


Figura 20. Distribución porcentual de las formas de fragmentos en los tres bosques

En el bosque de Saño, de los 32 fragmentos analizados, la mayoría fueron de formas irregulares (31.3 por ciento, 10), seguidos por formas oval-redondas (28.1 por ciento, 9) y oval-oblongas (25 por ciento, 8), y en menor número redondos (9.4 por ciento, 3) a rectangulares (6.3 por ciento, 2). De los fragmentos muestreados, SAÑ-1 y SAÑ-2 fueron oval-oblongas, SAÑ-3 irregular y SAÑ-4 oval-redonda.

En el bosque de La Punta, de los 48 fragmentos analizados, la mayoría fueron de formas oval-redondas (27.1 por ciento, 13), seguidos por formas irregulares (25 por ciento, 12), y en menor número rectangulares (16.7 por ciento, 8), redondas (16.7 por ciento, 8) y oval-oblongas (14.6 por ciento, 7). De los fragmentos muestreados, SAP-5 y SAP-7 fueron irregulares, SAP-6 rectangular, y SAP-8 y SAP-9 oval-redondos.

En el bosque de San Juan de Ranra, de los 17 fragmentos analizados, la mayoría fueron de formas oval-redondos y oval-oblongos (29.4 por ciento y 5 cada uno), seguidos por formas irregulares (23.5 por ciento, 4), y en menor número rectangulares (11.8 por ciento, 2) y solo uno redondo (5.9 por ciento). De los fragmentos muestreados, RA-10 fue oval-redondo, RA-11 redondo, RA-12 oval-oblongo y RA-13 rectangular.

De todos los fragmentos analizados en el área de estudio, 26 presentan formas irregulares que los hacen más susceptibles al efecto de borde (Laurence 1991, Echeverry y Harper

2009, Lozano *et al.* 2011). Esto ocasiona efectos en los bordes de los fragmentos como la disminución en la abundancia de individuos, composición de las especies, posibilidad de establecimiento y crecimiento de plántulas, menor resiliencia a los cambios ambientales o pérdida de estratos de vegetación (Forman y Godron 1981, Saunders *et al.* 1991, Montenegro y Vargas 2008, Lippok *et al.* 2013). Esto también puede afectar a las especies al interior del fragmento (Santos *et al.* 2008). Entre ellos se encuentra SAÑ-3, SAP-5 y SAP-7 que podrían presentar bordes más perturbados abióticamente. Además, los parches con formas más alargadas y estrechas presentan más área de borde que los cuadrados o redondos (Diamond 1975, Forman y Godron 1981, Colorado *et al.* 2017). Esto específicamente se observó en SAÑ-3 que es el fragmento más largo del área de estudio (cerca de 1 km) y tiene zonas estrechas entre 20 a 25 m de ancho. Además, 12 fragmentos son de formas redondas considerándose los más resilientes a algún efecto negativo del ambiente (Echeverry y Harper 2009, Lozano *et al.* 2011). Entre ellos se encuentra RA-11 que alberga el mayor número de individuos de todos los fragmentos evaluados (191) lo que podría estar relacionado a su forma regular. Por otro lado, los fragmentos SAÑ-1 y SAÑ-2 se ubican en un punto intermedio del índice de Patton, con formas ovales oblongas. Considerando que estas áreas no son parte del ACP Illish Pichacoto, la falta de un manejo adecuado podría acercarlas a formas más irregulares a futuro.

d. Nivel de conectividad

En Saño, la mayor conexión de un fragmento fue con dos a más de ellos (53 por ciento, 17), seguido por fragmentos aislados (28 por ciento, 9) y con una sola conexión (19 por ciento, 6). Se observó la presencia de árboles o arbustos nativos remanentes que conectaban los fragmentos. En algunos casos formado solo una hilera de poca densidad (espaciados) y en otros formando una conexión más compacta con un mayor número de individuos. Casi en la mitad de los fragmentos de esta zona, las especies exóticas como el Eucalipto y Pino sirvieron como corredores entre ellos. Los fragmentos aislados se formaron principalmente debido a la presencia de caminos de herradura y pérdida de cobertura vegetal por la apertura de trochas.

En La Punta, los fragmentos aislados fueron los más frecuentes (39.6 por ciento, 19), seguido por los fragmentos con dos a más conexiones (35.4 por ciento, 17), y con una sola conexión (25 por ciento, 12). Solo dos fragmentos se conectaron debido a una

plantación de Eucalipto, los demás por especies nativas de árboles y/o arbustos. Los fragmentos aislados se formaron debido a la apertura de caminos de herradura, trochas y creación de terrenos de cultivo.

En San Juan de Ranra, la mayor conexión de un fragmento fue con dos o más de ellos (70.6 por ciento, 12), seguido por una conexión (23.5 por ciento, 4) y un solo fragmento aislado (5.9 por ciento). Este último está separado del fragmento RA-10 por una trocha y un área de pastura. El poco impacto de las amenazas a este bosque (Tabla 27) permite que la vegetación pueda seguir conectada en la mayoría de los fragmentos. Por su parte, la actividad de pastoreo puede estar generando cierto grado de desconexión entre los fragmentos (una conexión).

4.7.2 Análisis de las amenazas

Se analizaron las ocho amenazas para las tres localidades del presente estudio. Los puntajes asignados se muestran en las Tabla 28.

Tabla 28. Puntajes asignados para las amenazas en los fragmentos de bosque de las tres localidades

Localidad	ACP		La Punta		San Juan de Ranra	
	Illish Pichacoto					
Variable	Categoría	Puntaje	Categoría	Puntaje	Categoría	Puntaje
Accesibilidad	Regular	2	Regular	2	Buena	3
Población	Regular	2	Buena	3	Muy buena	4
Ganadería	Mala	1	Mala	1	Regular	2
Agricultura	Buena	3	Regular	2	Regular	2
Quemas o incendios	Regular	2	Regular	2	Buena	3
Estratos de vegetación	Buena	3	Regular	2	Buena	3
Especies exóticas leñosas	Regular	2	Regular	2	Buena	3
Fuentes de agua naturales	Buena	3	Buena	3	Muy buena	4
Total		18		17		24

a. Accesibilidad

Los fragmentos del CP San Juan de Ranra tienen la categoría de accesibilidad buena y están ubicados a 7 km de la vía principal asfaltada (Av. Castilla) que llega hasta la ciudad de Tarma. Para llegar es accesible el uso de auto (20 minutos en auto) por caminos de herradura hasta el pueblo de Ranra para luego caminar solo por sendas en dirección este.

Los fragmentos del CP La Punta y del ACP Illish Pichacoto tienen accesibilidad regular. El primero está ubicado a 3 km (10 minutos en auto) de la vía asfaltada más cercana (Av. San Martín) donde los fragmentos de la zona baja (SAP-8 y SAP-9) están contiguos al tramo final del camino de herradura que llega hasta este punto y donde habitualmente suelen estacionarse autos o mototaxis. Luego para llegar a los demás fragmentos es necesario caminar por sendas cruzando el río Lluichos en dirección noreste. El segundo, está ubicado a 1 km (20 minutos a pie) de la vía asfaltada más cercana (Calle Los Andes). Además, la entrada del ACP cruza con un camino de herradura con dirección norte. El fragmento más cercano es SAÑ-2, ubicado a solo 80 m de la entrada. También, es importante señalar que existe un camino de herradura en el límite sur del ACP que sube zigzagueante y lo rodea, y que además bordea el fragmento SAÑ-1. Para llegar a los demás fragmentos es necesario caminar cuesta arriba por sendas en su mayoría señalizadas en dirección noreste.

b. Población

Según el último censo realizado por el INEI (2018) se observa que la población de los distritos de Saño y Sapallanga tienen un aumento significativo lo que no sucede con el distrito de Tapo (ver Figura 2). Respecto a su densidad poblacional el distrito de Saño cuenta con 501 Hab/km², seguido de Sapallanga con 177 Hab/km² y Tapo con solo 30 Hab/km². Comparando estos resultados con los distritos más poblados de las provincias correspondientes como Huancayo, El Tambo, Chilca, Tarma y Acobamba (MTC 2008, IVMPH 2012), se obtiene que el distrito de Saño presenta mediana densidad (categoría Regular), el distrito de Sapallanga baja densidad (Buena) y Tapo con muy baja densidad (Muy buena).

En la zona periférica del distrito de Saño se ha observado que las construcciones nuevas de viviendas están acercándose al área del ACP. En el CP La Punta la ampliación de caminos de herradura cerca a los fragmentos y en las laderas contiguas se ha hecho más

evidente. En el CP San Juan de Ranra por el contrario se mencionó el abandono de viviendas de las zonas altas por causas del clima (heladas) y búsqueda de mejores oportunidades. Por ejemplo, el uso de imágenes satelitales ha permitido observar el incremento del crecimiento urbano en los distritos cercanos a la ciudad de Huancayo en los últimos 10 años, incluyendo Saño y Sapallanga. Esto está relacionado también con la pérdida de bosques, áreas con vegetación natural y cuerpos de agua en el valle del Mantaro. La gran expansión de la ciudad de Huancayo hacia los alrededores ha sido ya incluida dentro del proceso denominado conurbación (Arana 2018, Arana 2021).

c. Ganadería

La carga animal es el número de animales que pastorea en una superficie por un tiempo determinado (MINAGRI 2017). Su valor es óptimo cuando en pasturas de excelente condición se tiene solo un vacuno y hasta cuatro ovinos por hectárea (Flores *et al.* 1992). En los tres distritos evaluados la ganadería se da a pequeña escala. En el distrito de Saño es de alta carga, y afecta a la vegetación natural existente en el ACP ya que no hay un control en este aspecto. Pobladores ajenos a la comunidad suelen pastorear frecuentemente por los fragmentos de la zona baja hasta la de mayor altitud. Se ha visualizado tanto el ganado vacuno y ovino (alrededor de 20 individuos) como sus heces secas y frescas durante las salidas de campo. En el distrito de Sapallanga también es de alta carga. No se visualizó presencia del ganado ni sus excrementos dentro de los fragmentos, ya que como mencionaron los entrevistados el ganado no suele entrar a estas áreas y pastorean en las zonas altas por encima de estos. Aunque, se observó presencia de estancias en las partes altas con rastros de excrementos lo que indica la existencia de esta actividad. Estos espacios suelen albergar una alta carga de ganado (100 a 200) lo que señala que el impacto está latente alrededor de los fragmentos. El bosque de San Juan de Ranra ha reducido su actividad ganadera en los últimos años considerándose de mediana carga. Se visualizó cabezas de ganado de manera dispersa en su mayoría, o raramente formados grupos de hasta cinco individuos. Dentro de los fragmentos no se visualizaron presencia de heces, pero sí en las sendas camino a estas. Aunque, en la zona alta (sector Milpo) se observó ganado pastando libremente.

d. Agricultura

Estudios señalan que el cambio climático afectará la producción de cultivos generando su disminución (CEPAL 2014). Esta actividad en los tres distritos ha disminuido. Los

pobladores señalan que ya no es muy rentable y que el clima no es mismo que antes lo que desalienta la siembra. Hay una tendencia a realizar otras actividades económicas como el comercio.

En el distrito de Saño la agricultura no ha generado impacto como lo viene haciendo la ganadería ya que los terrenos de cultivo se ubican lejos del ACP (categoría buena). En el CP La Punta se visualizó presencia de terrenos de cultivos cercanos en la zona baja (categoría regular), algunos de ellos con sistema de irrigación por aspersión. El avance de los caminos de herradura en esta zona ha permitido mejor accesibilidad para esta actividad. En el CP San Juan de Ranra, principalmente los terrenos de cultivos se ubican en la ladera con orientación norte debido a que recibe un mayor número de horas de sol lo que favorece, según mencionan los pobladores, al crecimiento de sus cultivos. En la ladera sur donde se ubica el fragmento RA-10, colindan un número reducido de áreas de cultivo (categoría regular). Los demás fragmentos se encuentran más alejados, sin recibir impacto de la agricultura.

e. Quemadas e incendios

Los incendios se pueden generar tanto por el uso de fuego por acción humana (factor desencadenante) como por factores condicionantes (cobertura vegetal, pendiente, clima, viento e irradiación solar). En la sierra peruana la principal causa de incendio es la acción humana (98 por ciento), siendo los principales causantes las negligencias del uso del fuego en actividades ganaderas (60 por ciento) y agrícolas (30 por ciento), y en un porcentaje menor las intencionadas y accidentales (Manta 2017). Las provincias de Huancayo y Tarma durante el 2010 al 2020 presentaron los mayores registros de incendios forestales de toda región Junín (179 y 152 respectivamente) (CENEPRED 2021). Los pobladores entrevistados para este estudio señalaron que en el distrito de Saño las quemadas son frecuentes siendo la causa accidental principal la afluencia de visitantes al ACP que ingresan sin el permiso de la comunidad realizando fogatas mal apagadas, y como causa intencionada los conflictos de algunos pobladores (ajenos a la comunidad) con el área protegida. Por su parte en Sapallanga los visitantes generan quemadas frecuentes por causas accidentales de fogatas inadecuadamente manejadas por jóvenes, principalmente en temporada de fiestas, como la de San Juan. En Ranra las quemadas han disminuido en los últimos años gracias a las prohibiciones dadas por la comunidad y sólo se dan esporádicamente.

Las coberturas vegetales con alto nivel de combustibilidad son los pastos, hierbas y las especies arbustivas (CENEPRED 2021). Dentro de la actividad ganadera la quema de las pasturas es muy frecuente con la finalidad que estas rebroten para el consumo del ganado, para combatir plagas o para la limpieza de malezas (Manta 2017). En distritos de la provincia de Huancayo (Valle del río Shullcas) la reducción de áreas cubiertas por gramíneas debido a quema de “ichu” se ha venido dando y ahora se observa a través de estudios con imágenes satelitales (Haller 2012). Como se mencionó, en los fragmentos evaluados la presencia de arbustos es predominante (87 por ciento) lo que aumenta la probabilidad de generarse incendios por su alto nivel de combustibilidad (IDEAM 2011, CENEPRED 2021). Además, la presencia de herbáceas (pastos) como el ichu es muy abundante en todos los fragmentos y alrededores.

En relación con la pendiente, los incendios tienden a propagarse con más facilidad en pendientes más abruptas o inclinadas donde los vientos van ascendiendo de manera rápida durante el día (efecto de convección) o descendiendo durante la noche (Moscovich *et al.* 2014) En los fragmentos se encontró pendientes muy variables desde 5 a 80 por ciento predominando las pendientes de más de 40 por ciento.

El clima en época seca genera un ambiente propicio para la propagación de quemaduras en incendios. Se sabe que la época de incendios va de julio a noviembre (Manta 2017). Los pobladores entrevistados de los tres distritos señalaron que las quemaduras se generan siempre con mayor frecuencia en época de estiaje.

Otro factor que afecta a las quemaduras e incendios es la intensidad de incidencia de radiación solar ya que genera áreas más secas y por lo tanto más susceptibles a estos eventos. En las zonas de estudio, según CENEPRED (2021) se presentan valores altos a muy altos de energía solar incidente diaria. Además, la orientación de las laderas (exposición) tiene relación con este aspecto. Las laderas orientadas hacia el norte recibirán más radiación solar (solanas) que las orientadas hacia el sur (umbrías) (Giorgis *et al.* 2013).

Existen ciertas especies que tienen un mayor grado de combustibilidad (inflamables) como las especies exóticas cultivadas *Eucalyptus globulus* y *Pinus radiata* debido a que en su morfología presentan secreciones de aceites y resinas respectivamente (Manta 2017, SERFOR 2018). Esto puede representar una amenaza para los fragmentos estudiados principalmente para los fragmentos colindantes con plantaciones de estas especies (Ver Tabla 4): SAÑ-2, SAÑ-3, SAP-8, SAP-9 y RA-10.

Las comunidades en los distritos evaluados han ido tomando conciencia de la importancia de proteger los bosques de posibles quemas o incendios. Los comuneros han implantado normas internas referidas a ello e imponen ciertos castigos a quienes lo infringen, aunque algunas veces se desconoce los causantes. Por ejemplo, en Ranra se ha estipulado que el causante de alguna quema debe reponerlo realizando una plantación.

f. Estratos de vegetación

En el distrito de Saño, los cuatro estratos de flora leñosa cubren más del 50 por ciento del área de los fragmentos SAÑ-1, SAÑ-2, SAÑ-3 y SAÑ-4. Sólo se observaron áreas reducidas con dominio de vegetación herbácea debido a su cercanía con el borde, plantaciones de “eucalipto” y a sendas que cruzan o bordean el fragmento. En Sapallanga, los fragmentos SAP-8 y SAP-9 presentaron una dominancia de plantas herbáceas sobre el estrato arbustivo de manera uniforme en toda su área. Por su parte, los fragmentos de la zona media y alta conservaron sus cuatro estratos en más de la mitad de su área excepto en zonas semidesnudas a causa de la formación de riachuelos que generan deslizamientos y por características propias del microclima húmedo. En Ranra, los fragmentos RA-11 y RA-12 presentaron, de manera uniforme, todos los estratos excepto el arbóreo adulto. RA-10 y RA-13 por su parte muestran más de la mitad de su área con estos tres estratos, esto debido a la influencia antrópica en la generación de sendas y la actividad ganadera.

La desaparición de especies andinas leñosas y por ende la degradación de los estratos de vegetación existente está relacionada con su aprovechamiento maderable y su uso como fuente de leña. Los bosques naturales relictos de la zona andina tratan de abastecer la necesidad de consumo de las comunidades campesinas que con el tiempo se hace insostenible. Según estudios (Gil-Mora y Huamán-Miranda 2019, Gil-Mora *et al.* 2020, Gil-Mora *et al.* 2021) algunas especies como *Alnus acuminata*, *Baccharis latifolia*, *Baccharis odorata*, *Hesperomeles lanuginosa*, *Vallea stipularis*, *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides* y *Polylepis racemosa*, tiene una mayor demanda.

Según narran los pobladores, ciertas especies han ido desapareciendo dentro de los fragmentos con el paso de los años. Por ejemplo, en Saño existía abundancia de árboles de Aliso (*Alnus acuminata*), y semileñosas como el tumbo (*Passiflora mollissima*) y zarzamora (*Rubus robustus*). Se observó que los individuos de “tumbo” estaban trepados a las copas de las plantas leñosas, pero hace unos 20 años era tal su número que

generaban abundante materia orgánica; y, los pobladores recolectaban sus frutos para venta. Se sabe que esta especie tiene importancia cultural en muchas comunidades andinas (Castañeda *et al.* 2019). En el caso de Sapallanga, especies han ido desapareciendo o disminuyendo en número en la zona. Por ejemplo, arbustivas como *Cantua buxifolia* “cantuta” (variedad amarilla y roja), *Escallonia resinosa* “Chachacomo”, *Escallonia myrtilloides* “tasta”, *Mintostachys mollis* “muña”, *Baccharis odorata*, *Gaultheria myrsinoides*, *Brachyotum naudinii* y arbóreas como *Alnus acuminata* “aliso”, esto principalmente por su aprovechamiento desmedido y la ocurrencia frecuente de incendios. En Ranra están desapareciendo especies arbustivas como *Cantua buxifolia* (variedad amarilla), semileñosas como *Rubus robustus* “zarzamora” y arbóreas como *Alnus acuminata* “aliso”, *Polylepis* sp. “Quinual” y *Vallea stipularis*. En otras regiones del país como Cusco, individuos de las especies *Escallonia resinosa*, *Cantua buxifolia* y *Sambucus peruviana* “Sauco” existen solo en pequeños fragmentos o jardines (Chepstow-Lusty *et al.* 1998).

g. Especies exóticas

La introducción de especies exóticas arbóreas en el área de estudio tiene sus inicios en el Valle del Mantaro alrededor del año 1860, donde los padres franciscanos del Convento de Ocopa (provincia de Concepción) empezaron a reforestar con *Eucalyptus globulus* (Dourojeanni 2009). Luego se ello se extendió a todo el valle y otras provincias de la región andina como se observa en la actualidad. Esto fue impulsado por el programa el Programa Nacional de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Conservación de Suelos (PRONAMACHCS) y Sierra Verde entre los 80’s y 90’s (Llerena *et al.* 2007). Ambos programas han sido señalados por la mayoría de entrevistados del presente estudio como el principal causante de presencia actual de numerosas plantaciones con especies exóticas.

En las tres zonas de estudio destaca la presencia de *Eucalyptus globulus*, acompañado de especies del género *Pinus* y en menor medida *Cupressus* (ver Tabla 3). Es muy frecuente la presencia sobre todo de *Eucalyptus globulus* tanto cercando chacras, bordeando los caminos y colindantes a las casas como en plantaciones forestales. En el ACP Illish Pichacoto se cuenta con un área total de 63.7 ha de plantaciones de “eucalipto” y “pino” (Malpartida y De La Cruz 2017). Dichas plantaciones se ubican en ambas laderas de la quebrada Illish cercanas a los fragmentos de la zona baja y media.

En el CP La Punta de igual forma existen plantaciones muy visibles en las laderas camino a los fragmentos, que son aprovechadas por la comunidad. Cerca de los fragmentos se ubican irregularmente esparcidos rodales pequeños a medianos de “eucalipto” y “pino”. Por ejemplo, SAP-8 y SAP-9 colindan con plantaciones adultas de “eucalipto” y juveniles de “pino”. En el CP San Juan de Ranra los “eucaliptos” y “pinos” son principalmente plantados en rodales pequeños de aproximadamente media hectárea en la ladera sur, cerca al área urbana, disminuyendo en frecuencia y desapareciendo con la lejanía en dirección a los fragmentos RA-11, RA-12 y RA-13. En la ladera norte solo existe un rodal de “pino” de aproximadamente 0.8 ha cercano con el fragmento RA-10. En el caso del “ciprés” sólo se encontró en Ranra, observándose individuos esparcidos y bordeando sendas principales. No se reportó en las tres zonas de estudio la presencia de especies exóticas arbustivas cultivadas.

En bosques andinos existe especial interés en la reforestación con especies arbóreas del género *Eucalyptus* y *Pinus* para su aprovechamiento maderable debido a que brinda beneficios a la población como material para leña y construcción (Haller 2012, Vásquez *et al.* 2017, Gil-Mora y Huamán-Miranda 2019). Pero, se debe tomar en cuenta que estas especies pueden amenazar el suministro de agua por su consumo excesivo (Kometter 2018, Bonnesoeur *et al.* 2019). Es necesario analizar sus ventajas y desventajas a partir de estudios científicos para evitar que las fuentes de agua naturales puedan ser afectadas.

Otro punto importante es la amenaza a la diversidad de los bosques andinos a partir de la introducción de especies exóticas. Se han reportado casos de este avance con la reforestación de *Eucalyptus rostrata* y *Pinus insignis* en bosques andinoaltiplánicos de Moquegua (Montesinos-Tubbé 2011). También es importante poner atención en Áreas Naturales Protegidas donde las especies introducidas tienen un potencial invasor (Ochoa y Andrade 2003) afectando el crecimiento de la regeneración natural de especies nativas (Vásquez *et al.* 2017).

h. Fuentes de agua

El agua es un recurso muy importante no solo para el consumo humano y las actividades agropecuarias de las comunidades locales andinas sino también porque es el elemento fundamental en la función de regulación y rendimiento hídrico en los ecosistemas andinos (Doornbos 2015). En los bosques en estudio se observó un estado muy bueno de las fuentes de agua natural del CP San Juan de Ranra (Tabla 27). Los pobladores

señalaron su buena calidad para consumo humano y la permanencia de un constante caudal. Esto se puede visualizar al recorrer toda la quebrada Ranra hasta llegar a la laguna Yanango chico. Además, un indicador de esto fue la observación de pesca de truchas cerca al fragmento RA-13 y avistamiento de avifauna como *Chroicocephalus serranus* “gaviota andina”, *Plegadis ridgwayi* “ibis de puna” y *Cinclus leucocephalus* “mirlo acuático” en riachuelos y arroyos.

En el caso de Sapallanga y Saño las fuentes de agua se encontraron en buen estado. La comunidad de Ilish Pichacoto señalaron presencia de contaminación por residuos sólidos y heces de ganado (principalmente en la zona baja) por lo que la confianza en su consumo había disminuido. De igual forma la desaparición de puquiales ha sido reportada considerando como causante al “eucalipto”. En Sapallanga a pesar de que no se reportó ni se observó contaminación por residuos cerca a los fragmentos, según los entrevistados, los puquiales se encuentran en peligro de desecación por la disminución de lluvias y la presencia de árboles de “eucalipto”.

Un punto importante relacionado a las fuentes de agua es la conservación de la humedad del suelo gracias a la vegetación. Por ejemplo, se observó en SAP-8 y SAP-9 un microclima dominado por árboles de “aliso” de hasta 10 m de altura que brindan sombra, proveen de hojarasca al suelo y conservan su humedad. Esto puede ser también influenciado por un menor número de horas de sol en esta ladera debido a su orientación oeste (Torres *et al.* 2012, Paniagua 2021).

El proceso de fragmentación de los bosques estudiados puede ocasionar en un futuro que las fuentes hídricas de las zonas evaluadas se reduzcan, esto sumado a las predicciones de demanda de agua de la población y el incremento de los efectos del cambio climático lo que ocasionará escasez (Carlos y Grijalva 2012). Respecto al cambio climático, existen evidencias científicas que la temperatura del aire en la cuenca del Mantaro se viene incrementando hasta un 0.2 °C por década, y que las precipitaciones se están reduciendo, ocasionando periodos secos más prolongados (número de días sin lluvia) (Ávalos *et al.* 2011, SENAMHI 2011, CIIFEN 2018). Por ejemplo, en el valle del Mantaro se ha reducido en un 5 por ciento (Ávalos *et al.* 2011) y se prevé que para el 2030 se reducirá un 15 por ciento (promedio anual) para la zona central de la cuenca (CIIFEN 2018).

4.7.3 Percepción de los entrevistados sobre los bosques en estudio

Se entrevistó un total de 21 pobladores en el área de estudio, 9 en el distrito de Saño, 5 en el Centro Poblado la Punta y 7 en el CP San Juan de Ranra (Anexo 5). Los principales aspectos señalados frecuentemente por los pobladores y comuneros de estos lugares con relación a sus bosques fueron la migración, el cambio de actividades económicas y en el aspecto cultural, variaciones del clima y el recurso agua. Dichas entrevistas ayudaron a esclarecer y entender la estrecha relación entre la historia de sus bosques y las actividades económicas, recreativas y culturales que realizan los pobladores.

En los últimos años la migración hacia los distritos de provincias como Huancayo se ha incrementado (Condori *et al.* 2020) en contraste con la provincia de Tarma con saldo migratorio negativo (OIM 2017). Huancayo presenta una dinámica económica más atractiva para futuros habitantes (Arana 2021). Los inmigrantes que llegan al departamento de Junín suelen dedicarse a actividades como la agricultura, el turismo, la construcción o la crianza de truchas (OIM 2017). Los entrevistados en este estudio mencionaron que el número de pobladores de los distritos ha ido aumentando con los años (desde los años 90) debido a la inmigración de personas de los departamentos de Huancavelica, Ayacucho y Cerro de Pasco, mencionando como principal causa al terrorismo. Como lo señala la OIM (2017), uno de los motivos para las migraciones internas del departamento de Junín a otras regiones colindantes o viceversa son los lazos ancestrales (cultura Huanca) que los unen. Lo anterior principalmente del departamento de Huancavelica, de donde proviene el mayor porcentaje de inmigrantes (41.2 por ciento), seguido por Pasco (12.9 por ciento), provincia de Lima (8.2 por ciento) y Ayacucho (7.4 por ciento), en el periodo 2002 al 2007.

En estudios de percepción de pobladores locales y agricultores (Haller 2014, Haller 2017) en el valle del río Shullcas (Prov. Huancayo) señalan que existen diferentes factores que hacen que muchos pobladores tengan que buscar nuevas fuentes de ingreso. También a través de estos estudios se está dando a conocer los cambios que ha ido sufriendo el paisaje y cómo muchos de estos son afectados en el cambio de uso de tierras, reducción de tierras agrícolas y por ende en la reducción de la vegetación existente. Esto está enlazado al aspecto cultural y cómo los pobladores locales logran coordinar en favor de la conservación de sus bosques. Dicha coordinación muchas veces se logra dentro de estos

distritos por la presencia de comuneros que cumplen diferentes funciones, liderados por un presidente de la comunidad, como se observó en el presente estudio.

Por otro lado, se sabe que el inicio de las primeras lluvias (primavera) en la región andina marcan el inicio de la época de siembra, por lo que una variación en este factor puede causar efectos no solo económicos sino también en la cobertura vegetal y cambio de uso de suelos. A su vez, los procesos negativos como la deforestación y cambio de uso de suelos alteran el clima local. Por ejemplo, la humedad del aire se ve afectada si se reduce la vegetación del suelo y esto a su vez puede afectar en una disminución de lluvias localmente. En definitiva, estos cambios del clima son percibidos por los pobladores (Ávalos *et al.* 2011) lo que los obliga a cambiar de actividad económica como lo mencionaron algunos comuneros del distrito de La Punta y Ranra.

Se ha observado el interés de los entrevistados de conservar sus bosques y el agua considerando que ahora es más importante plantar especies nativas y no aquellas que consumen mucha agua como los árboles de eucalipto. Iniciativas de plantaciones con especies nativas en el ACP Illish Pichacoto, y propuestas como la siembra de agua con Pino, Colle y Quinual, y la construcción de zanjas de infiltración en el centro poblado La Punta, son parte de estos cambios. Esto guarda relación con un estudio de percepción de 13 comunidades de los andes centrales del departamento de Junín sobre sus bosques de *Polylepis*. Dicho estudio señala que los pobladores perciben como importantes a estos bosques como fuente de abastecimiento de agua y para la conservación de su flora nativa (Joseph *et al.* 2021).

a. Bosque de Saño (ACP Illish Pichacoto)

Gran parte del bosque del distrito de Saño considerado para el presente estudio se ubica dentro del Área de Conservación Privado Illish Pichacoto. Dicha ACP no considera dentro de sus límites los fragmentos SAÑ-1 y SAÑ-2 por lo que son terrenos privados. Los comuneros de Saño mostraron su preocupación por esta situación. Consideran que estas áreas son más susceptibles a la actividad antrópica generando incertidumbre a futuro sobre su conservación.

El ACP Illish Pichacoto fue creada en el año 2014 contribuyendo desde entonces a que el distrito sea un lugar más conocido y por ende más visitado turísticamente. El aumento de visitantes y la falta de monitoreo en el ingreso y permanencia en el ACP ha

perjudicado la calidad del bosque. A esto se suma el aumento acelerado de la población del distrito y la llegada de migrantes. Esta problemática se puede visualizar en aspectos como: (a) construcción de nuevas viviendas cerca al bosque (b) quemadas frecuentes, (c) contaminación por residuos sólidos al suelo y fuentes de agua principalmente en la zona baja por su fácil acceso, (d) aumento de la actividad ganadera que no respeta el área del bosque, (e) creación de nuevas trochas al cruzar el bosque.

La emigración de pobladores jóvenes de Saño a ciudades más urbanizadas por diversas causas genera un impacto negativo en la riqueza cultural del distrito. Por ejemplo, bailes típicos, actividades como la artesanía con madera de eucalipto, elaboración de prendas de lana y preparación de platos típicos se han ido perdiendo en los últimos 20 años. Esto también influye en la pérdida de transmisión de conocimiento sobre el uso de las plantas (Tello-Ceron *et al.* 2019). A esto se suma la falta de involucramiento de la población joven y adulta en relación con el cuidado del bosque y las actividades de la comunidad para beneficio del ACP. Muchas de ellas desconocen la importancia de contar con un ACP dentro del distrito y nunca lo han visitado.

b. Bosque de La Punta (Sapallanga)

El Centro poblado La Punta también ha incrementado su población de manera acelerada. Según un poblador (Wilder Ramos), se estima un total de 7000 habitantes actualmente, lo que representa la tercera parte de la población del distrito de Sapallanga (INEI 2018). Las causas se relacionan con la migración desde los departamentos del sur como Huancavelica y Ayacucho. Este aumento ha generado amenazas al bosque como visitas de gente foránea, quemadas frecuentes y ampliación de caminos.

Actualmente, el bosque de La Punta no cuenta con vigilancia permanente, aunque anteriores gestiones de la comunidad sí consideraban la presencia de un guardabosque. Solo a través de la empresa privada (Operador Especializado de Agua Potable) se vigila de manera indirecta el bosque a través de la revisión del sistema de agua potable y la captación de los puquiales. En este sentido, los entrevistados consideran que es importante cuidar el bosque porque es pulmón de vida, purifica el aire y protege el agua.

Se mencionó que ya no es rentable la actividad de agricultura y la población prefiere realizar actividades de comercio y turismo, señalando que antes los productos agrícolas eran para consumo propio y ahora son principalmente para venta. Esto está relacionado

con las variaciones en el clima que desalienta a sembrar. Como lo mencionó más de un entrevistado, antes había más lluvias y agua disponible. Según lo señalado por el Operador Especializado de Agua Potable de La Punta la captación de agua de los puquiales disminuyó de 24 l/s a 18 l/s en los últimos años. La disminución de lluvias es considerada por los entrevistados no solo una amenaza a la actividad agrícola sino al bosque.

c. Bosque de San Juan de Ranra (Tapo)

La tendencia a la disminución de la población del distrito de Tapo en los últimos años es marcada (INEI 2020), lo que también se pudo observar en el CP San Juan de Ranra donde el presidente de la comunidad (Guillermo Vega) reportó un total de 130 pobladores y solo 20 comuneros. La visita de gente foránea no es muy frecuente ya que se considera que este centro poblado no es muy conocido aún.

Lo anterior está relacionado con las variaciones del clima que ha hecho que pobladores que vivían en las zonas altas del bosque se desplacen más abajo por el aumento de heladas y también emigren del centro poblado. La disminución de la actividad ganadera es una de las principales consecuencias de este movimiento.

Los entrevistados consideraron que el bosque es muy importante para evitar que el suelo quede al desnudo (“tierra pelada”) y que el sol no dañe a otras plantas. Además, porque brinda vida y aire puro, y es el espacio de otros seres vivos como aves e insectos. La toma de conciencia en la conservación de sus bosques y las prohibiciones y sanciones impuestas por la comunidad ha permitido que el impacto generado como quemadas, tala de especies nativas para leña y caza de truchas sea menor en la actualidad.

4.7.4 Categorías de Conservación asignadas a los bosques estudiados

El puntaje total y categorías de conservación asignadas a cada bosque se muestran en la Tabla 29.

Tabla 29. Puntajes finales asignados al estado de conservación de los tres bosques

Bosque	Análisis de fragmentación	Análisis de amenazas	Puntaje total	Categoría de conservación
ACP Ilish Pichacoto	6	18	24	Regular
La Punta	7	17	24	Regular
San Juan de Ranra	9	24	33	Buena

El bosque del ACP Ilish Pichacoto siendo un área protegida complementaria al Sistema de Áreas protegidas por el Estado (SINANPE) muestra un estado de conservación de categoría regular. El alto grado de fragmentación, las características de los fragmentos como sus formas irregulares y tamaños pequeños, sumado a las amenazas actuales que enfrenta como aumento poblacional, apertura de caminos, quemas e impacto ganadero han ido deteriorando este ecosistema principalmente en la zona baja. Es en esta zona donde los fragmentos SAÑ-1 y SAÑ-2 han quedado fuera de los límites del ACP siendo más susceptibles a desaparecer a corto plazo.

El bosque del centro poblado la Punta presentó un estado de conservación regular. El alto grado de fragmentación, las características de los fragmentos como sus tamaños pequeños y bajo nivel de conectividad, sumado a las amenazas actuales como apertura de caminos de herradura, impacto de la actividad ganadera y agrícola, quemas y aumento poblacional han ido afectando su flora leñosa.

El bosque del CP San Juan de Ranra obtuvo un estado de conservación bueno. A diferencia de los anteriores bosques, este es el más conservado. Factores como la baja densidad poblacional, lejanía al centro urbano, disminución de la actividad ganadera e implementación de normas comunales para el control de las quemas y tala de especies nativas han logrado que está área todavía presente una flora leñosa bien conservada.

V. CONCLUSIONES

- Se evaluaron 13 fragmentos de bosques andinos, en donde se registró la flora leñosa compuesta por 49 especies, 34 géneros y 22 familias. Los grupos taxonómicos más representativos fueron Escalloniaceae, Asteraceae y Rosaceae a nivel de familias; *Escallonia*, *Baccharis* y *Hesperomeles* a nivel de géneros; y *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides* y *Baccharis latifolia* a nivel de especies. Las especies ecológicamente más importantes según su IVI fueron: *Escallonia resinosa* en el bosque de Saño, *Escallonia myrtilloides* y *Alnus acuminata* en CP La Punta, y *Vallea stipularis* en San Juan de Ranra. Estas especies forman poblaciones relictas únicas en los Andes tropicales que aún son poco estudiados.
- Los fragmentos de bosque de San Juan de Ranra y Saño mostraron la mayor diversidad de especies con 17 y 15 respectivamente, donde el primero presentó la mayor abundancia de individuos en dos de sus fragmentos. Por otro lado, la diversidad beta de los bosques de Saño y Sapallanga presentaron los mayores valores de similitud (hasta 82.4 por ciento) entre sus fragmentos.
- Los fragmentos de la zona de vida bnh-MT presentaron una mayor similitud entre ellos (51 por ciento).
- El análisis de caracterización de los fragmentos reveló la presencia de 97 parches en toda el área de estudio. Estos se caracterizaron por la abundancia de tamaños pequeños, alto grado de fragmentación, formas predominantemente irregulares a oval-redondas y conexiones en su mayoría con dos o más fragmentos.
- El análisis de amenaza de los fragmentos para las 8 variables analizadas reveló que los bosques de Saño y CP La Punta presentan un mayor grado de amenaza en comparación con el bosque de San Juan de Ranra.

- De los tres bosques estudiados, el de San Juan de Ranra (prov. Tarma) presenta un estado de conservación Bueno. Los bosques de Saño y La Punta (prov. Huancayo) muestran un estado regular por lo que su prioridad de conservación es mayor. Estos bosques albergan 10 especies de plantas leñosas endémicas de las cuales 8 se ubican en bosques con estado de regular conservación. Esto necesario tomar medidas para evitar el incremento de amenazas a futuro que ocasionen una tendencia decreciente en sus poblaciones.

VI. RECOMENDACIONES

- Los fragmentos SAÑ-1 y SAÑ-2 deben ser incluidos dentro de los límites del ACP Illish Pichacoto ya que conforman áreas con vegetación nativa muy amenazadas antrópicamente.
- Se deben continuar estudios para georreferenciar y conocer el estado de conservación de otros fragmentos de bosque a lo largo de los Andes peruanos. Por ejemplo, son escasos aún los estudios en bosques de sierra central. Herramientas como el uso de imágenes satelitales de mayor resolución permitirá mejorar la interpretación visual de los fragmentos facilitando su ubicación y análisis.
- Instituciones del Estado como SERNANP y MINAM debe avanzar en estudios más arduos en los ecosistemas andinos que permitan ubicar y estudiar fragmentos de bosque y tomar decisiones para su conservación evitando su desaparición.
- Se espera que los hallazgos del presente estudio se incorporen como herramienta en la gestión sostenible de los bosques andinos del Perú incorporando políticas regionales y nacionales que hagan frente a la fragmentación. La metodología aplicada sobre el estado de conservación puede ser adaptada a otras localidades andinas del país.
- Son relevantes estudios más específicos del estado de conservación para cada especie endémica y/o con cierto grado de amenaza donde se realice un seguimiento a la dinámica de su población y su regeneración.
- Realizar investigaciones sobre modelos predictivos de distribución de especies que actualmente se sabe que forman bosques relictos como *Escallonia resinosa*, *E. myrtilloides* y *Alnus acuminata*. Esta información servirá para entender su posible comportamiento a futuro en el contexto del cambio climático. Además, es importante caracterizar de manera más específica las poblaciones adultas y de regeneración natural de estos bosques que den más luces sobre su estado de conservación.

- Son importantes los estudios sobre las condiciones edáficas de los fragmentos de bosque ya que brindarán mayor información sobre la distribución espacial de las especies a lo largo de la gradiente altitudinal en las localidades estudiadas.
- Se hacen relevantes estudios sobre los rasgos funcionales en bosques andinos y en sus fragmentos con la finalidad de lograr un mayor conocimiento de sus características morfológicas adaptativas y aún más en un contexto de cambio climático.
- La conservación de los recursos hídricos está estrechamente relacionada con la conservación de su vegetación. Considerar estudios de microcuencas andinas donde es posible encontrar la presencia de fragmentos de bosque se hace urgente.
- Realizar estudios etnobotánicos en bosques relictos que aporten al conocimiento del uso de plantas nativas que realizan las comunidades campesinas. De esta forma se puede conocer las especies más aprovechadas que permitan tomar medidas de conservación al respecto.
- Es importante que las comunidades campesinas dialoguen y generen consensos para la conservación de sus bosques y generación de buenas prácticas de aprovechamiento de sus recursos naturales. Parte de ello es la implementación de un equipo de vigilancia continua.
- Es importante implementar programas educativos que brinden más capacitaciones a los pobladores locales, para la toma de conciencia, que logre a corto plazo el involucramiento de más personas en la conservación y respeto por estos bosques. La participación de pobladores más jóvenes es fundamental para formar ciudadanos comprometidos en su cuidado.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguirre, Z; Geada-López, G. 2017. Estado de conservación de los bosques secos de la provincia de Loja, Ecuador. *Arnaldoa*, 24(1), 207-228. <https://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.241.24107>

Aguirre, Z; Reyes, B; Quizhpe, W; Cabrera, A. 2017. Composición florística, estructura y endemismo del componente leñoso de un bosque montano en el sur del Ecuador. *Arnaldoa* 24 (2): 543 – 556. DOI: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.242.24207>

Albuquerque, UP; Cruz da Cunha, L.; de Lucena, RFP; Alves, RRN. (Eds.). 2014. *Methods and Techniques in Ethnobiology and Ethnoecology*. Springer Protocols Handbooks. doi:10.1007/978-1-4614-8636-7

Alvear, M; Betancur, J; Franco-Roselli, P. 2010. Diversidad Florística y Estructura de remanentes de bosque andino en la zona de amortiguación del Parque Nacional natural los nevados, Cordillera Central Colombiana. *Caldasia* 32(1):39-63.

Ames-Martínez, F; Quispe-Melgar, H; Renison, D. 2021. Conservation status assessment of the highest forests in the world: *Polylepis flavipila* forests as a case study, *Neotropical Biodiversity* 7(1): 160-169. DOI: 10.1080/23766808.2021.1920295

ANA (Autoridad Nacional del Agua, Perú). 2015. Evaluación de Recursos Hídricos en la Cuenca de Ene Perené: Resumen Ejecutivo. 63 p.

Aquino, W; La Torre, M; Condo, F; Romero, J; Ramírez, J. 2017. Flora vascular del anexo de Marachanca del distrito de Matucana, provincia de Huarochirí, Lima, Perú. *The Biologist (Lima)* 15(2): 359-377. DOI: <https://doi.org/10.24039/rtb2017152195>

Aquino, W; Condo, F; Romero, J; Yllaconza, R. 2018. Composición florística del distrito de Huarochirí, provincia de Huarochirí (Lima, Perú). *Arnaldoa* 25 (3): 877-922. DOI: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.253.25305>

Arana, F. 2018. El crecimiento urbano y su influencia por el cambio de uso de tierras en el Valle del Mantaro. Tesis Dr. Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, Lima, Perú, UNFV. 202 p.

Arana, F. 2021. Incidencia de la movilidad urbana en el crecimiento insostenible de la ciudad de Huancayo *Arquitectura y Urbanismo*, vol. XLII, núm. 3: 112-117. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=376869567007>

Ávalos G., Cubas F., Oria C., Díaz A., Quispe N., Rosas G., Cornejo A., Solís O. y Guerra S. 2011. Atlas climático de la Cuenca del río Mantaro: precipitación y temperatura del aire. Proyecto de Adaptación al impacto del retroceso acelerado de glaciares en los Andes Tropicales-PRAAPERÚ. 171 p. Consultado 7 abr. 2022. Disponible en https://issuu.com/praa/docs/senamhi_acc_mantaro

Báez, S; Fadrique, B; Feeley, K; Homeier, J. 2022. Changes in tree functional composition across topographic gradients and through time in a tropical montane forest. *PLoS ONE* 17(4): e0263508. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263508>

Bailey, K. 1994. *Methods of social research*, 4th edn. The Free Press, New York.

Barrón, D. 1974. Notas acerca de la Vegetación de Paca (Jauja). *Anales científicos* 12(12):53-59.

Bonnesoeur V., Locatelli B., Ochoa-Tocachi B. 2019. Impactos de la Forestación en el Agua y los Suelos de los Andes: ¿Qué sabemos?: Resumen de Políticas. Proyecto “Infraestructura Natural para la Seguridad Hídrica” (INSH), *Forest Trends*, Lima, Perú.

Bosques andinos (Manejo sostenible de paisajes de montaña frente al cambio climático, Perú). 2020. Los Bosques andinos (en línea, sitio web). Consultado 23 abr. 2020. Disponible en <http://www.bosquesandinos.org/>

Bravo, C. 2005. Estructura y Diversidad de la Comunidad de Leñosas del Bosque Montano del Santuario Nacional de Ampay Apurímac. Tesis Blga., Lima, Perú, UNALM. Consultado 10 nov. 2022. Disponible en https://www.academia.edu/29051909/Tesis_pregrado_Plantas_le%C3%B1osas_en_el_bosque_montano_Santuario_Nacional_de_Ampay

- Calderón-Patrón, J; Moreno, C; Zuria, I. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3), 879-891. Disponible en <https://dx.doi.org/10.7550/rmb.25510>
- Carlos, G; Grijalva, R. 2012. Riesgos de escasez de agua en la ciudad de Huancayo al año 2030. *Apunt. Cienc. Soc.*2(1): 15-26.
- Carmona-Galindo, V; Carmona, T. 2013. La Diversidad de los Análisis de Diversidad. *Biology Faculty Works*. 28. Disponible en http://digitalcommons.lmu.edu/bio_fac/28
- Castañeda, H. 2015. Cambio climático y diversidad de insectos en el valle del Mantaro. *Convicciones*, 2(1), 56-71. Disponible en <https://revistas.uncp.edu.pe/index.php/convicciones/article/view/106>
- Castañeda, R; Albán, J. 2016. Importancia cultural de la Flora silvestre del distrito de Pamparomás, Ancash, Perú. *Ecología Aplicada* 15(2): 151-169. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.755>
- Castillo, H; Albán, J; Castañeda, R. 2019. Importancia cultural de la flora silvestre de la provincia de Cajabamba, Cajamarca, Perú. *Arnaldoa* 26 (3): 1047-1074. DOI: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26313>
- Castro, A. y Flores, M. 2015. Caracterización de un bosque de queñual (*Polylepis* spp.) ubicado en el Distrito de Huasta, Provincia de Bolognesi (Ancash, Perú). *Ecología Aplicada*, 14(1), 1-9. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162015000100001&lng=es&tlng=es.
- Cayuela, L. 2011. Análisis Multivariante. Área de Biodiversidad y Conservación, Universidad Rey Juan Carlos. Madrid, España. 26 p. Disponible en <https://botanicaargentina.com.ar>
- CENEPRED (Centro Nacional de Estimación, Prevención y Reducción de Riesgo de Desastres, Perú). 2021. Escenario de riesgo por incendios forestales de la Región Junín. 40 p.
- CEPAL (Comisión económica para América Latina y el Caribe, Perú). 2014. La economía del cambio climático en el Perú. 152 p. Lima, Perú.

Cerón, C; Reyes, C. 2021. Flora del río Chiquicahua, volcán Carihuayrazo, Tungurahua – Ecuador. *Cinchonia* 16(1): 123-145.

Champi, D. 2021. Efecto de macro y micronutrientes en la fase de recría de t'asta (*Escallonia myrtilloides* L.f) en el Centro Agronómico K'ayra – Cusco. Tesis Agro., Cusco, Perú, UNSAAC. 94p.

Chepstow, AJ; Bennett, KD; Fjeldså, J; Kendall, A; Galiano, W; Tupayachi, A. 1998. Tracing 4,000 Years of Environmental History in the Cuzco Area, Peru, from the Pollen Record. *Mountain Research and Development* 18 (2): 159-172. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/3673971>.

CIIFEN (Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno de El Niño, Ecuador). 2018. Entendiendo el clima de la Cuenca del Río Mantaro, Perú. Centro Internacional para la Investigación del Fenómeno de El Niño, Guayaquil, Ecuador. 60 p.

Clarke, KR; Warwick, RM. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical análisis and interpretations. Natural Environmental Research Council, Reino Unido. 144p.

Colorado, GJ.; Vásquez, JL.; Mazo, IN. 2017. Modelo de conectividad ecológica de fragmentos de bosque andino en Santa Elena (Medellín, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, 22(3):379-393. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v22n3.63013>

CONDESAN (Consortio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina). 2022. Metadatos de la Red de Bosques 2022. Consultado 5 nov. 2022. Disponible en <https://redbosques.condesan.org/recursos/metadatos-de-la-red-de-bosques-2022/>

Condori, M; Segura, S; Reyna, G. 2020. Factores influyentes de migración en mujeres huancavelicanas a un distrito de la Sierra Central del Perú. *Revista Científica de Ciencias Sociales* 4(2): 219-232.

Congacha, A. 2018. Avifauna asociada al bosque de Escallonia “chachacomo” en la localidad de Totorabamba del distrito de Vinchos, Huamanga, Ayacucho junio 2016 a mayo 2017. Tesis Biol., Ayacucho, Perú, UNSCH. 83 p.

Cuesta, F; Peralvo, M; Valarezo, N. 2009. Los bosques montanos de los Andes Tropicales. Una evaluación regional de su estado de conservación y de su vulnerabilidad a efectos del

cambio climático. Serie Investigación y Sistematización # 5. Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION. Quito, Ecuador.

Cuesta, F; P Muriel; LD Llambí; S Halloy; N Aguirre; S Beck; J Carilla; RI Meneses; S Cuello; A Grau Luis E. Gámez, J Irazábal; J Jácome; R Jaramillo; L Ramírez; N Samaniego; D Suárez-Duque; N Thompson; A Tupayachi; P Viñas; K Yager; MT Becerra; H Pauli; WD Gosling. 2017. Latitudinal and altitudinal patterns of plant community diversity on mountain summits across the tropical Andes. *Ecography* 40: 1381-1394. DOI: 10.1111/ecog.02567

De La Cruz-Arango, J.; Gómez-Carrión, J.; Chanco-Estela, M.; Carrillo-Fuentes, E. y Aucasime-Medina, L. 2020. Flora y vegetación de la provincia de Huamanga (Ayacucho-Perú). *Journal of the Selva Andina Biosphere*, 8(1): 3-18. Disponible en http://www.scielo.org.bo/pdf/jsab/v8n1/v8n1_a02.pdf

De Rutte, J; Reynel, C. 2016. Composición y diversidad arbórea en la cumbre del bosque montano nublado Puyu Sacha, Chanchamayo, Dp. de Junín, Perú. Herbario de la FCF UNALM / Centro de Estudios en Dendrología de la Fundación para el Desarrollo Agrario y APRODES. Imprenta Bellido, Lima. 110 p.

Dezzotti, A; Medina, A; Mortoro, A. 2021. Clima y formas de vida de las plantas en la transición andina - extra-andina de la Patagonia septentrional argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56: 347-369. DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v56.n3.32588>

Diamond, J. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 7 (2): 129-146. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(75\)90052-X](https://doi.org/10.1016/0006-3207(75)90052-X)

Díaz, A. 2003. Instrumentos para la planificación integral del uso de la tierra con sistemas de información geográfica – un caso de estudio en Argentina. Tesis Dr., Berlín, Alemania, Universidad de Humboldt. 233 p.

Dinerstein, E; Olson, D; Graham, D; Webster, A; Primm, S; Bookbinder, M; Ledec, G. 1995. A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean. World Bank, Washington DC. 174 p.

Doornbos, B. 2015. El valor de los bosques andinos en asegurar agua y suelo en un contexto de creciente riesgo climático: ¿(re)conocemos lo imperdible? Artículo de opinión N°3. Programa de Bosques Andinos. 13 p.

- Dourojeanni, M. 2009. Crónica Forestal del Perú. Lima, Perú. 727 p.
- Duque, A; Álvarez, E; Rodríguez, W; Lema, A. 2013. Impacto de la fragmentación en la diversidad de plantas vasculares en bosques andinos del nororiente de Colombia. Colombia Forestal 16(2): 115-137. DOI: <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2013.2.a01>
- Easdale, T.; Sabaté, S. y Grau, A. 2005. Don't camp beside the river: structure and dynamics of Andean alder (*Alnus acuminata*) forests affected by river floods, northwestern Argentina. Revista chilena de historia natural, 78(4), 711-722. <https://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2005000400010>
- Echeverry, M; Harper, G. 2009. Fragmentación y deforestación como indicadores del estado de los ecosistemas en el Corredor de Conservación Choco-Manabí (Colombia-Ecuador). Comunicación Técnica. Recursos Naturales y Ambiente/no.58: 78-88.
- Fadrique, B; Báez, S; Duque, A; Malizia, A; Blundo, C; Carilla, J; Osinaga-Acosta, O; Malizia, L; Silman, M; Farfán-Ríos, W; Malhi, Y; Young, K; Cuesta, F; Homeier, J; Peralvo, M; Pinto, E; Jadan, O; Aguirre, N; Aguirre, Z; Feeley, K. 2018. Widespread but heterogeneous responses of Andean forests to climate change. Nature 564:207-213. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0715-9>
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2003. 34:487–515. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419
- Fajardo, L; Ancco, L; Fernández, J. 2019. Evaluación de flora y fauna silvestre en el área de influencia del proyecto de exploración Haqira, distrito Challhuahuacho, provincia Cotabambas y distrito Progreso, provincia Grau, departamento Apurímac. INFORME N° 00280-2019-OEFA/DEAM-STEC.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Italia). 2009. Hacia una Definición de Degradación de los Bosques: Análisis Comparativo de las Definiciones Existentes. Roma, Italia. Markku Simula. P: 63.
- Feeley, K; Silman, M. 2010. Land-use and climate change effects on population size and extinction risk of Andean plants. Global Change Biology, 16(12): 3215-3222. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2010.02197.x

Feeley, K; Bravo-Avila, C; Fadrique, B; Perez, TM; Zuleta, D. 2020. Climate-driven changes in the composition of New World plant communities. *Nature Climate Change*. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0873-2>

Flores, A.; Malpartida E.; San Martín F. 1992. Manual de forrajes para zonas áridas y semiáridas. Red de Rumiantes Menores. Lima, Perú. 281 p.

Forman, R.; Godron, M. 1981. Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience*, 31 (10): 733-740. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/1308780>.

Freeman, B; Song, Y; Feeley, K; Zhur, K. 2021. Montane species track rising temperatures better in the tropics than in the temperate zone. *Ecology Letters*. 24:1697-1708. DOI: 10.1111/ele.13762

Galiano, W; Williams, R; La Torre, JP; Núñez, MP; Farfán, J; Pumachapi, A; Luza, MA. 2013. Conservación de la biodiversidad de bosques tropicales altoandinos de t'asta *Escallonia myrtilloides* var. *myrtilloides* (Escalloniaceae), en la cordillera Vilcabamba, anta, Cusco. Memoria Segundo Encuentro de Investigadores Ambientales 3-5 de julio de 2013 (Arequipa, Perú). Consultado 10 ago. 2022. Disponible en <https://repositoriodigital.minam.gob.pe/handle/123456789/515>

Gamarra, O. A; Barrena, M. A.; Ordinola, C., Barboza, E., Leiva, D.; Rascón, J., Corroto, F. 2018. Calidad del bosque de ribera en la cuenca del río Utcubamba, Amazonas, Perú. *Arnaldoa* 25 (2): 653-678. DOI: <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.252.25218>

Garachana, DM.; Aragón, R; Baldi, G. 2018. Estructura espacial de remanentes de bosque nativo en el Chaco Seco y el Espinal. *Ecología Austral*, 28:553-564. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.3.0.767>

Garfias, R; Castillo, M; Ruiz, F; Vita, A; Bown, H; Navarro, R. 2018. Remanentes del Bosque Esclerófilo en la zona Mediterránea de Chile Central: Caracterización y distribución de Fragmentos. *Interciencia*, 43 (9): 655-663. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33957801009>

Gentry, A. 1988. Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 75(1): 1-34. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/2399464>

Gil-Mora J; Huamán-Miranda G. 2019. Uso de leña y madera de bosques nativos en comunidades de la Cordillera del Vilcanota. Cusco. CANTUA 18 (1): 15-30. DOI: <https://doi.org/10.51343/cantu.v18i1.892>

Gil-Mora J; Sánchez-Valenzuela, G; Baca-Flores, J; Gil-Rodríguez, E. 2018. Oferta de leña en bosques nativos altoandinos de la Cordillera del Vilcanota-Cusco. CANTUA Vol. 17 (1): 17-26. DOI: <https://doi.org/10.51343/cantu.v17i0.756>

Gil-Mora, J; Baca-Flores, J; Álvarez-Moscoso, M. 2020. Consumo de leña y estimaciones del valor calorífico de especies de plantas utilizadas por las comunidades campesinas de la cordillera del Vilcanota, Cusco. Rev. Q'EUÑA 11 (1): 41 – 58.

Gil-Mora, J; Álvarez-Moscoso, M; Sánchez-Valenzuela, G; Baca-Flores, J. 2021. Oferta de leña de los bosques nativos comunales en la cordillera del Vilcanota, Cusco, Perú. Revista Forestal del Perú 36 (2): 211 – 226. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rfp.v36i2.1799>

Ginzburg, RG; Torrella, SA; Adámoli, JM. 2012. Las cortinas forestales de bosque nativo, ¿son eficaces para mitigar los efectos de la expansión agrícola? Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes, 3:34-42.

Giorgis, M.; Cingolani, A. M. y Cabido, M. 2013. El efecto del fuego y las características topográficas sobre la vegetación y las propiedades del suelo en la zona de transición entre bosques y pastizales de las Sierras de Córdoba, Argentina. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica, 48 (3-4): 493-513. DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v48.n3-4.7555>

Gómez, AM.; Anaya, JA.; Álvarez, E. 2005. Análisis de fragmentación de los ecosistemas boscosos en una región de la cordillera central de los andes colombianos. Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 4 (7): 13-27. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=75004702>

Gómez, E; Sol, Á; García, E.; Pérez, A. 2016. Valor de uso de la flora del Ejido Sinaloa 1a sección, Cárdenas, Tabasco, México. Revista mexicana de ciencias agrícolas, 7(spe14), 2683-2694. Consultado 17 abr. 2020. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342016001002683&lng=es&tlng=es.

González-Caro, C; Vásquez, A. 2018. Estado de los bosques de Antioquia entre 1990-2015. p. 63-80. *In* Quintero, E., Benavides, AM; Moreno, N; González-Caro, S. (ed.). (2017). Bosques Andinos, estado actual y retos para su conservación en Antioquia. Medellín, Colombia: Fundación Jardín Botánico de Medellín Joaquín Antonio Uribe Programa Bosques Andinos (COSUDE). 1 Ed – Medellín, 2018. 542 páginas. Ilustraciones a color.

GRRNGMA (Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente, Perú). 2015a . Memoria descriptiva del estudio de Suelos y Capacidad de Uso Mayor del Departamento de Junín a escala 1: 100 000. Gobierno Regional de Junín. 37 p.

GRRNGMA (Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente, Perú). 2015b. Memoria descriptiva del estudio de Fisiografía del Departamento de Junín a escala 1: 100 000. Gobierno Regional de Junín. 71p.

GRRNGMA (Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente, Perú). 2015c. Memoria Descriptiva: Zonificación Ecológica y Económica del Departamento de Junín a nivel Meso y escala 1: 100 000. Gobierno Regional de Junín. 385 p.

GRRNGMA (Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente, Perú). 2015d. Memoria Descriptiva del Estudio Climático y Zonas de vida del Departamento de Junín a escala 1: 100 000. Gobierno Regional de Junín. 57 p.

GRRNGMA (Gerencia Regional de Recursos Naturales y Gestión del Medio Ambiente, Perú). 2015e. Memoria descriptiva del estudio de Fauna Silvestre del departamento de Junín a escala 1: 100 000. Gobierno Regional de Junín. 116 p.

Guabloche, J. y Saldarriaga, M. A. 2013. Aspectos económicos y sociales de la Región Junín. Revista Moneda 12-17. Banco Central de Reserva del Perú (BCR).

Halfpter, G; J. Soberón; P. Koleff; A. Melic (eds.) 2005. Sobre Diversidad Biológica: el Significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. Monografías Tercer Milenio, vol. 4. SEA, CONABIO, Grupo DIVERSITAS & CONACYT, Zaragoza.

Haller, A. 2012. Vivid valleys, pallid peaks? Hypsometric variations and ruraleurban land change in the Central Peruvian Andes. *Applied Geography* 35: 439-447. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.09.009>

Haller, A. 2014. The “sowing of concrete”: Peri-urban smallholder perceptions of rural–urban land change in the Central Peruvian Andes. *Land Use Policy* 38(2014): 239–247. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.11.010>

Haller, A. 2017. Los impactos del crecimiento urbano en los campesinos andinos. Un estudio de percepción en la zona rural-urbana de Huancayo, Perú. *Espacio y Desarrollo* 29: 37-56. DOI: <https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.201701.002>

Harvey, C; Guindon, C; Haber, W; Hamilton, D; Greg, K. 2007. La Importancia de los Fragmentos de Bosque, los árboles dispersos y las Cortinas Rompevientos para la biodiversidad local y regional: El Caso De Monteverde, Costa Rica. p. 290-325. *In* Harvey, C; Sáenz, J (eds.) *Evaluación y conservación de Biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica*. Editorial INBio.

Hernández-Dávila, O.; Laborde, J.; Sosa, V.; Gallardo-Hernández, C. y Díaz-Castelazo, C. 2020. Franjas ribereñas como reservorios de especies de plantas en un paisaje fragmentado de bosque de niebla. *Botanical Sciences* 98(2): 288-304. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2497>

Herrera, JM; García, D. 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: Being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, 142(1), 149–158. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.10.008

Herrera, MA; Navas, A; Vento, B; Martínez, E. 2021. Estimación de materia seca y partición de asimilados en arbustos dominantes de dos morfologías diferentes de los Andes Centrales de San Juan, Argentina. *Bol. Soc. Argent. Bot.* 56: 547-559. DOI: <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v56.n4.30589>

Herzog, SK.; Martinez, R; Jorgenson, PM; Tiessen, H. 2012. Cambio climático y biodiversidad en los Andes tropicales. IAI and SCOPE.

Hobbs, R.; Yates, C. 2003. Impacts of Ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. *Revista Australiana de Botánica*, 51, 471-488. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT03037>

Holdridge, LR. 1967. «Life Zone Ecology». Tropical Science Center. San José, Costa Rica. (Traducción del inglés por Humberto Jiménez Saa: «Ecología Basada en Zonas de Vida», 1a. ed. San José, Costa Rica: IICA, 1982).

Homeier, J; Breckle, S; Gunter, S; Rollenbeck, R; Leuschner, C. 2010. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest. *BIOTROPICA* 42(2): 140–148. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2009.00547.x

Homeier, J; Seeler, T; Pierick, K; Leuschner, C. 2021. Leaf trait variation in species-rich tropical Andean forests. *Sci Rep* 11, 9993. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-89190-8>

Huamantupa-Chuquimaco, I; Luza-Victorio, M; Alfaro-Curitumay, L; Ururi, M; Huaman-Arque, W; Pedraza, M; Peralvo, M. 2017. Diversidad y Biomasa Arbórea en los Bosques Andinos del Santuario Nacional del Ampay, Apurímac – Perú. *Rev. Q'euña* 8: 07-26. DOI: <https://doi.org/10.51343/rq.v8i1.104>

Huamantupa-Chuquimaco, I; Urrunaga Soria, R.; Tupayachi Herrera, A. 2018. Diversidad de Ericáceas con frutos comestibles, potencialidades para su manejo y estado de conservación en la región del Cusco, Perú. *Revista Q'EUÑA* 9 (2): 07 – 24. DOI: <https://doi.org/10.51343/rq.v9i2.585>

IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Colombia). 2011. Protocolo para la realización de mapas de zonificación de riesgos a incendios de la cobertura vegetal - Escala 1:100.000 Bogotá, D. C. 109 p.

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 1982. Censos Nacionales 1981: VIII de Población y III de Vivienda. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en <http://censos.inei.gob.pe/censos1981/redatam/>

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 1994. Censos Nacionales 1993: IX de Población y IV de Vivienda. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en <http://censos.inei.gob.pe/bcoCuadros/CPV93Cuadros.htm>

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2006. Censos Nacionales 2005: X de Población y V de vivienda. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en <http://censos.inei.gob.pe/Censos2005/redatam/>

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2008. Censos Nacionales 2007: XI de Población y VI de Vivienda. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en <http://censos.inei.gob.pe/cpv2007/tabulados/default.asp>

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2018. Resultados definitivos del departamento de Junín. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en https://www.inei.gov.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1576/

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú). 2020. Perú: Principales Indicadores departamentales 2009-2020. Consultado 1 abr. 2022. Disponible en https://www.inei.gov.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1768/

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2022. The IUCN Red List of Threatened Species Versión 2022-1. Disponible en <https://www.iucnredlist.org/>

IVMPH (Instituto de Vialidad Municipal de la provincia de Huancayo, Perú). 2012. Plan Vial provincial participativo de Huancayo 2012-2021. 314 p.

Joseph, L; Yaranga, R; Arizapana-Almonacid, M; Venelli, M; Freire, F; Van der Berg, E. 2021. Socioeconomic Conditions and Landowners' Perception Affect the Intention to Restore Polylepis Forests in the Central Andes of Peru. *Forests* 2021(12): 118. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12020118>

Josse, C; Cuesta, F; Navarro, G; Barrera, V; Cabrera, E; Chacón-Moreno E; Ferreira, W; Peralvo, M; Saito, J; Tovar A. 2009. Ecosistemas de los Andes del Norte y Centro. Bolivia, Colombia, Ecuador, Perú y Venezuela. Secretaría General de la Comunidad Andina, Programa Regional ECOBONA-Intercooperation, CONDESAN-Proyecto Páramo Andino, Programa BioAndes, EcoCiencia, NatureServe, IAvH, LTA-UNALM, ICAE-ULA, CDC-UNALM, RUMBOL SRL. Lima, Perú.

Juárez, AM; Ayasta, JE; Aguirre, RP; Rodríguez, EF. 2005. La Oscurana (Cajamarca), un bosque relicto más para conservar en las vertientes occidentales andinas del norte del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 12(2): 289 – 298. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332005000200012&lng=es&tlng=es.

Kattan, G. H; Alvarez-Lopez, H; Giraldo, M. 1994. Forest Fragmentation and Bird Extinctions: San Antonio Eighty Years Later. *Conservation Biology*, 8(1), 138–146. DOI:10.1046/j.1523-1739.1994.08010138.x

- Kattan, GH. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. *In* Guariguata MR, Kattan GH (eds). Ecología y conservación de bosques tropicales. San José: Ediciones LUR.
- Kessler, M. 2006. Bosques de *Polylepis*. Botánica Económica de los Andes Centrales. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, 2006: 110-120.
- Kleinn, C. 2000. On large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unsylva* 51: 3-10. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/x3989e/x3989e03.htm>
- Kometter, R. 2018. Panorama del Programa Bosques Andinos en el Sitio de aprendizaje Apurímac-Perú. Programa Bosques Andinos. 48 p.
- Körner, C. 2003. The climate plants experience. *In*: Alpine Plant Life. Springer, Berlin, Heidelberg. p. 31-46. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-18970-8_4
- Körner, C. 2012. Alpine Treelines: Functional Ecology of the Global High Elevation Tree Limits. Springer. 229 p.
- Krebs, CJ. 1998. Ecological Methodology. 2da edición. Editorial Benjamin Cummings. 624 p.
- La Torre-Cuadros, MA. 2003. Composición Florística y Diversidad en el Bosque Relicto Los Cedros de Pampa Hermosa (Chanchamayo-Junín) e Implicaciones para su Conservación. Tesis Mg., Lima, Perú, UNALM. 89 p.
- La Torre-Cuadros, MA. 2016. Estado del Arte Científico sobre el Manejo de Bosques Andinos en el Perú. Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre, Programa Bosques Andinos de la Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación - COSUDE, HELVETAS Swiss Intercooperation, CONDESAN.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos/Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas -posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH. Eschborn.
- Lauer, W. 1989. Ecoclimatological conditions of the páramo belt in the tropical high mountains. *Mountain Research and Development* 1:209-221. DOI: <https://doi.org/10.2307/3673058>

Laurence, W. 1991. Edge Effects in Tropical Forest Fragments: Application of a Model for the Design of Nature Reserves. *Biological Conservation* 57: 205-219. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(91\)90139-Z](https://doi.org/10.1016/0006-3207(91)90139-Z)

León, B; Pitman, N; y Roque, J. 2006. Introducción a las plantas endémicas del Perú. *Revista Peruana de Biología*, 13(2), 9-22. Consultado 23 abr. 2020. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332006000200004&lng=es&tlng=es.

Linares-Palomino, R.; Cardona, V.; Henning, E.; Hensen, I.; Hoffmann, D.; Lenzion, J.; Soto, D.; Herzog, S. y Kessler, M. 2009. Non-woody life-form contribution to vascular plant species richness in a tropical American forest. *Plant Ecology*, 201:87–99. DOI: 10.1007/s11258-008-9505-z

Lippok, D.; Beck, S.; Renison, D.; Hensen, I.; Apaza, A.; Schleuning, M. 2013. Topography and edge effects are more important than elevation as drivers of vegetation patterns in a neotropical montane forest. *Journal of Vegetation Science*, 25(3): 724-733. DOI: 10.1111/jvs.12132

Llerena C., Hermoza, R., Llerena L. 2007. Plantaciones Forestales, Agua y Gestión de Cuencas. *Debate agrario* 42: 79-110.

Llerena-Zambrano, M; Ordoñez, J; Llambí, L; van der Sande, M; Pinto, E; Salazar, L; Cuesta, F. 2021. Minimum temperature drives community leaf trait variation in secondary montane forests along a 3000-m elevation gradient in the tropical Andes, *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2021.1903604

Loja, B. 2002. Contribución al estudio florístico de la Provincia de Concepción (Junín): Dicotiledóneas. Tesis Mg., Lima-Perú, UNMSM. 136 p.

López-Roldán, P.; Fachelli, S. 2015a. Análisis de clasificación (en línea). *In Seminario de Doctorado*. Buenos Aires, Argentina, UBA. Consultado 23 abr. 2020. Disponible en <http://pagines.uab.cat/plopez/sites/pagines.uab.cat/plopez/files/ACL-UBA.pdf>

López-Roldán, P.; Fachelli, S. 2015b. Metodología de la Investigación Social Cuantitativa (en línea). Barcelona, España. 121 p. Consultado 23 abr. 2020. Disponible en https://ddd.uab.cat/pub/caplli/2015/142929/metinvsocua_cap3-12a2016v2.pdf

Louman, B.; Quirós, D. y Nilsson, M. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. Turrialba, Costa Rica. 40 p.

Lozano, LA; Gómez, FA; Valderrama, S. 2011. Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. Vol. 1, N°. 6: 125-140.

Magaña, M; Gama, L; Mariaca, R. 2010. El uso de las plantas medicinales en las comunidades Maya-Chontales de Nacajuca, Tabasco, México. *Polibotánica*, 29:213-262. Consultado 17 abr. 2020. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-27682010000100011&lng=es&tlng=es.

Malizia A; Blundo C; Carilla J; Osinaga O; Cuesta F; Duque A; Aguirre, N; Aguirre, Z; Ataroff, M; Baez, S; Calderón-Loor, M; Cayola, L; Cayuela, L; Ceballos, S; Cedillo, H; Farfán, W; Feeley, K; Fuentes, A; Gámez, L; Grau, R; Homeier, J; Jadan, O; Llambi, L; Loza, M; Macía, M; Malhi, Y; Malizia, L; Peralvo, M; Pinto, E; Sebastian, T; Silman, M; Young, K. 2020 Elevation and latitude drives structure and tree species composition in Andean forests: Results from a large-scale plot network. *PLoS ONE* 15(4): e0231553. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231553>

Malpartida, A; De La Cruz, A. 2017. Plan Maestro del Área de Conservación Privada Illish Pichacoto 2017-2022. Comunidad campesina de Saño. 68 p.

Manta, M. 2017. Contribución al conocimiento de la prevención de incendios forestales en la Sierra peruana. Fondo Editorial UNALM. Lima, Perú. 228p.

Marcelo, J; Reynel, C; Zevallos, P. 2011. Manual de Dendrología. Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica del Perú CONCYTEC, Lima. 140 p. (ISBN 978 9972 50 131 9).

Mazzola, M.; Kin, A.; Morici, E.; Babinec, F. y Tamborini, G. 2008. Efecto del gradiente altitudinal sobre la vegetación de las sierras de Lihue Calel (La Pampa, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 43(1-2): 103-109. Disponible en http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1851-23722008000100008&lng=es&tlng=es.

McArthur, RH; Wilson, EO. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton (New Jersey), USA.

McGarigal, K. 2013. Landscape Pattern Metrics. Based in part on the article “Landscape pattern metrics” by Kevin McGarigal, which appeared in the Encyclopedia of Environmetrics. Encyclopedia of Environmetrics. DOI: 10.1002/9780470057339.val006.pub2

Melo, C. y Vargas, R. 2002. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad de Tolima. 235 p.

MIDAGRI (Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego). 2021. MIDAGRI: Más de 7,000 pequeños productores de la Agricultura Familiar se dedican al cultivo de flores en Perú. Consultado 5 abr. 2022. Disponible en <https://www.gob.pe/institucion/midagri/noticias/342309-midagri-mas-de-7-000-pequenos-productores-de-la-agricultura-familiar-se-dedican-al-cultivo-de-flores-en-peru>

MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego, Perú). 2006. Decreto Supremo N° 043-2006-AG.- Aprueban categorización de especies amenazadas de flora silvestre. 13 p.

MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego, Perú). 2017. Plan Nacional de Desarrollo Ganadero 2017-2027. 80 p.

MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2011. El Perú de los bosques. Lima-Perú. 73 p.

MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2015a. Guía de inventario de la flora y vegetación / Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural-Lima. 49 p.

MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2015b. Mapa nacional de cobertura vegetal: memoria descriptiva / Ministerio del Ambiente, Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural-Lima. 100 p.

MINAM (Ministerio del Ambiente, Perú). 2016. Estrategia Nacional sobre Bosques y Cambio Climático. Decreto Supremo N°007-2016-MINAM. 205 p.

MINCETUR (Ministerio de Comercio Exterior y Turismo, Perú). 2017. Reporte regional de comercio Junín. 4 p. Consultado 5 abr. 2022. Disponible en <https://www.mincetur.gob.pe/wp->

content/uploads/documentos/comercio_exterior/estadisticas_y_publicaciones/estadisticas/reporte_regional/RRC_Junin.pdf

MINEM (Ministerio de Energías y Minas, Perú). 2020. Mapa de principales Unidades Mineras en producción. Consultado 4 abr. 2022. Disponible en https://www.minem.gob.pe/_publicacion.php?idSector=1&idPublicacion=623

Minga, D; Cordero, P; Donoso-Correa, M; Montesinos, K; Jimenez, M; Antaki, B; Sarmiento, F. 2019. El microrefugio de Uchucay: un relicto de bosque interandino con una importante riqueza arbórea en el sur del Ecuador. Pirineos. Revista de Ecología de Montaña, Vol. 174. DOI: <https://doi.org/10.3989/pirineos.2019.174007>

Molina-Montenegro, MA. 2008. Variación de la pubescencia foliar en plantas y sus implicaciones funcionales a lo largo de gradientes altitudinales. Ecosistemas 17 (1): 146-154. Disponible en <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=519>

Monteagudo, A; Nuñez, P; Galiano, W; Tupayachi, A; Valenzuela, L; Calatayud, G; Huamantupa-Chuquimaco, I; Farfán, J; Suclli, E; Chama, V; Alfaro, L; Espinoza, H, Huillca, Y; Bellota, D; Pedraza, M; Vega, R; Ochoa, M; Vásquez, R; Rojas, R; Pallqui, N; Farfán, W; Baker, T; Phillips, O; Honorio, E. 2021. Árboles del Santuario Histórico de Machu Picchu: Monitoreo de diversidad y carbono a largo plazo. Rev. Q'EUÑA 12(1): 21- 43. DOI: 10.51343/rq.v12i1.766

Montenegro, S; Álvarez, S; Calderón, J; Noguera, E. 2015. Hábitos alimenticios y simpatria de tres robamieles (*Diglossa*) en un bosque andino de Nariño. Revista UNIMAR 33(1): 215-227.

Montenegro, A.; Vargas, O. 2008. Caracterización de bordes de bosque altoandino e implicaciones para la restauración ecológica en la Reserva Forestal de Cogua (Colombia). Revista de Biología Tropical, 56(3): 1543-1556. Disponible en http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442008000300043&lng=en&tlng=es.

Montesinos-Tubée, D. 2011. Diversidad florística de la cuenca alta del río Tambo-Ichuña (Moquegua, Perú). Rev. peru. biol. 18(1): 119- 132. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332011000100008&lng=es&tlng=es.

Morales, LV; Fuentealba, B; Sevillano, CS; Gomez, I; Segovia-Salcedo, MC; Renison, D; Green, D; Auca, C; Hensen, I. 2018. Oportunidades para acercar la ciencia a la práctica de restauración de bosques y arbustales de *Polylepis*. *Ecología Austral* 28: 291-300. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.1.529>

Moscovich, F; Ivandic, F; Besold, L. 2014. Manual de Combate de Incendios Forestales y Manejo de Fuego (nivel inicial). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina. 38 p.

MTC (Ministerio de Transportes y Comunicaciones, Perú). 2008. Plan provincial participativo de Tarma: 2008-2017. 269 p.

Municipalidad Distrital de Sapallanga. 2022. Recursos Naturales y productivos. Sitio web. Consultado 6 abr. 2022. Disponible en https://www.peru.gob.pe/Nuevo_Portal_Municipal/portales/Municipalidades/1043/entidad/pm_municipalidad_tematicos.asp?cod_tema=103434

Myers, N; Mittermeier, R; Mittermeier, C; da Fonseca, G; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. DOI: <https://doi.org/10.1038/35002501>

Navarro, G; Arrázola, S; J.A. Balderrama, W. Ferreira, N. De la Barra, C. Antezana, I. Gómez; M. Mercado. 2010. Diagnóstico del estado de conservación y caracterización de los bosques de *Polylepis* en Bolivia y su avifauna. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 28:1-35.

Navarro, G; De la Barra, N; Rumiz, D; Ferreira, W. 2008. Criterios para evaluar el estado actual de conservación de los bosques de Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 22:1-18.

Noy, C. 2008. Sampling Knowledge: The Hermeneutics of Snowball Sampling in Qualitative Research *International Journal of Social Research Methodology*, 11:4,327-344. DOI: [10.1080/13645570701401305](https://doi.org/10.1080/13645570701401305)

Ochoa J.; Andrade G. 2003. Flora introducida en el Santuario Histórico de Machu Picchu: Inventario y prioridades de manejo para la conservación de la biodiversidad. *Ecología en Bolivia* 38(2): 141-160. Disponible en http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v38n2/a05_v38n2.pdf

- OIM (Organización Internacional para las Migraciones, Perú). 2017. Migraciones internas en el Perú a nivel departamental. 400 p. Visitado 11 abr. de 2022. Disponible en https://peru.iom.int/sites/g/files/tmzbdl951/files/Documentos/20-03-2017_Publicaci%C3%B3n%20Migracion%20Interna%20por%20Departamentos%202015_OIM.pdf
- Oliveira-Miranda, M. A; Morón-Zambrano, V. s.f. Deforestación y Fragmentación. *Revista Explora*, 94-106.
- ONERN (Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales, Perú). 1976. Mapa Ecológico del Perú: guía explicativa. Lima-Perú. 273 p.
- Osinaga, O; Báez, S; Cuesta, F; Malizia, A; Carrilla, J; Aguirre, N; Malizia, L. 2014. Monitoreo de diversidad vegetal y carbono en bosques andinos-Protocolo extendido. Protocolo 2 - Versión 1. CONDESAN / IER-UNT / COSUDE. Quito, Ecuador.
- Pancorbo-Olivera, M.; Parra Rondinel, F.; Torres Guevara, J.; Casas Fernández, A. 2019. Los otros alimentos: plantas comestibles silvestres y arvenses en dos comunidades campesinas de los andes centrales del Perú. *Revista Etnobiología* 18, (1): 8-36. Disponible en <https://revistaetnobiologia.mx/index.php/etno/article/view/353>
- Paniagua, LJ. 2021. Identificación de áreas con mayor potencial para desarrollar bosques montanos en la vertiente occidental de la cuenca del río Rímac. *Colegio de Geógrafos del Perú. Boletín* 3: 15-32.
- Paniagua-Zambrana, N; Bussmann, R. 2020. *Etnobotany of the Andes*. Springer Nature Switzerland. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-030-28933-1>
- Paniagua-Zambrana, N; Maldonado-Goyzueta, C; Chumacero-Moscoso, C. 2003. Mapa de vegetación de los alrededores de la Estación Biológica de Tunquini, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38(1): 15-26.
- Pariante, E; Naranjo, G. L; Moreano, V; Ríos, L. 2016. Refugios de flora y su situación actual en los Andes del Perú. *Arnaldoa* 23 (2): 547-568. <http://doi.org/10.22497/arnaldoa.232.23208>

- Parra, F.; Torres Guevara, J.; Ceroni Stuva, A. 2004. Composición florística y vegetación de una microcuenca andina: El Pachachaca (Huancavelica). *Ecología Aplicada*, 3(1,2): 1-16. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1726-22162004000100002&lng=es&tlng=es.
- Patton, DR. 1975. A Diversity Index for Quantifying Habitat "Edge". *Wildlife Society Bulletin*, Vol 3, N°4: 171 -173.
- Pérez, D; Matiz-Guerra, L. 2017. Uso de las plantas por comunidades campesinas en la ruralidad de Bogotá D.C., Colombia / Use of plants by farming communities in rural areas of Bogotá D.C., Colombia. *Caldasia*, 39(1), 68-78. Consultado 17 abr. 2020. Disponible en www.jstor.org/stable/90009026
- Pérez-Leguía, K; Quispe-Pelaez, A; Jara, N. 2018. Diversidad de aves de las localidades de Río Blanco y Sapichaca (Valle del Río Pampas – Región Apurímac, Perú). *Rev. Q'EUÑA* 9 (2): 47 – 58. DOI: <https://doi.org/10.51343/rq.v9i2.588>
- Pinto, E; Pérez, P; Ulloa, C; Cuesta, F. 2018. Árboles representativos de los bosques montanos del noroccidente de Pichincha, Ecuador. CONDESAN, Quito, Ecuador.
- Pla, L. 2006. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31 (8): 583-590.
- Quispe-Melgar, H; Sevillano-Ríos, C; Navarro, W; Ames-Martínez, F; Camel, V; Fjeldså, J; Kessler, M. 2019. The Central Andes of Peru: a key area for the conservation of *Polylepis* forest biodiversity. *Journal of Ornithology* 161: 217–228. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01703-5>
- Rangel-Ch., O; Arellano, H. 2010. Bosques de *Polylepis*: un tipo de vegetación condenado a la extinción. Pp. 443-478. *In* Rangel-Ch, JO (ed.). *Colombia Diversidad Biótica X. Cambio Global (Natural) y Climático (Antrópico) en el páramo colombiano*. Instituto de Ciencias Naturales-Facultad de Ciencias-Universidad Nacional de Colombia.
- Requena-Rojas, E.; Amoroso, M.; Ticse-Otarola, G. y Crispin-De La Cruz, D. 2021. Assessing Dendrochronological Potential of *Escallonia myrtilloides* in the High Andes of Peru. *Tree-Ring Research* (2021) 77 (2): 41–52. DOI: <https://doi.org/10.3959/TRR2019-8>

- Reynel, C; León, J. 1990. Árboles y arbustos andinos para agroforestería y conservación de suelos: Tomo II-Las Especies. PROYECTO FAO HOLANDA/DGFF. 363 p.
- Reynel, C.; Marcelo, J. 2010. Árboles de los Ecosistemas Forestales Andinos. Programa Regional ECOBONA, Agencia Suiza de Cooperación Internacional y Fundación Suiza para el Desarrollo y la Cooperación Internacional (INTERCOOPERATION). Tarea Asociación Gráfica Educativa, Lima. 162 p.
- Reynel, C; Pennington, R. T; Sarniken, T. 2013. Cómo se formó la diversidad ecológica del Perú. Lima, Imprenta Bellido. 472 p.
- Reynel, C; Pennington, TD; Pennington, RT. 2016. Árboles del Perú. Imprenta Bellido. 1047 p.
- Roa, O. 2022. Efecto de captadores de niebla y enriquecimiento con especies nativas en la recuperación de la oferta hídrica de la microcuenca del Páramo Pan de Azúcar, Duitama-Boyacá. Tesis Mg. Ciencias Biológicas, Tunja, Colombia, UPTC. 135 p.
- Rocha-Loredo, A; Ramírez-Marcial, N; González-Espinosa, M. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. Bol. Soc. Bot. Méx. 87: 89-103. Disponible en http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0366-21282010000200008&lng=es&tlng=es.
- Rodríguez-Mahecha, JV; Salaman, P; Jorgensen, P; Consiglio, T; Forno, E; Telesca, A, Suárez, L.; Arjona, F.; Rojas, F.; Bensted, S.; Inchausty, V. 2004. Tropical Andes. *In* Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Mittermeier RA, Gil PR, Hoffmann M, Pilgrim J, Brooks T, Goettsch Mittermeier C, Lamoreux J, Da Fonseca G. Mexico City: CEMEX. p. 73-79.
- Rojas, L. 2016. Tarma: Plan de Desarrollo Urbano 2014-2024. Municipalidad Provincial de Tarma. 160 p.
- Romero, C; Ramos, D. 2009. Composición florística y estado de conservación de los bosques de *Kageneckia lanceolata* Ruiz & Pav. y *Escallonia myrtilloides* L.f. en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochabamba. Tesis Ing. Forestal y Ambiental, Huancayo, Junín, Perú, UNCP. 105 p.

- Rueda, S. 2019. Modelo de distribución de la especie *Escallonia myrtilloides* L.f. Trabajo de grado Biol., Bogotá, Colombia, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. 41p.
- Santos, B.; Peres, C.; Oliveira, M.; Grillo, A.; Alves-Costa, C.; Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil, 141(1): 249-260. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.018>
- Saunders, D.; Hobbs, R.; Margules, C. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology*, 5 (1): 18-32. Disponible en <http://www.jstor.org/stable/2386335>.
- Saura, S; Martín-Queller, E; Hunter, ML. 2014. Forest landscape change and biodiversity conservation. In Azevedo, J.C., Perera, A.H., Pinto, M.A. (Eds.), *Forest landscapes and global change: challenges for research and management*, p. 167-198. Springer. ISBN: 978-1-4939-0952-0.
- SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Canadá). 2002. Review of the status and trends of, and major threats to, the forest biological diversity. Montreal, SCBD, 164 p. (CBD Technical Series no. 7).
- Schelhas, J.; Greenberg, R. 1996. *Forest Patches in Tropical Landscape*. 426 p.
- Schmitt, C; Schmitt, D; Tiravanti, J; Angulo, F; Franke, I; Vallejos, L; Pollack, L; Witt, C. 2013. Avifauna of a relict *Podocarpus* forest in the Cachil Valley, north-west Peru. *Cotinga* 35:15-23. Disponible en <https://www.neotropicalbirdclub.org/wp-content/uploads/2018/07/C35-Schmitt-et-al.pdf>
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú). 2011. Escenarios de Cambio Climático en la Cuenca del río Mantaro para el año 2100: Resumen Técnico. Lima, Perú. 52 p.
- Servat, G; Mendoza, W; Ochoa, JA. 2002. Flora y fauna de cuatro bosques de *Polylepis* (Rosaceae) en la Cordillera del Vilcanota (Cusco, Perú). *Ecología Aplicada*, 1(1):25-35. Disponible en <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=34100105>

SERFOR (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). 2018. Plan de prevención y reducción de riesgos de incendios forestales: periodo 2019-2022. 55p. Consultado 8 abr. 2022. Disponible en <https://www.serfor.gob.pe/portal/wp-content/uploads/2018/12/Plan-de-prevenci%C3%B3n-y-reducci%C3%B3n-de-riesgos-de-incendios-forestales.pdf>

Sidán, O; Grau, A. 1998. Dinámica de crecimiento de *Alnus acuminata* H.B.K. ssp. *acuminata* (aliso del cerro) en áreas de montaña de Tucumán y Catamarca (Argentina). *Lilloa* 39(2): 191-199.

SINEACE (Sistema Nacional de Evaluación, Acreditación y Certificación de la calidad educativa, Perú). 2020. Caracterización de la Región Junín. 30 p. Consultado 5 de abr. 2022. Disponible en <https://repositorio.sineace.gob.pe/repositorio/bitstream/handle/20.500.12982/6218/Caracterizaci%C3%B3n%20Regional%20Jun%C3%ADn.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Smith, DN. 1988. Flora and vegetation of the Huascarán National Park, Ancash, Peru, with preliminary taxonomic studies for a manual of the flora. Tesis Ph. D. Botany, Ames, Iowa, Iowa State University. 281 p.

Tabarelli, M; Mantovani, W; Peres, CA. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91:119-127. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00085-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00085-3)

Taylor, P; Fahrig, L; Henein, K; Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of Landscape Structure. *Oikos* 68 (3):571-573. DOI: <https://doi.org/10.2307/3544927>

Tejedor, N; Álvarez, E; Caro, S; Araujo Murakami, SA; Blundo, C; Boza Espinoza, TE; La Torre Cuadros, MA; Gaviria, J; Gutiérrez, N; Jørgensen, PM; León, B; R. López Camacho; Malizia, L; Millán, B; Moraes, M; Pacheco, S; Rey Benayas, JM; Reynel, C; Timaná de la Flor, M; Ulloa Ulloa, C; O. Vacas Cruz; A.C. Newton. 2012. Evaluación del estado de conservación de los bosques montanos en los Andes tropicales. *Ecosistemas* 21 (1-2): 148-166. Disponible en <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/34>

Tello-Ceron, G; Flores, M; Gómez, V. 2019. Uso de las plantas medicinales del distrito de Quero, Jauja, Región Junín, Perú. *Ecología Aplicada* 18(1): 11-20. DOI: <https://dx.doi.org/10.21704/rea.v18i1.1301>

- Tobón, C. 2009. Los bosques andinos y el agua. Serie investigación y sistematización #4. Programa Regional ECOBONA – INTERCOOPERATION, CONDESAN. Quito, Ecuador.
- Toivonen, J.; Gonzales-Inca, C.; Bader, M.; Ruokolainen, K. y Kessler, M. Elevational Shifts in the Topographic Position of *Polylepis* Forest Stands in the Andes of Southern Peru. 2018. *Forests* 2018, 9, 7. DOI:10.3390/f9010007
- Torrella, S. A; Oakley, L. J; Ginzburg, R. G; Adámoli, J. M; Galetto, L. 2011. Estructura, composición y estado de conservación de la comunidad de plantas leñosas del bosque de tres quebrachos en el Chaco Subhúmedo Central. *Ecología Austral* 21:179-188.
- Torres, E.; Schwarzkopf1, T.; Fariñas, M. y Aranguren, A. 2012. ¿Es la orientación de la pendiente un factor modificador de la estructura florística en la alta montaña tropical andina? *Sociedad Venezolana de Ecología. ECOTRÓPICOS* 25(2):61-74.
- Tovar, O. 1990. Tipos de Vegetación, Diversidad Florística y Estado de conservación de la cuenca del Mantaro. Lima, Perú, UNALM. 70 p.
- Tovar, O. 2001. Plantas medicinales del Valle del Mantaro. Lima, Perú, CONCYTEC. 114 p.
- Trinidad, H; Cano, A. 2016. Composición florística de los bosques de *Polylepis* Yauyino y Chaqsii-Chaqsii, Reserva Paisajística Nor Yauyos-Cochas, Lima. *Revista peruana de biología* 23(3): 271 – 286. DOI: doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v23i3.12862>
- Turner, IM. 1996. Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology* 33(2):200-209.
- Turner, IM; Corlett, TR. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology & Evolution* 11(8): 330-333. DOI:10.1016/0169-5347(96)10046-x
- Vargas-Ríos O. (Ed.). 2022. Bases ecológicas y sociales para la restauración de los páramos. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia. 304 p.
- Vásquez, R., Tovar, A., Palma, A., Mercado, W. y Gómez, H. 2017. Vulnerabilidad de los bosques y otros ecosistemas andinos de Saywite–Choquequirao–Ampay al cambio climático y las presiones antrópicas. Lima: HELVETAS Swiss Intercooperation y el Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDESAN). 300 p.

- Venero, JL; Tupayachi, A; Ochoa, J. 1987. Hospederos de *Metardaris cosinga* (Lep., Hesperiiidae) en Cusco, Perú. *Revista peruana de Entomología* 28:21-33.
- Villarreal, H; Álvarez, M; Córdoba, S; Escobar, F; Fagua, G; Gast, F; Mendoza, H; Ospina, M; Umaña, AM. 2004. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá. Colombia. p. 185-226
- Weberbauer, A. 1945. El mundo vegetal de los andes peruanos: estudio fitogeográfico. Lima, Perú, Editorial Lumen. 776 p.
- Webster, GL. 1995. "The panorama of Neotropical cloud forests". In Churchill, S.P., Balslev, H., Forero, E. and Luteyn, J. (eds.). "Biodiversity and Conservation of Neotropical Montane Forests". Proceedings of the Neotropical Montane Forest Biodiversity and Conservation Symposium, The New York Botanical Garden, 21-26 June 1993. The New York Botanical Garden, p. 53-77.
- Weigend, M; Dostert, N. y Rodríguez-Rodríguez, E. 2006. Bosques relictos de los Andes peruanos: Perspectivas económicas. *Botánica Económica de los Andes Centrales*, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, 2006: 130-145.
- Weigend, M; Rodríguez, E; Arana, C. (Comps.). 2005a. Conservación de los Bosques Relictos del NO de Perú. *Revista Peruana de Biología*, 12(2): 335 – 336.
- Weigend, M; Rodríguez, E; Arana, C. (Comps.). 2005b. Los bosques relictos del noroeste de Perú y del suroeste de Ecuador. *Revista Peruana de Biología*, 12(2): 185 – 194.
- Werner, FA; Homeier, J. 2015. Is tropical montane forest heterogeneity promoted by a resource-driven feedback cycle? Evidence from nutrient relations, herbivory and litter decomposition along a topographical gradient. *Funct Ecol*, 29: 430-440. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12351>
- Whittaker, RH. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30(3): 279-338.
- Whittaker, RH. 1977. Evolution of species diversity in land communities. In *Evolutionary biology*, M. K. Hecht, W. C. Steere y B. Wallace (eds.). Plenum, New York. p. 1-67.

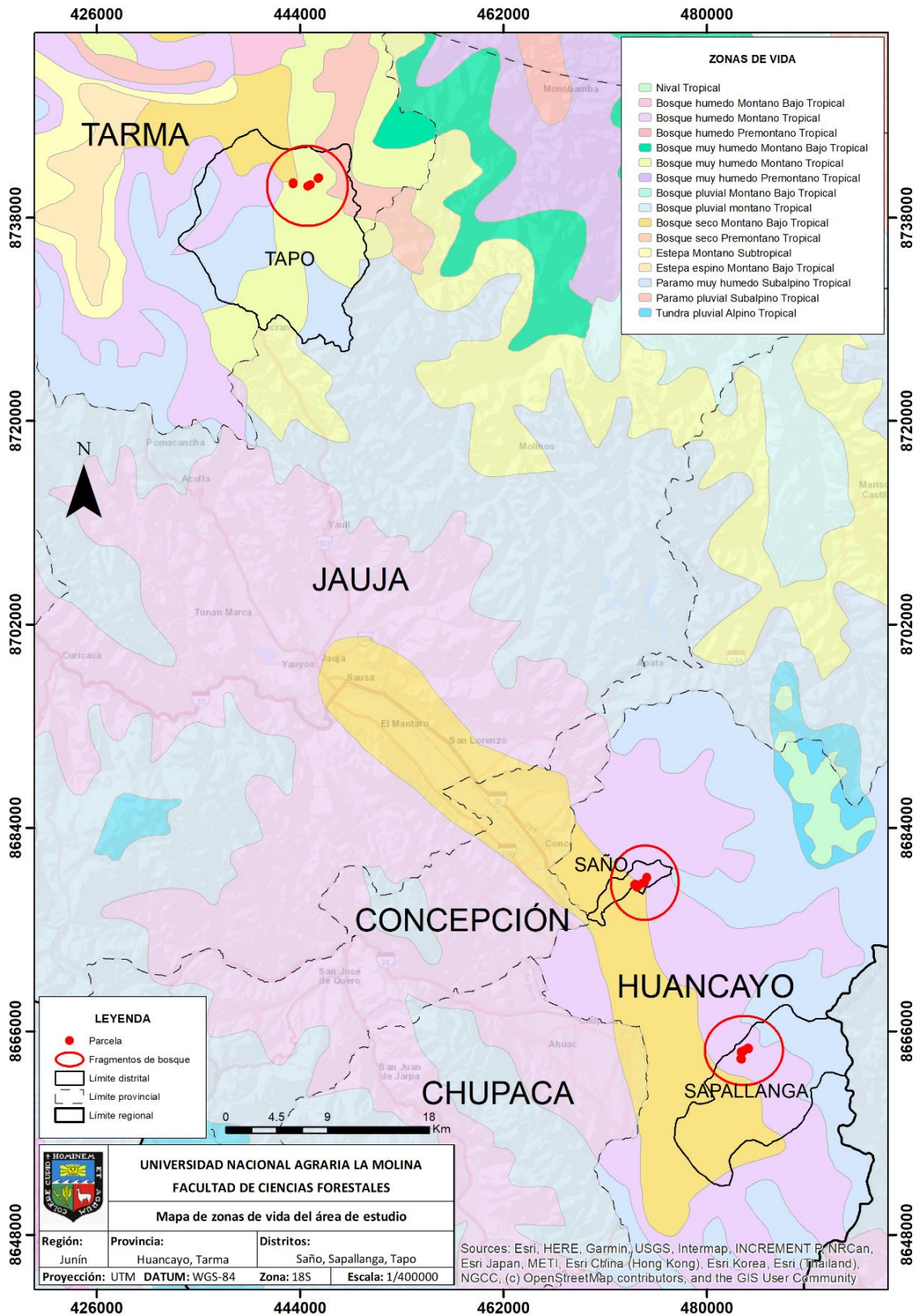
Yarupaitán, G; Albán, J. 2004. Fanerógamas de la provincia de Huancayo, Perú. *Revista Peruana de Biología* 11(2): 193-202. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332004000200012&lng=es&tlng=es.

Yepes-Quintero, A; Jaramillo-Restrepo, S; del Valle-Arango, J; Orrego-Suáza, S. 2007. Diversidad y Composición Florística en Bosques sucesionales andinos de la región del Río Porce, Colombia. *Actual Biol* 29 (86): 107-117. Disponible en http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0304-35842007000100010&lng=en&tlng=es.

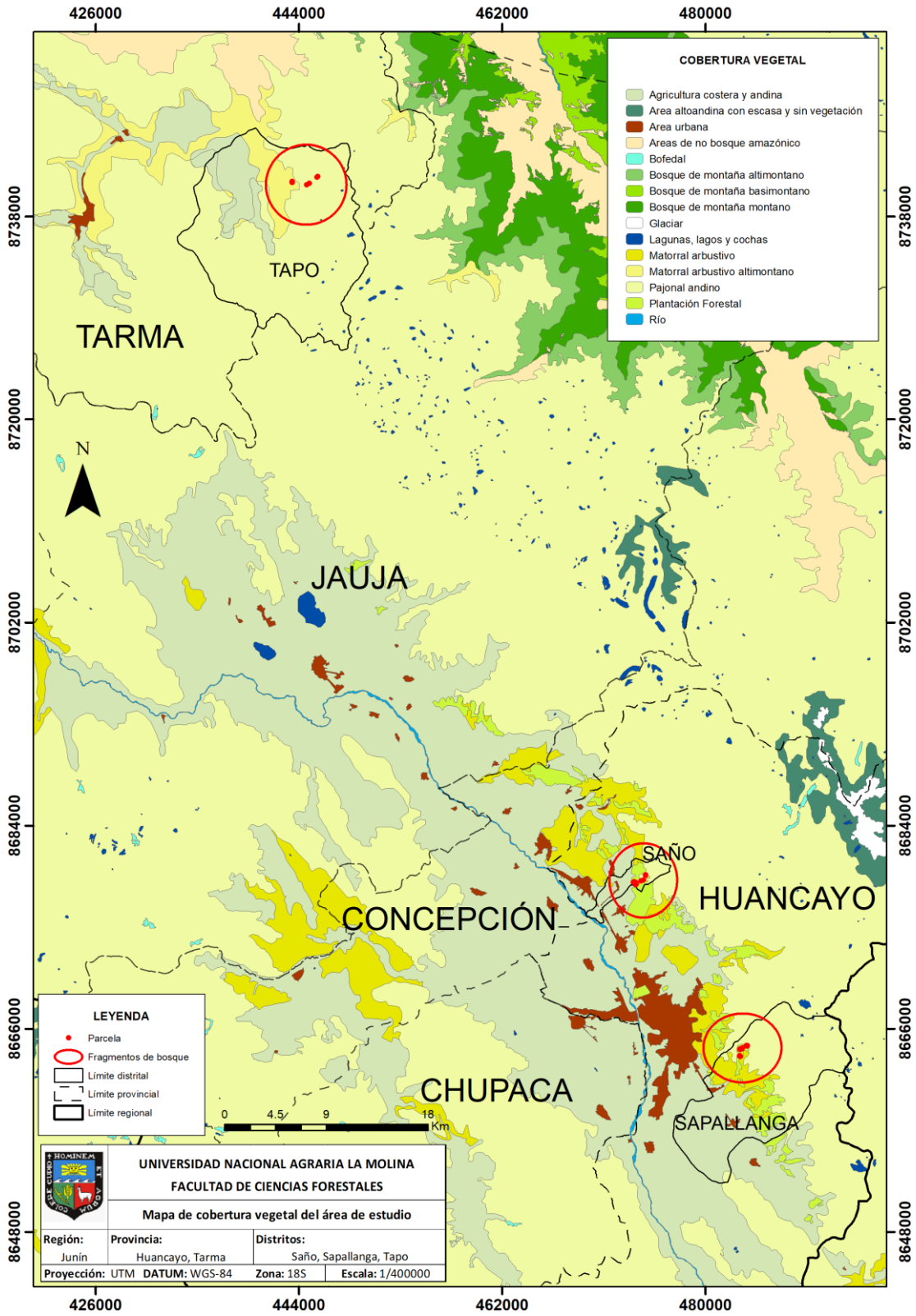
Young, K; Keating, P. 2001. Remnant Forests of Volcán Cotacachi, Northern Ecuador. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 33(2): 165-172. DOI: 10.1080/15230430.2001.12003419

VIII. ANEXOS

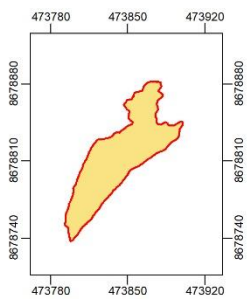
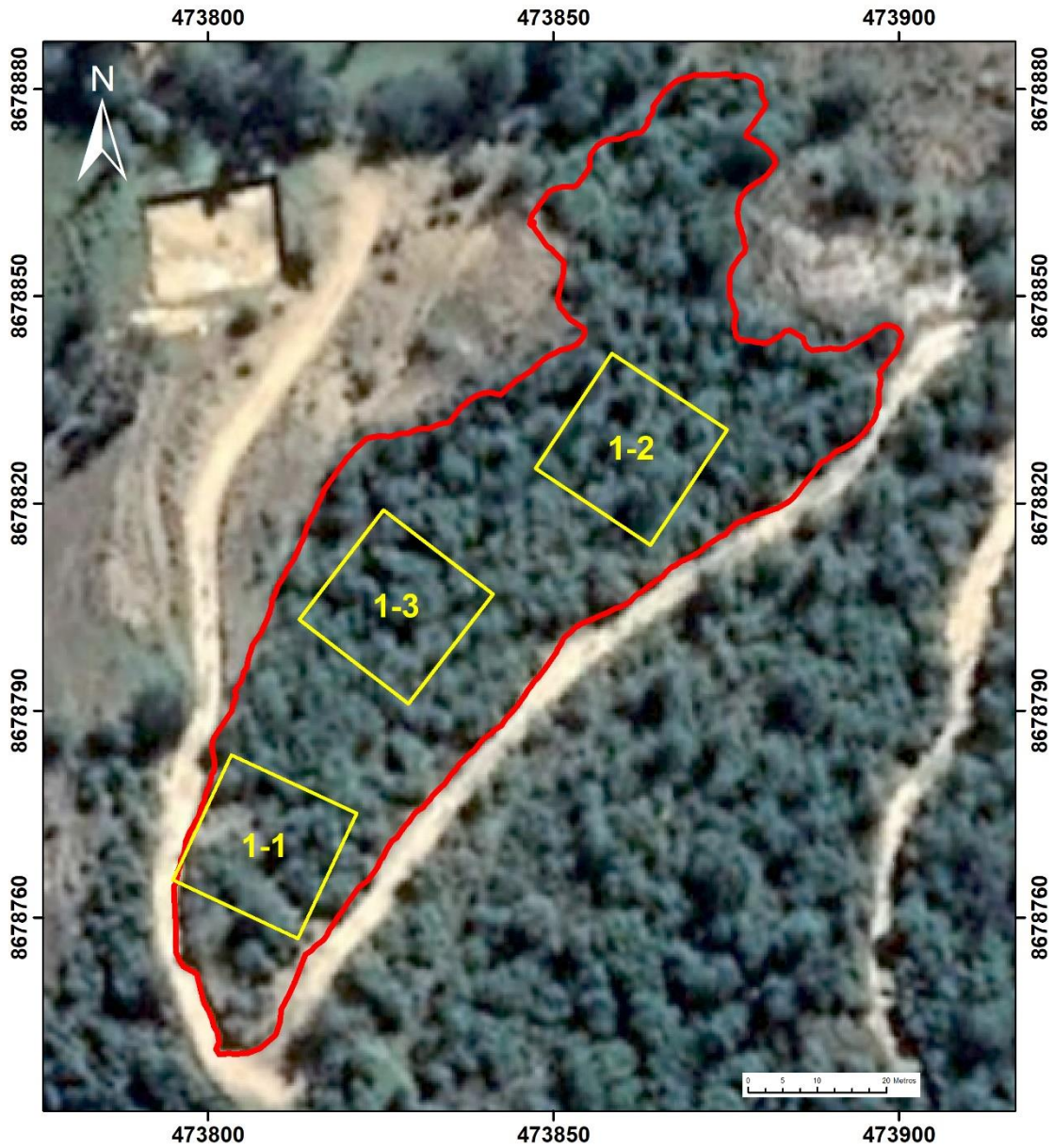
Anexo 1. Mapa Ecológico de Zonas de Vida del Área de Estudio




Anexo 2. Mapa de Cobertura Vegetal del Área de Estudio

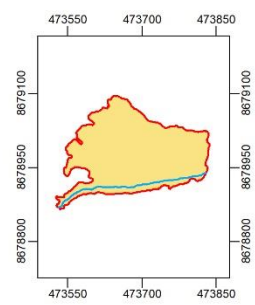
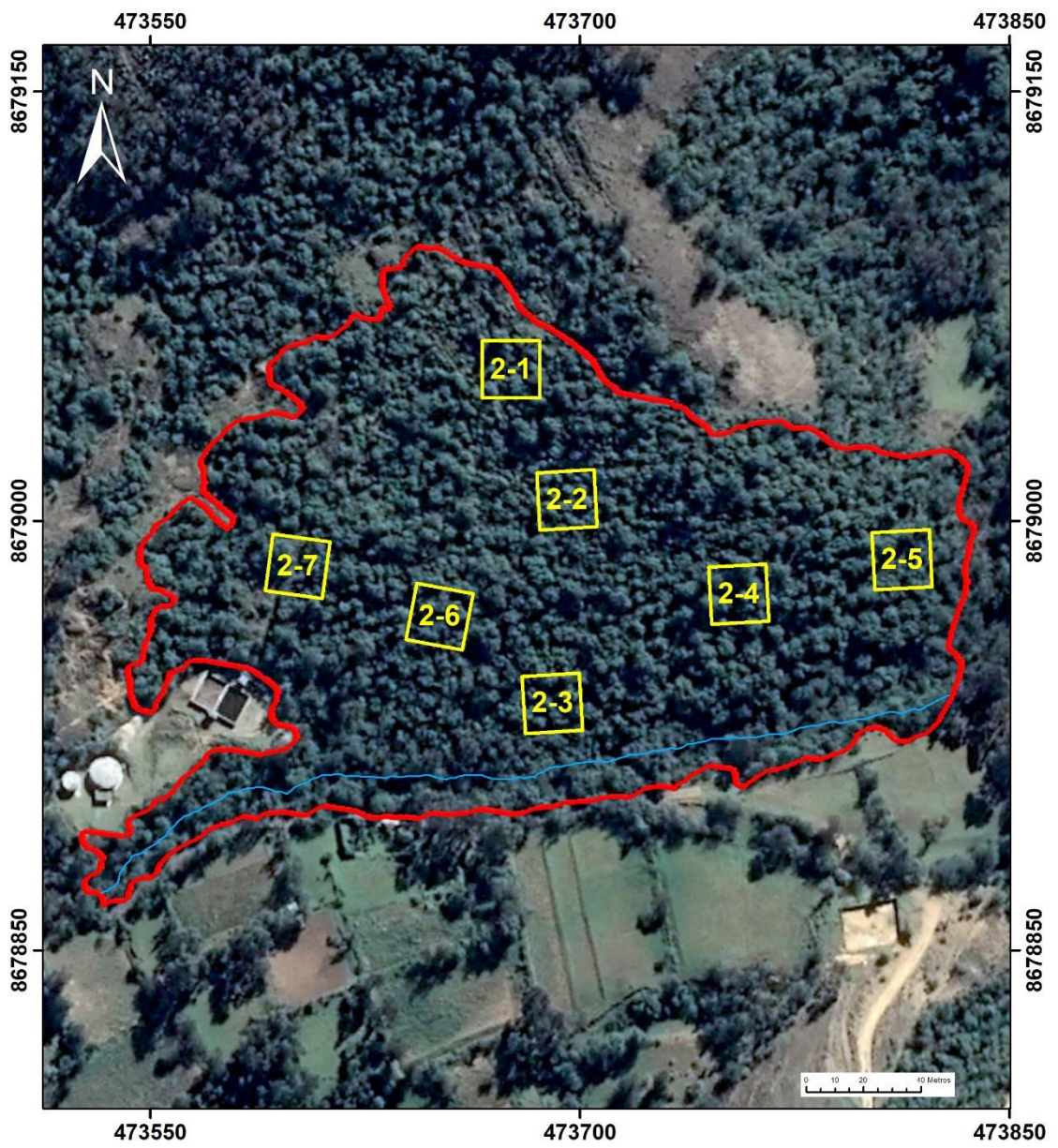


Anexo 3. Ubicación de las Parcelas Instaladas en los Fragmentos de Bosque



LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Bosque seco Montano Bajo Tropical

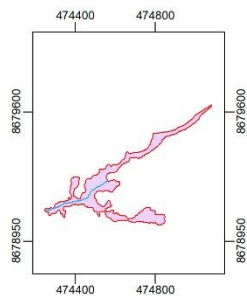
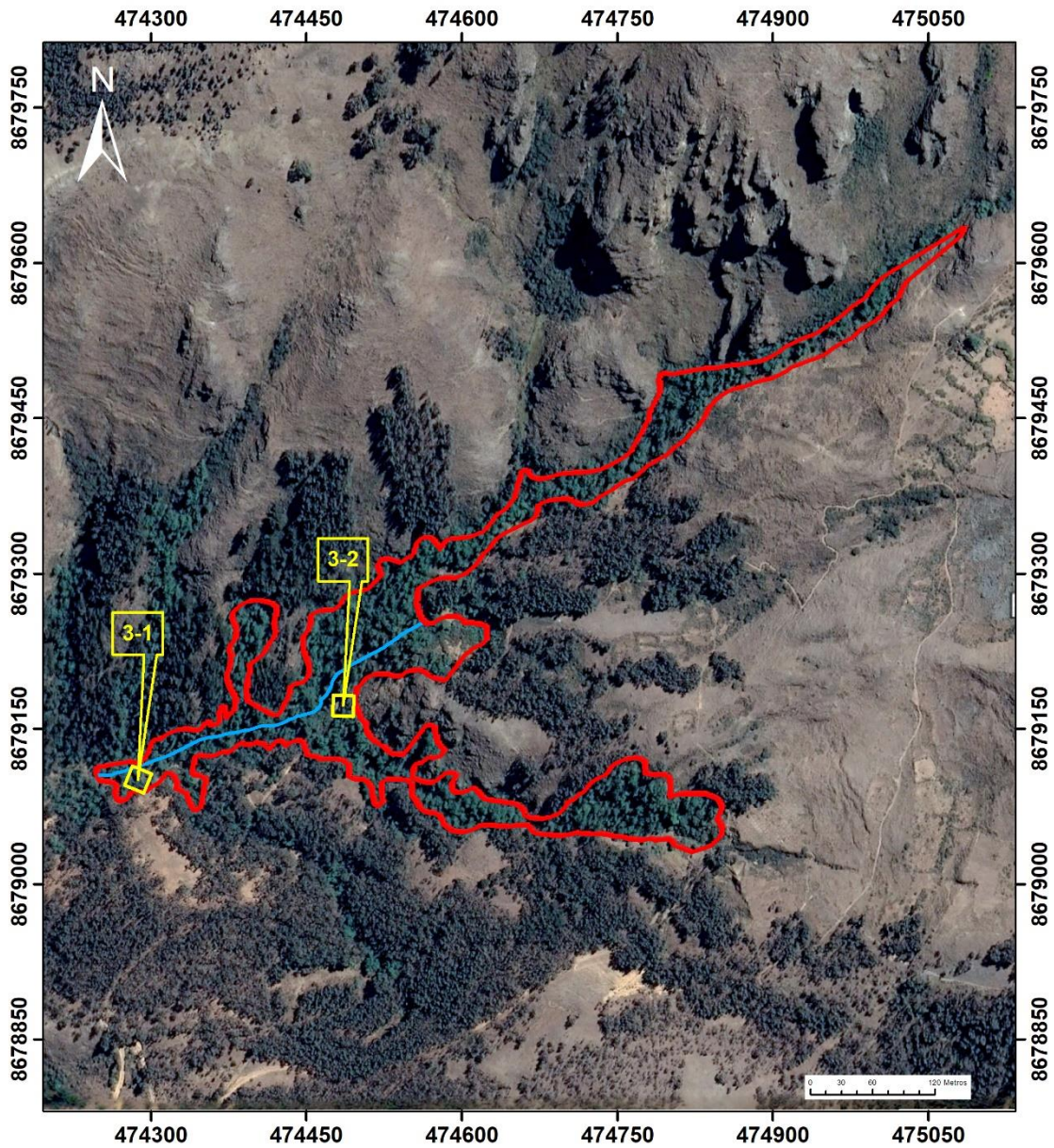
	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 1		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Saño	
Lugar: ACP Illish, zona baja, bosque de Chachacomo			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/750			Lámina N° 1 A4
Fuente: Google earth 13-06-2021			



LEYENDA

- Fragmento
- Parcelas
- Río
- Bosque seco Montano Bajo Tropical

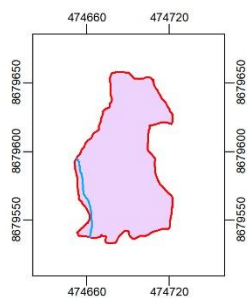
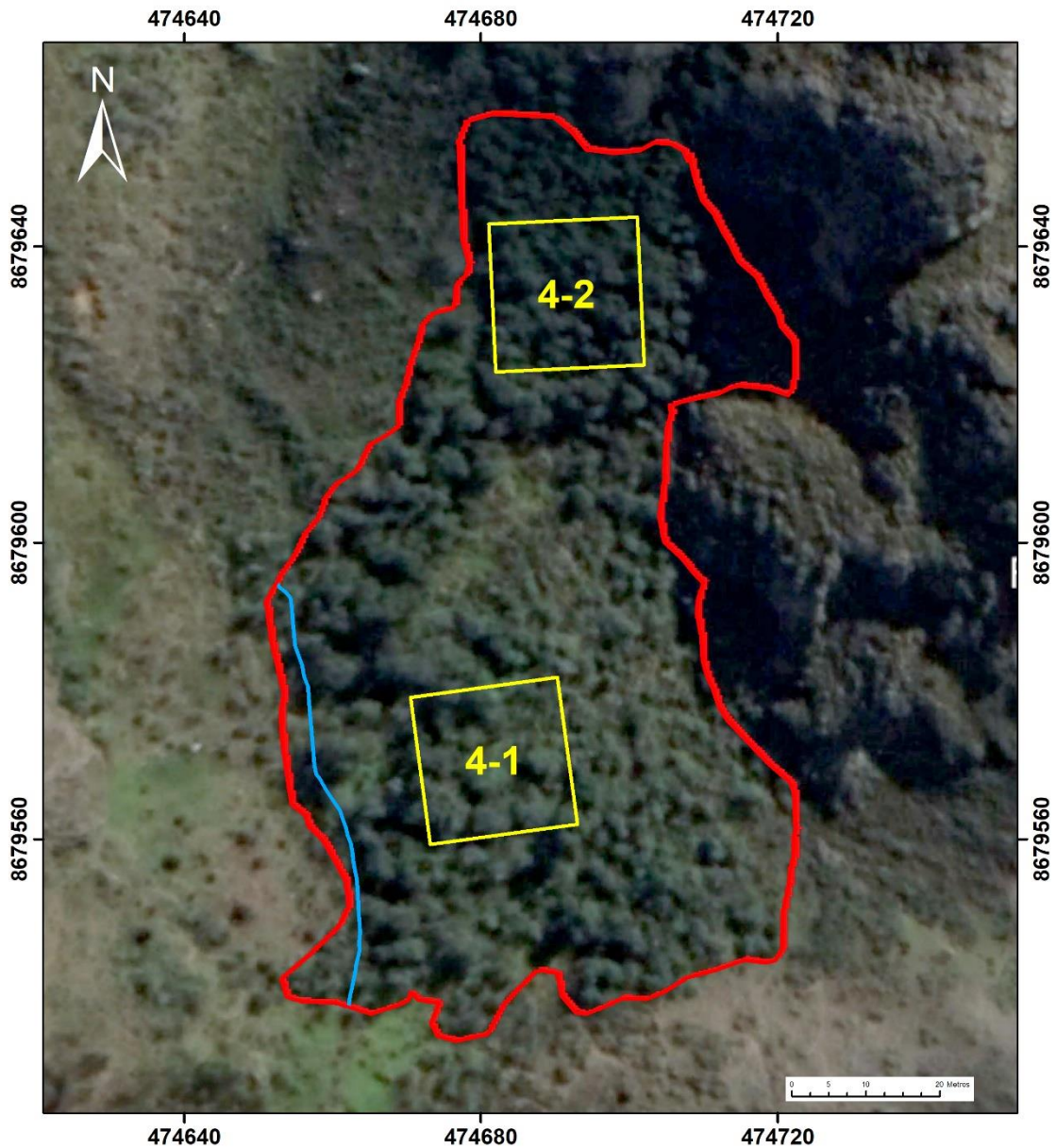
	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 2		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Saño	
Lugar: ACP Ilish, zona baja, bosque de Chachacomo			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1800			Lámina N° 2
Fuente: Google earth 13-06-2021			A4



LEYENDA

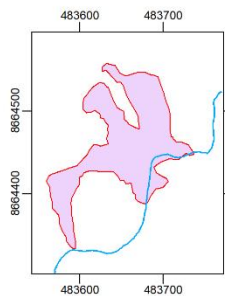
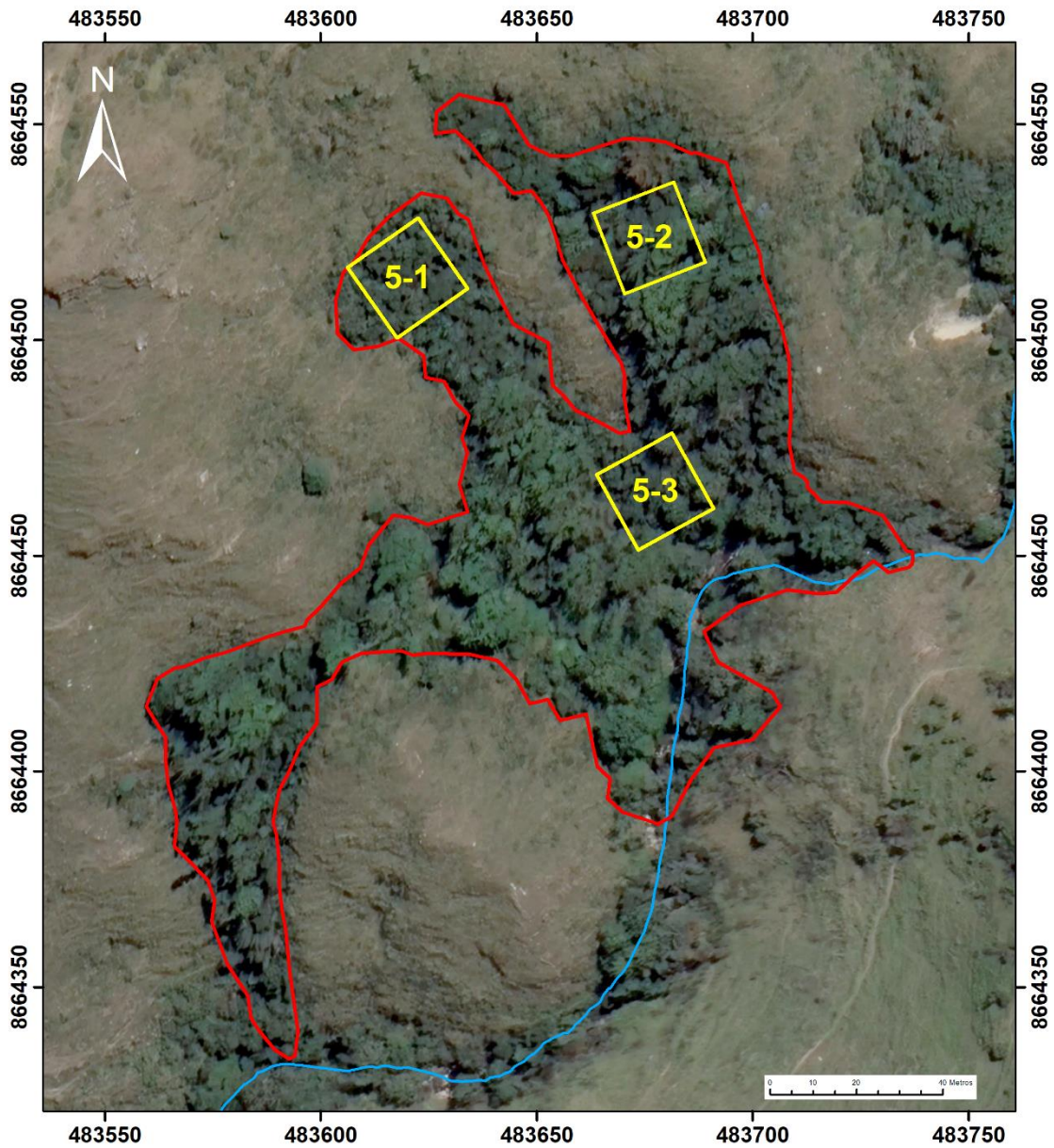
	Fragmento
	Parcelas
	Río
	Bosque húmedo Montano Tropical

 Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
Mapa: Fragmento 3		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Saño
Lugar: ACP Ilish, zona media, bosque de Aliso		
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/5000		Lámina N° 3
Fuente: Google earth 16-08-2019		A4



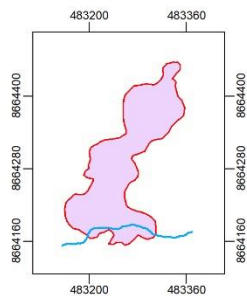
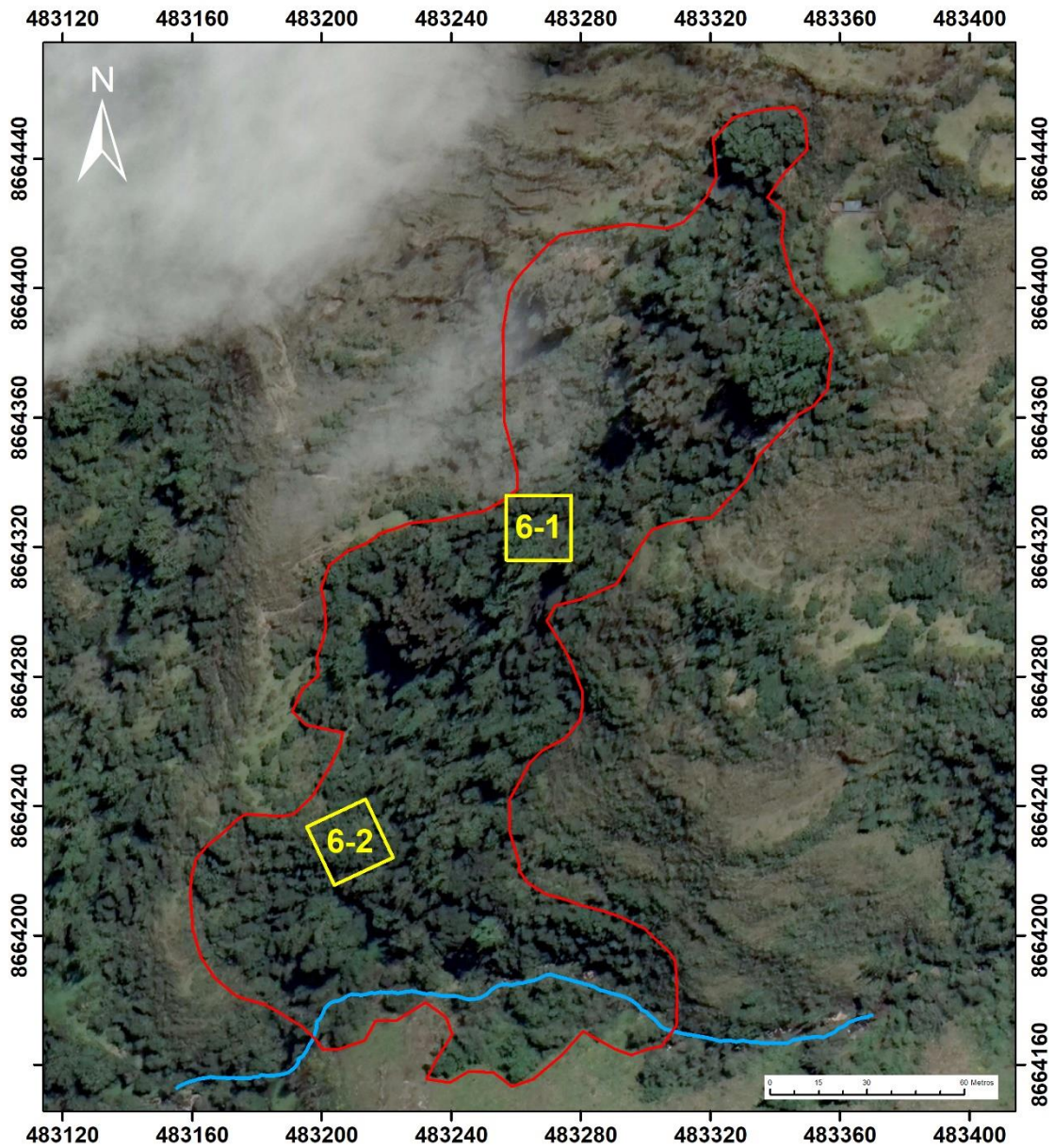
LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Riachuelo
	Bosque húmedo Montano Tropical

	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 4		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Saño	
Lugar: ACP Illish, zona alta, bosque de Tasta			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/700		Lámina	
Fuente: Google earth 19-04-2019		N° 4	
		A4	



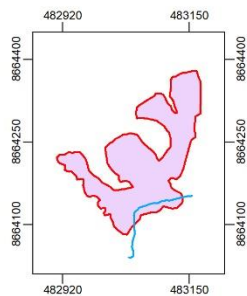
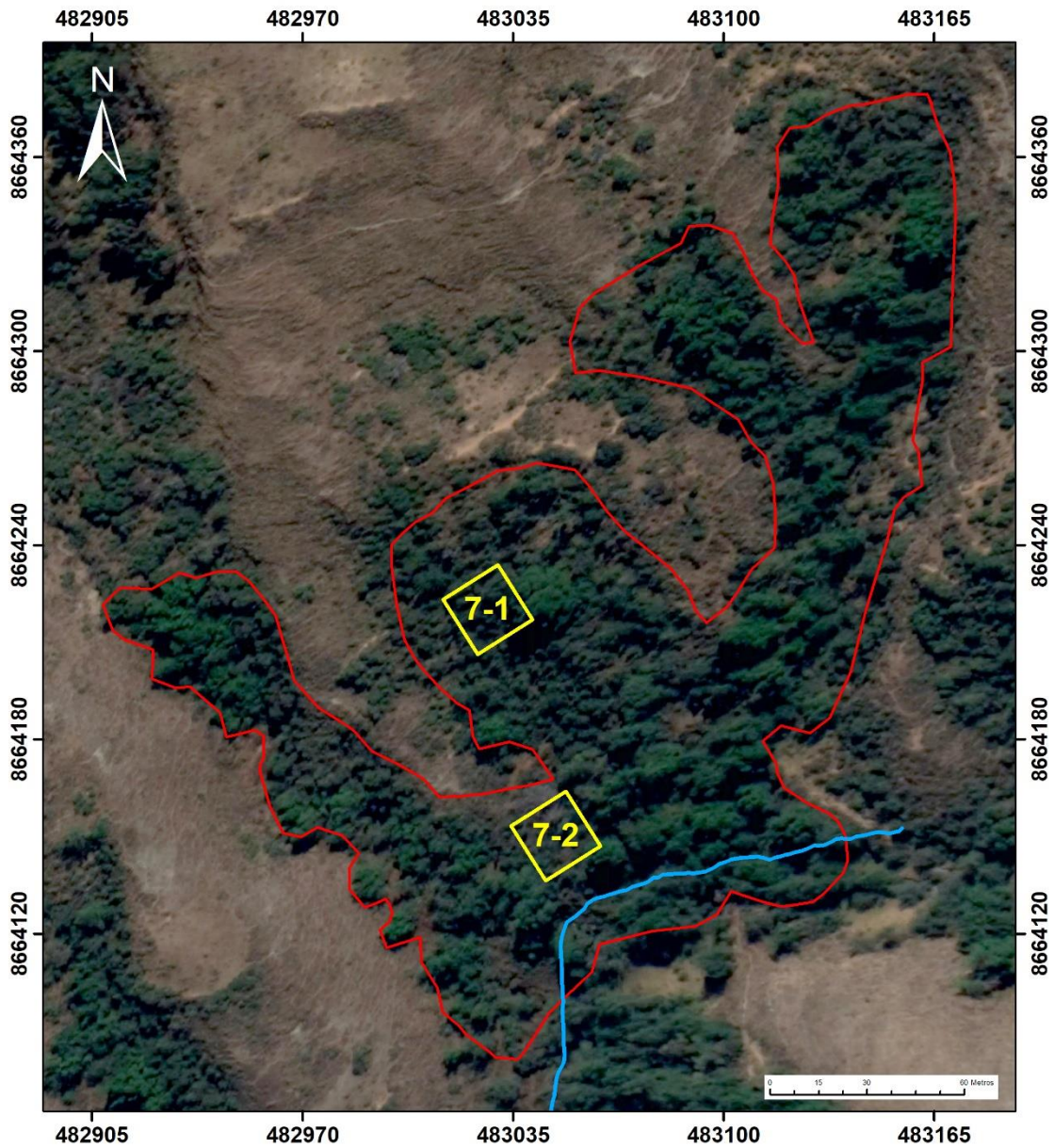
LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Río
	Bosque húmedo Montano Tropical

	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 5		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Sapallanga	
Lugar: La Punta-Sapallanga, zona alta, bosque de Sapallanga			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1200		Lámina N° 5 A4	
Fuente: Google earth 27-04-2021			



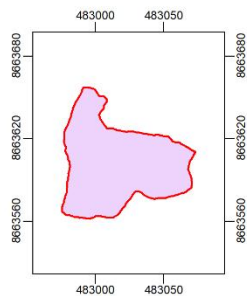
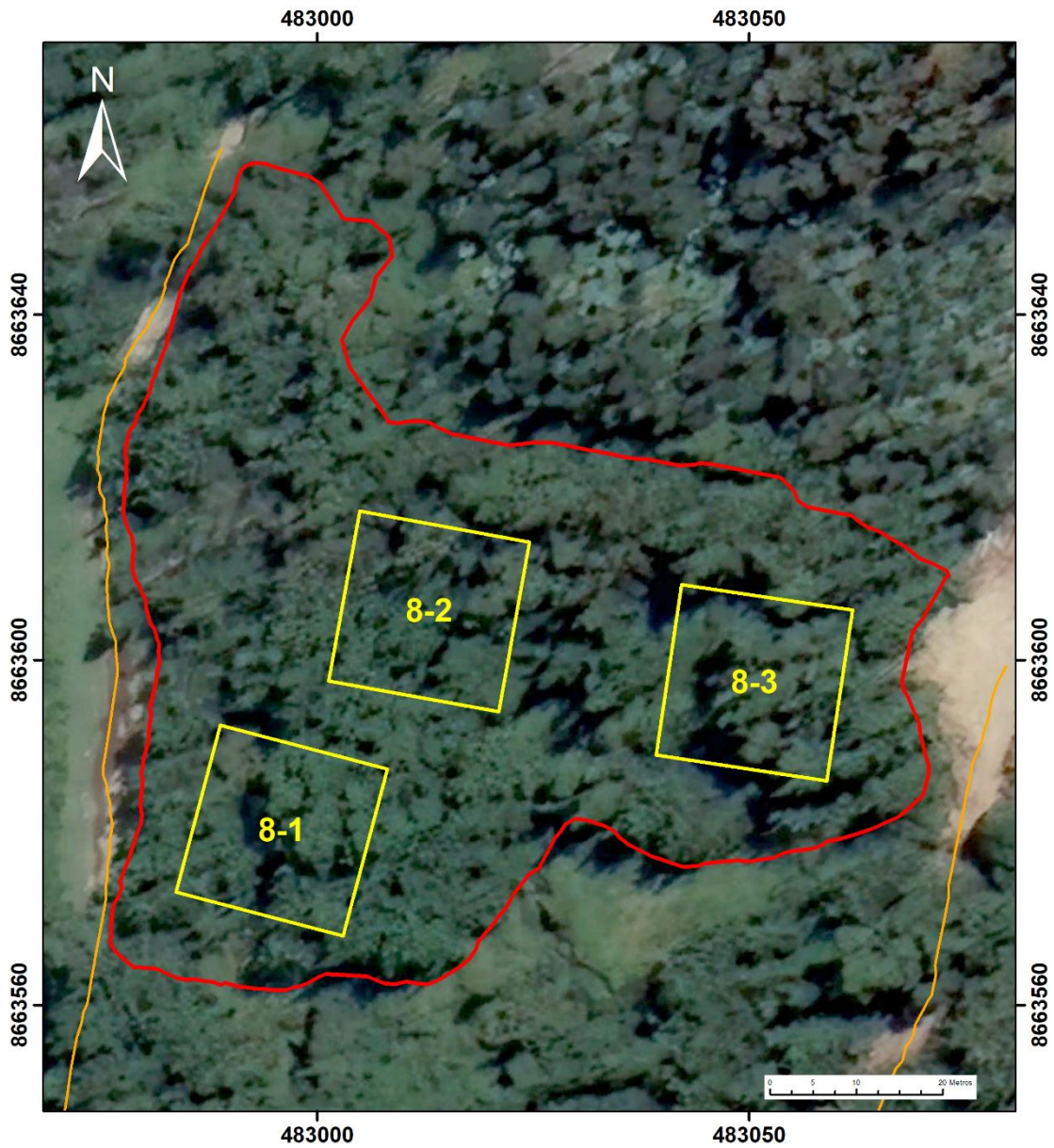
LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Rio
	Bosque húmedo Montano Tropical

	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa:	Fragmento 6	
Región:	Junín	Provincia:	Huancayo
Distrito:	Sapallanga		
Lugar:	La Punta-Sapallanga, zona media, bosque de Sapallanga		
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1600			Lámina N° 6 A4
Fuente:	Google earth 27-04-2021		



LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Río
	Bosque húmedo Montano Tropical

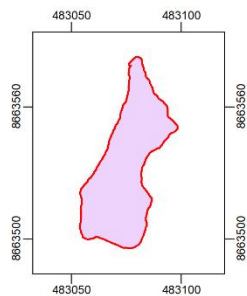
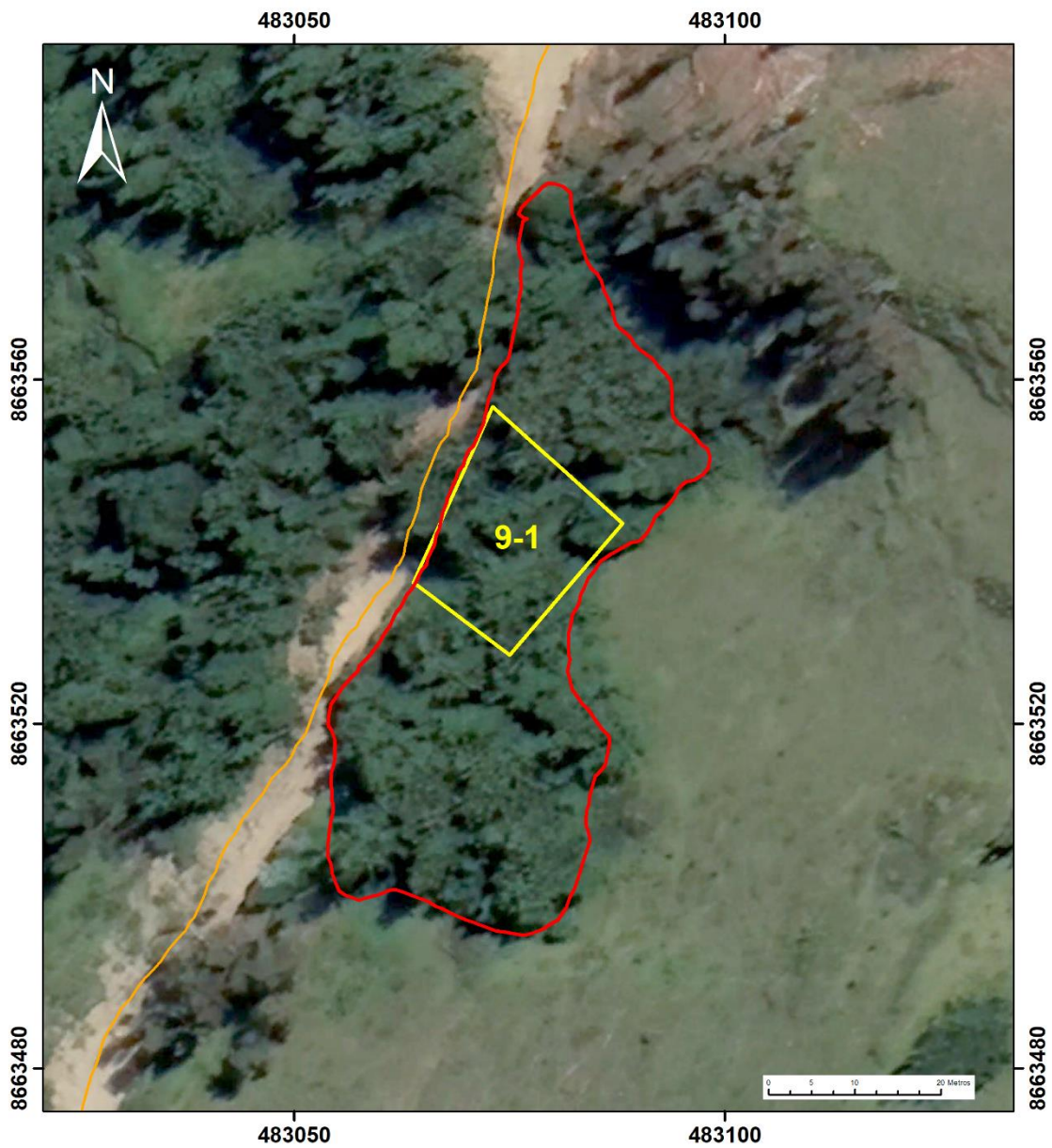
	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 7		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Sapallanga	
Lugar: La Punta-Sapallanga, zona media, bosque de Sapallanga			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1600		Lámina N° 7 A4	
Fuente: Google earth 16-08-2019			



LEYENDA

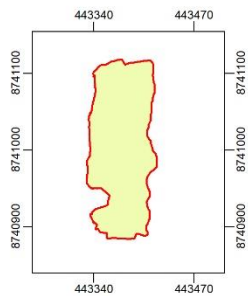
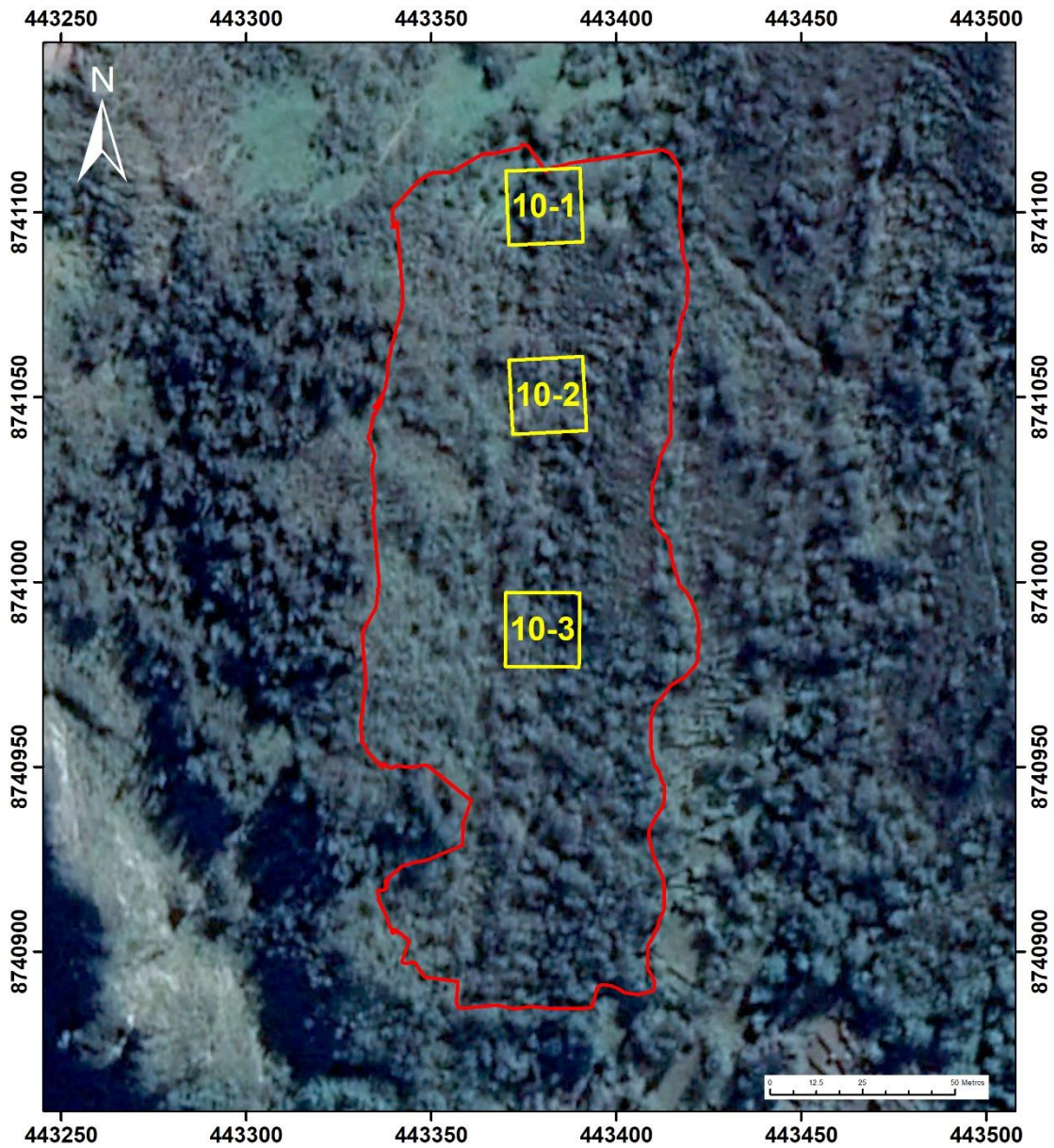
	Fragmento
	Parcelas
	Camino
	Bosque húmedo Montano Tropical




	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 8		
Región: Junín	Provincia: Huancayo	Distrito: Sapallanga	
Lugar: La Punta-Sapallanga, zona baja, bosque de Sapallanga			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/600			Lámina N° 8 A4
Fuente: Google earth 27-04-2021			




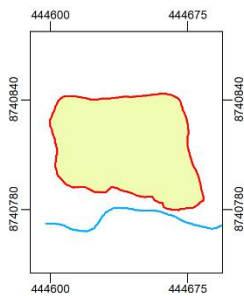
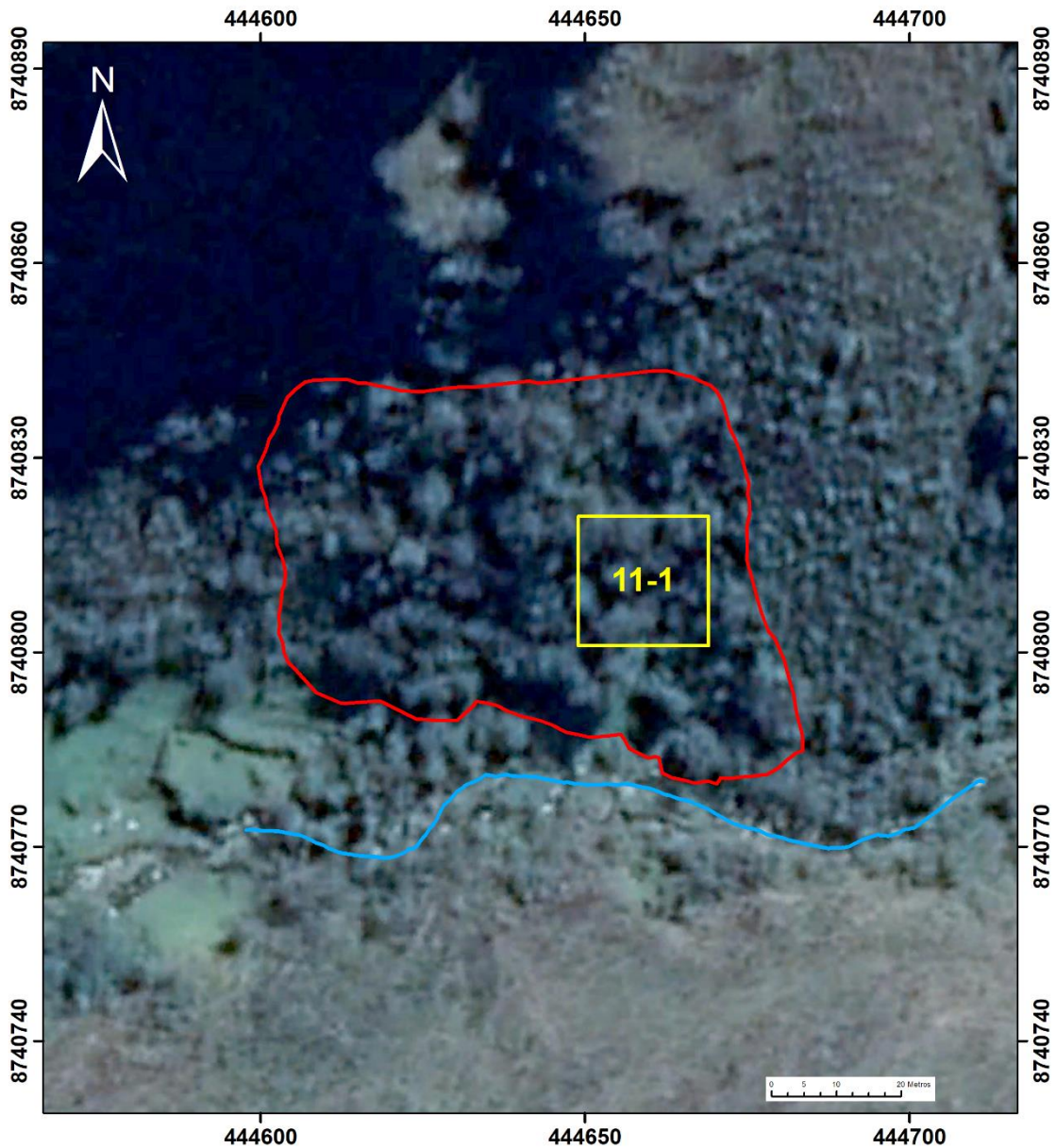
LEYENDA	
	Fragmento
	Parcela
	Camino
	Bosque húmedo Montano Tropical

	Tesis:		
	ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
Mapa:	Fragmento 9		
Región:	Junín	Provincia:	Huancayo
Distrito:	Sapallanga		
Lugar:	La Punta-Sapallanga, zona baja, bosque de Sapallanga		
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/600			Lámina
Fuente:	Google earth 27-04-2021		N° 9
			A4



LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Bosque muy húmedo Montano Tropical

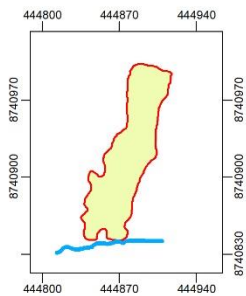
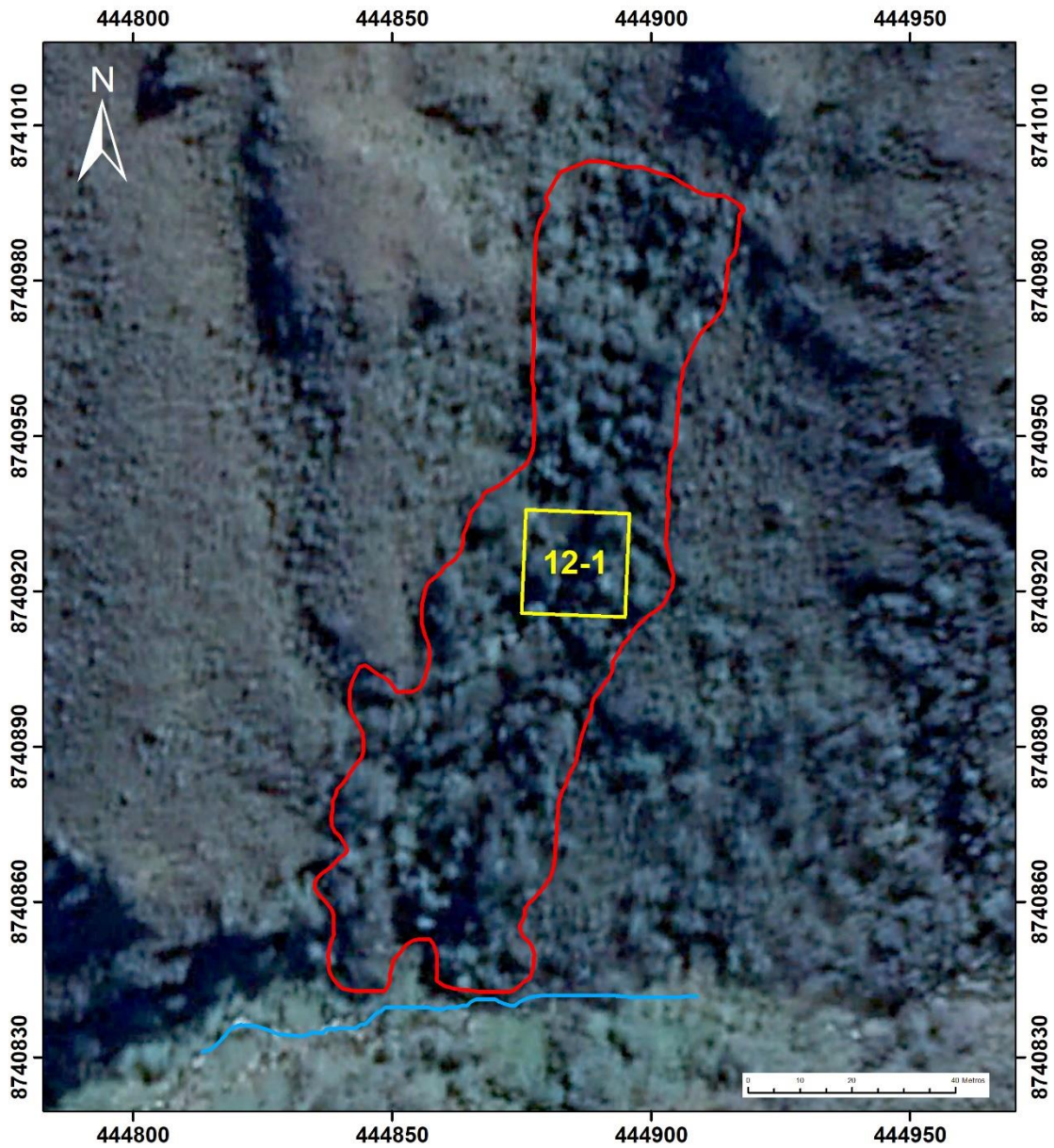
	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 10		
Región: Junín	Provincia: Tarma	Distrito: Tapo	
Lugar: San Juan de Ranra, zona baja, quebrada Ranra			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1400		Lámina N° 10 A4	
Fuente: Google earth 06-2020			



LEYENDA

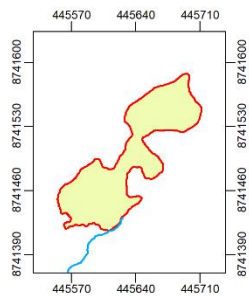
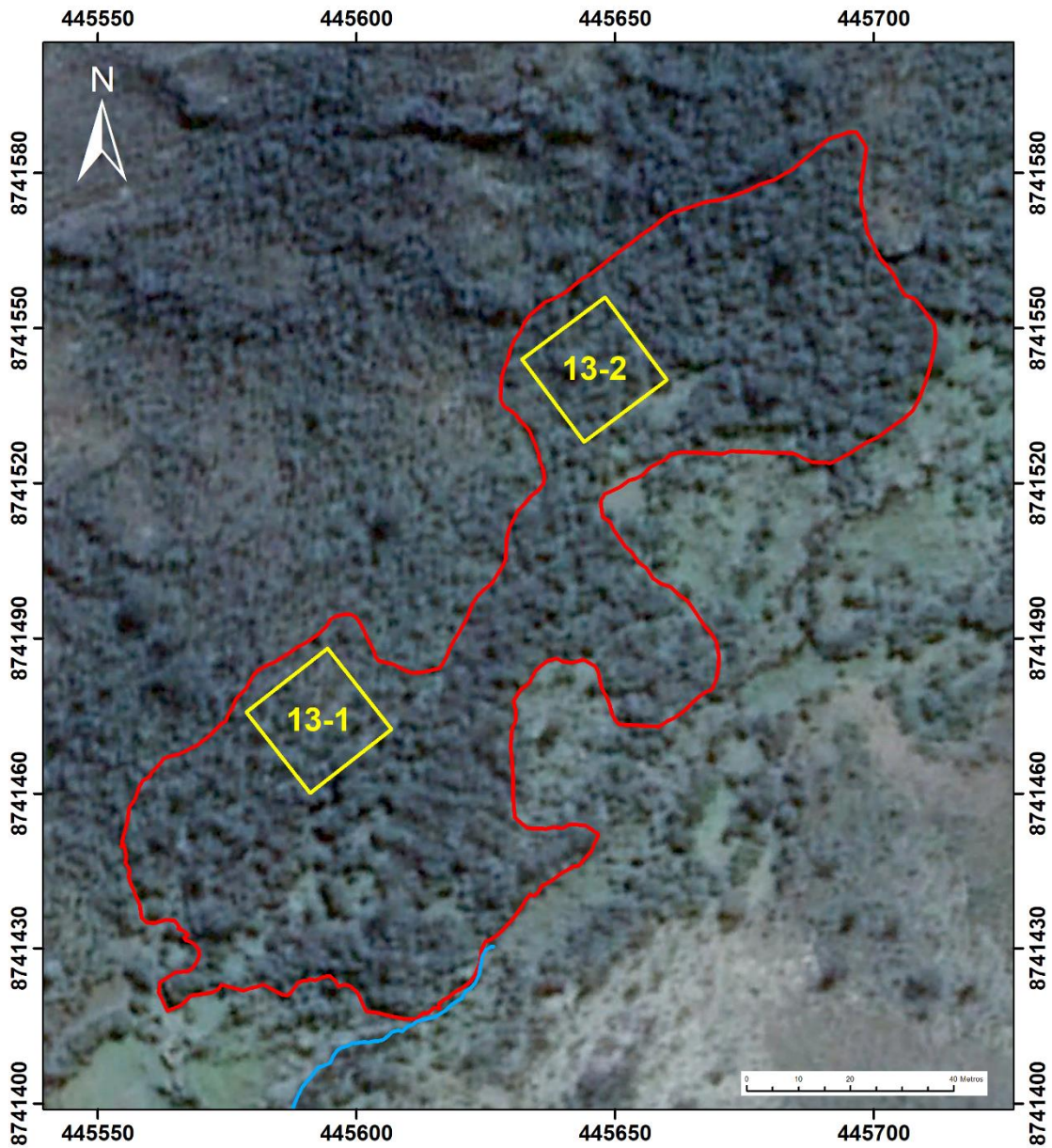
	Fragmento
	Parcela
	Rio
	Bosque muy húmedo Montano Tropical

Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN			
Mapa: Fragmento 11			
Región: Junín	Provincia: Tarma	Distrito: Tapo	
Lugar: San Juan de Ranra, zona media, quebrada Ranra			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/800			Lámina N° 11 A4
Fuente: Google earth 01-06-2020			



LEYENDA	
	Fragmento
	Parcela
	Rio
	Bosque muy húmedo Montano Tropical

	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 12		
Región: Junín	Provincia: Tarma	Distrito: Tapo	
Lugar: San Juan de Ranra, zona media, quebrada Ranra			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1000			Lámina N° 12 A4
Fuente: Google earth 01-06-2020			



LEYENDA	
	Fragmento
	Parcelas
	Rio
	Bosque muy húmedo Montano Tropical

	Tesis: ESTADO DE LA DIVERSIDAD Y COMPOSICIÓN FLORÍSTICA ARBÓREA Y ARBUSTIVA EN FRAGMENTOS DE BOSQUES ANDINOS EN EL DEPARTAMENTO DE JUNÍN		
	Mapa: Fragmento 13		
Región: Junín	Provincia: Tarma	Distrito: Tapo	
Lugar: San Juan de Ranra, zona alta, quebrada Ranra			
WGS-84 UTM Zona 18S - Escala 1/1000			Lámina N° 13
Fuente: Google earth 08-06-2020			A4

Anexo 4. Formato de Libreta de Campo

EVALUACIÓN JUNIO 2021

Nº	Nº de Fragmento	Nº de parcela	Nº individuo	Hábito	Especie	Código de colecta	CI	Nº de tallos	Dtallo 1	Dtallo 2	Dtallo 3	Dtallo 4	Dtallo 5	DC1	DC2	HT	X	Y	Fe	Observaciones	
1																					
2																					
3																					
4																					
5																					
6																					
7																					
8																					
9																					
10																					
11																					
12																					
13																					
14																					
15																					
16																					

CI= circunferencia, Dtallo= diámetro de tallo, DC=diámetro de copa, HT=altura total, X=distancia en el eje X, Y=distancia en el eje Y, Fe= fenología

Anexo 5. Resultados de las Entrevistas

Lista de pobladores entrevistados				
Localidad	Fecha de entrevista	Nombres y apellidos	Edad	Cargo
Saño	Mayo 2021	Sabina Canturin Meza de Contreras	59	Comunera
		Roger Juan Tupac Yupanqui Pomalaza	47	Ex-presidente de la comunidad
		Balbino Turín Daviran	66	Comunero
		Gladys Salvador Pastrana	60	Comunera
		Delia Uribe Gálvez	69	Comunera
		Elsa Contreras Alanya	49	Pobladora
		Andrés Antonio Parra Ávila	26	Comunero
		Rosa Elena Ávila Rodríguez viuda de Parra	59	Presidenta de la comunidad
		Yody Sandro Leonides Najera	30	Alcalde
La Punta	Mayo-junio 2021	Wilder Severo Ramos Santi	42	Presidente de la Operadora especializada del agua potable y alcantarillado de La Punta
		Felipe Carhuamaca Hinojosa	70	Comunero
		Diomedes Tomas Isidro	46	Trabajador de la Operadora especializada del agua potable y alcantarillado de La Punta
		Aurelio Quispe Vilcahuamán	50	Vicepresidente de la comunidad
		Santiago Damas Carhuamaca	75	Comunero
San Juan de Ranra	Junio 2021	Ursino Quincho Anglas, y esposa	59	Comuneros
		Nieves Coronel Ruiz	79	Comunera
		Jesusa Zacarias	72	Comunera
		Jubino Mansueto Lobo Zacarias	43	Comunero
		Sergio Quincho Parco	58	Comunero
		Germán Vega	92	Comunero
		Guillermo Zenón Vega Reyes	57	Presidente de la Comunidad

Resumen de entrevistas por área de estudio

Localidad	Año
Historia del bosque	<ul style="list-style-type: none"> • La comunidad en sus inicios accedió a plantar especies como el Eucalipto y el Pino (PRONAMACHS y Sierra Verde) con la finalidad de mejorar el medio ambiente y aprovechar la madera. • Luego de la creación del ACP la cantidad de visitantes ha aumentado. • Los espacios sin vegetación han aumentado por la apertura de nuevos caminos o rutas. • El bosque tenía una cobertura más densa con preponderancia de árboles nativos como el “aliso” y trepadoras como los “tumbos” y “zarzamoras”, por lo que se lo llamaba antes el “Huerto del Edén”. Esto generaba mayor cantidad de materia orgánica en el suelo. • El área de bosque ha disminuido. Individuos de las especies arbóreas como el “Sauco” y “Quishuar” están casi desaparecidas. • La abundancia de fauna silvestre ha disminuido hace unos 7 años. • Los puquiales han disminuido en cantidad y muchos han desaparecido. Se cree que es por la presencia del Eucalipto. • Los bosques más lejanos (“Bosque de Tasta”) son los más conservados por su menor accesibilidad. • El Bosque de Chachacomo (parte baja) no está dentro de los límites del ACP por lo que está más desprotegido. • Interés actual en plantar especies nativas gracias a algunas capacitaciones brindadas por entidades del Estado. • Se está empezando a realizar faenas de plantaciones con especies nativas como el “Chachacomo” y “Aliso”.

<<Continuación>>

<p>Población y actividades antrópicas</p>	<ul style="list-style-type: none">• La población ha aumentado ya que ha venido gente migrante y han comprado terrenos por esta zona (aumento de construcciones).• Más de la mitad de la población actual es migrante.• Construcción de reservorios de agua desde la parte baja a la zona alta del bosque.• Una de las actividades económicas de los pobladores era la elaboración de sillas, artesanías y herramientas con madera de Eucalipto, Aliso y Chachacomo.• La pandemia ha generado un mayor ingreso de visitantes al ACP.• El pastoreo ha aumentado y no es controlado. Se da en todo el bosque (mayor número de ganado por familia).• La agricultura no genera tanto impacto como el pastoreo. Los terrenos de cultivo han disminuido para dar paso a plantaciones de Eucalipto.
<p>Amenazas al bosque</p>	<ul style="list-style-type: none">• La gente foránea o que no pertenece a la comunidad ingresa al bosque sin permiso (no hay vigilancia).• Contaminación del suelo y fuentes naturales de agua por residuos sólidos.• Quemadas frecuentes, principalmente en época de estiaje, iniciadas por las fogatas no controladas de los visitantes.• Sequías futuras por desaparición de puquiales.• Taladores ilegales de madera de Eucalipto y algunas especies nativas.• Se ha observado que vienen personas en autos y se llevan plantas medicinales sin autorización.• Falta de interés y participación de la población en cuidar el bosque (desconocimiento del valor del bosque o nunca ha visitado el bosque).

<<Continuación>>

Localidad	La Punta
Historia del bosque	<ul style="list-style-type: none"> • La comunidad en sus inicios accedió a plantar “Eucalipto” con apoyo de PRONAMACHS en las zonas bajas del bosque. • Ahora la comunidad prefiere plantar árboles de Pino ya que han recibido capacitaciones sobre las desventajas del Eucalipto sobre el agua. • Se cree que la sequía de algunos de los puquiales ha sido ocasionada por el Eucalipto. • Se han construido reservorios a lo largo del bosque para la captación de agua de los puquiales. • En los últimos años se ha ampliado la longitud de la trocha carrozable que ingresa al bosque. Esto favorece al aprovechamiento de la madera de Eucalipto y la circulación de agricultores. • Algunas especies nativas han disminuido en número como la “Cantuta roja”, “Chachacomo”, “Muña”, “Tasta” y “Aliso”. La “Cantuta amarilla” ha desaparecido. • La comunidad no permite la tala de “Aliso” para cuidar el agua del bosque. • La abundancia de fauna silvestre ha disminuido. • Se busca plantar árboles de “Pino”, “Colle” y “Quinual” con la finalidad de generar más agua en el bosque.
Población y actividades antrópicas	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento acelerado de la población y la construcción de viviendas (tala de árboles). • Hay de 10 a 15 estancias (vivienda del pastor) en el bosque, una familia tiene de 100 a 200 cabezas de ganado. • El pastoreo no afecta al bosque ya que se da en las zonas altas donde hay más pasto. • Solo el 30 por ciento de la población se dedica a la agricultura (no es rentable). La principal actividad es el comercio.

<<Continuación>>

<p>Amenazas al bosque</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Escases de lluvias y sequia de los puquiales. • Gente foránea visita y acampa. Falta de vigilancia directa para cuidar el bosque. • Quemias frecuentes principalmente en la época de estiaje y Fiesta de San Juan por descuido de los visitantes. Por este motivo han disminuido especies como “Macha macha” y “Awincho”, “Aliso”, “Chachacomo” y “taya”. • Tala ilegal de especies nativas. • El cambio climático. • Escasa participación de la población en capacitaciones relacionadas al uso del agua y cuidado del bosque.
<p>Localidad</p>	<p>San Juan de Ranra</p>
<p>Historia del bosque</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Anterior a la creación de este anexo existían haciendas en la zona. • Existen plantaciones de Eucalipto, Pino y Ciprés por el programa PRONAMACHS. • El agua se mantiene limpia para beber y viene de varias lagunas cercanas. • La mayoría de la fauna se ha mantenido. • Hace 20 años no había carretera por lo bajaban por la quebrada en caballos. • Las quemias que se daban antes han eliminado vegetación conformada por árboles adultos de “Aliso” y “Jurjush”. • Hay menos individuos de “Aliso” y “Quinual” debido a que lo han usado como leña y madera para construcciones. También se ha depredado especies como la “Cantuta amarilla” y la “zarzamora”. • La mayoría de los pobladores ya no sube a las zonas altas del bosque.

<<Continuación>>

Población y actividades antrópicas	<ul style="list-style-type: none">• La población ha aumentado y la cantidad de comuneros ha disminuido.• Viene poco visitantes foráneos debido a que el lugar es poco conocido.• La población ha migrado desde hace 30 años de las zonas altas a las bajas por las bajas temperaturas (heladas) y la necesidad de que sus hijos estudien y trabajen.• La ganadería ha disminuido drásticamente desde el 2010. Antes cada familia tenía por lo menos 30 cabezas de ganado. Ahora solo algunas familias tienen ganado.• La agricultura ha disminuido (ya no es rentable). No siembran en zonas altas para dejar forraje para el ganado. Prefieren sembrar al lado derecho del bosque porque reciben una mejor iluminación del sol.
Amenazas al bosque	<ul style="list-style-type: none">• Las quemadas eran muy frecuentes, ahora han disminuido debido a que lo han prohibido.• Las épocas de invierno (hielo).• Los pocos visitantes que vienen (familiares o foráneos) realizan la pesca de trucha.• En época de navidad llegan foráneas a llevarse musgo en sacos para venta.

Anexo 6. Presencia de las Especies en las Tres Localidades

Nº	Especie	Saño	CP La Punta	San Juan de Ranra
1	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	X	X	
2	<i>Alonsoa acutifolia</i> Ruiz & Pav.	X	X	
3	<i>Arcytophyllum thymifolium</i> (Ruiz & Pav.) Standl.	X		
4	<i>Aristeguietia discolor</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	X	X	
5	<i>Baccharis odorata</i> Kunth	X	X	X
6	<i>Baccharis pulchella</i> Sch.Bip. ex Griseb.		X	
7	<i>Baccharis emarginata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.			X
8	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	X	X	X
9	<i>Baccharis tarmensis</i> Cuatrec.			X
10	<i>Baccharis tricuneata</i> (L.f.) Pers.	X		
11	<i>Berberis</i> sp.			X
12	<i>Berberis lutea</i> Ruiz & Pav.	X	X	X
13	<i>Berberis saxicola</i> Lechl.			X
14	<i>Brachyotum ledifolium</i> (Desr.) Triana	X		X
15	<i>Brachyotum naudinii</i> Triana	X	X	X
16	<i>Calceolaria rupestris</i> Molau		X	
17	<i>Calceolaria virgata</i> Ruiz & Pav.	X	X	
18	<i>Cantua buxifolia</i> Juss. ex Lam.		X	
19	<i>Cestrum conglomeratum</i> Ruiz & Pav.	X		
20	<i>Clinopodium breviflorum</i> (Benth.) Govaerts	X	X	
21	<i>Clinopodium sphenophyllum</i> (Epling) Govaerts			X
22	<i>Colletia spinosissima</i> J.F.Gmel.	X	X	
23	<i>Cronquistianthus lavandulifolius</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.		X	
24	<i>Diplostephium haenkei</i> (DC.) Wedd.			X
25	<i>Escallonia myrtilloides</i> L.f.	X	X	X
26	<i>Escallonia resinosa</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	X	X	X
27	<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth		X	X
28	<i>Gynoxys capituliparva</i> Cuatrec.			X
29	<i>Hesperomeles cuneata</i> Lindl.	X	X	X
30	<i>Hesperomeles lanuginosa</i> Ruiz & Pav. ex Hook.	X		X
31	<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (DC.) Lindl.	X	X	
32	<i>Maytenus jelskii</i> Zahlbr.			X
33	<i>Miconia salicifolia</i> (Bonpl. ex Naudin) Naudin			X
34	<i>Minthostachys mollis</i> (Benth.) Griseb.	X	X	X
35	<i>Monnina salicifolia</i> Ruiz & Pav.	X	X	X
36	<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.			X
37	<i>Neocuatrecasia sessilifolia</i> R.M.King & H.Rob.	X		
38	<i>Polylepis racemosa</i> Ruiz & Pav.		X	

<<Continuación>>

39	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.		X	
40	<i>Ribes</i> sp.			X
41	<i>Senecio melanocalyx</i> Cuatrec.	X		X
42	<i>Senna versicolor</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	X	X	
43	<i>Siphocampylus veteranus</i> E.Wimm.			X
44	<i>Solanum luteoalbum</i> Pers.	X		
45	<i>Solanum juninense</i> Bitter	X		
46	<i>Solanum nitidum</i> Ruiz & Pav.		X	
47	<i>Tagetes elliptica</i> Sm.	X		
48	<i>Valeriana decussata</i> Ruiz & Pav.			X
49	<i>Vallea stipularis</i> L.f.			X

Anexo 7. Usos de las Especies del Presente Estudio

N°	Especie	Nombre común	Hábito	Usos
1	<i>Alnus acuminata</i> Kunth	"aliso"	Árbol	Elaboración de artesanías, mueblería (sillas), herramientas, utensilios (cucharas)
				Leña
				Tintóreo (hojas y corteza)
2	<i>Alonsoa acutifolia</i> Ruiz & Pav.	No reportado	Arbusto	Ornamental
				Medicinal
3	<i>Arcytophyllum thymifolium</i> (Ruiz & Pav.) Standl.	"pichi pichi"	Arbusto	Para fabricar escobas
4	<i>Aristeguietia discolor</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	"asmachilca" "hercampuri"	Arbusto	Medicinal (asma, baños). Es una hierba cálida.
				En semana Santa se recogía en viernes santo antes de que salga el sol
				Como ceniza para chacchar coca
5	<i>Baccharis odorata</i> Kunth	"taya taya"	Arbusto	Leña (para cocina por su olor aromático)
				Para fabricar escobas
6	<i>Baccharis pulchella</i> Sch.Bip. ex Griseb.	No reportado	Arbusto	No reportado
7	<i>Baccharis emarginata</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	"taya macho"	Arbusto	No reportado
8	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	"chilca"	Arbusto	Medicinal (para hinchazón)
9	<i>Baccharis tarmensis</i> Cuatrec.	"chilca blanco"	Arbusto	Medicinal (bueno para reumatismo)

<<Continuación>>

10	<i>Baccharis tricuneata</i> (L.f.) Pers.	"taya" "taya hembra"	Arbusto	Leña
11	<i>Berberis</i> sp.	"chicche"	Arbusto	No reportado
12	<i>Berberis lutea</i> Ruiz & Pav.	"chicche"	Arbusto	Tintóreo
				Alimenticio (frutos comestibles), para hacer chicha
				Leña
				Elaboración de herramientas (sus ramas se pueden usar para la "puchka" del hilo)
13	<i>Berberis saxicola</i> Lechl.	"chicche"	Arbusto	No reportado
14	<i>Brachyotum ledifolium</i> (Desr.) Triana	"cera cera" "jaya hembra"	Arbusto	Leña
15	<i>Brachyotum naudinii</i> Triana	"cera cera" "awicho" "Jaya macho" "alalarsiki"	Arbusto	Leña
				Para fabricar escobas
				"No recojas porque va llover"
16	<i>Calceolaria rupestris</i> Molau	"globo"	Arbusto	No reportado
17	<i>Calceolaria virgata</i> Ruiz & Pav.	"globo globo" "bolsa de pastor" "globitos del secarrón"	Arbusto	Medicinal (bueno para lavar la sangre y contra el colesterol, preparando en infusión)
18	<i>Cantua buxifolia</i> Juss. ex Lam.	"cantuta"	Arbusto	Ornamental
19	<i>Cestrum conglomeratum</i> Ruiz & Pav.	No reportado	Arbusto	No reportado

<<Continuación>>

20	<i>Clinopodium breviflorum</i> (Benth.) Govaerts	No reportado	Arbusto	No reportado
21	<i>Clinopodium sphenophyllum</i> (Epling) Govaerts	"muña macho" "asnomuña"	Arbusto	Medicinal (para cólicos)
22	<i>Colletia spinosissima</i> J.F.Gmel.	No reportado	Arbusto	Alimento de aves (frutos)
23	<i>Cronquistianthus lavandulifolius</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	No reportado	Arbusto	No reportado
24	<i>Diplostephium haenkei</i> (DC.) Wedd.	No reportado	Arbusto	No reportado
25	<i>Escallonia myrtilloides</i> L.f.	"tasta"	Arbusto- árbol	Leña
26	<i>Escallonia resinosa</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	"chachacomo" "chicher" "chacha" "milo" "chachas"	Arbusto- árbol	Elaboración de herramientas (cucharones, platos, sillas, mangos de hoz, etc.) y artesanías
				Construcción (madera resistente a la polilla)
				Atrae abejas
27	<i>Gaultheria myrsinoides</i> Kunth	"macha macha" "tintura de yodo"	Arbusto	Tintóreo
				Comestible (de sabor agradable), para hacer coctel
				Para emborrachar. Mala hierba.
28	<i>Gynoxys capituliparva</i> Cuatrec.	"qhishuar chico"	Arbusto	No reportado
29	<i>Hesperomeles cuneata</i> Lindl.	"milo" "manzanita de altura"	Arbusto	Elaboración de herramientas (palo flexible)
				Alimenticio (frutos comestibles)
				Leña

<<Continuación>>

30	<i>Hesperomeles lanuginosa</i> Ruiz & Pav. ex Hook.	"rinre-rinre"	Arbusto	Leña
31	<i>Hesperomeles obtusifolia</i> (DC.) Lindl.	"manzanita" "espina negra" "yanacasha"	Arbusto	Alimenticio (frutos comestibles)
				Forraje (alimento para ovejas)
				Leña (cuando está viejo se lo usa para leña)
32	<i>Maytenus jelskii</i> Zahlbr.	No reportado	Arbusto	Leña
33	<i>Miconia salicifolia</i> (Bonpl. ex Naudin) Naudin	"aillea" "aidia"	Arbusto	Ornamental
				Frutos comestibles
34	<i>Minthostachys mollis</i> (Benth.) Griseb.	"muña" "muña hembra"	Arbusto	Alimenticio (sopas, en leche de vaca).
				Medicinal (contra gastritis y dolor de estómago)
				Ambiental (Atrae abejas).
35	<i>Monnina salicifolia</i> Ruiz & Pav.	"tutahuiña" "cancha negra" "yanacancha" "jara jara" "usa usa" "pulga"	Arbusto	Alimenticio (frutos comestibles)
				Medicinal
36	<i>Myrsine dependens</i> (Ruiz & Pav.) Spreng.	"tuipi" "tuipe macho"	Arbusto	No reportado
37	<i>Neocuatrecasia sessilifolia</i> R.M.King & H.Rob.	No reportado	Arbusto	No reportado
38	<i>Polylepis racemosa</i> Ruiz & Pav.	"quinual"	Árbol	Para elaborar cucharas y bateas
39	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	"guinda"	Árbol	Fruto comestible
40	<i>Ribes</i> sp.	No reportado	Arbusto	No reportado

<<Continuación>>

41	<i>Senecio melanocalyx</i> Cuatrec.	“ramilla” “yalush”	Arbusto	Para curar el mal de aire (hinchazón de cara y manos). Bueno para la gastritis y dolor de oído.
				Contra hemorragias y heridas. Es cicatrizante.
42	<i>Senna versicolor</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	“tanquish” “tankish macho”	Arbusto- árbol	Medicinal (para emplasto para fiebre en conjunto con orina)
43	<i>Siphocampylus veteranus</i> E.Wimm.	"lacon lacon" "nariz de pavo"	Arbusto	No reportado
44	<i>Solanum luteoalbum</i> Pers.	“Naranjita de china”	Arbusto	Alimenticio (fruto comestible).
				Medicinal (Bueno contra el empacho en infusión).
45	<i>Solanum juninense</i> Bitter	“papa silvestre” “papa del abuelo” “olluco del abuelo” “capulí del campo”	Arbusto	No reportado
46	<i>Solanum nitidum</i> Ruiz & Pav.	No reportado	Arbusto	No reportado
47	<i>Tagetes elliptica</i> Sm.	“chincho” “huacatay”	Arbusto	Alimenticio
				Tintóreo (tiñe de amarillo en lana de oveja)
48	<i>Valeriana decussata</i> Ruiz & Pav.	No reportado	Arbusto	No reportado
49	<i>Vallea stipularis</i> L.f.	"joljo" "jurjush"	Arbusto- árbol	Medicinal (osteoporosis, hacer hervir en baño maría)

Anexo 8. Entrevistas en Campo



Entrevistas en el distrito de Saño



Entrevistas en el Centro poblado La Punta



Entrevistas en San Juan de Ranra



Entrevistas en San Juan de Ranra

Anexo 9. Autorización con fines de Investigación Científica otorgada por SERFOR



"Decenio de la Igualdad de Oportunidades para Mujeres y Hombres"
"Año de la Universalización de la Salud"

Magdalena Del Mar, 03 de Noviembre del 2020

CARTA N° D000447-2020-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS

Señora
SARA LUCÍA TERREROS CAMAC
Investigadora
Jr. Los Terrazos 2645 – Urb. San Carlos
sterrerros@lamolina.edu.pe
San Juan de Lurigancho.-

Asunto : Remito RDG N° D000314-2020-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS

Referencia : Carta S/N (08/08/2020)

Es grato dirigirme a usted, con relación al documento de la referencia, mediante el cual solicitó la autorización con fines de investigación científica flora silvestre, fuera de Áreas Naturales Protegidas, como parte del proyecto de investigación: "Flora de los Andes del Perú", a desarrollarse en diferentes localidades de los departamentos de Lima, Junín y Huancavelica.

Al respecto y de acuerdo a lo solicitado, remito para su conocimiento y fines, la Resolución de Dirección General N° D000314-2020-MINAGRI-SERFOR-DGGSPFFS (02/11/2020), mediante la cual se resuelve otorgar a su favor la autorización con fines de investigación científica de flora silvestre, sin acceso a recursos genéticos, correspondiéndole el Código de Autorización N° **AUT-IFL-2020-041**, por el periodo de treinta y nueve (39) meses, en virtud de las consideraciones expuestas en la presente resolución.

Sin otro particular, expreso mis cordiales saludos.

Atentamente,

Documento firmado digitalmente

Miriam Mercedes Cerdán Quiliano
Directora General
Dirección General de Gestión Sostenible del
Patrimonio Forestal y de Fauna Silvestre
Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre - SERFOR

Exp. N° 2020-0005300

Av. Javier Prado Oeste N° 2442
Urb. Orrantía, Magdalena del Mar – Lima 17
T. (511) 225-9005
www.serfor.gob.pe



Esta es una copia auténtica imprimible de un documento electrónico archivado en el Servicio Forestal y de Fauna Silvestre, aplicando lo dispuesto por el Art. 25 de D.S. 070-2013-PCM y la Tercera Disposición Complementaria Final del D.S. 026-2016-PCM. Su autenticidad e integridad pueden ser contrastadas a través de la siguiente dirección web: Url: <https://sgd.serfor.gob.pe/validadorDocumental/> Clave: UVJCRP