



Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica
Escuela Profesional de Ingeniería Geográfica

**Impacto de la fragmentación del paisaje en la
distribución del Oso de Anteojos en los Bosques
Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú (2000 -
2021)**

TESIS

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Geógrafo

AUTOR

Mario Fernando Jesús CACERES REYNA

ASESOR

Dr. Francisco Alejandro ALCÁNTARA BOZA

Lima, Perú

2024



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Caceres, M. (2024). *Impacto de la fragmentación del paisaje en la distribución del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú (2000-2021)*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Escuela Profesional de Ingeniería Geográfica]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Mario Fernando Jesús Caceres Reyna
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	71608639
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-3599-7328
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Francisco Alejandro Alcántara Boza
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	27074721
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0001-9127-4450
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Walter Aparicio Arévalo Gómez
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	09050786
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Anggelo Andrés Tena Barrera
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	44818179
Datos de investigación	
Línea de investigación	Biodiversidad y Ecología de Ecosistemas terrestres
Grupo de investigación	No aplica
Agencia de financiamiento	Spectacled Bear Conservation

Ubicación geográfica de la investigación	País: Perú Departamento: Lambayeque – Cajamarca - Piura Provincia: Chiclayo, Ferreñafe y Lambayeque en la región de Lambayeque; Jaén, Cutervo, Chota, Santa Cruz y San Miguel en la región de Cajamarca; y Huancabamba en la región de Piura Latitud: -6. 488834° Longitud: -79.651919°
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2000 – 2021
URL de disciplinas OCDE	Sensores remotos https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#2.07.04 Ciencias del medio ambiente https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.08 Ecología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS

Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA

FACULTAD DE INGENIERÍA GEOLÓGICA, MINERA, METALÚRGICA Y GEOGRÁFICA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA GEOGRÁFICA

**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS PARA OPTAR TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO GEÓGRAFO**

En el Salón de Grados y Títulos de la Escuela Profesional de Ingeniería Geográfica de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, el día viernes 10 de mayo del 2024, siendo las 05:30 horas, en presencia de los Señores Docentes designados como Miembros del Jurado Calificador:

Dr. WALTER APARICIO ARÉVALO GÓMEZ
Mg. ANGGELO ANDRÉS TENA BARRERA

Presidente
Miembro

Reunidos en Acto Académico Público de Sustentación de la Tesis titulada: « **IMPACTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN LA DISTRIBUCIÓN DEL USO DE ANTEOJOS EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NOROESTE DEL PERÚ (2000-2021)** », para optar el Título Profesional de Ingeniero Geógrafo.

Expuesta la Tesis; los miembros del Jurado plantearon al Bachiller las preguntas pertinentes, que fueron absueltas por el tesista: *a SATISFACCIÓN*

Concluida la sustentación de Tesis, el Jurado procedió a evaluar y calificar la calidad y sustentación en secreto, cuyo calificativo fue: *Dieciocho (18) APROBADO CON MENCIÓN HONROSA*

Habiendo sido aprobada la Sustentación de la Tesis por el Jurado Calificador, el Presidente del Jurado recomienda que la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, otorgue el TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO GEÓGRAFO, a Don **MARIO FERNANDO JESÚS CACERES REYNA**.

Siendo las *18:20* horas, se dio por concluido el acto académico, expidiéndose cinco (05) Actas Originales de la Sustentación de Tesis, firmadas por el Jurado Calificador.

Ciudad Universitaria, 10 de mayo del 2024

Dr. WALTER APARICIO ARÉVALO GÓMEZ
PRESIDENTE

Mg. ANGGELO ANDRÉS TENA BARRERA
MIEMBRO

Dr. FRANCISCO ALEJANDRO ALCÁNTARA BOZA
ASESOR DE TESIS



CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo **FRANCISCO ALEJANDRO ALCÁNTARA BOZA** en mi condición de asesor acreditado con la Resolución Decanal N° 001166-2023-D-FIGMMG/UNMSM de la tesis cuyo título es:

IMPACTO DE LA FRAGMENTACIÓN DEL PAISAJE EN LA DISTRIBUCIÓN DEL OSO DE ANTEOJOS EN LOS BOSQUES ESTACIONALMENTE SECOS DEL NOROESTE DEL PERÚ (2000 – 2021), presentado por el bachiller **CACERES REYNA MARIO FERNANDO JESÚS** para optar el título de **INGENIERO GEÓGRAFO**.

CERTIFICO que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante el software de similitud textual, el documento evaluado cuenta con el porcentaje de **17% de similitud**, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional**.

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del título profesional de Ingeniero Geógrafo.

Firma del Asesor

DNI: 27074721

Francisco Alejandro Alcántara Boza



Dedicatoria

A mi mamá, por creer en mis proyectos.
A mi papá, que con su esfuerzo inagotable me demostró el valor del trabajo.
A mi familia por confiar en mi desde pequeño.
A mi hermana, a quien espero inspirar para que logre sus metas.
A mis abuelos Carmen y Adrián, por continuar acompañándome.
A quienes aún sueñan o lo hicieron alguna vez.
A la Escuela de Ingeniería Geográfica que me abrió sus puertas hacia nuevos
horizontes.

Resumen

El Oso de Anteojos, único úrsido en Sudamérica, enfrenta amenazas como la cacería y la pérdida de hábitat por la expansión agrícola y ganadera. Esta situación provoca conflictos y fragmentación del paisaje, afectando la conectividad entre poblaciones y el intercambio genético, especialmente en las áreas centro y norte de su distribución. La investigación en los Bosques del Noroeste de Perú (Lambayeque, Cajamarca, Piura) entre 2000 y 2021 utilizó modelos predictivos (GLM, Maxent, Random Forest) para evaluar el impacto de la fragmentación en la distribución del oso, destacando Random Forest por su alta precisión.

Se identificaron métricas óptimas para analizar la distribución del Oso de Anteojos en bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú. Área de Clase (CA), Densidad de Borde (ED), Índice de Forma Media (MSI), y Tamaño Medio del Parche (MPS) fueron claves para entender la fragmentación del paisaje y su efecto en el hábitat del oso, mostrando una tendencia a mayores parches y mayor fragmentación.

El estudio reveló un incremento en la alteración de hábitats óptimos del oso, identificando una zona crítica de 288 753.093 ha. Se delimitaron áreas prioritarias para la conservación (5,351.71 ha), principalmente al norte del Refugio de Vida Silvestre Laquipampa, extendiéndose hacia Salas y distritos cercanos. Áreas adicionales de importancia se hallaron en zonas de actividad agrícola y minera en Patapo y regiones de Cajamarca, resaltando la necesidad urgente de reforzar estrategias de conservación.

Palabras clave: Oso de Anteojos, Fragmentación del paisaje, Conservación, Hábitat, Modelos predictivos

Summary

The Spectacled Bear, the only bear species in South America, faces threats such as hunting and habitat loss due to agricultural and livestock expansion. This situation leads to conflicts and landscape fragmentation, affecting connectivity between populations and genetic exchange, especially in the central and northern areas of its distribution. Research in the Northwest Forests of Peru (Lambayeque, Cajamarca, Piura) between 2000 and 2021 used predictive models (GLM, Maxent, Random Forest) to assess the impact of fragmentation on the bear's distribution, highlighting Random Forest for its high accuracy.

Optimal metrics were identified to analyze the distribution of the Spectacled Bear in Seasonally Dry Forests of Northwest Peru. Class Area (CA), Edge Density (ED), Mean Shape Index (MSI), and Mean Patch Size (MPS) were key to understanding landscape fragmentation and its effect on the bear's habitat, showing a trend towards larger patches and greater fragmentation.

The study revealed an increase in the alteration of the bear's preferred habitats, identifying a critical area of 288,753.093 ha. Priority areas for conservation were delineated (5,351.71 ha), mainly to the north of the Laquipampa Wildlife Refuge, extending towards Salas and nearby districts. Additional areas of importance were found in zones of agricultural and mining activity in Patapo and regions of Cajamarca, highlighting the urgent need to strengthen conservation strategies.

Keywords: Spectacled Bear, Landscape Fragmentation, Conservation, Habitat, Predictive Models

Agradecimientos

Iniciar esta tesis se convirtió en un proyecto que logré realizar gracias a un constante esfuerzo, el apoyo de mi familia y el acompañamiento de investigadores con amplia experiencia.

Al Centro de Conservación del Oso de Anteojos por brindarme la oportunidad de realizar mi pasantía, la cual enriqueció mi conocimiento sobre el hábitat del Oso de Anteojos y me permitió contribuir a sus esfuerzos de conservación. Aquí, tuve el honor de trabajar con un equipo excepcional liderado por Robyn Appleton, Alexander More e Isai Sánchez, junto a un grupo de expertos: Irina, Carmen, Solanch, Zaida, Julio, Javier, Francisco y todos los colaboradores en diversas áreas e iniciativas.

Al Dr. Francisco Alejandro Alcántara Boza, por sus correcciones en la asesoría de mi tesis. Sus enseñanzas y apoyo durante las clases universitarias contribuyeron a mi formación profesional y mi interés por la investigación, además de a todos mis docentes de la universidad: Anggelo Tenna, Máximo Ayala, José Quispe, José Sandoval, Luis Huamán, Walter Arévalo, Luis Garnica, Dante Loayza y José Osejo.

Agradecer también a las organizaciones e instituciones de las cuales aún formo parte o en las cuales alguna vez tuve la oportunidad de participar, como el Círculo de Investigación en Bosques Secos del Perú – UNALM, Journal Club San Marcos, entre otros, donde conocí a excelentes profesionales y amigos.

A todas las personas que me acompañaron durante mi formación profesional, la cual nunca concluye, ya que la vida se traduce en un aprendizaje constante, en especial a mis amigos Luigi, Joel, Carol, Stephanie, Alessandra, Javier, Milagros, Sandra, Kedith, Junior y Antony.

Y, por último, agradecer a mis padres y hermana, por su apoyo incondicional, ya que su confianza me permitió seguir avanzando hacia nuevos proyectos.

Índice general

1.	Introducción	1
1.1.	Planteamiento del problema.....	1
1.2.	Formulación del problema	2
1.2.1	Pregunta general.....	2
1.2.2	Preguntas específicas	2
1.3.	Objetivos de la investigación	2
1.3.1	Objetivo general.....	2
1.3.2	Objetivos específicos	2
1.4.	Justificación de la investigación	2
1.5.	Limitaciones de la investigación.....	3
2.	El marco teórico.....	4
2.1.	Antecedentes de la investigación	4
2.2.	Bases teóricas.....	5
2.2.1	Oso de Anteojos (Tremarctos Ornatus)	5
2.2.2	Distribución de especies y Nicho Ecológico	7
2.2.3	Transición de tipos de cobertura	16
2.2.4	Configuración del hábitat.....	19
2.2.5	Patrones de actividad de mamíferos	31
3.	Hipótesis y variables	34
3.1.	Hipótesis	34
3.1.1	Hipótesis General.....	34
3.1.2	Hipótesis específicas	34
3.2.	Variables	34
3.2.1	Variable Independiente	34
3.2.2	Variable Dependiente.....	34
4.	Materiales y metodología.....	35

4.1.	Área de estudio – Descripción del área de estudio	35
4.1.1	Localización.....	35
4.1.2	Accesibilidad.....	36
4.1.3	Aspectos físicos	37
4.1.4	Aspectos biológicos	43
4.1.5	Aspecto socioeconómico	58
4.1.6	Aspecto cultural	60
4.2.	Diseño de investigación – Instrumentos y recolección de información	62
4.2.1	Datos de presencia	62
4.2.2	Datos satelitales y cambios de cobertura	65
4.3.	Metodología	66
4.3.1	Recopilación de los datos de presencia.....	67
4.3.2	Definir el Background.....	68
4.3.3	Selección de variables explicativas.....	70
4.3.4	Evaluación de los puntos de presencia y Pseudoausencia	72
4.3.5	Construcción y validación de los modelos de distribución.....	76
4.3.6	Reclasificación del ráster del modelo de distribución	76
4.3.7	Identificación de cambios en la cobertura	76
4.3.8	Fragmentación del paisaje.....	78
4.3.9	Estado de conservación del hábitat del Oso de Antojos	79
5.	Resultados y discusión	82
5.1.	Background y puntos de presencia	82
5.2.	Selección de las variables explicativas	84
5.3.	Evaluación de rendimiento de los modelos	90
5.4.	Identificación de las zonas de distribución del Oso de Antojos.....	94
5.5.	Determinación de las métricas de fragmentación	95

5.5.1	Análisis de los cambios de cobertura.....	95
5.5.2	Análisis de las métricas de fragmentación.....	98
5.6.	Estado de conservación del Oso de Anteojos	114
5.6.1	Análisis del impacto en las coberturas.....	114
5.7.	Áreas prioritarias de conservación.....	116
5.8.	Análisis interpretación y discusión de datos.....	117
6.	Conclusión	119
7.	Recomendaciones	121
8.	Referencias bibliográficas.....	122
9.	Anexos	128

Índice de tablas

Tabla 1. Notación utilizada en los algoritmos de las métricas.....	21
Tabla 2. Límites del área de estudio	35
Tabla 3. Áreas de conservación privada	56
Tabla 4. Áreas de conservación regional	56
Tabla 5. Áreas de conservación nacional.....	57
Tabla 6. Clasificación de la información para la captura de datos de presencia	67
Tabla 7. Clasificación de la presencia capturada por las cámaras trampa	68
Tabla 8. Valores mínimo y máximo identificados a partir de los registros de presencia.....	69
Tabla 9. Clasificación de los puntos de presencia según la captura de información en el background.....	70
Tabla 10. Variables ambientales y antrópicas seleccionadas en la investigación	70
Tabla 11. Variables ambientales y antrópicas seleccionadas en la investigación	76
Tabla 12. Descripción de las métricas del paisaje	78
Tabla 13. Valores asignados a los tipos de cobertura	80
Tabla 14. Niveles según tipo de cobertura.....	81
Tabla 15. Valores según el periodo de transición	81
Tabla 16. Variables ambientales en el ráster multibanda	84
Tabla 17. Niveles de significancia de los p-values	87
Tabla 18. Variables ambientales seleccionadas luego del análisis VIF	90
Tabla 19. Evaluación de las métricas de los modelos.....	94

Tabla 20. Evaluación de las métricas de los modelos.....	95
Tabla 21. Área por tipo de cobertura en el nivel alto de distribución.....	113
Tabla 22. Evaluación del área en el nivel alto de las transiciones de cobertura	115

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de distribución del Oso de Anteojos UICN.....	6
Figura 2. Oso de Anteojos (<i>Tremarctos Ornatus</i>)	7
Figura 3. Estructura de Random Forest (RF).....	10
Figura 4. Diagrama BAM	12
Figura 5. Espacio geográfico y espacio ecológico para una misma región	13
Figura 6. Elementos del proceso de teledetección	17
Figura 7. Lanzamiento de las principales misiones espaciales	18
Figura 8. Fragmentación del paisaje	19
Figura 9. Transición de la fragmentación del paisaje	20
Figura 10. Bosques estacionalmente secos en el Santuario Histórico Bosque de Pómac	29
Figura 11. Bosque montano en el Refugio de Vida Silvestre Laquipampa	31
Figura 12. Revisión de cámaras trampa en el sector “Calabozo”	33
Figura 13. Mapa de ubicación del Área de Estudio	36
Figura 14. Mapa de Accesibilidad al Área de Estudio.....	37
Figura 15. Precipitación mensual para el periodo de 2000-2014, en la estación Cuevablanca	38
Figura 16. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000- 2014, en la estación El Espinal	39
Figura 17. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000- 2014, en la estación Jayanca	40
Figura 18. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000- 2014, en la estación Puchaca.....	41
Figura 19. Mapa Hidrográfico del Área de estudio	42
Figura 20. Mapa de ecosistemas en el Área de estudio	46
Figura 21. Sapote (<i>Capparis scabrida</i>).....	47

Figura 22. Achupalla (<i>Puya Hamata</i>).....	48
Fuente: Naturalista Colombia, 2020	48
Figura 23. Overo (<i>Cordia lutea</i>)	49
Figura 24. Ardilla nuca blanca (<i>Sciurus stramineus</i>).....	50
Figura 25. Oso hormiguero (<i>Tamandua mexicana</i>).....	50
Figura 26. Pava aliblanca (<i>Penelope albipennis</i>).....	51
Figura 27. Puma (<i>Puma concolor</i>).....	52
Figura 28. Ocelote (<i>Leopardus pardalis</i>).....	52
Figura 29. Venado de cola blanca (<i>Odocoileus virginianus peruvianus</i>).....	53
Figura 30. Zorrillo (<i>Conepatus chinga</i>)	54
Figura 31. Zorro costeño (<i>Licalopex sechurae</i>).....	55
Figura 32. Mapa de Áreas Naturales Protegidas en el Área de estudio	58
Figura 33. Representación de la cultura Sicán.....	61
Figura 34. Cámara Trophy Cam HD Aggressor de Spectacled Bear Conservation.	63
Figura 35. Cámara Reconix PC90HO.....	64
Figura 36. Cámara Blaze Video A252 de Spectacled Bear Conservation.....	65
Figura 37. Plataforma de análisis y descarga de datos MapBiomas	66
Figura 38. Diagrama de flujo de la metodología	67
Figura 39. Mapa del desplazamiento del Oso de Anteojos realizado por el monitoreo con radiocollares.	68
Figura 40. Buffer de la geometría mínima delimitadora(a) y la reclasificación del ráster con valores mínimo y máximo en formato vectorial.....	69
Figura 41. Remuestreo de la variable ambiental BIO12(Cantidad de precipitación anual) de 1 km de resolución(a) a una resolución de 100 m(b)	71
Figura 42. Alineación y generación del ráster multibanda con las variables ambientales.....	72
Figura 43. Distribución de los puntos de presencia únicos por cuadrícula.....	73

Figura 44. Boxplot del análisis de datos atípicos de los puntos de presencia.....	74
Figura 45. Transiciones de cobertura en el periodo 2000 – 2021 de la colección MapBiomias	77
Figura 46. Cobertura en el periodo 2000 – 2021 de la colección MapBiomias.....	78
Figura 47. Mapa del background en el área de estudio.....	82
Figura 48. Mapa de distribución del total de puntos de presencia.....	83
Figura 49. Mapa de distribución de los puntos de presencia únicos por cuadrícula	83
Figura 50. Puntos de presencia y pseudoausencia en el background.....	84
Figura 51. Matriz de correlación de las variables ambientales	86
Figura 52. Histograma de los p-values	87
Figura 53. Gráfico de barras de las variables ambientales con valor VIF menor a 10.....	89
Figura 54. Modelo de distribución de especies con el Modelo Lineal Generalizado (GLM).....	91
Figura 55. Modelo de distribución de especies con Maxent.....	92
Figura 56. Modelo de distribución de especies con Random Forest	93
Figura 57. Modelo de distribución de especies con Random Forest	95
Figura 58. Área de Clase (CA) en cada periodo	98
Figura 59. Número de parches (NumP) en cada periodo por clase	99
Figura 60. Borde Total (TE) en cada periodo por clase.....	100
Figura 61. Densidad de Borde (ED) en cada periodo por clas.....	101
Figura 62. Borde Medio del parche (MPE) en cada periodo por clase.....	102
Figura 63. Tamaño Medio del parche (MPS) en cada periodo por clase.....	103
Figura 64. Mediana del parche (MedPS) en cada periodo por clase	104
Figura 65. Índice de Forma Media (MSI) en cada periodo por clase	105
Figura 66. Media Perímetro-Área (MPAR) en cada periodo por clase	106
Figura 67. Desviación Estándar del Tamaño del Parche (PSSD) en cada	

periodo por clase	107
Figura 68. Coeficiente de Varianza del Tamaño del parche (PSCoV) en cada periodo por clase	108
Figura 69. Índice de forma medio ponderado por área (AWMSI) en cada periodo por clase	110
Figura 70. Dimensión Fractal Media del parche (MPFD) en cada periodo por clase	111
Figura 71. Dimensión Fractal Media del parche (AWMPFD) en cada periodo por clase	112
Figura 72. Matriz de correlación de las métricas de fragmentación	114
Figura 73. Área del nivel alto por periodo de transición en el periodo 2000 - 2021	115
Figura 74. Área del nivel alto por periodo de transición 2000 - 2021	116
Figura 75. Mapa de las áreas prioritarias de conservación	117

1. Introducción

La investigación abordó la problemática que afecta al oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) en su distribución en los bosques del noroeste de Perú. Se examinaron las técnicas de captura de información que permitieron identificar a la población de oso de anteojos, así como las métricas clave para comprender la fragmentación del paisaje y su efecto en el hábitat. Además, se mapearon aquellas zonas donde es necesario reforzar las estrategias de conservación.

1.1. Planteamiento del problema

- Descripción de la problemática

Las evaluaciones ecológicas que no integran los modelos de distribución de la especie pueden subestimar la gravedad de los impactos causados por la fragmentación del paisaje, además escasos estudios se han realizado considerando escalas de aislamiento como de fragmentación o la integración de modelos de distribución de especies con fragmentación (Lu et al., 2012). Por otro lado, existen estudios que, utilizando ambos métodos, logran determinar la distribución de especies arbóreas, a causa de la deforestación y el cambio climático sobre las mismas, ya que ambas constituyen una grave amenaza para los Bosques Estacionalmente Secos (Manchego et al., 2017). En conclusión, la investigación plantea que se utilice las métricas de fragmentación del paisaje para evaluar el impacto de la fragmentación en la distribución del hábitat del Oso de Anteojos.

El Oso de Anteojos enfrenta variedad de problemáticas como la cacería, ya que el incremento de la frontera agrícola y ganadera, ha originado el ingreso del Oso de Anteojos a los cultivos e interacciones con el ganado vacuno, además el comercio de oseznos y de sus partes para uso medicinal y afrodisíaco (Figuerola, 2016). La fragmentación del paisaje que genera la separación de poblaciones antes unidas y la potencial disminución o desaparición del intercambio genético entre estas, específicamente en los sectores centro y norte de su distribución (Lineamientos Para La Identificación de Ecosistemas Frágiles y Su Incorporación En La Lista Sectorial de Ecosistemas Frágiles, 2018). Evaluar la distribución brinda la posibilidad de establecer estrategias de conservación de la especie.

El uso de cámaras trampa ha permitido el monitoreo de los Osos de Anteojos, así como de otras especies. Para ello, se realiza una revisión constante de las mismas con el propósito de actualizar y revisar los equipos. Los datos proceden a organizarse y etiquetarse para conocer la población de Osos de Anteojos presentes en la zona, así como para estimar su rango de distribución y las zonas que suelen frecuentar. Es por eso que los objetivos de la presente investigación pretenden incorporar los datos recopilados para generar un modelo robusto de distribución del Oso de Anteojos y conocer las áreas prioritarias de conservación.

1.2. Formulación del problema

1.2.1 Pregunta general

- ¿Cómo impacta la fragmentación del paisaje en la distribución del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú?

1.2.2 Preguntas específicas

- ¿Qué variables ambientales determinan la distribución del Oso de Anteojos?
- ¿Qué métricas son óptimas para el análisis de la fragmentación del hábitat del Oso de Anteojos?
- ¿Cuál es el estado de conservación del hábitat del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú?

1.3. Objetivos de la investigación

1.3.1 Objetivo general

- Determinar el impacto de la fragmentación del paisaje en la distribución del Oso de Anteojos (*Tremarctos ornatus*)

1.3.2 Objetivos específicos

- Identificar las principales variables ambientales que determinan la distribución del Oso de Anteojos.
- Determinar las métricas del paisaje óptimas para analizar la distribución del Oso de Anteojos en los bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.
- Determinar el estado de conservación del hábitat del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

1.4. Justificación de la investigación

Los Bosques estacionalmente secos se encuentran en un grave estado de conservación, ya que están sometidos a una alta presión antrópica y procesos de deforestación. Especies como el puma, Oso de Anteojos son cada vez más escasos y en el caso del Oso de Anteojos en el sector Noreste se encuentra relegado a los Bosques Secos y Montanos de Lambayeque y Cajamarca, lo cual puede generar un efecto negativo en todos los niveles de la cadena alimenticia, ocasionando un desequilibrio aún mayor en los ecosistemas y la pérdida de biodiversidad, que implica una reducción de los servicios ambientales.

Los modelos de distribución de especies son herramientas fundamentales en la conservación, ya que proporcionan información detallada y espacialmente explícita sobre la presencia potencial de especies y los factores ambientales que influyen en su distribución. Estos modelos permiten evaluar amenazas, diseñar reservas naturales, planificar acciones de manejo y restauración, y predecir los impactos del cambio climático en la biodiversidad. Su uso en la toma de decisiones para la conservación es crucial, ya que brindan una base científica sólida para priorizar áreas de protección, identificar hábitats críticos, controlar especies invasoras y comprender los efectos del calentamiento global. En resumen, los modelos de distribución de especies desempeñan un papel fundamental en la conservación al proporcionar información clave para la planificación y gestión efectiva de los recursos naturales.

Esta investigación utiliza modelos de distribución de especies para estimar el hábitat del Oso de Anteojos con datos recopilados de cámaras trampa. Los algoritmos aplicados para estimar la distribución de la especie son analizados para determinar el más óptimo. A su vez determinada la extensión de la distribución del hábitat se procede a estimar la fragmentación utilizando métricas de paisaje, que permitirán identificar las áreas prioritarias de conservación.

1.5. Limitaciones de la investigación

Las cámaras trampa que constituyen una de las fuentes de datos de presencia se encuentran limitadas en número dentro del área de estudio, aunque se ha realizado un esfuerzo constante en la instalación y monitoreo permanente de las estaciones, ya que implica retos logísticos y coordinación con las instituciones y comunidades locales.

2. El marco teórico

En esta sección se desarrollará el marco teórico requerido para comprender la investigación. Primero se destaca las investigaciones realizadas que fueron utilizadas como antecedentes, luego se desarrolla las bases teóricas, donde se explica los tipos de modelos de distribución de especies y variables ambientales.

2.1. Antecedentes de la investigación

Antecedentes Internacionales

Espinosa et al. (2012), determinó que los bosques secos neotropicales se encuentran amenazados y en la actualidad su superficie ha disminuido drásticamente, en consecuencia, es preciso conocer la diversidad biológica, estructura y funcionamiento para lograr proyectos de conservación exitosos, por ello se recopila la información referida a estos ecosistemas, además se evalúa las principales amenazas y el grado de protección de estos bosques en el Pacífico Ecuatorial. Se obtuvo que ciertos factores abióticos condicionan la distribución de especies a diferentes escalas espaciales.

Sandoval-Guillén (2019), realizó un análisis de las condiciones del Oso de Anteojos en la zona andina de Ecuador y el enfoque de especies paisaje para la conservación de la especie, lo cual implicó analizar su importancia ecológica, logrando determinar que es un agente dispersor de semillas, renueva la vegetación del bosque, evita la acumulación de materia orgánica en la parte alta de los árboles. En conclusión, se deben establecer medidas que permitan la conservación de estas especies en sus hábitats naturales, además que pueda ser considerada como Especie Paisaje en los países andinos donde alcance su distribución.

Nan et al. (2012), desarrolló la evaluación de la fragmentación para determinar el riesgo de peligro y la gestión de los animales amenazados, a través de la integración de la fragmentación y nicho ecológico, logrando una evaluación de fragmentación integrada que además de considerar el nivel de aislamiento, incluye la conectividad espacial dentro del parche y establece diferentes categorías de fragmentación para la conservación del paisaje. Asimismo, para los responsables de formulación de políticas, permite priorizar medidas para el uso de la tierra.

Antecedentes Nacionales

Navarrete (2019), determinó la distribución espacial de cinco especies forestales, para ello encontró las variables ambientales que lograron obtener el modelado óptimo, junto a registros de ocurrencia de las especies utilizando el algoritmo Maxent con una combinación de 35 configuraciones en parámetros, que se analizaron con estadísticos de rendimiento y pruebas de significancia. Asimismo, se encontró que se obtienen mejores resultados utilizando parámetros de configuración distintos a los que Maxent brinda por defecto y para optimizar el modelamiento de la distribución de especies, se debe diseñar modelos futuros

basados en características ambientales y espectrales.

Salazar y Torres (2017), determinaron la distribución, extensión de ocurrencia y el área de vida del murciélago de orejas romas (*Tomopeas rarus*), basado en los registros conocidos y el acercamiento geográfico para la especie. Basados en los 13 registros confirmados se construyó un modelo de hábitat de máxima entropía determinando previamente las variables ambientales de mayor importancia para el modelo. Se estimó un índice predictivo aceptable (0.970) para el modelo final. Se determinó las zonas de mayor probabilidad de ocurrencia para esta especie y se estimó el área de distribución mediante el método del polígono mínimo convexo (PMC). El área prioritaria más importante identificada para la conservación de esta especie se sitúa al norte de Perú, entre los Departamentos de Tumbes y Piura.

N.Morrell(2021), determinaron que las carreteras reducían la densidad de osos andinos, pero la influencia de factores distintos a los caminos varió según la temporada, probablemente debido a factores estacionales no mapeados relacionados con los recursos alimentarios y el comportamiento de apareamiento. Si bien tales factores pueden contribuir al sesgo y la incertidumbre en las predicciones del modelo, los resultados demostraron claramente que algunos hábitats de alta calidad para los osos andinos siguen sin mapearse y sugieren que aún existen oportunidades para conservar el bosque seco ecuatorial fuera del área de distribución del oso andino actualmente reconocida.

Figuroa et al. (2016), análisis en el bosque seco del Marañón, que en la actualidad está siendo afectado por la agricultura, ganadería y construcción de vías de comunicación, y también se verá amenazada por la implementación de actividades económicas de gran envergadura, como las centrales hidroeléctricas. Se determinó que de un total de 6,501.2 km² de bosque seco del Marañón, que son el hábitat adecuado para el oso andino sería solo de 480.7 km²(7.4%) y el hábitat marginal de 2,418.5 km²(37.2%). Se identificaron 3 sectores prioritarios de investigación y conservación que presentan, además, conectividad con bosques montanos y páramos de áreas protegidas: Parque Nacional de Cutervo, Área de Conservación Municipal Huangamarca (Cajamarca), Áreas de Conservación Privada Huiquilla y Huaylla Belén-Colcamar.

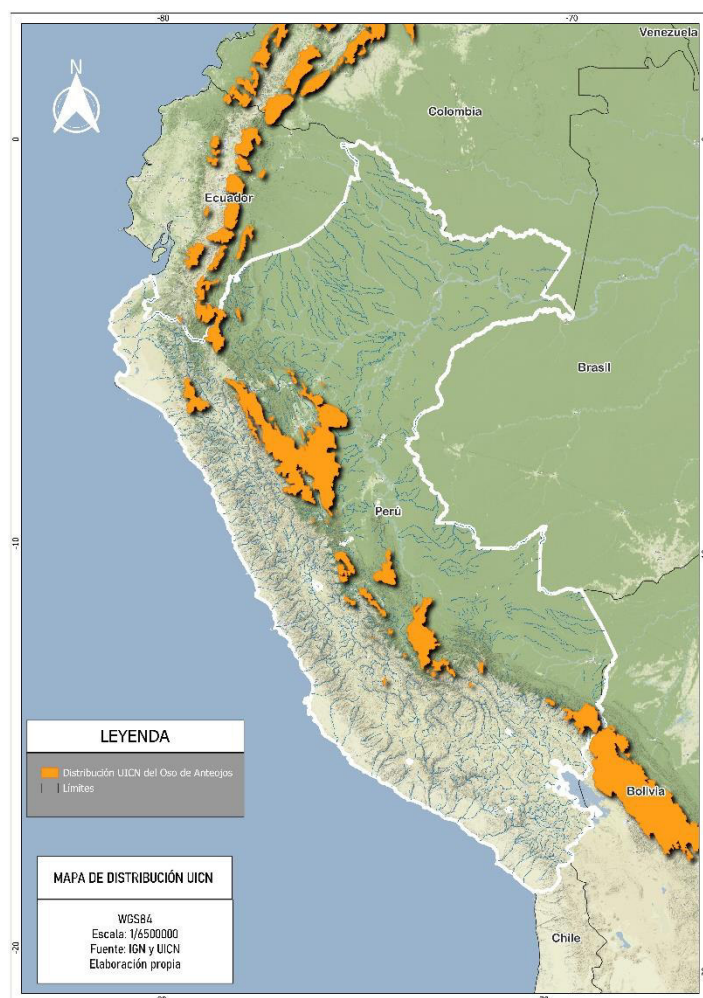
2.2. Bases teóricas

2.2.1 Oso de Anteojos (*Tremarctos Ornatus*)

El Oso de Anteojos corresponde al único representante de la familia Ursidae en América del Sur, pertenece a la clase Mammalia, Orden Carnívora, Suborden Fissipeda y especie *Tremarctos Ornatus*, se encuentran distribuidos en Venezuela, Colombia, Perú, Ecuador y Bolivia (Figura 1). Esta especie se caracteriza por adaptarse a variedad de ambientes y altitudes. En la cordillera occidental alcanza desde los 250 m (En los Bosques Secos Ecuatoriales, Perú) hasta los 4750 m (en la Puna, Perú); además se reporta su presencia en los Bosques Húmedos Tropicales,

al lado oriental de la cordillera, a partir de los 210 m (Figuroa & Stucchi, 2009).

Figura 1. Mapa de distribución del Oso de Anteojos UICN



Adaptado por el autor. Fuente: UICN 2016, IGN 2023

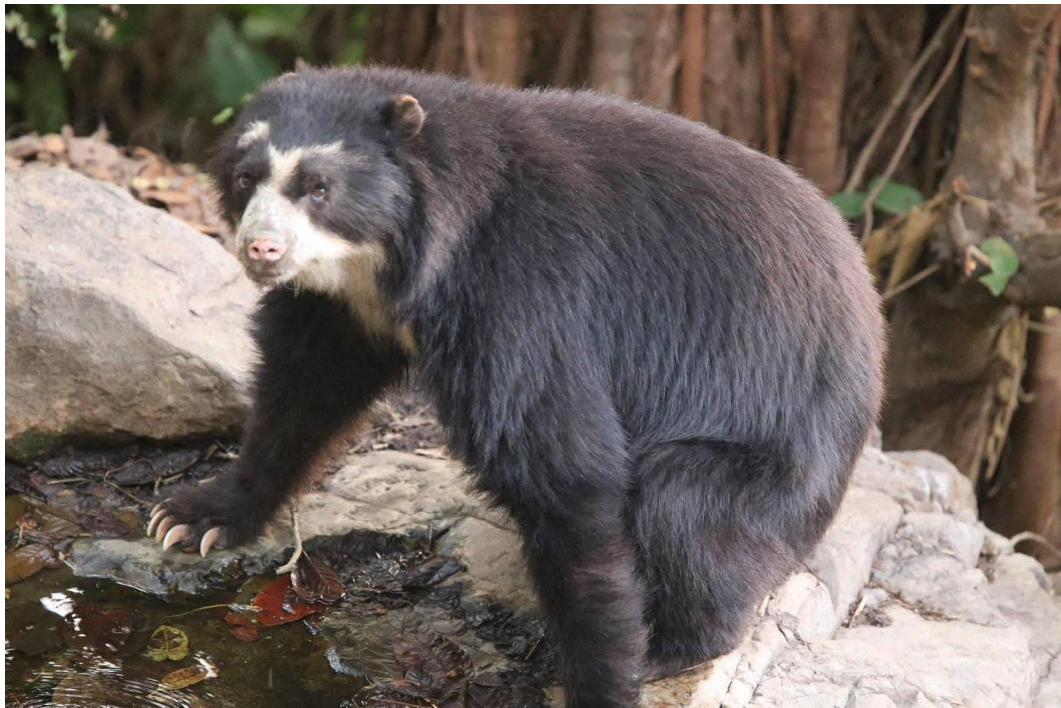
Los Osos de Anteojos son medianos, típicamente de color negro, aunque existen variantes rojizas. Son conocidos por las distintivas marcas claras alrededor de sus ojos, similares a anteojos, que pueden extenderse hasta el pecho. Cada oso tiene un patrón único de marcas que, en algunos casos, pueden estar ausentes. Son robustos, con orejas pequeñas y redondas, cuello corto y grueso y un hocico fuerte. Sus extremidades delanteras son más largas que las traseras, lo que les confiere excelentes habilidades para trepar (Sandoval Guillén & Yanez Moretta, 2020).

Estos osos son endotérmicos y bilaterales con dimorfismo sexual, siendo los machos más grandes (Figura 2). Su peso varía entre 60 y 200 kg, y su longitud está entre 1.3 y 2.0 metros. Tienen el músculo cigomático mandibular más grande entre los osos, adaptación que, junto con la forma de sus dientes, les permite mantener una dieta principalmente herbívora (WCS, n.d.).

El comportamiento reproductivo de los Osos de Anteojos es menos conocido. Se juntan para aparearse entre abril y junio durante 1 o 2 semanas. Pueden reproducirse en varios momentos del año, adaptación vista en cautiverio y sugerida por observaciones en la naturaleza. Se cree que son capaces de implantación retardada, lo cual explicaría la variabilidad en los tiempos de gestación y nacimientos "fuera de temporada" observados.

Los cachorros nacen con los ojos cerrados y pesan alrededor de 300 g. Las hembras pueden tener de 1 a 4 cachorros, con el tamaño de la camada correlacionado con el peso de la madre y la disponibilidad de alimentos. Tanto machos como hembras alcanzan la madurez sexual entre los 4 y 6 años. La época de nacimiento está sincronizada para permitir que los cachorros sean destetados antes de que estén disponibles las frutas de la temporada (Animal Diversity Web, n.d.).

Figura 2. Oso de Anteojos (*Tremarctos Ornatus*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2023

2.2.2 Distribución de especies y Nicho Ecológico

2.2.2.1. Modelos de distribución de especies

Los modelos de distribución de especies utilizan datos georreferenciados de la distribución de la especie, junto a diversas variables ambientales que corresponden a los predictores, con el objetivo de elaborar estadísticas de capacidad predictiva (Gil y Garbó, 2017).

Mateo et al. (2011) recopiló diferentes técnicas para el modelamiento de distribución de especies que se pueden clasificar en tres grupos: técnicas discriminantes, técnicas descriptivas y técnicas mixtas.

Las técnicas discriminantes requieren datos de presencia y ausencia, para construir el clasificador. Algunos ejemplos son: random forest, boosted regression trees, redes neuronales, multivariate regression splines (MARS), modelos lineales generalizados (GLM), modelos aditivos generalizados (GAM), estadística bayesiana y maxent. Este último genera sus propias ausencias, para caracterizar las condiciones ambientales generales, mientras que en las otras técnicas estos puntos representarían condiciones en las que no vive el organismo. En este último caso, la selección se torna crítica, ya que pueden inflar el número de falsos negativos.

Maxent

Maxent permite estimar la distribución de las especies, determinando la distribución que tiene la máxima entropía, es decir la más cercana a la uniformidad geográfica, pero con restricciones de las condiciones ambientales en los lugares de ocurrencia registrados (Phillips et al., 2017) se puede describir desde cuatro perspectivas relacionadas. Primero, como un modelo de Poisson normalizado que predice datos de recuento de individuos. Segundo, como un modelo multinomial que interpreta las observaciones de presencia como una distribución multinomial de ocurrencias. Tercero, como un modelo que maximiza la entropía en el espacio geográfico, seleccionando el modelo más similar a las expectativas previas y consistente con los datos. Cuarto, como un modelo que minimiza la entropía relativa en el espacio ambiental, interpretando las predicciones en función de las condiciones ambientales independientemente de la ubicación espacial (Merow et al., 2013).

Entre los problemas de sesgo que pueden ocurrir al utilizar Maxent se encuentran el sesgo geográfico y el sesgo de muestreo. El sesgo geográfico se refiere a la falta de representatividad de las localidades de muestreo en relación a la distribución real de la especie, lo que puede llevar a la sobreestimación de la idoneidad del hábitat en áreas donde no se encuentra la especie. El sesgo de muestreo se refiere a la falta de representatividad de las localidades de muestreo en relación a la distribución real de las variables ambientales, lo que puede llevar a la sobreestimación de la importancia de ciertas variables en la modelización de la distribución de la especie (Anderson & Gonzalez, 2011).

El modelo MaxEnt utiliza seis clases de características para capturar diferentes tipos de relaciones entre las variables predictoras y las especies. Estas clases incluyen feature lineal para relaciones proporcionales, features quadratic para patrones no lineales, features product para interacciones entre variables predictoras, features hinge para cambios abruptos, features threshold para presencia/ausencia basada en umbrales y características categóricas para variables categóricas. Estas clases permiten modelar una amplia gama de relaciones y patrones en los datos, mejorando la capacidad del modelo para predecir la distribución de especies de manera más precisa y considerando diferentes escenarios ambientales y condiciones

específicas (Low et al., 2021).

Modelo Lineal Generalizado: GLM

GLM es una generalización flexible de la regresión lineal ordinaria que permite variables de respuesta que tienen modelos de distribución de errores distintos de una distribución normal permite modelar la presencia de especies o vegetación. Se basa en ajustar una forma predefinida de modelo a los datos, considerando la relación entre la respuesta binaria (presencia/ausencia) y las variables predictoras mediante una función de enlace (Miller & Franklin, 2002). Permite una amplia gama de distribuciones de errores y funciones de enlace, lo que lo hace flexible y adaptable a diferentes situaciones.

Se aplica a tres distribuciones principales de la familia exponencial: normal, Poisson y binomial. Cada una de estas distribuciones se elige según el tipo de datos que se está analizando. Por ejemplo, en el caso de un modelo Poisson, se emplea una función de enlace logarítmica para garantizar que la media de la respuesta sea siempre positiva. La relación entre las variables predictoras y la respuesta se establece a través de un "predictor lineal" que combina los coeficientes de las variables predictoras ponderados por sus valores, y esta relación implica una función de enlace como la identidad, el logaritmo o el logit, dependiendo de la distribución (Faraway, 2010).

En cuanto a la inferencia en los GLM, esta implica la estimación de los parámetros mediante el método de máxima verosimilitud. Para realizar pruebas de hipótesis y evaluar la bondad del ajuste (Aspinall, 2004), se comparan modelos anidados utilizando estadísticas como el deviance o el estadístico X^2 de Pearson, lo que permite determinar la adecuación del modelo a los datos observados y tomar decisiones basadas en la significancia de los coeficientes y el ajuste del modelo a los datos (Faraway, 2010).

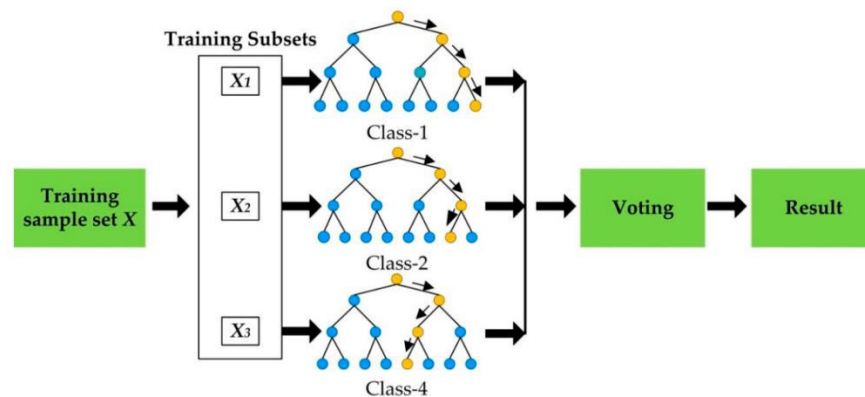
Random forest

Random Forest es un método de aprendizaje automático que combina múltiples árboles de decisión mediante la selección aleatoria de características en cada árbol, lo que reduce el sobreajuste, es decir, evitar que el modelo se adapte demasiado a los datos de entrenamiento y mejora la generalización (la capacidad de hacer predicciones precisas en nuevos datos). Cada árbol se construye de forma independiente y se combinan para hacer predicciones más precisas (Figura 3). El error de generalización converge a un límite a medida que aumenta el número de árboles en el bosque, y su rendimiento depende de la fortaleza de los árboles individuales y la baja correlación entre ellos, lo que significa que los árboles en el bosque no están fuertemente relacionados entre sí (Wu et al., 2019). Además, son robustos ante el ruido en los datos y pueden aplicarse tanto a problemas de clasificación (donde se etiquetan los datos en categorías) como de regresión (donde se predice un valor numérico) (Breiman, 2001).

Sin embargo, las desventajas de utilizar Random Forest corresponden a la

dificultad para interpretar los modelos resultantes debido a su complejidad, el potencial de sobreajuste si no se controla adecuadamente la cantidad de variables seleccionadas en cada nodo (el parámetro "mtry" que determina cuántas variables se consideran para dividir un nodo en cada árbol), el uso intensivo de recursos computacionales y el hecho de que puede ser menos efectivo en conjuntos de datos extremadamente pequeños o con muy pocos casos de una clase. Estas limitaciones pueden dificultar la comprensión de los resultados y requerir una cuidadosa consideración al aplicar Random Forest en contextos específicos. (Evans et al., 2011).

Figura 3. Estructura de Random Forest (RF)



Fuente: Wu et al., 2019

2.2.2.2. Modelo de Nicho ecológico (ENM)

Un modelo de nicho ecológico corresponde a la caracterización de condiciones ambientales e interrelaciones ecológicas óptimas para las especies a partir de una muestra de presencia, que ayuda a identificar dónde están espacialmente distribuidas las zonas que cumplen con los requerimientos adecuados para las especies en estudio (Pearson et al., 2007).

Además, se puede abordar desde el papel funcional de la especie en los ecosistemas y como la posición dinámica de la especie en una comunidad local, determinada por sus requisitos bióticos y abióticos, y por la coexistencia con otras especies.

El concepto de nicho ecológico, desarrollado por Hutchinson, representa un enfoque multidimensional y dinámico para entender cómo las especies ocupan y se adaptan a su entorno. Hutchinson definió el nicho como un "hipervolumen" en un espacio ecológico multidimensional, donde cada dimensión representa una variable ambiental clave. Este enfoque combina las necesidades ecológicas de una especie

con su papel funcional en la comunidad, reconociendo que los nichos son dinámicos y pueden cambiar debido a la competencia interespecífica. Las especies pueden modificar sus nichos, como su comportamiento o dieta, para evitar la superposición con otras especies y, así, permitir su coexistencia en un mismo hábitat (Polechová & Storch, 2019).

Sin embargo, en la práctica, definir y medir adecuadamente los nichos ecológicos de las especies reales puede ser un desafío, ya que el número potencial de dimensiones de nicho es prácticamente infinito. En la investigación empírica, a menudo se utilizan unas pocas variables clave para separar los nichos realizados de las especies. A pesar de las dificultades, este concepto es útil para comprender cómo las especies compiten y coexisten en un ecosistema. Sin embargo, la distinción entre nicho fundamental y nicho realizado puede volverse borrosa en situaciones donde las interacciones entre especies no se ajustan a categorías discretas, ya que los competidores también pueden actuar como depredadores. En última instancia, el concepto de nicho ecológico es fundamental para estudiar la coexistencia de especies en la naturaleza (Polechová & Storch, 2019).

La distribución y abundancia de especies en los ecosistemas están influenciadas tanto por los nichos ecológicos de las especies como por la dinámica de población y la disponibilidad de hábitats. Si bien la presencia de un nicho adecuado es importante para que una especie esté presente en un lugar, no siempre es suficiente, ya que factores como la dispersión y la disponibilidad de hábitats también desempeñan un papel crucial. Las especies pueden estar ausentes en lugares donde se cumplen sus requisitos de nicho si la distancia de dispersión es limitada y no pueden llegar a esos lugares. Del mismo modo, una especie puede estar presente en lugares donde su nicho no se cumple si su población se mantiene mediante la inmigración constante desde áreas vecinas con condiciones más favorables. Además, la amplitud del nicho de una especie puede influir en su abundancia, pero esta relación puede estar influenciada por la dinámica de población y la competencia intraespecífica. La distribución de frecuencia de la abundancia de especies en comunidades ecológicas es un patrón comúnmente observado y se ha modelado como una división gradual del nicho y la partición secuencial de recursos, pero también puede explicarse mediante la dinámica espacial de población y la limitación de la dispersión, destacando así la importancia de considerar tanto los nichos como la dinámica espacial en la ecología de las especies (Polechová & Storch, 2019).

2.2.2.3. Diagrama BAM

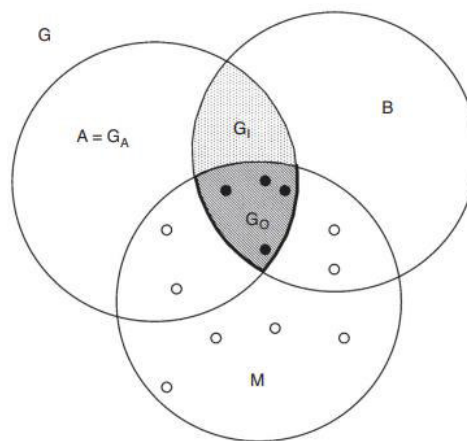
El área de distribución de una especie corresponde a la combinación de factores en un determinado tiempo, en consecuencia, el diagrama BAM manifiesta la relación entre los tres factores fundamentales en el espacio geográfico(G).

El diagrama BAM (Figura 4) ilustra que una especie es más probable que se observe en regiones del planeta que cumplen con tres condiciones clave: i) la presencia de condiciones abióticas necesarias (simbolizadas como "A"); ii) la

existencia de condiciones bióticas favorables (denominadas como "B"), lo que se refiere al medio biótico adecuado para la especie; y iii) la accesibilidad histórica desde la región de origen de la especie o desde alguna región definida en un momento temporal relevante (representada como "M"). La zona marcada como GO, o "área ocupada", representa la intersección de favorabilidad tanto en términos bióticos como abióticos, y de accesibilidad histórica, donde la especie puede ser observada o recolectada.

En términos de definiciones, las variables ambientales dentro de Go conforman lo que se conoce como el "nicho realizado" (NR). Por otro lado, la zona Gi corresponde a una región con condiciones favorables, pero que ha estado fuera del alcance de la capacidad de dispersión de la especie. La región A es favorable para la especie si no se consideran las interacciones bióticas y, por lo tanto, se asemeja a la noción de "nicho fundamental" propuesta por Hutchinson en 1957. Específicamente, se refiere a la parte del nicho fundamental que existe en una región dada y en un período determinado, y se simboliza como Nf, representando así el nicho existente.

Figura 4. Diagrama BAM

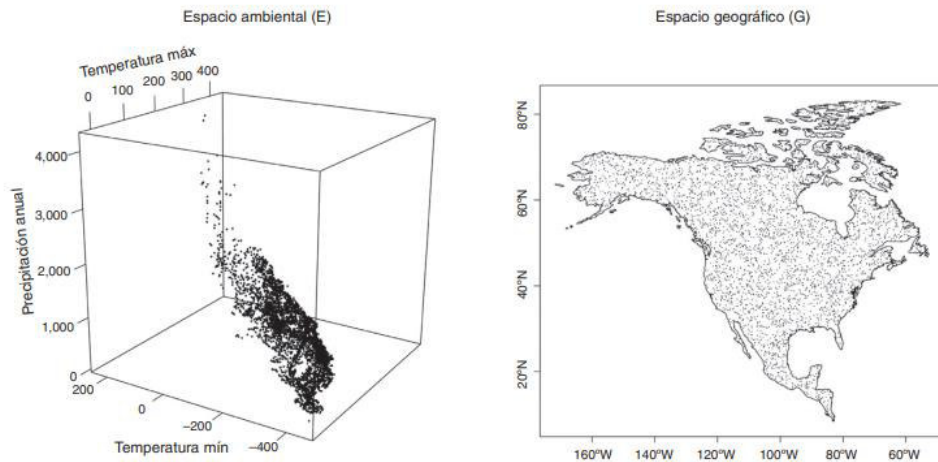


Fuente: Soberón et al., 2017

2.2.2.4. Dualidad de Hutchinson

En la modelación de áreas ocupadas (SDM) y nichos (ENM) mostrado en la Figura 5, coinciden el espacio geográfico convencional (G) y el abstracto (E), ambas se relacionan directamente, ya que, en un determinado tiempo, a cada punto geográfico(G) se asocia una combinación de variables ambientales (E). Esta combinación puede ser única o no, ya que depende de la información ambiental, del número de variables usadas, y de su precisión (Lira A et al., n.d.).

Figura 5. Espacio geográfico y espacio ecológico para una misma región



Fuente: Soberón et al., 2017

2.2.2.5. Tipos de datos

- Datos de presencia

La obtención de datos de presencia es fundamental para la creación de mapas de distribución. Sin embargo, es crucial llevar a cabo un control de calidad de los datos, ya que al capturarlos se pueden producir errores debido a la georreferenciación incorrecta y a sesgos de muestreo (Varela et al., 2014). Además, al realizar la georreferenciación mediante GPS u otros métodos, siempre existe una cierta precisión o margen de error en los cálculos. Como resultado, es necesario filtrar los registros y conservar solo aquellos que sean lo suficientemente precisos. Estos desafíos dificultan la obtención de modelos con valores predictivos confiables (Gil y Garbó, 2017).

La captura de información confiable en consecuencia es de gran importancia, y en la actualidad han surgido nuevas tecnologías que permiten la captura, almacenamiento y visualización dinámica de datos. El desarrollo de los Sistemas de Información Geográfica ha impulsado diversas iniciativas destinadas a recopilar y visualizar datos masivos sobre la distribución de especies (Lenton et al., 2000). Un ejemplo destacado es la iniciativa Global Biodiversity Information Facility (GBIF), una red internacional de infraestructura de datos cuyo objetivo es brindar acceso abierto sobre los tipos de vida en la Tierra, en cualquier lugar y para cualquier persona. GBIF recopila estas diversas fuentes de datos utilizando estándares de datos, incluido Darwin Core, que constituye la base de la mayoría de los registros de ocurrencia de especies en GBIF.org, los cuales suman cientos de millones (*What Is GBIF?*, n.d.).

- Ausencia estricta

Las observaciones de no presencia de una especie en un lugar, generalmente obtenidas a partir de inventarios de campo, son datos confiables. Estos datos son útiles para utilizar modelos de regresión y estimar las áreas ocupadas (Iturbide Martínez de Albéniz, 2017). Sin embargo, en la mayoría de los casos, estos datos no están disponibles y su interpretación no es directa. No se puede asumir que la "ausencia del área potencial" en los modelos de nichos ecológicos sea lo mismo que la "ausencia del área ocupada" en los modelos de distribución de especies. Esto indica que los enfoques basados en presencia-ausencia presentan ventajas, como la capacidad de calcular la probabilidad de presencia y tener en cuenta los sesgos en el muestreo. Sin embargo, también presentan desventajas, como la baja disponibilidad de datos de no presencia y la posibilidad de que la ausencia sea en realidad una falsa ausencia causada por intervenciones humanas, como la deforestación, el cambio en el uso del suelo o la falta de dispersión, entre otros (Carlos Alberto Maciel Mata et al., 2015).

- Pseudoausencia

La generación de datos de pseudo-ausencia es esencial en los Modelos de Distribución de Especies (SDMs) para modelizar la respuesta de presencia/ausencia en función de variables ambientales (Plasencia-Vázquez et al., 2014). Dado que la información explícita sobre la ausencia de especies suele ser escasa, se recurre a la utilización de pseudo-ausencias generadas mediante el muestreo de localidades donde no se han registrado presencias. Existen diferentes métodos para generar estas pseudo-ausencias, como la selección aleatoria en toda el área de estudio, la exclusión geográfica ponderada o el uso de presencias de otras especies como pseudo-ausencias sesgadas. Sin embargo, cada método presenta ventajas y desventajas, y no existe un consenso claro sobre cuál es el más apropiado (Anderson & Raza, 2010).

- Background

En (Acevedo et al., 2012), el "geographical background" se refiere al área geográfica de España que se utiliza como base para desarrollar los modelos de distribución de las especies de ungulados y destaca la importancia de la delimitación del background para optimizar el rendimiento de los modelos y garantizar que sean representativos de la interacción entre las especies y el entorno. En este estudio se utilizó el análisis de superficie de tendencia (TSA) para delimitar el área geográfica de estudio en modelos de distribución de especies (SDMs) y se encontró que restringir el área de

estudio utilizando un criterio geográfico mejora la discriminación y la calibración de los modelos en el área central de distribución de las especies. Además, se observó que los modelos entrenados con áreas pequeñas tendían a predecir un mayor potencial ambiental para las especies cuando se proyectaban más allá de su área de entrenamiento.

2.2.2.6. Variables ambientales

- Selección de variables

Las variables bioclimáticas son cruciales en el modelado de distribución de especies, ya que las condiciones climáticas desempeñan un papel fundamental en los patrones de distribución de los organismos (Salazar & Torres, 2017). Las variables bioclimáticas, que incluyen datos sobre temperatura, precipitación y otros factores climáticos, se utilizan comúnmente como predictores en los SDM. Sin embargo, la precisión y la transferibilidad de los modelos también están influenciadas por la elección de la fuente de datos climáticos (Datta et al., 2020).

La importancia de la precisión en las variables bioclimáticas radica en que los errores o las diferencias en los valores de las variables pueden conducir a predicciones inexactas o sesgadas en los modelos de distribución de especies. Diferentes fuentes de datos climáticos pueden utilizar diferentes métodos de interpolación y reducción de escala, lo que resulta en diferencias en los valores de las variables. Especialmente en regiones geográficas con alta heterogeneidad orográfica, como el Himalaya, estas diferencias pueden tener un impacto significativo en la precisión de los modelos (Datta et al., 2020).

El análisis de correlación de las variables en un modelamiento de distribución de especies también es importante, ya que la multicolinealidad entre las variables predictoras puede generar problemas en la interpretación de los resultados y en la identificación de las variables más importantes. Cuando las variables están altamente correlacionadas, es difícil determinar el efecto individual de cada variable y se corre el riesgo de incluir información redundante en el modelo. Al analizar, se puede identificar aquellas que están altamente correlacionadas y tomar medidas para reducir la multicolinealidad, como eliminar variables redundantes o utilizar técnicas de reducción de dimensionalidad, como el análisis de componentes principales (Cruz-Cárdenas et al., 2014).

En segundo lugar, la correlación entre las variables predictoras también puede afectar la precisión y la robustez de los modelos de distribución de especies. Si las variables están altamente correlacionadas, el modelo puede verse afectado por problemas de sobreajuste y baja generalización, lo que significa que el modelo puede ajustarse muy bien a los datos de entrenamiento, pero tener un rendimiento deficiente al predecir la distribución en nuevos sitios (De Marco Júnior, 2018).

- Fuente de datos ambientales

En el modelado de distribución de la biodiversidad, las capas climáticas globales de alta resolución se han convertido en una herramienta clave. Existen varias bases de datos bioclimáticas globales, como WorldClim, CHELSA, MERRAclim y Bio-ORACLE, que proporcionan datos climáticos a diferentes resoluciones y utilizando diversos métodos de interpolación o reducción de escala estadística. Estas bases de datos se utilizan para generar variables bioclimáticas, como la temperatura y la precipitación, que son relevantes para la distribución de especies (De Marco Júnior, 2018).

La elección de la fuente de datos bioclimáticos adecuada es crucial, ya que cada una tiene sus ventajas y limitaciones. Las fuentes basadas en interpolación estadística pueden ser problemáticas en áreas con una red de estaciones meteorológicas insuficiente, mientras que las fuentes basadas en satélites pueden mostrar sesgos en estimaciones climáticas. La selección de datos bioclimáticos apropiados debe considerar las limitaciones específicas de cada fuente y no asumir que una sola base de datos es óptima para todas las regiones y escalas (Maria & Udo, 2017).

La precisión de cada fuente de datos bioclimáticos en relación con su uso en los modelos de distribución de especies puede variar. La precisión depende de factores como la resolución espacial, la calidad de los datos de entrada y la adecuación de las variables bioclimáticas para capturar las respuestas de las especies al clima. En general, las fuentes de datos bioclimáticos de alta resolución y basadas en registros climáticos observados tienden a tener una mayor precisión (Navarrete, 2019).

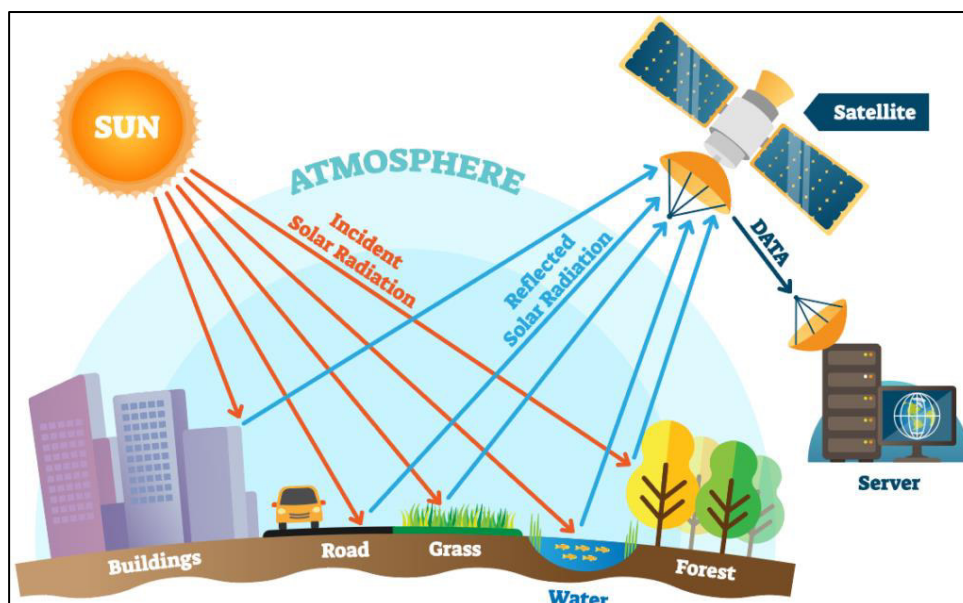
2.2.3 Transición de tipos de cobertura

2.2.3.1. Teledetección

La teledetección es el proceso de detección y monitoreo de las características físicas de un área mediante la medición de su radiación reflejada y emitida a distancia, generalmente desde satélites o aviones (Figura 6). Utilizando cámaras especiales, se recogen imágenes que permiten a los investigadores entender mejor la Tierra (The Remote Sensing Society of Japan, 2020). Esto incluye la captura de grandes áreas terrestres desde el espacio, la creación de imágenes del fondo oceánico mediante sonar, y la monitorización de cambios de temperatura en los océanos. Las aplicaciones de la teledetección son diversas e incluyen el mapeo

de incendios forestales, seguimiento de nubes para predicción meteorológica, observación de erupciones volcánicas y tormentas de polvo, monitoreo del crecimiento urbano y cambios en zonas agrícolas o forestales a lo largo del tiempo (USGS, n.d.).

Figura 6. Elementos del proceso de teledetección



Fuente: The Remote Sensing Society of Japan, 2020

2.2.3.2. Imágenes satelitales

Las imágenes satelitales, capturadas por satélites artificiales, son herramientas esenciales para monitorear y analizar la Tierra desde el espacio. Sirven para observar cambios, realizar comparativas históricas, predecir fenómenos y minimizar daños. Entre los programas más destacados se encuentra el Landsat de Estados Unidos, iniciado a raíz de las misiones Apolo y activo desde hace más de cinco décadas. Este programa se distingue por poseer una vasta colección de datos, con imágenes que datan desde 1972. Originalmente, operaba en cuatro bandas espectrales, incluyendo luz visible e infrarrojo cercano, lo que permitía una distinción detallada entre vegetación, superficies brillantes y oscuras, así como una evaluación precisa de la salud vegetal (EOS DATA ANALITYCS, 2022).

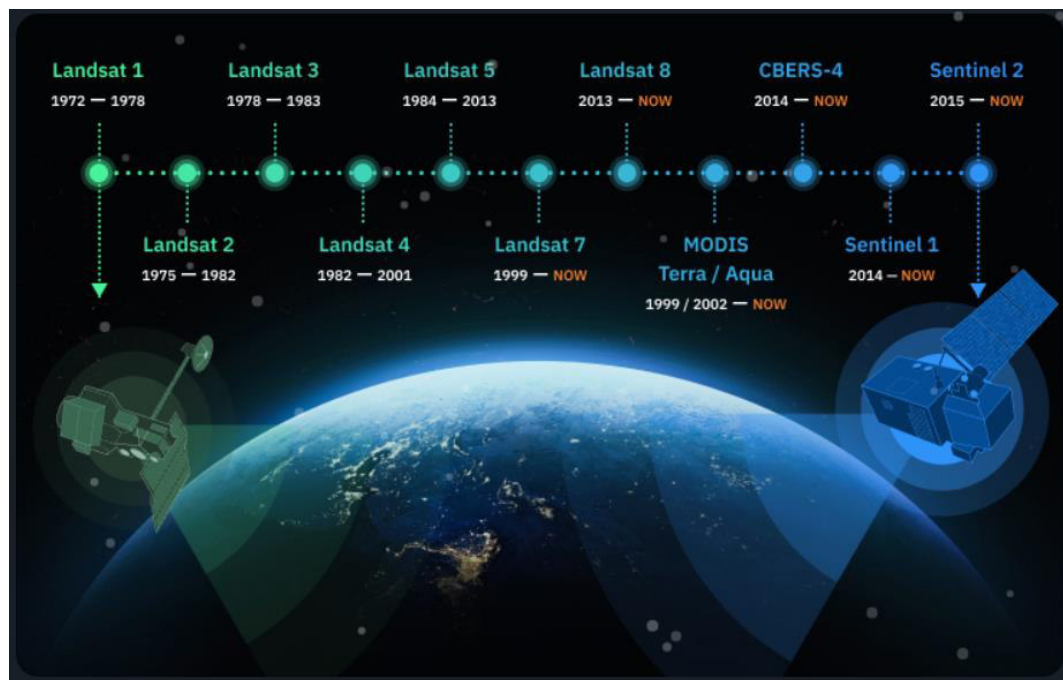
Los primeros datos de Landsat se registraban en cintas magnéticas, similares a los casetes, pero de mayor tamaño y capacidad. Estos registros permitieron a los científicos generar imágenes fotográficas que ofrecían una visión general del espacio terrestre. Sin embargo, el verdadero avance ocurrió con el desarrollo de algoritmos informáticos, que facilitaron la identificación y clasificación de las distintas coberturas terrestres. Este progreso transformó los mapas en herramientas más dinámicas y funcionales, con símbolos específicos que representaban diferentes tipos de terreno como tierras de cultivo o bosques (Jessica Evans, 2022).

Durante las décadas de 1980 y 1990, los datos de Landsat (Figura 7) fueron cruciales para proyectos significativos, incluyendo estudios sobre la deforestación

en selvas tropicales y la expansión de bosques boreales debido al calentamiento global. A pesar de un lanzamiento fallido en 1993, Landsat 7 se puso en órbita con éxito en 1999 con instrumentación mejorada. La NASA pasó varios años deliberando sobre la dirección futura del programa antes de comenzar la construcción y lanzamiento de Landsat 8, un proceso que duró otros siete años (Wulder et al., 2022).

Finalmente, en 2008, la gestión de las imágenes de Landsat se trasladó de proveedores comerciales al Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS), permitiendo el acceso gratuito a todos los archivos de Landsat. Esta democratización de la información condujo a un aumento exponencial en las solicitudes y descargas de imágenes, con más de 100 millones de escenas descargadas en 2020, una cifra que continúa creciendo. Esta disponibilidad de datos ha facilitado investigaciones extensas y ha promovido un conocimiento más profundo de nuestro planeta (Zhu et al., 2019).

Figura 7. Lanzamiento de las principales misiones espaciales



Fuente: EOS DATA ANALITYCS,2022

2.2.3.3. Clasificación de tipos de cobertura

La clasificación de imágenes es el proceso de categorizar y etiquetar píxeles o grupos de píxeles en imágenes satelitales o aéreas basándose en sus valores espectrales. Este proceso permite analizar e interpretar patrones complejos e información contenida dentro de las imágenes, transformando los datos crudos en información más significativa que se puede utilizar para diversas aplicaciones.

En el ámbito de los Sistemas de Información Geográfica (GIS) y la teledetección, la clasificación de imágenes desempeña un papel crucial ya que ayuda a extraer información valiosa de los datos captados a distancia. Esta información se utiliza para múltiples propósitos, como mapeo de uso y cobertura de tierra, planificación urbana, monitoreo agrícola, gestión de recursos naturales y estudios ambientales, entre otros. Al categorizar los píxeles en diferentes clases, la clasificación de imágenes simplifica los datos y facilita su análisis e interpretación, permitiendo a los usuarios comprender mejor los patrones espaciales, tendencias y relaciones (ODonohue, n.d.).

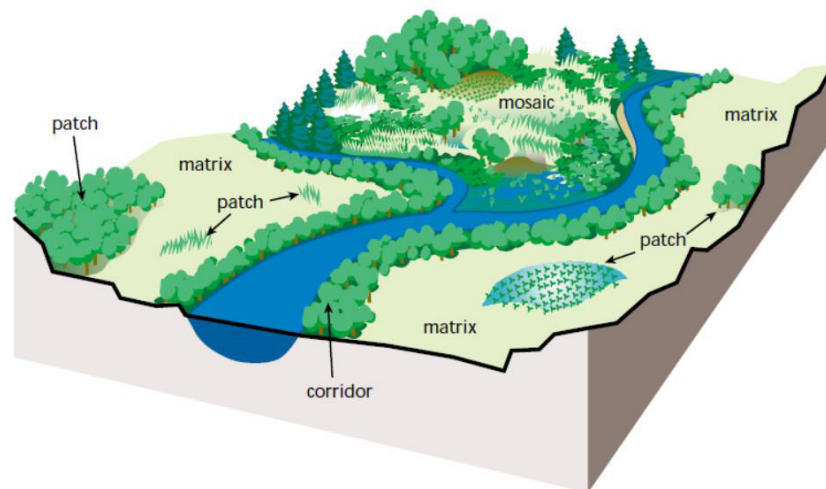
En el ámbito del aprendizaje automático, se distinguen principalmente dos enfoques: supervisado y no supervisado. El aprendizaje supervisado utiliza datos etiquetados para el entrenamiento de algoritmos, mientras que el no supervisado se basa en datos sin etiquetar, con técnicas como PCA, codificación dispersa y agrupación de K-medias. Sin embargo, con el surgimiento de técnicas de aprendizaje profundo y computación paralela, la clasificación de imágenes de teledetección se ha vuelto más eficiente y precisa (Mehmood et al., 2022).

2.2.4 Configuración del hábitat

2.2.4.1. Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es una rama de la ecología que se ocupa del estudio de los patrones y procesos ecológicos a diferentes escalas espaciales en paisajes extensos (Figura 8). Surgió con la definición acuñada por Carl Troll en 1939, que la describió como el análisis de la estructura, función y dinámica de los paisajes a gran escala (Gökyer, 2013). Esta disciplina se enfoca en cómo los patrones del paisaje, la distribución de hábitats y la conectividad, influyen en procesos ecológicos cruciales, como la distribución de especies, la dinámica de poblaciones y los flujos de energía (Vila et al., 2006).

Figura 8. Fragmentación del paisaje



Fuente: Gökyer, 2013

En los últimos años ha experimentado un rápido crecimiento debido a la

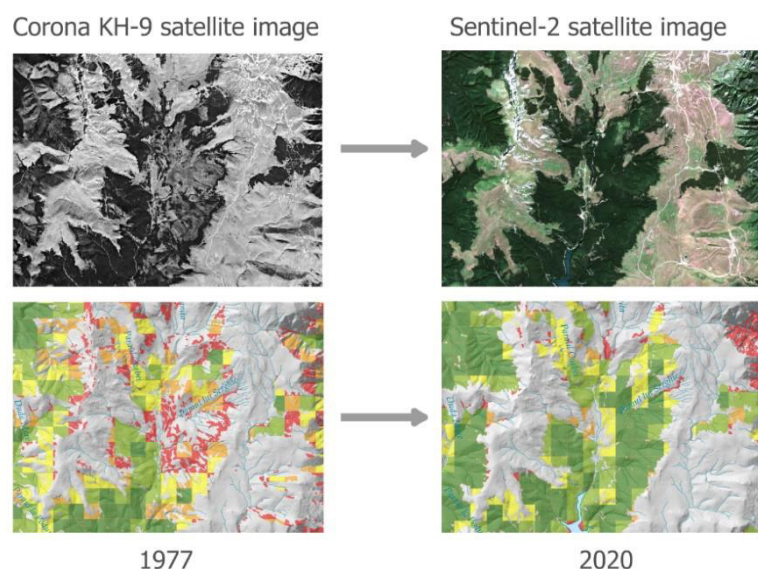
necesidad de conservación de la biodiversidad y una gestión sostenible de los recursos naturales. Los temas de estudio incluyen la fragmentación del paisaje y sus efectos sobre la biodiversidad, el impacto del cambio climático en el paisaje, la gestión de recursos en paisajes fragmentados y la restauración del paisaje.

2.2.4.2. Fragmentación del paisaje

La fragmentación del paisaje se refiere a la reducción del tamaño y ruptura de la conectividad de los hábitats naturales en parches más pequeños y aislados como se aprecia en la Figura 9 (Hecht Luke & Matthew Allcock, n.d.), debido a actividades humanas como el desarrollo urbano, la agricultura, la minería y la construcción de infraestructuras. Esta fragmentación dificulta la dispersión de especies y el intercambio genético, lo que puede provocar la pérdida de biodiversidad, la disminución de la diversidad genética y el riesgo de extinción de especies.

La importancia de abordar la fragmentación del paisaje radica en su impacto negativo en la biodiversidad y la ecología de los ecosistemas. Especialmente en programas de monitoreo y conservación, la fragmentación del paisaje debe ser considerada ya que afecta la movilidad y el comportamiento de las especies, lo que puede influir en la eficacia de las estrategias de conservación y en la evaluación de la salud del ecosistema. Para mitigar estos efectos, se sugiere conservar corredores de hábitat, utilizar técnicas de diseño de paisaje adecuadas y fomentar la educación para promover prácticas que reduzcan la fragmentación. Al tomar estas medidas, se espera proteger la biodiversidad y asegurar la sostenibilidad de los ecosistemas a largo plazo (Zambrano et al., 2019).

Figura 9. Transición de la fragmentación del paisaje



Fuente: Olariu et al., 2022

2.2.4.3. Métricas del paisaje

Las métricas de fragmentación miden la cantidad y configuración del hábitat dentro del paisaje. En consecuencia, la adecuada interpretación de las métricas y su importancia ecológica requiere de un preciso conocimiento del contexto del paisaje en relación con su extensión y los organismos que la habitan (Mcgarigal et al., 2005).

Tabla 1. Notación utilizada en los algoritmos de las métricas

Término	Definición
Subíndices	i (1, ..., m o m'): tipos de parches (clases); j (1, ..., n): parches; k (1, ..., m o m'): tipos de parches (clases); q (1, ..., p): áreas nucleares disyuntas; s (1, ..., n): parches, dentro de un vecindario especificado
Símbolos	A: Área total del paisaje (m ²); a _{ij} : Área (m ²) del parche ij; a _{ijs} : Área (m ²) del parche ijs dentro del vecindario especificado (m) del parche ij; a _{ijc} : Área núcleo (m ²) del parche ij basado en el ancho del buffer especificado (m); a _{ijqc} : Área (m ²) del área núcleo disyunta q en el parche ij basado en el ancho del buffer especificado (m); p _{ij} : Perímetro (m) del parche ij; p _{ijk} : Longitud (m) del borde del parche ij adyacente al tipo de parche (clase) k; E: Longitud total (m) del borde en el paisaje; incluye segmentos del borde del paisaje y de fondo si el usuario decide tratar el límite y el fondo como borde; de lo contrario, solo se incluyen los segmentos de límite que representan el borde verdadero
E'	Longitud total (m) del borde en el paisaje; incluye todo el límite del paisaje y segmentos de borde de fondo sin importar si representan un borde verdadero
e _{ik}	Longitud total (m) del borde en el paisaje entre tipos de parches (clases) i y k; incluye segmentos del límite del paisaje que representan solo el borde del tipo de parche i
e'ik	Longitud total (m) del borde en el paisaje entre tipos de parches (clases) i y k; incluye todos los segmentos del límite del paisaje y de fondo que involucran al tipo de parche i, sin importar si representan un borde verdadero
e''ik	Longitud total (m) del borde en el paisaje entre tipos de parches (clases) i y k; incluye todos los segmentos del límite del paisaje y de fondo, sin importar si representan un borde verdadero
d _{ik}	Disimilitud (peso de contraste de borde) entre tipos de parches i y k
N	Número total de parches en el paisaje, excluyendo cualquier parche de fondo
N'	Número total de parches en el paisaje que tienen vecinos más cercanos
n=n _i	Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i
n' = n' _i	Número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i que tienen vecinos más cercanos

n _{ijc}	Número de áreas nucleares disyuntas en el parche ij basado en el ancho del buffer (m)
m	Número de tipos de parches (clases) presentes en el paisaje, excluyendo el borde del paisaje si está presente
m'	Número de tipos de parches (clases) presentes en el paisaje, incluyendo el borde del paisaje si está presente
m _{max}	Número máximo de tipos de parches (clases) presentes en un paisaje
h _{ij}	Distancia (m) desde el parche ij hasta el parche vecino más cercano del mismo tipo (clase), basada en la distancia de borde a borde
h _{ijs}	Distancia (m) entre el parche ijs [ubicado dentro de la distancia del vecindario especificado (m) del parche ij] y el parche ij, basada en la distancia de borde a borde
g _{ik}	Número de adyacencias (uniones) entre píxeles de tipos de parches (clases) i y k
P _i	Proporción del paisaje ocupada por el tipo de parche (clase)

Fuente: McGarigal & J. Marks, 1995

○ **Área de Clase (CA)**

El Área de Clase es una métrica utilizada en el análisis del uso o cobertura del suelo, que representa el área total ocupada por una clase específica dentro de un área de estudio. Este proceso comienza definiendo las clases relevantes, como bosques, humedales, áreas urbanas o tierras agrícolas. Posteriormente, se realiza un mapeo detallado del área de estudio para identificar y clasificar todas las áreas correspondientes a cada clase específica, a menudo utilizando imágenes satelitales o fotografías aéreas y técnicas de clasificación. El paso final consiste en medir el área total de cada clase, sumando el área de todos los parches que pertenecen a esa clase (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad (\text{Ecuación 1})$$

○ **Número de parches (NumP)**

El Número de Parches (NumP) es una métrica básica pero fundamental. Se refiere simplemente al recuento total de parches dentro de un área de estudio. Un parche se define generalmente como un área que es relativamente homogénea en alguna característica específica, como el tipo de vegetación, uso del suelo, o condiciones ecológicas.

Un NumP alto indica un paisaje fragmentado con muchos hábitats pequeños, lo cual puede aumentar la diversidad de hábitats y beneficiar a ciertas especies, pero también puede conducir a una mayor perturbación y reducción de áreas continuas, afectando negativamente a especies que requieren grandes espacios ininterrumpidos. Por el contrario, un NumP bajo señala un paisaje más homogéneo con áreas de hábitat más grandes y continuas, favorable para

especies dependientes de extensas áreas, pero potencialmente limitante para la diversidad de hábitats y especies. Este indicador puede determinar la cantidad de subpoblaciones en metapoblaciones, influyendo en su dinámica y supervivencia. Además, afecta la estabilidad de las relaciones ecológicas, la coexistencia de especies, y la propagación de disturbios en el paisaje, con áreas más fragmentadas que pueden ofrecer mayor resistencia a perturbaciones como enfermedades o incendios (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$NP = n_i \quad (\text{Ecuación 2})$$

○ **Borde Total (TE)**

El Borde Total es una métrica simple, pero permite entender la estructura del paisaje, sin embargo, debe interpretarse en el contexto de otros factores, como el tipo de bordes, las especies presentes y las condiciones ambientales locales.

El paisaje se divide en parches, cada uno con un tipo de uso de suelo o clase, luego, se mide la longitud de cada borde donde un tipo de parche se encuentra con otro diferente. Esto incluye todos los bordes externos de cada parche, así como cualquier borde interno donde diferentes tipos de uso del suelo se encuentran, finalmente, se suman todas estas longitudes de borde para obtener el TE del área de estudio. Un mayor TE indica un paisaje más fragmentado, con numerosos bordes, lo que puede llevar a una mayor diversidad de hábitats y potencialmente beneficiar a ciertas especies, pero también aumenta la vulnerabilidad a perturbaciones como invasión de especies o impactos humanos. Por otro lado, un menor TE refleja un paisaje más homogéneo con menos bordes, lo cual es favorable para especies que necesitan grandes áreas continuas de un hábitat específico, pero puede reducir la diversidad de especies en general. Esta métrica es, por lo tanto, fundamental para entender la estructura del paisaje y sus implicaciones para la biodiversidad (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik} \quad (\text{Ecuación 3})$$

○ **Densidad de Borde (ED)**

La ED es igual a la suma de las longitudes (m) de todos los segmentos de borde que involucran el tipo de parche correspondiente, dividida por el área total del paisaje (m²), multiplicada por 10,000 (para convertir a hectáreas) (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10,000) \quad (\text{Ecuación 4})$$

- **Borde Medio del parche (MPE)**

El Borde Medio del Parche cuantifica la cantidad promedio de borde que cada parche de hábitat posee dentro de un área específica. A diferencia del Borde Total (TE), que mide la longitud total de todos los bordes en un paisaje, el MPE se enfoca en la longitud promedio de borde por parche, ofreciendo una perspectiva diferente sobre la configuración y fragmentación del hábitat.

MPE se calcula en tres pasos. Primero, se divide el área de estudio en parches, y se mide la longitud del borde de cada parche. Segundo, se suman las longitudes de todos estos bordes. Finalmente, esta suma se divide por el número total de parches para obtener el MPE. Un MPE alto sugiere que, en promedio, cada parche tiene una gran cantidad de borde, lo que indica un paisaje altamente fragmentado con muchos parches pequeños o irregulares, teniendo tanto impactos positivos como negativos en la biodiversidad y los procesos ecológicos. Por otro lado, un MPE bajo implica que los parches tienen, en promedio, menos borde, sugiriendo un paisaje menos fragmentado con parches más grandes y homogéneos (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$MPE = \frac{\sum_{j=1}^{n_i} P_{ij}}{n_i} \quad (\text{Ecuación 5})$$

- **Tamaño Medio del parche (MPS)**

El área de cada parche que compone un mosaico de paisaje es quizás la pieza de información más importante y útil contenida en el paisaje. El área comprendida por cada tipo de parche es igualmente importante; por ejemplo, la reducción progresiva del tamaño de los fragmentos de hábitat es un componente clave de la fragmentación del hábitat. Por lo tanto, un paisaje con un tamaño medio de parche más pequeño para el tipo de parche objetivo que otro paisaje podría considerarse más fragmentado. De manera similar, dentro de un solo paisaje, un tipo de parche con un tamaño medio de parche más pequeño que otro tipo de parche podría considerarse más fragmentado. Así, el tamaño medio del parche puede servir como un índice de fragmentación del hábitat (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad (\text{Ecuación 6})$$

- **Tamaño de la mediana del parche (MedPS)**

El MedPS mide el tamaño promedio de los parches de hábitat. Para calcular el MedPS, primero se identifican los parches en el paisaje basándose en clasificaciones de uso del suelo y luego se mide el área de cada uno de ellos

individualmente. A diferencia de un promedio simple, el MedPS utiliza la mediana, lo que proporciona una representación más precisa del tamaño típico de un parche, ya que no se ve tan afectada por valores extremadamente grandes o pequeños.

La elección de la mediana en lugar de la media tiene implicaciones significativas, ya que es resistente a los valores atípicos, lo que es especialmente importante en paisajes donde unos pocos parches grandes pueden distorsionar el promedio, dando una impresión errónea de un paisaje menos fragmentado (McGarigal & J. Marks, 1995).

○ **Índice de Forma Media (MSI)**

El Índice de Forma Media (MSI) permite medir la irregularidad de la forma de los parches. Este índice compara la forma de una parcela con la de un círculo. El cálculo del MSI implica la medición del perímetro (P) de una parcela y su área (A), seguido de una comparación con el perímetro y área de un círculo perfecto de igual área. Esto se basa en el principio de que, para una cantidad de área dada, el círculo posee el menor perímetro posible. El MSI se calcula como la suma del perímetro de cada parcela dividida por la raíz cuadrada del parche, ajustada a la norma circular, y dividida por el número de parches.

El valor de MSI ofrece una interpretación clara: un MSI de 1 indica una forma perfectamente circular o cuadrada, mientras que un valor mayor que 1 señala una forma más irregular o compleja. Un MSI alto sugiere un paisaje con formas de parcelas más irregulares, lo que podría implicar una mayor exposición de los bordes del hábitat (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{P_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot A_{ij}}} \right)}{n_i} \quad (\text{Ecuación 7})$$

○ **Proporción Media Perímetro-Área (MPAR)**

La Proporción Media Perímetro-Área (MPAR) es una métrica para evaluar la complejidad de la forma de un área, centrada en la relación entre el perímetro y el área de una parcela. Similar al Índice de Forma Media (MSI) y al Índice de Forma Medio Ponderado por Área (AWMSI), el MPAR mide cuánto borde tiene un área en relación con su tamaño total. El proceso de cálculo del MPAR comienza con la medición del perímetro (P) de cada parcela y su área (A), seguido por el cálculo de la proporción perímetro-área ((P/A)) para cada parcela. El promedio de todas estas proporciones individuales proporciona el MPAR de un paisaje o conjunto de parcelas.

Un MPAR bajo sugiere que los parches son más compactos, con menos borde

en relación con su área, lo que podría indicar hábitats menos fragmentados y posiblemente más adecuados para ciertas especies. Por otro lado, un MPAR alto refleja una mayor fragmentación, con parcelas que tienen más borde en relación con su área, lo cual puede llevar a una mayor exposición a influencias externas y posibles impactos negativos en especies que prefieren hábitats más grandes y continuos (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$MPAR = \frac{1}{n_i} \sum_{j=1}^{n_i} \left(\frac{P_{ij}}{a_{ij}} \right) \quad (\text{Ecuación 8})$$

○ **Desviación Estándar del Tamaño del Parche (PSSD)**

El PSSD evalúa la variabilidad en el tamaño de los parches dentro de un paisaje. Se calcula encontrando la raíz cuadrada de la varianza de los tamaños de los parches, lo que refleja cuánto varían los tamaños de los parches individuales en relación con el tamaño medio de los parches en un área específica. Un valor alto de PSSD indica una gran dispersión en el tamaño de los parches, lo que sugiere un paisaje con una mezcla de parches de distintos tamaños, desde muy pequeños hasta muy grandes. Esto puede ser indicativo de un paisaje heterogéneo, con una amplia gama de hábitats y posiblemente una mayor biodiversidad.

Por otro lado, un PSSD bajo implica que los tamaños de los parches son más uniformes y que hay menos variación en sus dimensiones. Esto sugiere un paisaje más homogéneo, donde los parches tienden a ser de tamaño similar. Esta uniformidad puede indicar una menor diversidad de hábitats dentro del paisaje. La elección de usar PSSD o una medida relativa como el Coeficiente de Variación del Tamaño del Parche (PSCoV) depende de los objetivos del análisis. Mientras que el PSSD ofrece una perspectiva en términos absolutos, el PSCoV proporciona una visión relativa, comparando la variabilidad del tamaño del parche con el tamaño medio del parche, lo que puede ser más relevante en ciertos estudios ecológicos o de manejo de paisajes (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n \left[a_{ij} - \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{n_i} \right]^2}{n_i}} \left(\frac{1}{10,000} \right) \quad (\text{Ecuación 9})$$

○ **Coeficiente de Varianza del Tamaño del parche (PSCoV)**

El PSCoV generalmente es preferible a la desviación estándar para comparar la variabilidad entre paisajes. El coeficiente de variación del tamaño del parche mide la variabilidad relativa alrededor del promedio (es decir, la variabilidad

como porcentaje del promedio), no la variabilidad absoluta; por lo tanto, no es necesario conocer el tamaño medio del parche para interpretar el coeficiente de variación. Sin embargo, el coeficiente de variación del tamaño del parche puede ser engañoso con respecto a la estructura del paisaje en ausencia de información sobre el número de parches o la densidad de parches y otras características estructurales. Dos paisajes pueden tener el mismo PSCoV, pero un paisaje puede tener 100 parches con un tamaño medio de parche de 10 hectáreas, mientras que el otro puede tener 10 parches con un tamaño medio de parche de 100 hectáreas. En tal caso, las interpretaciones de la estructura del paisaje podrían ser muy diferentes, aunque el coeficiente de variación sea el mismo. La elección entre la desviación estándar o el coeficiente de variación dependerá finalmente de si la variación absoluta o relativa es más significativa en una aplicación particular. Debido a que estas medidas no son completamente redundantes, interpretar ambas puede ser apropiado en algunas aplicaciones.

El valor de PSCoV es un indicador clave de la variabilidad en el tamaño de los parches en un paisaje. Un PSCoV alto señala una alta variabilidad, con una mezcla de parches pequeños y grandes, lo cual puede influir significativamente en la biodiversidad y la gestión del hábitat. Por otro lado, un PSCoV bajo sugiere una menor variabilidad y un paisaje más uniforme, cuyo impacto en la biodiversidad depende de las necesidades específicas de las especies y del contexto ecológico (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$PSCV = \frac{PSSD}{MPS} (100) \quad (\text{Ecuación 10})$$

○ **Índice de forma medio ponderado por área (AWMSI)**

El Índice de Forma Medio Ponderado por Área (AWMSI) es igual a 1 cuando todos los fragmentos son circulares y aumenta a medida que la irregularidad de la forma de los fragmentos incrementa. AWMSI es igual a la suma del perímetro de cada fragmento, dividido por la raíz cuadrada del área del fragmento para cada clase, y ajustado para el estándar circular, dividido por el número de fragmentos. Se diferencia del MSI en que está ponderado por el área del fragmento, por lo que los fragmentos más grandes pesarán más que los pequeños.

Un AWMSI alto podría indicar una mayor exposición de los bordes de un hábitat, lo que puede tener implicancias para las especies que viven allí, afectando aspectos como su microclima, la predación, y la dispersión de semillas (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (\text{Ecuación 11})$$

○ **Dimensión Fractal Media del parche (MPFD)**

La dimensión fractal media del parche (MPFD) se aproxima a uno en las formas con perímetros sencillos y a dos cuando las formas son más complejas. Se basa en los principios de la geometría fractal, que describe cómo algunas formas naturales pueden ser demasiado irregulares y fragmentadas para ser descritas adecuadamente por las geometrías tradicionales.

Una dimensión fractal mayor a 1 para un mosaico de paisaje bidimensional indica una desviación de una geometría euclidiana (es decir, un aumento en la complejidad de la forma del parche). MPFD se acerca a 1 para formas con perímetros muy simples, y se acerca a 2 para formas con perímetros altamente sinuosos y que llenan el plano (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$MPFD = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right)}{n_i} \quad (\text{Ecuación 12})$$

○ **Dimensión Fractal Media Ponderada por Área del parche (AWMPFD)**

La dimensión fractal media de parche ponderada por área es la misma que la dimensión fractal media de parche (MPFD) con la adición de la ponderación del área de cada parche individual aplicada a cada uno de ellos. Dado que los parches más grandes tienden a ser más complejos que los más pequeños, esto tiene el efecto de determinar la complejidad del parche independientemente de su tamaño.

Es decir, un valor menor indica que, en promedio, los parches son más simples y menos complejos, y tienden a ser similares a formas geométricas básicas. Mientras que un valor mayor indica una mayor complejidad de forma promedio, ponderada por área. Cuanto más alto es el valor, más irregular y fractal es el contorno de los parches, especialmente considerando los parches más grandes (McGarigal & J. Marks, 1995).

$$AWMPFD = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{2 \ln p_{ij}}{\ln a_{ij}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right] \quad (\text{Ecuación 13})$$

2.2.4.4. Bosques Estacionalmente Secos

Los biomas tropicales secos, especialmente los bosques estacionalmente secos (BES), están experimentando rápidas transformaciones y fragmentaciones debido al cambio de uso de suelo y los efectos del cambio climático (Carlos et al., n.d.). Estos bosques (Figura 10) son uno de los biomas más degradados del planeta, con menos del 25% de su extensión original restante. A pesar de su importancia, solo el 2% está intacto y el 8% está protegido legalmente. Los BES brindan valiosos servicios ecosistémicos como alimentos, leña, biocombustibles y oportunidades para el turismo y educación, además de desempeñar funciones clave en el control de la erosión y el almacenamiento de carbono (Linares-Palomino et al., 2022).

En el Perú comprende la costa norte, en los departamentos de Tumbes, Piura, Lambayeque, La Libertad, y también por zonas de Cajamarca y Áncash, con una extensión aproximada de 3.6 millones de hectáreas, en consecuencia, representa el 4.7% del total de bosques en el Perú (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2018). La definición técnica es “Ecosistema conformado por árboles en asociación con arbustos, matorrales, cactáceas y herbazales efímeros, donde en 1 hectárea los árboles presentan una cobertura de copa igual o mayor al 10%, y una altura igual o superior a 2m” (*Memoria Descriptiva Del Mapeo de Los Bosques Estacionalmente Seco y No Bosque Estacionalmente Seco de La Costa Norte Del Perú.* , n.d.).

Figura 10. Bosques estacionalmente secos en el Santuario Histórico Bosque de Pómac



Fuente: Propia

2.2.4.5. Bosques montanos

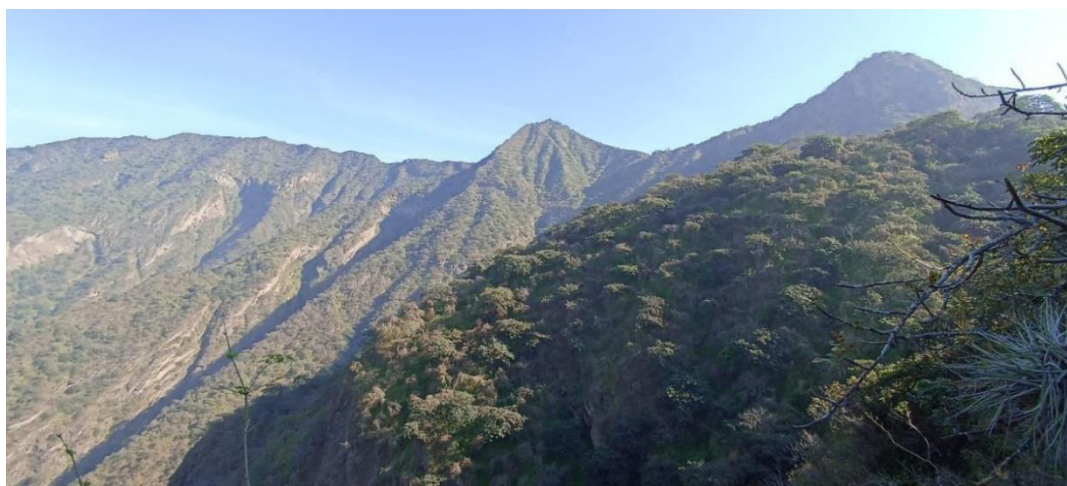
Los bosques montanos occidentales de Perú (Figura 11) son un fenómeno geográfico particular, ubicados en el flanco árido de la cordillera de los Andes, en contraste con las laderas orientales, que disfrutan de abundantes precipitaciones procedentes de la Amazonía. La existencia de estos bosques atípicos se sustenta en dos fenómenos singulares. En primer lugar, la cercanía del océano Pacífico, cuyas aguas cálidas, especialmente en la latitud ecuatorial, posibilitan la evaporación y la subsiguiente formación de nubes, generando precipitaciones en esta región. En segundo término, la cadena montañosa de los Andes disminuye su altitud en esta zona geográfica, lo que crea un corredor para los vientos húmedos que provienen de la cuenca amazónica, otorgando así a estas laderas occidentales su carácter exuberante y húmedo, en contraposición al entorno desértico circundante.

La vegetación en estos bosques se manifiesta de manera extraordinaria, con árboles de gran envergadura cubiertos de musgos, helechos, orquídeas y bromelias, que actúan como esponjas naturales, capturando y liberando gradualmente la precipitación acumulada. Además, estos bosques albergan especies vegetales únicas como el ulcumano y la palma de cera, y resguardan la única conífera autóctona de Perú, el romerillo. La fauna también ostenta una notable diversidad, destacando la presencia del escaso pinchaque, un tapir andino en peligro de extinción, y el puma como principal depredador. (Ministerio del Ambiente, 2021).

Los bosques montanos en sectores como Kañaris tienen una composición florística similar al bosque de Cutervo y los bosques de la vertiente oriental de los Andes. La preservación de estos bosques es crucial debido a su importancia en los procesos ecológicos, como la atracción de lluvias, la fijación del recurso hídrico, la conservación del suelo y sus recursos fitogenéticos (Llatas-Quiroz & Lopez Mesones, 2005).

En el contexto de esta región, los bosques relictos en la vertiente occidental de los Andes peruanos destacan como los más extensos y, aunque han sido relativamente bien preservados, han recibido escasa atención desde una perspectiva botánica. Ubicados en áreas diversas como Upaypíteq, Shin Shin, San Lorenzo, Huacapampa, Pandachí, Gramalote, Walte, Mollepampa, Chiñama y Luto, estos bosques se extienden a altitudes que varían entre los 1500 y 3000 metros sobre el nivel del mar (Llatas-Quiroz & Lopez Mesones, 2005).

Figura 11. Bosque montano en el Refugio de Vida Silvestre Laquipampa



Fuente: Propia

2.2.5 Patrones de actividad de mamíferos

2.2.5.1. Preferencia de hábitat

La Teoría de Selección de Hábitat propuesta por Rosenzweig (1981) explica que los individuos de una población eligen los hábitats que les proporcionan mejores condiciones y recursos para su supervivencia y reproducción. Esta selección de hábitat se basa en factores como la disponibilidad de alimentos, la cobertura vegetal, el agua y la protección contra depredadores. Los individuos utilizan diferentes hábitats para diferentes propósitos, como refugio, forrajeo y reproducción. La distribución de los animales en el paisaje y la coexistencia de especies también están influenciadas por la selección de hábitat.

El hábitat se define como el conjunto de recursos y condiciones presentes en un área que permiten la ocupación y supervivencia de un organismo. La estructura de la vegetación es un factor clave en la selección de hábitat de los mamíferos, ya que afecta la disponibilidad de alimentos, refugio y lugares de reproducción. Otros factores abióticos, como la temperatura, la humedad y el tipo de sustrato, también influyen en la distribución y uso de hábitat. Los pequeños mamíferos responden a las características estructurales y ambientales tanto a escala macrohábitat (paisaje) como a escala microhábitat (sitio específico) (Manfredo & Navarro, 2018).

La transformación y pérdida de hábitat tienen un impacto negativo en los mamíferos, ya que alteran la disponibilidad de recursos, la estructura de la vegetación y las condiciones ambientales. Estos cambios pueden llevar a la reducción de la diversidad y la abundancia de especies, intensificación de la competencia por recursos, alteración de procesos ecosistémicos, y la diversidad en los ecosistemas (Botello et al., 2015).

2.2.5.2. Patrón de actividad

El patrón de actividad diario en mamíferos es un aspecto esencial de su historia natural y evolución. Los mamíferos muestran una diversidad de patrones de actividad, como ser diurnos, nocturnos, crepusculares o catemerales (activos durante todo el día). Estos patrones son adaptaciones a las variaciones diarias y estacionales, influenciados por factores externos como temperatura, luz, fases lunares y depredadores (Sanchez Baella, 2019).

2.2.5.3. Técnicas de monitoreo

El fototrampeo, una técnica no invasiva y confiable, ha demostrado ser una herramienta valiosa en estudios poblacionales. En comparación con métodos como el trapeo directo y la telemetría, el fototrampeo ofrece ventajas significativas al ser menos costoso, proporcionar un mayor número de registros y no alterar el comportamiento de los individuos. Esta técnica permite obtener información simultánea sobre varias especies de carnívoros en una comunidad, incluyendo detalles ecológicos como la abundancia relativa, patrones de actividad e incluso aspectos reproductivos como registros de hembras con crías y parejas adultas. Ha sido ampliamente utilizada en diversos estudios para obtener información sobre riqueza de especies, diversidad, uso de hábitat, densidad y abundancia de mamíferos, convirtiéndose en una herramienta indispensable para la investigación y conservación de estas especies (Bao et al., 2022).

La instalación adecuada de cámaras trampa (Figura 12) es crucial para el éxito del monitoreo. Antes de seleccionar los sitios definitivos, se recomienda realizar un estudio piloto para familiarizarse con el terreno, entrenar al equipo humano y conocer las tasas de captura preliminares. En el caso de monitoreo de carnívoros, es importante ubicar las cámaras en lugares con evidencias de su presencia, como huellas o madrigueras, para maximizar la probabilidad de captura. Además, se debe evitar la visibilidad de las cámaras al ojo humano y tomar precauciones para evitar robos o vandalismo. Para camuflar las cámaras, se pueden utilizar elementos del entorno, como rocas o ramas, y se recomienda amarrarlas con cables o cadenas a postes o árboles. Al instalar las cámaras, es importante hacerlo en silencio y asegurarse de que estén orientadas correctamente, a una altura y distancia adecuadas para capturar imágenes de calidad (Silva Lagos et al., 2021).

Figura 12. Revisión de cámaras trampa en el sector “Calabozo”



Fuente: Propia

3. Hipótesis y variables

3.1. Hipótesis

3.1.1 Hipótesis General

- La fragmentación del paisaje produce la disminución del área de distribución del Oso de Anteojos (*Tremarctos ornatus*) en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

3.1.2 Hipótesis específicas

- Las variables físicas que determinan la distribución del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú son la altitud, pendiente, temperatura anual y precipitación.
- Las métricas del paisaje permitirán analizar de forma óptima el impacto del cambio de cobertura en la distribución del Oso de Anteojos.
- El Oso de Anteojos que habita en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú se encuentra en estado de conservación vulnerable.

3.2. Variables

3.2.1 Variable Independiente

- Fragmentación del paisaje en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

3.2.2 Variable Dependiente

- Distribución del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

4. Materiales y metodología

4.1. Área de estudio – Descripción del área de estudio

4.1.1 Localización

La investigación se desarrollará en los Bosques estacionalmente secos del Noroeste del Perú y comprende un área que incluye las provincias de Chiclayo, Ferreñafe y Lambayeque en la región de Lambayeque; Jaén, Cutervo, Chota, Santa Cruz y San Miguel en la región de Cajamarca; y Huancabamba en la región de Piura (Figura 13).

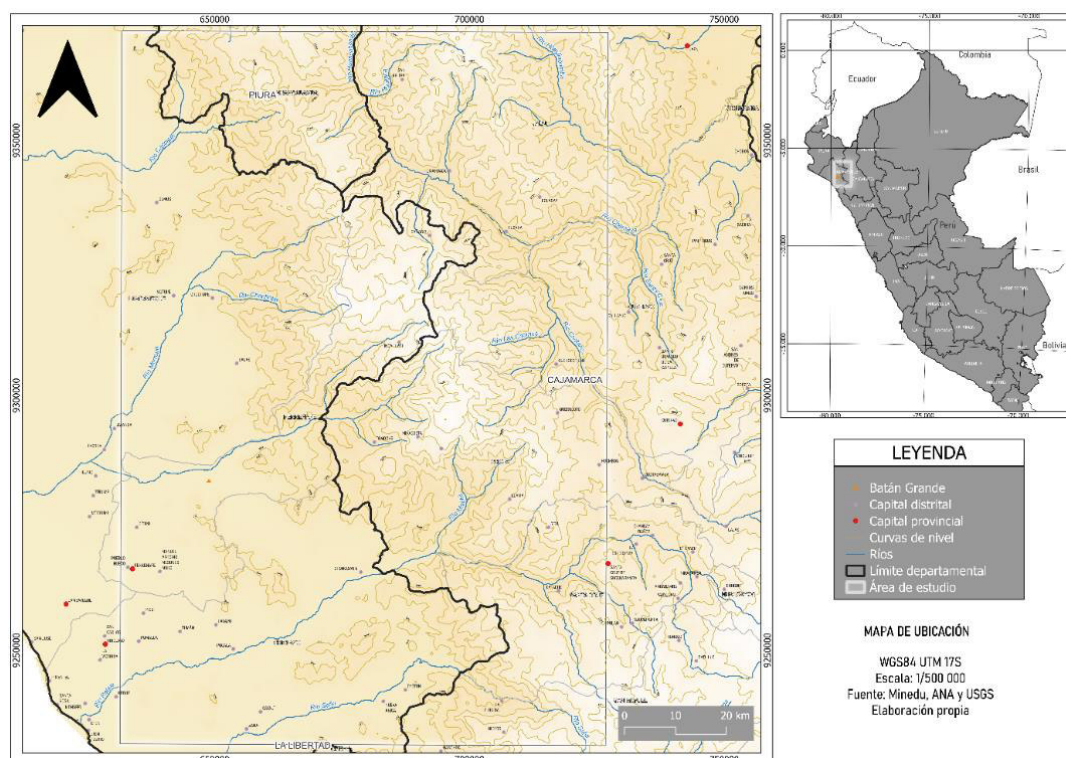
A nivel de cuenca comprende, en la vertiente del Pacífico la Cuenca del Río Motupe – La Leche, la Cuenca del Río Chancay- Lambayeque y la Cuenca del Río Olmos, en la vertiente del Atlántico la Cuenca del Río Chamaya, respectivamente. Tiene un área aproximada de 1 334 183.842ha y una altura máxima hasta 4000 msnm.

Tabla 2. Límites del área de estudio

Límites	Sistema de coordenadas	Este	Norte
NO	UTMWGS 84 17S	631759.3	9371486
NE	UTM WGS 84 17S	727256.6	9371218
SO	UTM WGS 84 17S	631439.7	9231641
SE	UTM WGS 84 17S	726705.1	9231315

Fuente: Propia

Figura 13. Mapa de ubicación del Área de Estudio

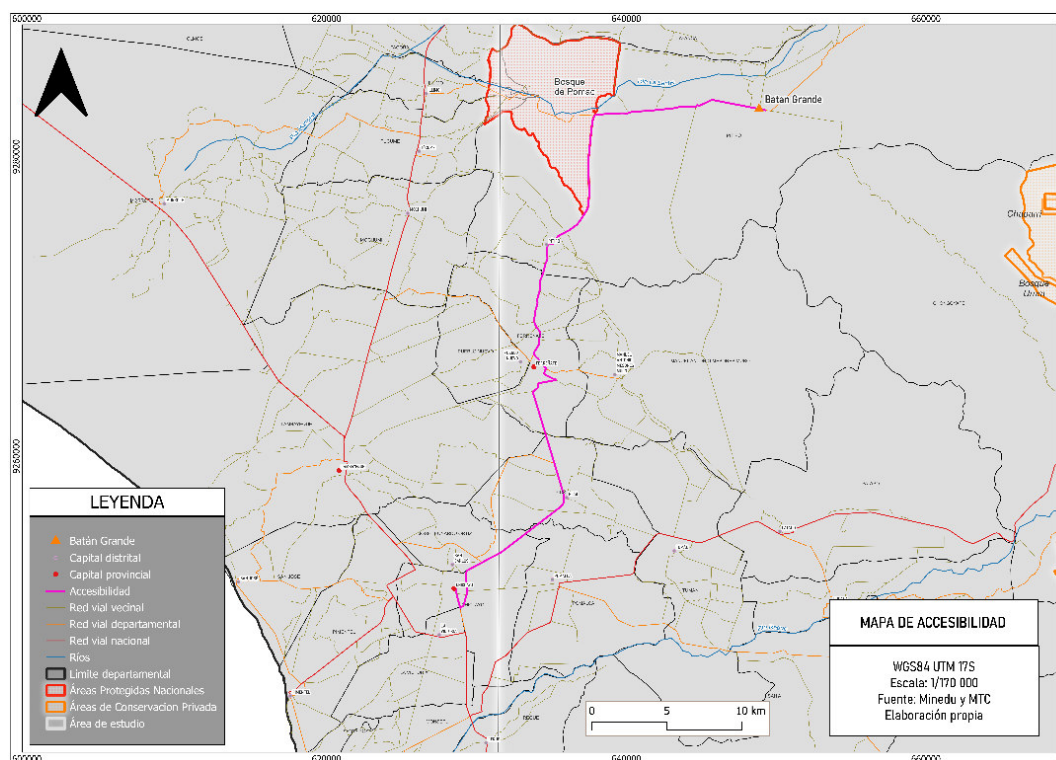


Adaptado por el autor. Fuente: Minedu 2011, ANA 2015, USGS

4.1.2 Accesibilidad

Para llegar a la zona de estudio, se puede partir desde la ciudad de Chiclayo tomando la avenida Mesones Muro hacia el centro poblado de Batán Grande donde se encuentra el Centro de Conservación del Oso de Anteojos (SBC), pasando por los distritos de Chiclayo, Picsi, Ferreñafe y Pitipo. El recorrido total desde la ciudad hasta el Centro de Conservación es 53 km y se puede observar en la Figura 14.

Figura 14. Mapa de Accesibilidad al Área de Estudio



Adaptado por el autor. Fuente: Minedu 2011, MTC 2018

4.1.3 Aspectos físicos

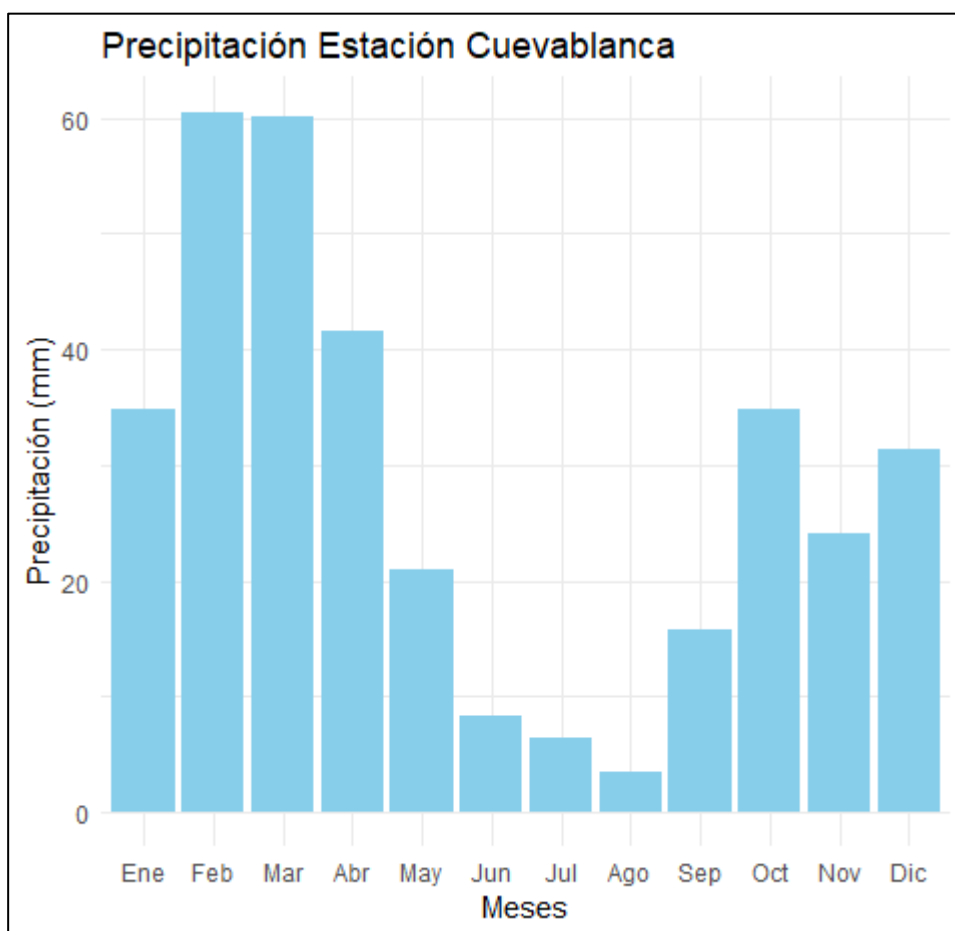
Clima

Según la clasificación de climas del Perú, en el área de estudio presenta de forma predominantemente en el departamento de Lambayeque los climas árido y cálido, con deficiencia de humedad en todas las estaciones del año, E(d)A', que comprende gran parte de la provincia de Lambayeque, incluyendo al distrito de Olmos, donde la temperatura del aire supera los 30°C excepto en invierno, estación en la que oscila entre 27 y 29°C, además es árido y templado, con deficiencia de humedad en todas las estaciones del año, E(d)B'; comprende parte de las provincias de Lambayeque y provincias de Chiclayo y Ferreñafe.

En la región Cajamarca predomina el clima semiseco con humedad en todas las estaciones del año y templado, C(r)B', cubre gran parte de la margen izquierda del río Marañón y de manera fragmentada el norte de la provincia de Santa Cruz, este de la provincia de Chota, y el centro de las provincias de Cajamarca y San Ignacio, además en las zonas más secas están en la vertiente occidental de las provincias de Chota, Contumaza y San Miguel, donde el clima es árido con humedad deficiente en todas las estaciones y templado, E(d)B'.

Tomando los datos de la Estación Meteorológica Cuevablanca (Figura 15), el análisis de precipitación revela meses específicos con menores registros, siendo junio, julio y agosto los más secos. A pesar de la prevalencia de estos meses secos, se registró un evento de precipitación máxima de 74.1 mm, indicando la capacidad de la región para experimentar lluvias intensas, a su vez la estación carecía de datos de temperatura.

Figura 15. Precipitación mensual media para el periodo de 2000-2014, en la estación Cuevablanca



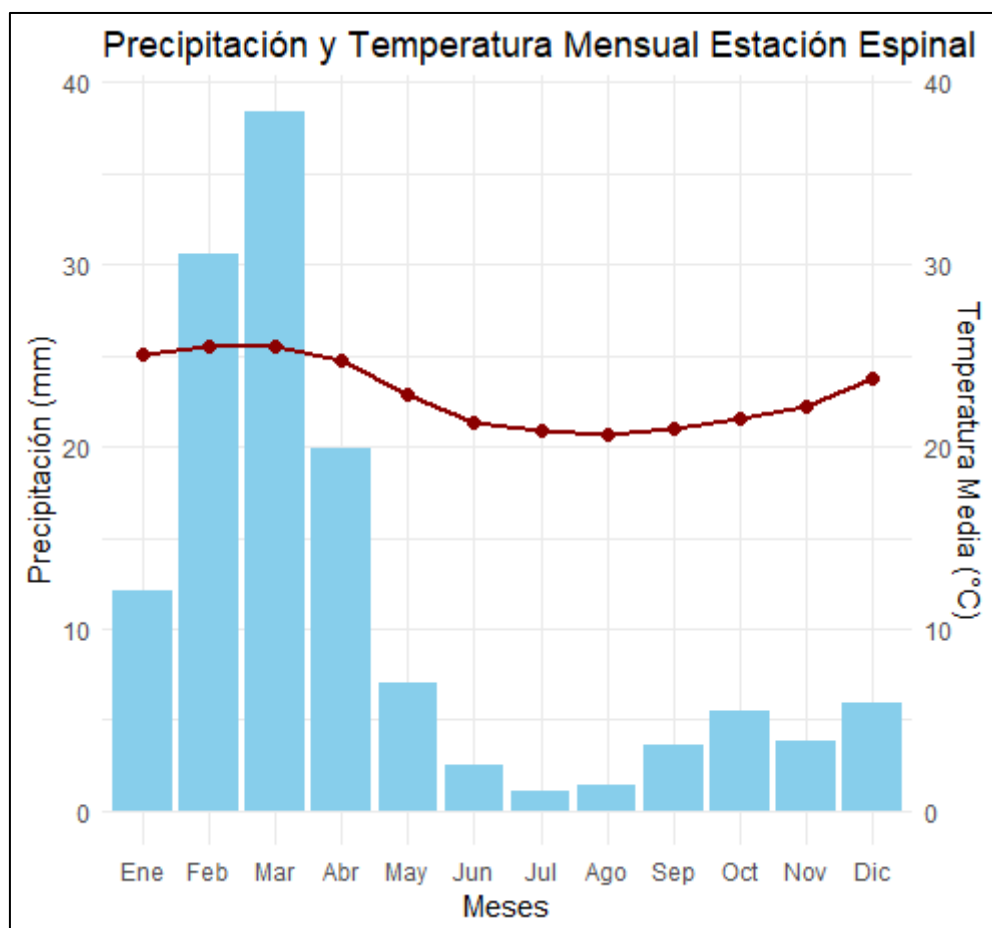
Adaptado por el autor. Fuente: Senamhi

En la Estación Meteorológica El Espinal (Figura 16) ha experimentado una variabilidad significativa en la precipitación a lo largo de los años, con ciertos años mostrando acumulaciones sustancialmente mayores. Sin embargo, la mediana de precipitación diaria es 0 mm, lo que indica que muchos días no experimentan precipitación, característico de una región con períodos secos marcados. Los años más húmedos corresponden al 2001 y 2002 (480.5 mm y 529.2 mm respectivamente) y años más secos como el 2003 y 2004 (166.1 mm y 166.9 mm respectivamente).

Las temperaturas máximas y mínima han mostrado una variabilidad relativamente menor con promedios anuales que oscilan entre 17.70°C y 17.98°C. Las temperaturas máximas promedio anuales están en un rango estrecho, indicativo de

condiciones climáticas consistentes en términos de calor durante el día. Similarmente, las temperaturas mínimas no varían dramáticamente de año en año, sugiriendo noches relativamente consistentes en términos de frío.

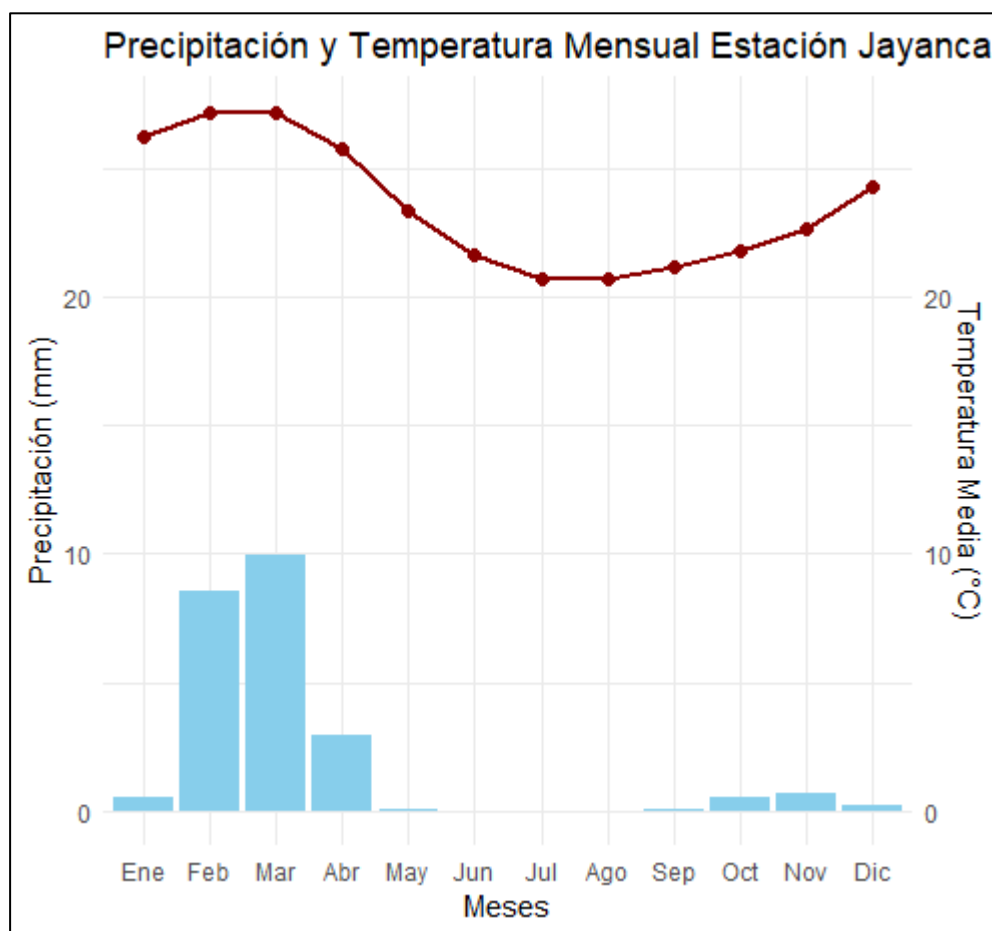
Figura 16. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000-2014, en la estación El Espinal



Adaptado por el autor. Fuente: Senamhi

En la Estación Meteorológica Jayanca (Figura 17) los registros muestran que al menos en los primeros días de septiembre de 2001, la estación experimentó días secos con temperaturas máximas que oscilan entre los 25.8°C y 28.8°C y temperaturas mínimas alrededor de los 15°C a 16°C y la precipitación anual muestra una variabilidad significativa, con años más húmedos como el 2002 (202.2 mm).

Figura 17. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000-2014, en la estación Jayanca

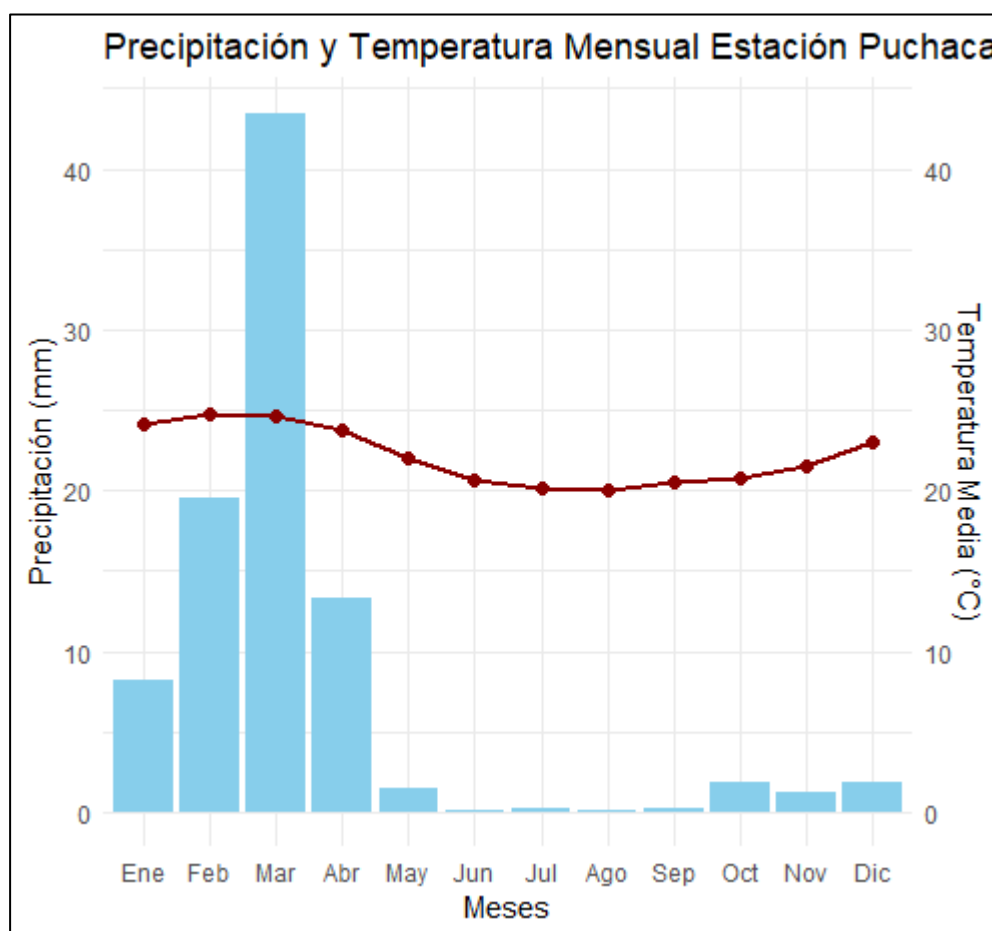


Adaptado por el autor. Fuente: Senamhi

En la Estación Meteorológica Puchaca (Figura 18) los registros muestran que los primeros días del año 2000, la estación experimentó días secos con temperaturas máximas que oscilan entre los 29.6°C y 31.2°C y temperaturas mínimas alrededor de los 10°C a 13°C.

La precipitación ha experimentado mayor variabilidad, aunque con menos eventos de precipitación extrema en comparación con Jayanca. La mayoría de los días no registran precipitación, sugiriendo períodos secos claros.

Figura 18. Precipitación y Temperatura mensual para el periodo de 2000-2014, en la estación Puchaca



Adaptado por el autor. Fuente: Senamhi

Hidrografía e hidrología

El área se ubica en las Unidades hidrográficas de Cascajal, Chaman, Chamaya, Chancay-Lambayeque, Motupe, Olmos, Piura y Zaña (Figura 19).

La cuenca de Motupe La Leche se encuentra ubicada en las regiones de Lambayeque y Cajamarca, en la costa norte del Perú. Con una extensión de 3 269.354 km², la mayor parte de la cuenca se encuentra en el departamento de Lambayeque, se caracteriza por presentar un déficit hídrico promedio de 4.522 hm³/año, con un déficit significativo en el mes de marzo. Sin embargo, considerando la oferta hídrica al 75% de persistencia, la cuenca no presenta déficit en años normales y húmedos, garantizando el agua para las demandas formalizadas (Núñez Juárez et al., 2017).

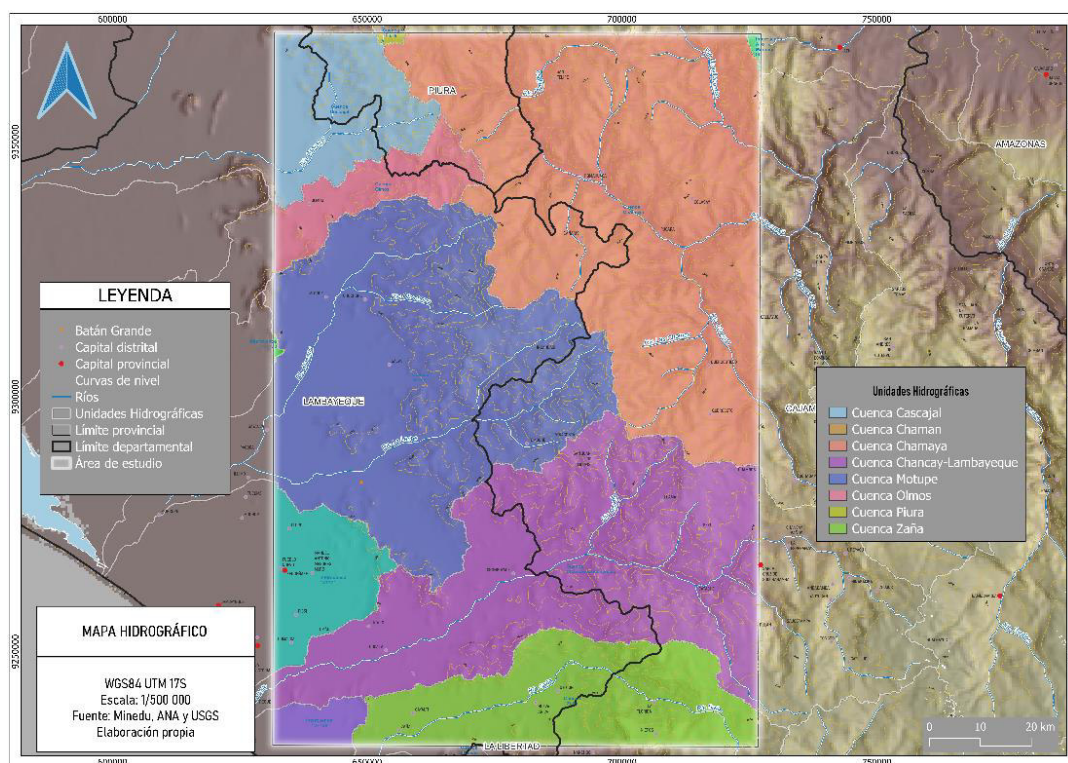
Se ha observado una correlación directa entre el calentamiento de la región del Pacífico Central Niño 1 + 2 y las precipitaciones en la cuenca media y baja. Esto significa que cuando esta región se calienta, se pueden esperar mayores precipitaciones en dicha cuenca. Además, se ha encontrado una correlación inversa significativa entre el calentamiento de la región 3.4 del Pacífico Central y las precipitaciones, lo que implica que cuando esta región se calienta, podría haber déficit de precipitación en la

cuenca del río Motupe (Fonseca, 2019).

La cuenca Chancay-Lambayeque se extiende por los departamentos de Cajamarca (provincias de Santa Cruz, Chota, San Miguel y Hualgayoc) y Lambayeque (provincias de Ferreñafe, Chiclayo y Lambayeque), se divide en tres secciones: cuenca baja, cuenca media y cuenca alta. En la cuenca baja se encuentra el río Reque, que abarca desde la desembocadura del río Chancay hasta el sector de Repartidor de la Puntilla, incluyendo el litoral entre Puerto Eten y Pimentel. La cuenca media se extiende desde el Repartidor de la Puntilla hasta el sector de Cirato. Y la cuenca alta se ubica desde Cirato hasta los límites de la cuenca en dirección al este.

En cuanto al clima, la cuenca experimenta una temperatura variable, con promedios anuales que van desde los 21°C en Lambayeque hasta los 29.9°C en la estación Tinajones. El período lluvioso se da entre los meses de diciembre y abril, mientras que de mayo a septiembre las precipitaciones son nulas y de octubre a diciembre son esporádicas. Se alimenta de varios afluentes y tiene un régimen hidrológico irregular, con aumentos de caudal entre los meses de diciembre y abril. Durante el fenómeno El Niño, el río Chancay ha experimentado descargas máximas significativas, lo que ha ocasionado desbordes e inundaciones en la zona (Núñez Juárez et al., 2006).

Figura 19. Mapa Hidrográfico del Área de estudio



Adaptado por el autor. Fuente: Minedu 2011, ANA 2015, USGS

4.1.4 Aspectos biológicos

Ecosistemas

Dentro del área de estudio se pueden encontrar 20 tipos de ecosistemas según MINAM, 2019 los cuales se observan en la Figura 20.

Ecosistema de Humedal costero: se refieren a áreas o superficies cubiertas o saturadas de agua que se encuentran a lo largo de la costa y el mar. Estas áreas pueden tener agua dulce, salobre o salada, y pueden ser naturales o creadas por intervención humana. Los humedales costeros incluyen manglares, lagunas, estuarios, albuferas, deltas, oasis y pantanos (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque estacionalmente seco ribereño: ecosistema costero de clima subárido, caracterizado por su densidad y homogeneidad, que se encuentra en la zona cercana a los cursos de agua. Su rango de altitud abarca desde los 100 hasta los 700 metros sobre el nivel del mar. La apariencia del ecosistema se define por un bosque con un dosel que alcanza entre 8 y 14 metros de altura, compuesto por arbustos, cañas, carrizos y una vegetación herbácea efímera (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque estacionalmente seco de colina y montaña: el ecosistema costero, en su mayoría de hoja caduca, se encuentra en un clima semiárido con lluvias estacionales y escasas, que varían considerablemente de un año a otro. La apariencia de este ecosistema se caracteriza por ser un bosque seco estacional, con una densidad moderada, donde el dosel o la cúpula de los árboles alcanzan una altura de 8 a 12 metros. El sotobosque está compuesto por una vegetación herbácea efímera, arbustos y cactáceas. Las colinas presentes en este ecosistema pueden tener una altura relativa máxima que oscila entre los 30 y 180 metros, con pendientes que varían del 15 al 80 %. Por otro lado, las áreas montañosas se caracterizan por colinas que superan los 300 metros de altura relativa y presentan pendientes pronunciadas, superiores al 50 %. Destacando en esta región la cordillera de los Amotapes (MINAM, 2019).

Ecosistema de Desierto costero: el ecosistema árido a hiperárido se caracteriza por tener áreas con una escasa presencia de vegetación, compuestas mayormente por suelos arenosos o con afloramientos rocosos. Estas áreas se distribuyen en zonas planas, onduladas y disectadas que están sujetas a la erosión causada por el viento. Este ecosistema se extiende desde las costas y acantilados marinos hasta las primeras estribaciones de las vertientes occidentales, ocupando extensiones significativas. En el extremo norte, se extiende hasta los 800 metros sobre el nivel del mar. (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque estacionalmente seco de llanura: el ecosistema subárido caducifolio es amplio, uniforme y está dominado por árboles espaciados de *Prosopis pallida* y *P. limensis*, conocidos como "algarrobo". La apariencia general de este ecosistema se caracteriza por ser un bosque seco con una altura de 5 a 8 metros, con la presencia de arbustos y una vegetación herbácea efímera (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque montano de Yunga: se trata de un ecosistema forestal ubicado en las vertientes orientales de la cordillera de los Andes, con altitudes que oscilan entre los 1,800 y 2,500 metros sobre el nivel del mar. Este ecosistema se

caracteriza por presentar pendientes pronunciadas. El bosque cuenta con un dosel cerrado, que alcanza una altura de 18 a 25 metros, con algunos árboles emergentes que llegan a los 30 metros (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque basimontano de Yunga: se refiere a un ecosistema de montaña de baja altitud ubicado en las laderas orientales de la cordillera de los Andes, con alturas que van desde los 600 a 800 metros hasta los 1,500 a 1,800 metros sobre el nivel del mar. Este ecosistema se caracteriza por tener pendientes pronunciadas, incluso superiores al 100%. El bosque presenta un dosel cerrado con tres estratos claramente distinguibles. La altura del dosel o cúpula alcanza al menos 25 metros, con algunos árboles emergentes que llegan a los 35 metros (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque altimontano (Pluvial) de Yunga: se refiere a un ecosistema forestal de alta montaña que se encuentra en las laderas orientales de la cordillera de los Andes, específicamente en altitudes que oscilan entre los 2,500 -3,800 msnm. Este ecosistema se caracteriza por tener una topografía extremadamente accidentada. El bosque presenta un dosel cerrado con hasta tres estratos claramente distinguibles. La altura del dosel o cúpula alcanza los 10-15 metros, con la presencia de algunos árboles emergentes que llegan a los 20 metros (MINAM, 2019).

Ecosistema de Matorral andino: en el cual incluye tres tipos de matorrales correspondientes a matorral montano, matorral de puna seca y matorral andino. Su rango altitudinal se extiende desde los 1500 hasta los 4500 metros sobre el nivel del mar. Se caracteriza por la presencia de vegetación leñosa y arbustiva de composición y estructura variable, con una cobertura de suelo superior al 10% que se extiende por más de 0,5 hectáreas, y cuya altura sobre el suelo no supera los 4 metros (MINAM, 2019).

Ecosistema de Jalca: el ecosistema andino transicional del norte del país presenta una vegetación herbácea y arbustiva húmeda, situada en un paisaje con características climáticas intermedias entre el Páramo y la Puna húmeda. Aunque es más húmedo que la Puna, no experimenta lluvias tan intensas ni una atmósfera tan nublada como el Páramo. La apariencia de este ecosistema se define por herbazales de 1 a 1,5 metros de altura mezclados con arbustos de 1 a 3 metros de altura (MINAM, 2019).

Ecosistema de Páramo: el ecosistema andino del norte del país se caracteriza por su vegetación herbácea y arbustiva que se encuentra en paisajes con lluvias estacionales y lloviznas persistentes a lo largo de todo el año, así como fluctuaciones diarias marcadas de temperatura. Los suelos son profundos y están saturados de agua, lo que les confiere características hidromórficas. La apariencia de este ecosistema se define por herbazales de 1 a 1,5 metros de altura mezclados con arbustos de 1 a 3 metros, y en algunos casos, se pueden encontrar individuos emergentes de hasta 4 o 5 metros de altura (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque estacionalmente seco interandino: se trata de un ecosistema forestal que se caracteriza por la presencia predominante de árboles caducifolios, los cuales se distribuyen a lo largo de los valles interandinos. En el estrato

inferior, se encuentran especies herbáceas que tienen un carácter estacional. En este ecosistema, destacan las cactáceas de porte arbóreo, las cuales son notorias, abundantes y mayormente endémicas. La apariencia dominante corresponde a un bosque estacionalmente seco que se encuentra abierto en las laderas, y los árboles pueden llegar a tener una altura de hasta 7 u 8 metros. La altitud de este ecosistema varía desde los 500 hasta los 2,500 metros sobre el nivel del mar, aproximadamente. Se encuentra presente en valles interandinos como el Marañón-Huancabamba, Pampas, Apurímac, entre otros (MINAM, 2019).

Ecosistema de Bosque relicto montano de vertiente occidental: el ecosistema húmedo está compuesto por bosques que son remanentes de las laderas occidentales de los Andes en el norte del país, y se distribuyen en altitudes que van desde los 1,400 hasta los 3,000 metros sobre el nivel del mar. La apariencia de este ecosistema se caracteriza por ser un bosque denso, que generalmente está cubierto de neblina, con un dosel que alcanza una altura de hasta 15 metros (MINAM, 2019).

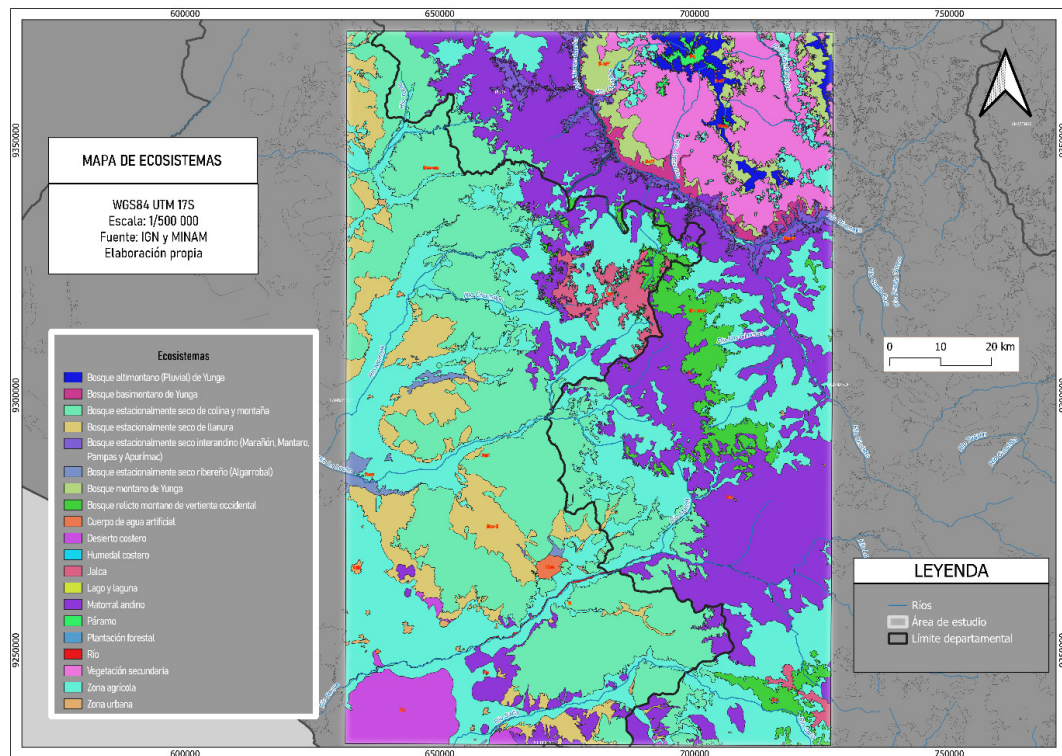
Zonas intervenidas de Vegetación Secundaria: estas áreas incluyen zonas de pastizales, áreas que han sido deforestadas y convertidas en pastos cultivados, así como áreas cubiertas de vegetación secundaria, conocidas como "purma", en la región amazónica. Estas áreas se mantienen en reposo durante un período determinado de años hasta que el suelo recupere su fertilidad natural, para luego ser utilizadas nuevamente en actividades agropecuarias (MINAM, 2019).

Zonas intervenidas de Zona urbana: esta categoría se compone de los espacios ocupados por la infraestructura urbana, así como todas las áreas verdes y vías de comunicación asociadas a ella, que conforman un sistema urbano. Esto abarca el área central de la ciudad, con edificios, casas y monumentos, así como las áreas verdes como jardines, parques y huertos. También incluye los cursos de agua, como ríos, canales y lagunas naturales y artificiales, así como las zonas periurbanas o suburbanas (MINAM, 2019).

Zonas intervenidas de Zona agrícola: esta categoría engloba las áreas destinadas a la agricultura. Estas áreas pueden ser utilizadas para cultivos transitorios, los cuales requieren ser sembrados nuevamente después de la cosecha para continuar produciendo (MINAM, 2019).

Zonas intervenidas de Plantación Forestal: se trata de una formación forestal que ha sido establecida por intervención directa del ser humano con el propósito de producción o protección forestal. En este proceso, se crean masas forestales mediante la plantación o siembra de especies arbóreas, a través de actividades como la forestación o reforestación, esta última siendo la revegetación forestal (MINAM, 2019).

Figura 20. Mapa de ecosistemas en el Área de estudio



Adaptado por el autor. Fuente: IGN, MINAM 2019

Flora

La flora en el sector se caracteriza según el tipo de bosque donde predominan los Bosques Estacionalmente Secos y el Bosque Montano Occidental.

En el Perú, se reconocen oficialmente cinco tipos de Bosques Estacionalmente Secos (BTES) que cubren el 3.11% del territorio nacional. A lo largo del tiempo, se han propuesto distintas clasificaciones de los BTES basadas en diversos criterios. En 2004, Linares-Palomino diferenció tres subunidades principales para los BTES peruanos según inventarios y listas florísticas. Estas subunidades incluyeron bosques ecuatoriales en Tumbes, Piura, Lambayeque y La Libertad, bosques interandinos en los valles de Huancabamba, Marañón, Apurímac y Mantaro, y bosques orientales en el departamento de San Martín.

En los últimos 20 años, se han llevado a cabo estudios florísticos e inventarios botánicos que han enriquecido la base de datos DRYFLOR Perú con 526 inventarios cuantitativos, permitiendo distinguir claramente estos grupos y sus subgrupos.

En Los departamentos de Tumbes, Piura, Lambayeque y La Libertad, muestran una marcada dominancia de la especie *Prosopis pallida*, y las familias más representativas incluyen leguminosas, Malvaceae-Bombacoideae y Polygonaceae (Linares-Palomino et al., 2022).

Las especies identificadas y que suelen caracterizarse por ser alimento del Oso de Anteojos en las áreas de monitoreo corresponden a:

- Sapote (*Colicodendron scabridum*)

El Sapote (Figura 21) su floración es continua durante todo el año, aunque la mayoría de los árboles mantienen flores durante menos de seis meses, con una duración de floración altamente variable entre árboles. La temperatura parece desempeñar un papel crucial, ya que la floración es más común en períodos de temperaturas más bajas, con una correlación inversa significativa entre la temperatura y la floración.

En contraste, la fructificación es más breve que la floración y se ve influenciada positivamente por el aumento de la temperatura. La producción de frutos suele ocurrir aproximadamente tres meses después de la floración.

Además, se observa una variabilidad considerable en la duración de la floración y fructificación entre árboles de diferentes clases diamétricas (CD). Los árboles con mayor diámetro tienden a tener una duración de fructificación más larga. La relación entre temperatura y fenología es destacable, con una floración que aumenta en los meses previos a la temporada de lluvias y una fructificación que está relacionada directamente con el aumento de la temperatura, pero con un mes de desplazamiento. (Palacios-Ramos et al., 2022).

Figura 21. Sapote (*Capparis scabrída*)



Fuente: Propia, 2023

- Achupalla (*Tillandsia rauhii*)

La Achupalla (Figura 22) es una planta florífera de hasta 2.5 m de alto, con hojas formando una roseta infundibuliforme de 1.2 m de alto y 2 m de ancho. Presenta un escapo de 80 cm de largo y 2 cm de grosor, con una inflorescencia curva de 2 m de largo, con espigas laterales apretadas y curvas de hasta 40 cm de largo. Se encuentra en zonas de fuertes pendientes rocosas en Lambayeque, entre los 800 y 1200 m de altitud (Ayasta & Juárez, 2020).

Figura 22. Achupalla (*Tillandsia rauhii*)



Fuente: Naturalista Colombia, 2020

- Overo (*Cordia lutea*)

El Overo (Figura 23), perteneciente a la familia Cordiaceae, es un arbusto o pequeño árbol que puede alcanzar hasta 4 metros de altura. Sus hojas son simples y alternas, mientras que sus flores son campanuladas y de color amarillo, de ahí su nombre común "overal" u "overo". Los frutos de esta especie son de color blanquecino. Esta planta se caracteriza por la vistosidad de sus flores amarillas, que le dan su nombre científico, y es apreciada tanto por su aspecto ornamental como por su uso tradicional en la medicina natural (González et al., n.d.).

Figura 23. Overo (*Cordia lutea*)



Fuente: Propia, 2023

Fauna

Existe diversidad de especies de fauna distribuidas en el área de estudio. En Laquipampa se ha registrado, la majaz y el tigrillo. También se han avistado la pava aliblanca y el oso de anteojos, especies emblemáticas en el área protegida. Otros animales identificados incluyen ardillas, conejos, gatos monteses, pumas, sajinos, tayras, zarigüellas y zorros, a través del monitoreo con cámaras trampa (MONGABAY, 2019).

En el Santuario Histórico Bosque de Pómac se registraron 89 especies de aves en la zona, 16 de las cuales son endémicas de la Región Tumbesina y 5 son endémicas de Perú. Destacan especies raras y apreciadas por observadores de aves, como la cortarrama peruana en peligro, la golondrina de Tumbes muy rara en bosques secos, el copetón rufo y la bandurria, que son poco comunes en los algarrobales (DECRETO SUPREMO No 034-2001AG, 2001).

El monitoreo frecuente realizado con cámaras trampa en las zonas monitoreadas por Spectacled Bear Conservation, que incluye áreas comunales, áreas naturales protegidas y zonas de amortiguamiento, ha logrado capturar las siguientes especies en los sectores que tienen instaladas las estaciones de las cámaras trampa.

Las especies registradas corresponden a las siguientes:

- Ardilla nuca blanca (*Sciurus stramineus*)

La ardilla nuca blanca (Figura 24) es un roedor neotropical endémico de la costa noroeste del Perú y suroeste de Ecuador. Aunque esta especie no se encuentra en peligro de extinción, enfrenta las mismas amenazas que otras poblaciones silvestres (Rivera G. et al., 1999).

Figura 24. Ardilla nuca blanca (*Sciurus stramineus*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2022

- Oso hormiguero (*Tamandua mexicana*)

El Oso hormiguero (Figura 25), tiene su límite sur de distribución en el noroeste del Perú, específicamente en los departamentos de Lambayeque y Cajamarca. Sin embargo, la presencia de esta especie ha sido escasamente documentada en Lambayeque y aún no se ha registrado en Cajamarca, pero en parte de la ecorregión del bosque seco de Tumbes y Piura aún se encuentra (More et al., 2021).

Figura 25. Oso hormiguero (*Tamandua mexicana*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2022

- Pava aliblanca (*Penelope albipennis*)

La pava aliblanca (Figura 26), una especie de ave endémica del norte de Perú. Esta ave, que se consideraba extinta en el siglo XIX y se redescubrió en 1977, habita en los bosques secos ecuatoriales y se encuentra en peligro crítico debido a la caza y la degradación de su hábitat (Castillo, 2014), desempeña un papel importante en la dispersión de semillas y en la dinámica de predación en el bosque seco de Tumbes, en Perú. Las observaciones de campo muestran que la pava aliblanca es un frugívoro, siendo la *Cordia lutea* la fruta principal que consume. Las semillas recolectadas de las heces de la pava aliblanca mostraron tasas de germinación más altas en comparación con las semillas de control, lo que sugiere que las plantas germinaron mejor después de pasar por el tracto alimentario de la pava aliblanca (Bouffard & Brooks, 2014).

Figura 26. Pava aliblanca (*Penelope albipennis*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2021

- Puma (*Puma concolor*)

El puma andino (Figura 27) se encuentra catalogado como una especie "Casi amenazada" en Perú debido a múltiples razones. La principal causa de esta situación es la fragmentación de su hábitat, que se ha producido principalmente a la expansión de la agricultura y la ganadería. La deforestación y los cambios en el uso del suelo también han contribuido significativamente a esta fragmentación, al reducir la cantidad de vegetación disponible para que el puma se desplace (Cuentas Romero, 2021).

Figura 27. Puma (*Puma concolor*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation,2021

- Ocelote (*Leopardus pardalis*)

El ocelote (Figura 28) es un felino neotropical con una amplia distribución que abarca desde el sur de Texas hasta el norte de Argentina. Este felino habita una variedad de hábitats que incluyen bosques tropicales y subtropicales, así como áreas de arbustos. Durante las décadas de 1960 y 1970, los ocelotes fueron cazados por sus pieles, lo que redujo sus poblaciones. Aunque algunas poblaciones de ocelotes se han recuperado desde el declive de la industria peletera en la década de 1980, su principal amenaza en la actualidad es la pérdida y degradación de su hábitat (Di Bitetti et al., 2008).

Figura 28. Ocelote (*Leopardus pardalis*)

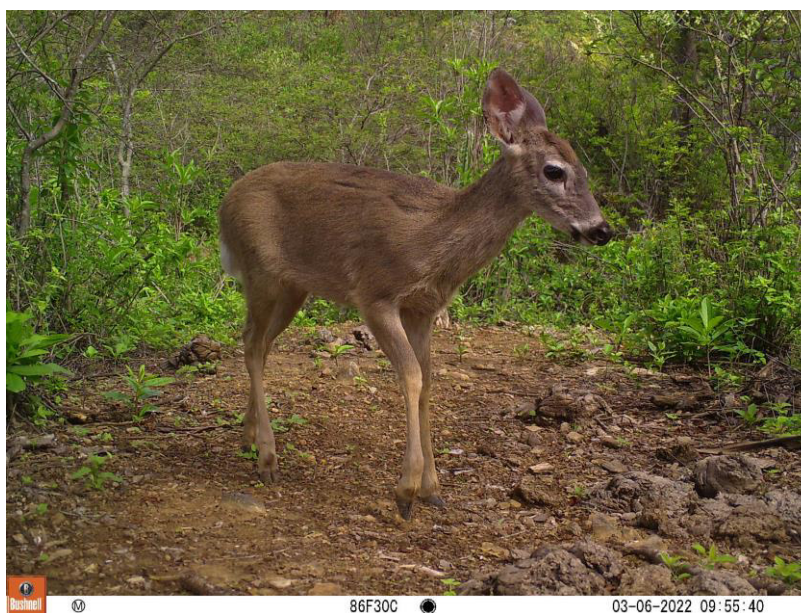


Fuente: Spectacled Bear Conservation,2022

- Venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus peruvianus*)

El venado cola blanca (Figura 29) es un mamífero ungulado perteneciente a la familia Cervidae y al suborden Ruminantia, que se encuentra ampliamente distribuido en la costa y la sierra peruana. Esta especie es particularmente relevante en Perú, ya que es una de las especies cinegéticas más aprovechadas en el país. Se encuentra en cinco ecorregiones distintas, incluyendo el bosque seco ecuatorial, la serranía esteparia, el páramo, la puna y la yunga (Elias et al., 2021).

Figura 29. Venado de cola blanca (*Odocoileus virginianus peruvianus*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2022

- Zorrillo (*Conepatus chinga*)

El Zorrillo (Figura 30) es un mamífero perteneciente al género Conepatus y a la familia de los mefitinos. Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en el Neotrópico, incluyendo áreas desde el nivel del mar hasta las altas llanuras de la Cordillera de los Andes. A pesar de su amplia distribución, su ecología, incluyendo dieta, patrones de actividad, selección de hábitat y otros aspectos, ha sido poco estudiada en la vertiente occidental de los Andes. Además, su estado de conservación no está claramente definido, y se cree que enfrenta presiones de caza debido a usos en medicina folklórica (Medina et al., 2009).

Figura 30. Zorrillo (*Conepatus chinga*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2021

- Zorro costeño (*Licalopex sechurae*)

El zorro costeño (Figura 31), científicamente conocido como *Licalopex sechurae*, habita en la costa del Perú y el noroeste de Ecuador. A pesar de su presencia, se sabe poco sobre su biología y su papel en los ecosistemas locales. Su hábitat se encuentra amenazado por la fragmentación causada por actividades humanas (Romero, 2016).

Figura 31. Zorro costeño (*Licalopex sechurae*)



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2020

Áreas naturales protegidas

Existen 16 áreas naturales protegidas (Figura 32) localizadas en el área de estudio, las cuales se encuentran en las categorías de conservación privada, regional y nacional, destacando el Refugio de Vida Silvestre Laquipamapa, Santuario Histórico Bosque de Pómac y Área de Conservación Privada Chaparrí.

Áreas de conservación privada:

Chaparrí, ubicada en la región Lambayeque y Cajamarca, es una Reserva Ecológica que juega un papel crucial en la protección de la pava aliblanca y el oso de anteojos. Esta área de conservación alberga alrededor de 100 ejemplares de pava aliblanca, lo que representa un tercio de la población mundial de esta especie amenazada. Además, se han registrado alrededor de 40 ejemplares de osos de anteojos, convirtiendo a Chaparrí en una de las pocas áreas de la costa peruana donde se encuentra una densa población de esta especie. La reserva también alberga una gran diversidad de aves, mamíferos, reptiles, anfibios y plantas. Conformada por dos áreas de conservación privada, Chaparrí forma parte de un corredor biológico natural junto con otras áreas protegidas cercanas, facilitando el desplazamiento de las especies.

Tabla 3. Áreas de conservación privada

Nombre	Resolución	Ubicación	Tipo
Páramos y Bosques Montanos de la Comunidad Campesina San Juan de Sallique	R.M. N° 239-2017-MINAM	Cajamarca	Comunidad Campesina
Bosque Urum	R.M. N° 029-2021-MINAM	Lambayeque	Privado
Páramos y Bosques Montanos, Paraíso de la Comunidad Campesina San Felipe	R.M. N° 022-2019-MINAM	Cajamarca	Comunal
Chaparri	R.M. N° 1324-2001-AG	Lambayeque y Cajamarca	Comunidad Campesina
Los Bosques de Overal y Palo Blanco	R.M. N° 206-2016-MINAM	Piura	Comunidad Campesina
Bosque Urum	R.M. N° 029-2021-MINAM	Lambayeque	Privado
La Huerta del Chaparri	R.M. N° 266-2011-MINAM	Lambayeque	Privado

Adaptado por el autor. Fuente: SERNANP

Áreas de conservación Regional:

El Bosque de Moyan Palacio, ubicado en los distritos de Motupe y Salas en Lambayeque, Perú, es un área de conservación que abarca 8457.76 hectáreas. Su principal objetivo es proteger las poblaciones de pava aliblanca y preservar una muestra representativa de los bosques secos de colina y montaña de la región, permitiendo al mismo tiempo un uso sostenible por parte de las comunidades locales. Este ecosistema alberga una amplia diversidad de flora, con 102 especies registradas de 42 familias, incluyendo 9 especies en peligro según la legislación peruana, siendo 4 de ellas consideradas en peligro crítico. Además de su valor biológico, se reconoce la importancia de establecer un área de conservación que promueva el desarrollo de las comunidades locales, estableciendo así un vínculo estrecho entre la conservación de la biodiversidad y la lucha contra la pobreza.

Tabla 4. Áreas de conservación regional

Nombre	Ubicación	Resolución
Bosque Moyan-Palacio	Lambayeque	D.S. N° 013-2011-MINAM
Bosques Secos Salitral - Huarmaca	Piura	D.S. N° 019-2011-MINAM

Adaptado por el autor. Fuente: SERNANP

Áreas de conservación Nacional:

El Bosque de Pómac, ubicado en Lambayeque, Perú, abarca aproximadamente 6000 ha y tiene un gran valor biológico y arqueológico. Alberga una diversidad natural importante y cuenta con vestigios de la Cultura Sicán. Sin embargo, enfrenta diversas problemáticas que amenazan su conservación. En primer lugar, los incendios forestales, a menudo provocados por acciones humanas irresponsables, representan una grave amenaza para la vegetación y la fauna del santuario.

Laquipampa, ubicada en la región de Lambayeque en el norte de Perú, se ha revelado como un área de gran importancia para la conservación de especies, especialmente el Oso de Anteojos. El monitoreo realizado en 2019 con cámaras trampa en el Refugio de Vida Silvestre de Laquipampa ha revelado la presencia de diversas especies, entre las que destacan el yaguarundi, majaz, tigrillo, pava aliblanca y osos de anteojos. Estos hallazgos demuestran que el yaguarundi, en particular, ha persistido en la región a lo largo del tiempo, incluso en épocas antiguas cuando los bosques de algarrobo cubrían extensas áreas (MONGABAY, 2019).

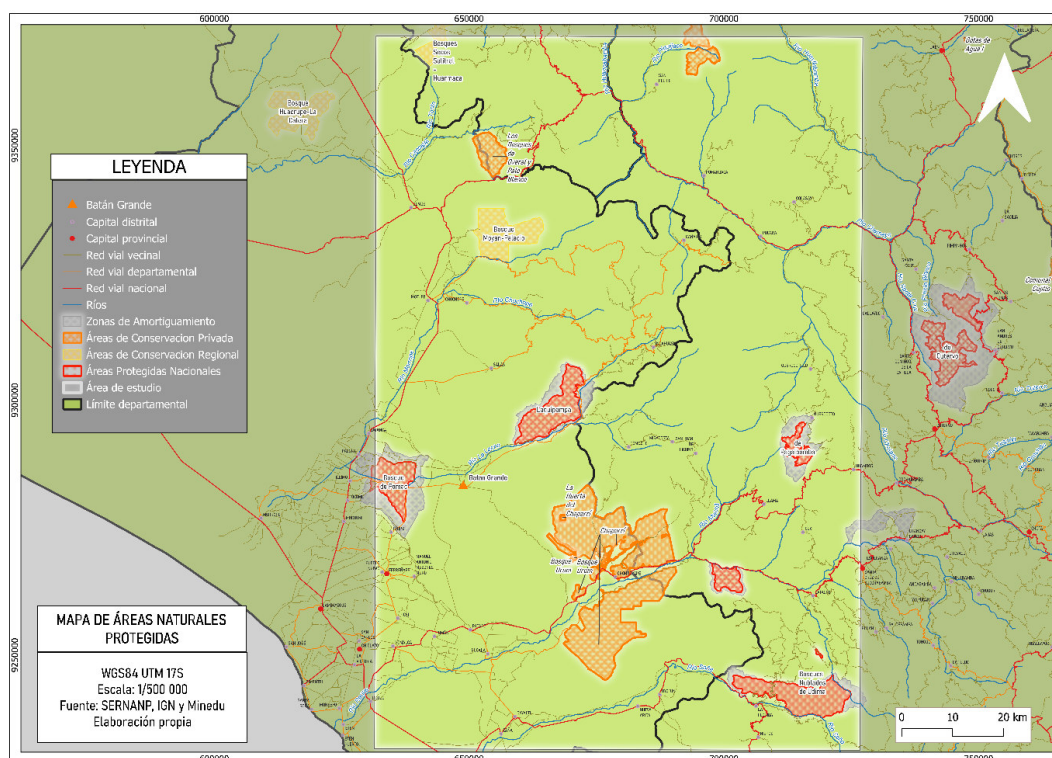
Además, el área protegida de Laquipampa ha sido identificada como un importante hábitat para el Oso de Anteojos. El monitoreo ha revelado la presencia de al menos 22 individuos en el refugio, que no habían sido avistados anteriormente en la zona de Batán Grande. Este descubrimiento resalta la relevancia de Laquipampa como un espacio clave para la conservación de esta especie emblemática. Asimismo, se destaca la función de conectividad que desempeña el refugio, enlazando las zonas bajas y altas de la cuenca del río La Leche, lo cual contribuye a la conservación del Oso de Anteojos en la región (MONGABAY, 2019).

Tabla 5. Áreas de conservación nacional

Categoría	Nombre	Resolución	Ubicación	UICN
Santuario Histórico	Bosque de Pómac	D.S. N° 034-2001-AG	Lambayeque	III - Conservación de características naturales únicas
Refugio de Vida Silvestre	Bosques Nublados de Udimá	D.S. N° 020-2011-MINAM	Cajamarca	IV - Conservar el hábitat por intervención controlada
Bosque de Protección	de Pagaibamba	R.S. N° 0222-1987-AG/DGFF	Cajamarca	VI - Uso sostenible de recursos naturales
Refugio de Vida Silvestre	Laquipampa	D.S. N° 045-2006-AG	Lambayeque	IV - Conservar el hábitat por intervención controlada

Adaptado por el autor. Fuente: SERNANP

Figura 32. Mapa de Áreas Naturales Protegidas en el Área de estudio



Adaptado por el autor. Fuente: SERNANP, IGN, Minedu

4.1.5 Aspecto socioeconómico

Lambayeque

El gobierno regional de Lambayeque durante el período 2008-2017, experimentó un crecimiento económico promedio anual del 5.1%, ligeramente superior al crecimiento a nivel nacional.

Las principales actividades económicas en la región son la agricultura, el comercio y la manufactura. El sector agropecuario representa el 9.3% de la economía regional, siendo la caña de azúcar el cultivo más relevante, seguido del arroz y el limón. Aunque este sector genera empleo, su desempeño está condicionado por factores climáticos.

El comercio es el segundo sector más importante en Lambayeque, con una participación del 19.1% en la estructura productiva de la región. Su ubicación geográfica estratégica le permite actuar como nexo entre la costa y la sierra norte del país, lo que facilita el intercambio comercial con otras regiones.

Por otro lado, la manufactura en Lambayeque se enfoca principalmente en la producción primaria, destacando la industria azucarera y el procesamiento de arroz. Estas actividades contribuyen al desarrollo económico de la región.

El empleo es una preocupación en Lambayeque, ya que la tasa de empleo

informal alcanzó alrededor del 74% en 2018. Se requiere una mejora en la calificación del recurso humano, lo que podría lograrse a través de procesos de certificación de competencias para impulsar la formalización laboral (Sineace, 2020).

Cajamarca

Cajamarca es un departamento en Perú con una población de aproximadamente 1,341,012 habitantes. Su economía se basa en diferentes sectores. La agricultura y ganadería son importantes, con cultivos como el café, cacao, arroz, maíz y papa, además de ser una destacada cuenca lechera del país. El sector minero es una parte fundamental de la economía, con la extracción de oro, cobre y plata siendo actividades relevantes.

La construcción también ha experimentado un crecimiento, impulsada por la inversión pública y el desarrollo inmobiliario. En términos generales, las micro y pequeñas empresas predominan en la estructura empresarial de Cajamarca.

El sector agrícola y pecuario es diverso, con diferentes zonas especializadas en cultivos específicos. En la zona norte, se destacan el café, arroz, yuca y cacao; en las zonas centro y sur, se cultiva papa, maíz, frijol, entre otros. Cajamarca es el tercer productor de café y séptimo de arroz a nivel nacional. Además, es el segundo productor de carne de vacuno y la primera cuenca lechera del país, con importantes empresas acopiadoras de leche.

El sector minero es otro pilar de la economía cajamarquina, con la minería metálica (oro, cobre y plata) siendo la actividad más importante. Cajamarca posee importantes reservas de oro y es el segundo productor a nivel nacional. La minería emplea a una significativa cantidad de personas en la región.

La construcción ha tenido un crecimiento sostenido, con un aumento en la inversión pública y proyectos inmobiliarios. Programas como crédito Mivivienda y Techo Propio han impulsado el acceso a la vivienda, y el crédito hipotecario ha experimentado un aumento significativo.

El turismo también es un sector en desarrollo en Cajamarca, con una variedad de recursos naturales, arqueológicos y culturales que atraen a visitantes nacionales y extranjeros. La región cuenta con complejos arqueológicos, vestigios pre-incas e inca, iglesias coloniales, parques nacionales y una rica gastronomía.

En resumen, la economía de Cajamarca se sustenta en la diversidad de actividades económicas, incluyendo la agricultura, ganadería, minería, construcción y el turismo. La región sigue siendo un importante contribuyente al Valor Agregado Bruto nacional y se destaca por su riqueza en recursos naturales y culturales (BCR, 2021).

Piura:

La región de Piura, cuenta con una economía diversa y productiva, sustentada en diferentes sectores. Uno de los pilares fundamentales de su actividad económica es

la agricultura, con cultivos como el arroz, algodón, maíz, mango, limón y plátano. Además, se han identificado cultivos emergentes con gran potencial, como la uva, caña para etanol, p  prika y palto. A pesar de la importancia del sector agrícola, se ha enfrentado a desafíos debido a fenómenos naturales, como el fenómeno del Niño, que han afectado la producción y requieren inversiones para la reconstrucción y desarrollo de la infraestructura agrícola.

Otro sector relevante en la economía de Piura es la pesca, siendo una de las principales zonas pesqueras del país. La región tiene una importante presencia de pescadores artesanales y lidera la producción nacional de pescado congelado, principalmente de la especie pota. Aunque la actividad pesquera ha experimentado crecimiento, también se ha visto afectada por cambios en las condiciones ambientales y climáticas, lo que demanda una gestión sostenible de los recursos pesqueros.

En el ámbito industrial, la manufactura tiene un papel destacado en la región, siendo el sector que mayor peso tiene en la estructura productiva. La producción industrial en Piura abarca actividades como derivados de petróleo, derivados pesqueros y arroz pilado, aunque aún existe un potencial para avanzar en la industrialización de los recursos naturales locales.

En cuanto al empleo, se observa que una parte importante de la población económicamente activa se encuentra ligada al sector agropecuario y pesquero. Sin embargo, existe una alta tasa de empleo informal, lo que evidencia la necesidad de fortalecer la capacitación y certificación de competencias para mejorar la formalización laboral y aumentar la productividad en la región.

En resumen, la economía de Piura se sustenta en la agricultura, la pesca y la industria manufacturera, con una diversidad de recursos naturales que ofrecen potencial para el desarrollo económico. No obstante, enfrenta retos relacionados con fenómenos climáticos y la necesidad de fortalecer la gestión y capacitación para aprovechar plenamente sus recursos y mejorar las condiciones socioeconómicas de la población.

4.1.6 Aspecto cultural

Lambayeque:

La región de Lambayeque, en Perú, ha sido testigo de diversas etapas de la ancestral cultura peruana. Desde los tiempos de los cazadores nómades hasta las culturas sofisticadas como los Mochica, Sic  n y Chimú. Alrededor del siglo I d.C., los señores mochicas dominaron la región, alcanzando un alto nivel de producción agrícola y desarrollo artístico. Sin embargo, hacia el siglo VII d.C., el poder mochica colapsó, dando paso a la influencia de la cultura Huari, que dio origen a una nueva expresión cultural local conocida como Sic  n.

Según la leyenda local, los Sic  n (Figura 33) tienen sus orígenes en una flota de balsas liderada por Naylamp, "Gran Ave del Mar", que llegó a la región y estableció un gobierno eficiente. Después de su desaparición, sus descendientes continuaron con la tradición. Los Sic  n se destacaron por su maestría en el trabajo con metales, como lo evidencian las joyas encontradas en sus tumbas.

Con el tiempo, la región fue influenciada por los Chimú y, más tarde, fue incorporada al imperio incaico. Durante la época colonial, la presencia española se consolidó con la fundación de ciudades como Lambayeque y Zaña. Lambayeque se convirtió en un importante foco patriota durante el siglo XIX, participando activamente en la lucha por la independencia. Posteriormente, la región se desarrolló con éxito en la producción de azúcar y arroz durante la época republicana (Chumioque Lisboa & Zeña Siesquen, 2020).

Figura 33. Representación de la cultura Sicán



Fuente: Propia, 2023

Cajamarca:

Cajamarca tiene una rica herencia cultural y una historia diversa. A lo largo de los siglos, esta tierra ha sido influenciada por diversas culturas, desde las civilizaciones antiguas como Cupisnique, Chavín y Wari, hasta la llegada de los incas y la posterior conquista española en el siglo XVI. Estas influencias se han entrelazado para crear una riqueza de tradiciones y expresiones artísticas que caracterizan a la región.

Uno de los momentos más destacados de la historia de Cajamarca fue la captura del Inca Atahualpa por Francisco Pizarro en 1532, un evento que dejó una huella indeleble en la cultura local y que tuvo lugar en la Plaza de Armas de la ciudad. La arquitectura colonial, representada en iglesias como la Catedral y San Francisco, es un testimonio tangible de esta herencia histórica.

Durante la época colonial, Cajamarca se convirtió en un importante centro de producción textil y ganadería, siendo famosa por su lana de oveja de alta calidad. La región experimentó un crecimiento económico y demográfico en el siglo XVII,

marcado por la edificación de iglesias y casonas de grandes hacendados.

En la etapa republicana, Cajamarca juró su independencia en 1821, contribuyendo al proceso de emancipación de Perú. Sin embargo, la región enfrentó desafíos económicos y sociales, pero también vio el surgimiento de un movimiento intelectual con la fundación de la primera imprenta y la aparición de periódicos.

A lo largo de su historia, Cajamarca ha experimentado fluctuaciones económicas, incluyendo un período de auge gracias a la minería y la producción de caucho. Las festividades, como el Carnaval Cajamarquino, son una parte fundamental de la cultura local, atrayendo a visitantes de todo el país para celebrar con música, danzas y desfiles. En resumen, Cajamarca es una región que ha conservado su rica herencia cultural a lo largo de los siglos y que continúa siendo un centro de expresión artística y tradición en el norte de Perú (La Ciudad de Cajamarca, 2023).

4.2. Diseño de investigación – Instrumentos y recolección de información

4.2.1 Datos de presencia

Cámaras trampa – SBC

Las trampas-cámara son herramientas fundamentales en la investigación de la vida silvestre, y su disponibilidad y costos las han vuelto populares. Estas cámaras, con variaciones en costos según sus características. Algunas tienen lentes fijos y son rápidas, pero carecen de definición, mientras que otras con mejores lentes y enfoque pueden ser más lentas y producir fotos parciales. Las versiones digitales ofrecen mayor capacidad de registro y duración con baterías mejoradas. La selección del equipo depende de los objetivos y recursos disponibles, y el sitio de uso, incluyendo la precipitación y humedad relativa, es crucial en la elección (Gallina, n.d.).

Los datos de las cámaras trampa fueron obtenidos por Spectacled Bear Conservation luego de realizar un monitoreo continuo en la zona desde el año 2009 hasta la actualidad registrando imágenes y videos, según la configuración realizada a las cámaras.

- Bushnell TROPHY CAM HD

La Bushnell Trophy Cam HD Aggressor (Figura 34) utiliza un sensor de movimiento por infrarrojos pasivo (PIR) altamente sensible para activarse ante cualquier movimiento en su área de vigilancia. La cámara puede capturar imágenes estáticas de hasta 14 megapíxeles o videos de alta calidad. Gracias a su eficiente consumo de energía, puede funcionar durante meses con baterías alcalinas AA o de litio.

Esta cámara ofrece numerosas características mejoradas, como la Sensibilidad automática de infrarrojos pasivos (Auto PIR Sensitivity) que ajusta la sensibilidad del sensor según las condiciones climáticas. Su Hipervisión nocturna (Hyper NightVision) proporciona imágenes claras en blanco y negro en la oscuridad, mientras que los modelos selectos cuentan con LED negros "Sin brillo" para evitar alertar a la fauna. La función de Barrido de campo 2x con Disparo directo (Field Scan) permite capturar imágenes en

intervalos de tiempo predefinidos. Además, la capacidad de geoetiquetado GPS y otras funciones avanzadas hacen que esta cámara sea ideal para monitorear áreas amplias o distantes.

La Trophy Cam HD Aggressor también ofrece flexibilidad en la configuración, con opciones de funcionamiento diurno, nocturno o las 24 horas (Bushnell TROPHYCAM AGRESSOR, n.d.).

Figura 34. Cámara Trophy Cam HD Aggressor de Spectacled Bear Conservation.



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2023

- Reconix PC90HO

La cámara PC90HO de RECONYX (Figura 35) ofrecen capacidades de imagen tanto de día como de noche, capturando imágenes en alta definición de 1080p o imágenes en color de 3.1 megapíxeles durante el día, y durante la noche, imágenes de 1080p en blanco y negro o de 3.1 megapíxeles monocromáticas. Estas cámaras se destacan por su velocidad de activación InstaOn™ de 1/5 de segundo y la función RapidFire™ NearVideo™ que permite tomar hasta 1 fotograma adicional en rápida sucesión. Ofrecen una capacidad de almacenamiento de 10,000 a 15,000 imágenes. La iluminación nocturna se realiza mediante infrarrojos encubiertos, con un rango estándar de 30 a 35 pies, que se amplía a 50 pies en las ediciones HO. Para la instalación, es necesario retirar la cubierta de la cámara, luego se utilizan baterías tipo C o AA (con adaptadores) y se recomienda el uso de baterías alcalinas, recargables de níquel metal hidruro o de litio.

Figura 35. Cámara Reconix PC90HO



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2020

- **Blaze Video A252**

Las cámaras BlazeVideo A252(Figura 36), cuentan con una calidad de imagen destacada, estas cámaras pueden capturar imágenes fijas de hasta 24MP y grabar videos nítidos en resolución de 1296P o 1080P. Además, cuentan con una visión nocturna clara con un alcance de flash de hasta 75 pies, gracias a sus 36 LEDs infrarrojos de alto rendimiento que son invisibles para los ojos.

La facilidad de uso es una característica clave, con una pantalla LCD a color de 2.4 pulgadas que permite revisar las fotos y videos de manera conveniente. Estas cámaras ofrecen dos modos de funcionamiento: detección de movimiento y lapso de tiempo, con una velocidad de disparo rápida de aproximadamente 0.3 segundos. También proporcionan información adicional, como fecha, hora, temperatura y fase lunar en cada captura.

Además de su durabilidad con clasificación IP66 para uso en exteriores, estas cámaras tienen una vida útil de la batería excepcional, que puede extenderse hasta 8 meses en modo de espera con ocho baterías AA de 1.5V. Con capacidad para tarjetas de memoria de hasta 512GB. (BLAZE VIDEO, n.d.).

Figura 36. Cámara Blaze Video A252 de Spectacled Bear Conservation



Fuente: Propia, 2023

4.2.2 Datos satelitales y cambios de cobertura

El análisis de la cobertura terrestre a través de datos satelitales es esencial para comprender los cambios ambientales, tanto naturales como antrópicos. Estos cambios incluyen fenómenos como incendios, inundaciones, urbanización y deforestación, fundamentales para la gestión de recursos y planificación territorial.

El Proyecto MapBiomás Perú, derivado de MapBiomás Amazonía (Figura 37), utiliza tecnología satelital para mapear de manera integral el uso y la cobertura del suelo en Perú. Hasta la fecha, ha producido la Colección 1.0 de Mapas del Perú, cubriendo el período de 1985 a 2021, publicada en marzo de 2023.

La metodología de MapBiomás incluye la creación de mosaicos anuales de imágenes satelitales Landsat, seleccionando aquellas con menor nubosidad y mejor calidad. A partir de estos mosaicos, se generan variables como bandas e índices espectrales, información fraccional, textura y datos estáticos como altitud y pendiente.

Finalmente, se clasifican los mosaicos anuales mediante el algoritmo

Random Forest, categorizando la tierra según su uso y cobertura. Este proceso concluye con un post-procesamiento que incluye filtros temporales y espaciales, así como la corrección de vacíos informativos (Instituto del Bien Común, 2023).

Figura 37. Plataforma de análisis y descarga de datos MapBiomias

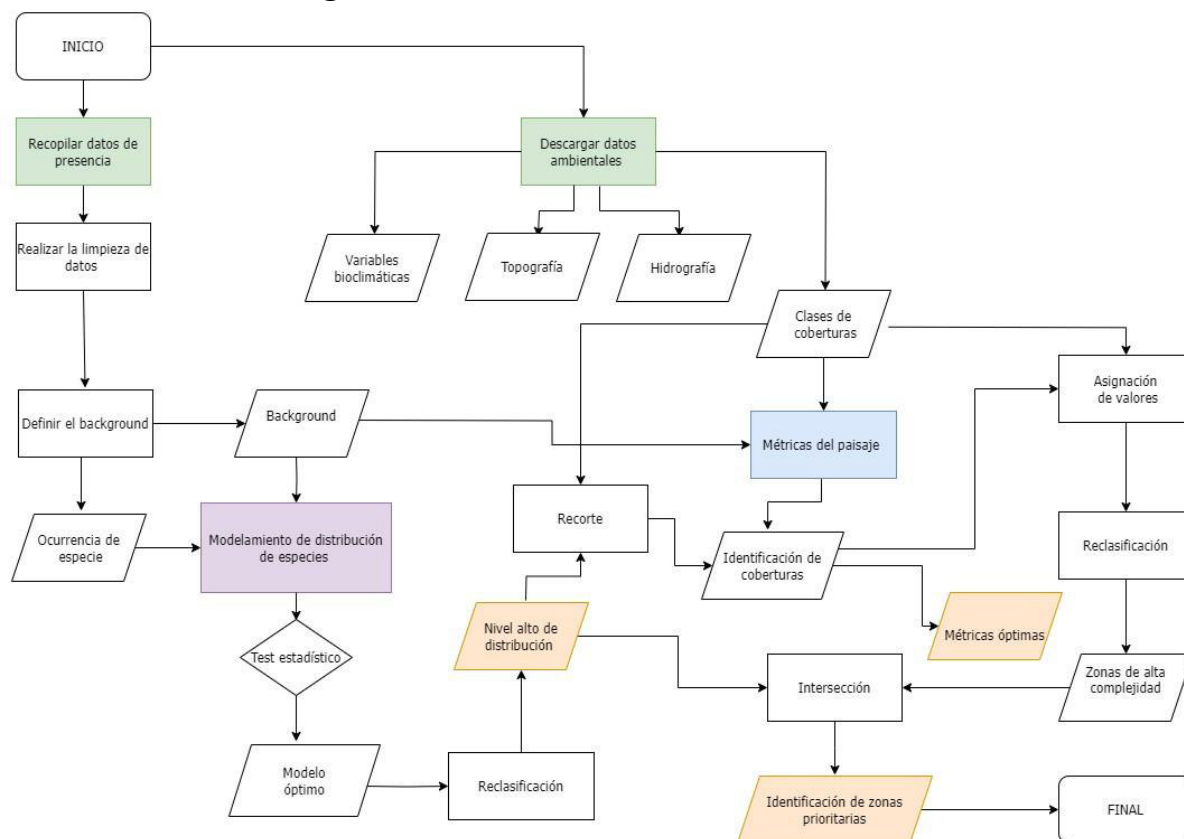


Fuente: MapBiomias,2023

4.3. Metodología

En el presente capítulo se expone la metodología y los instrumentos que se utilizaron para la investigación (Figura 38). Comenzando con la descripción de las tres etapas principales; que abarcan desde la recopilación de antecedentes, tanto de información espacial como no espacial; el procesamiento de la información digital; la construcción de los modelos potenciales y su validación; hasta la selección de las zonas prioritarias de conservación, para finalmente realizar un análisis de los resultados obtenidos. La idea principal de esta metodología radica en identificar, describir espacialmente e integrar criterios que permitan generar modelos de distribución de especies apoyados en un sistema de información geográfico. Se utiliza el enfoque biogeográfico orientado a la identificación de zonas potenciales de distribución de especies, considerándose aquellas zonas como potenciales de distribución histórica, por ende, con fines de restauración. La estrategia empleada es de tipo cuantitativo, donde se hizo recolección y procesamiento de datos para la construcción de modelos de distribución; y también cualitativa, referente al análisis de tipos de cobertura, involucrando la descripción e interpretación, a través de métricas, con la finalidad de lograr mayor profundidad en la investigación.

Figura 38. Diagrama de flujo de la metodología



Fuente: Propia,2024

4.3.1 Recopilación de los datos de presencia

Los datos de presencia, se obtuvieron de las cámaras trampa y observaciones realizadas por SBC, las observaciones son recopilación de información en coordenadas de indicadores de presencia del Oso de Anteojos como heces y observaciones en campo. La información se ha recopilado en el periodo 2009 - 2023 en diferentes puntos del área de estudio. En algunos casos las cámaras no registraron la presencia del oso de Anteojos. El proceso de integración en una sola base de datos de la especie requirió utilizar herramientas de análisis de datos en RStudio desktop que permitieran estandarizar el sistema de coordenadas e integrar la información de diferentes fuentes.

Tabla 6. Clasificación de la información para la captura de datos de presencia

Clases	Número
Cámaras trampa	304
Observaciones	934
Total	1238

Fuente: Propia

Tabla 7. Clasificación de la presencia capturada por las cámaras trampa

Cámaras trampa	Número
Presencia	140
Ausencia	164
Total	304

Fuente: Propia

4.3.2 Definir el Background

Los datos de presencia, obtenidos a través de cámaras trampa y observaciones, se emplearon para establecer el background. Se creó la Geometría mínima delimitadora a la cual se le aplicó un buffer de 35 km. Esta elección se basó en un monitoreo previo realizado por SBC, donde se registró que un Oso de Anteojos macho, equipado con un radio collar, se desplazó 150 km en 3 días (Figura 39).

Figura 39. Mapa del desplazamiento del Oso de Anteojos realizado por el monitoreo con radiocollares.



Fuente: Spectacled Bear Conservation, 2020

Posteriormente, se determinó un rango de altitud utilizando los registros de presencia del Oso de Anteojos. Se identificaron los valores mínimo y máximo de altitud en los que se registró la especie (Figura 40), utilizando la librería ráster en RStudio Desktop. Luego, se procedió a reclasificar el Modelo Digital de Elevación (DEM) con base en estos valores. El ráster resultante se transformó a formato vectorial, eliminando los polígonos que quedaron fuera del área de mayor extensión.

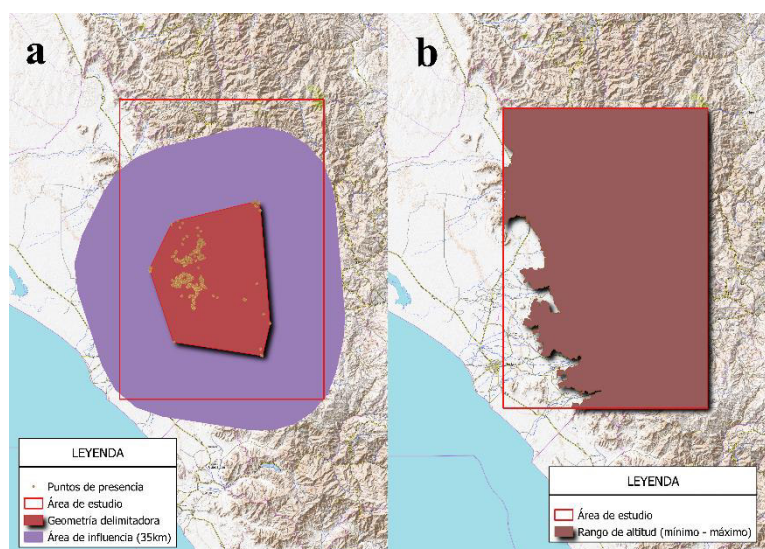
Tabla 8. Valores mínimo y máximo identificados a partir de los registros de presencia

Clase	Puntos de presencia	Altitud(msnm)
Observaciones	Mínimo	132
Cámara	Máximo	3319

Fuente: Propia

Finalmente, se llevó a cabo la intersección del buffer de la geometría mínima delimitadora con la reclasificación vectorial del DEM.

Figura 40. Buffer de la geometría mínima delimitadora(a) y la reclasificación del ráster con valores mínimo y máximo en formato vectorial(b)



Adaptado por el autor. Fuente: Propia

El background permitió delimitar el número total de cámaras trampa y observaciones que serán utilizadas.

Tabla 9. Clasificación de los puntos de presencia según la captura de información en el background

Clases	Número
Cámaras trampa	140
Observaciones	934
Total	1074

Fuente: Propia

4.3.3 Selección de variables explicativas

Las variables explicativas (Tabla 4.10) fueron recopiladas de diversas fuentes. Las variables bioclimáticas se obtuvieron de la plataforma CHELSA, mientras que el modelo digital de elevación se derivó del NASADEM y se generó el ráster de pendientes a partir del mismo. Para determinar la proximidad de los ríos, se aplicó el algoritmo de distancia euclidiana en ArcGIS 10.5.

Tabla 10. Variables ambientales y antrópicas seleccionadas en la investigación

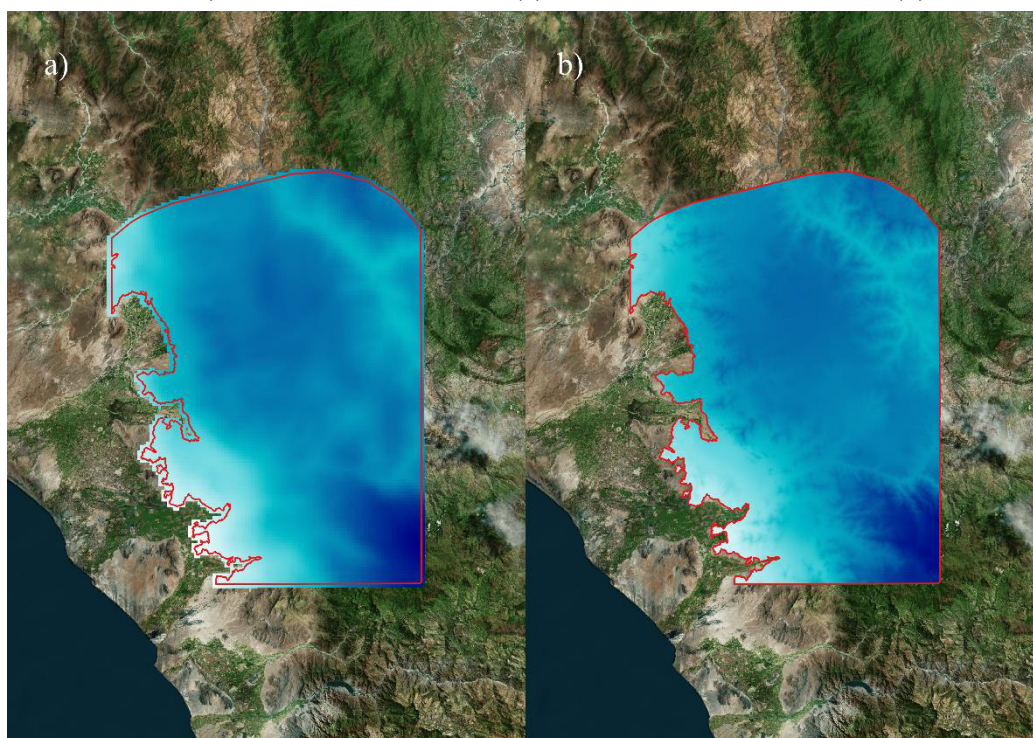
Variables ambientales	Fuente	Descripción
Topografía		
Altitud	NASADEM	Elevación promedio sobre el nivel del mar
Pendiente	NASADEM	Pendiente promedio en porcentaje
Bioclimático		
BIO01	CHELSA	Temperatura media anual del aire
BIO02	CHELSA	Rango de temperatura media diurna del aire
BIO03	CHELSA	Isotermalidad
BIO04	CHELSA	Estacionalidad de la temperatura
BIO05	CHELSA	Temperatura media diaria máxima del aire del mes más cálido
BIO06	CHELSA	Temperatura mínima diaria media del aire del mes más frío
BIO07	CHELSA	Rango anual de temperatura del aire
BIO08	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más lluvioso
BIO09	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más seco
BIO10	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más cálido
BIO11	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más frío
BIO12	CHELSA	Cantidad de precipitación anual
BIO13	CHELSA	Cantidad de precipitación del mes más lluvioso
BIO14	CHELSA	Cantidad de precipitación del mes más seco
BIO15	CHELSA	Estacionalidad de las precipitaciones
BIO16	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más lluvioso
BIO17	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más seco
BIO18	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más cálido
BIO19	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más frío

Hidrografía		
Ríos	ANA	Distancia euclidiana a la red hidrográfica principal

Fuente: Propia

Las variables bioclimáticas tienen una resolución de 1 km en consecuencia se utilizó el algoritmo de Downscaling para realizar el remuestreo de las variables ambientales (Figura 41) a 100 m, utilizando el software SAGA GIS.

Figura 41. Remuestreo de la variable ambiental BIO12(Cantidad de precipitación anual) de 1 km de resolución(a) a una resolución de 100 m(b)



Fuente: Propia

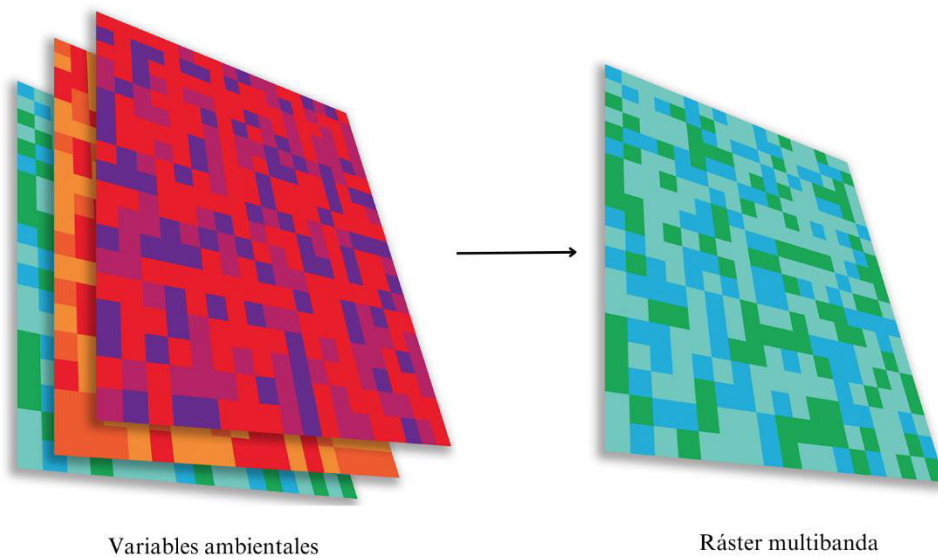
Posteriormente, utilizando RStudio Desktop, se realizó el alineamiento de las variables ambientales, específicamente en el recorte y remuestreo de múltiples bandas utilizando el background como máscara (Figura 42).

Las rutas de las bandas ráster se obtuvieron de un directorio específico, y se seleccionan aquellos archivos que tienen la extensión ".tif" correspondientes a las variables ambientales. A continuación, se utiliza una banda de referencia ("bio_20.tif") correspondiente al modelo digital de elevación para establecer la extensión y resolución que deberán tener todas las demás bandas después del procesamiento.

Se inicia un bucle que recorre cada banda ráster en la lista previamente obtenida. Para cada banda, se realiza un conjunto de operaciones que incluye el recorte con la máscara, el remuestreo para ajustar la resolución a la banda de referencia, y finalmente, se copia la extensión de la banda de referencia.

Las bandas resultantes se almacenaron en una lista. Después de procesar todas las bandas, se apilaron en un único objeto ráster utilizando la función "stack". Este objeto apilado generó el ráster multibanda con todas las variables topográficas, bioclimáticas e hidrográficas.

Figura 42. Alineación y generación del ráster multibanda con las variables ambientales

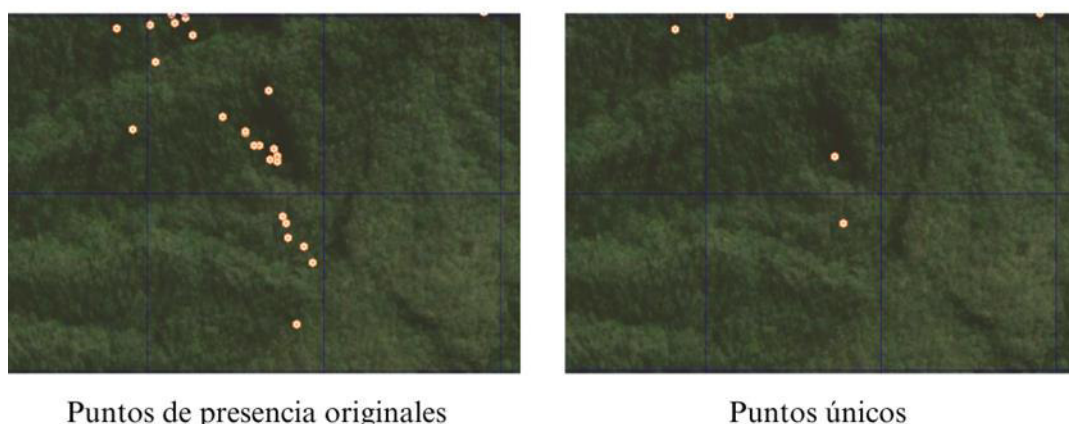


Adaptado por el autor. Fuente: ZevRoss

4.3.4 Evaluación de los puntos de presencia y Pseudoausencia

En el proceso de análisis de datos de presencia, se implementa una estrategia de limpieza para garantizar la calidad de la información. Se selecciona un tamaño de celda, de 100m, ya que las variables explicativas se remuestrearon a esa resolución espacial y se elimina cualquier duplicado de registro de presencia en una misma celda (Figura 43), para ello se generó la cuadrícula en QGIS Desktop 3.30 y se aplicaron las herramientas de unir atributos por localización con el ID de la cuadrícula y luego se procedió a borrar duplicados por atributo.

Figura 43. Distribución de los puntos de presencia únicos por cuadrícula



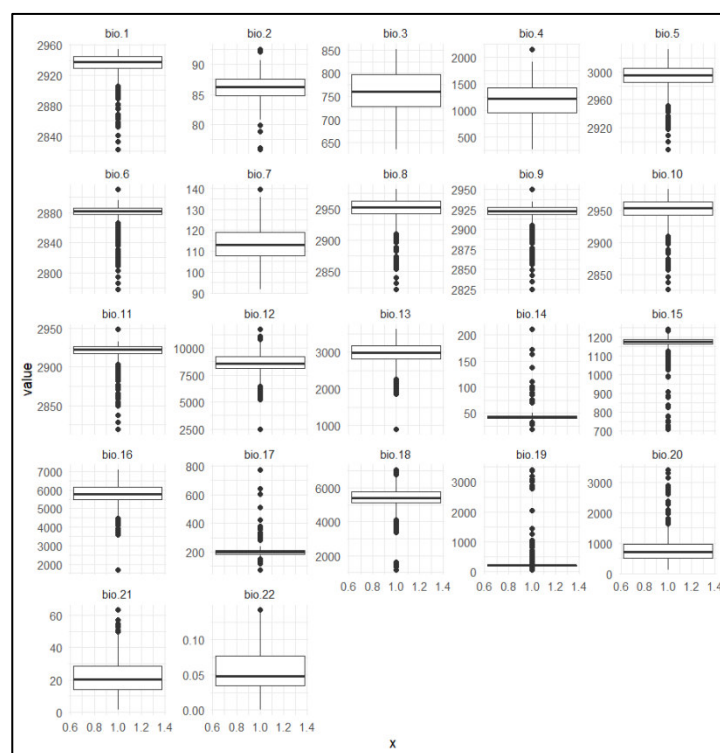
Fuente: Propia

Análisis de datos atípicos

El análisis para la eliminación de valores atípicos (Figura 44) comenzó con la determinación del número de filas en el dataframe de puntos de presencia únicos. Posteriormente, se eliminaron las filas que contenían valores perdidos (NAs) mediante la función `'drop_na'` del paquete `'tidyr'`. Luego, se seleccionaron las columnas numéricas utilizando la función `'sapply'`. Estas columnas numéricas se normalizaron con la función `'scale'`, e identificaron y reemplazaron los valores atípicos con valores perdidos (NA) cuando su magnitud era mayor que cinco veces la desviación estándar.

Con estos datos ya normalizados y sin valores atípicos, se creó un nuevo dataframe que incluía tanto las coordenadas originales como las variables normalizadas. Seguidamente, se extrajeron los valores del ráster multibanda correspondiente a las variables bioclimáticas. Finalmente, se exportó el dataframe resultante que contenía los valores originales de las variables ambientales, las coordenadas y los datos depurados de valores atípicos.

Figura 44. Boxplot del análisis de datos atípicos de los puntos de presencia



Fuente: Propia

Generación de datos de pseudoausencia

En la generación de datos de pseudo-ausencia, se inició utilizando librerías como "terra" para trabajar con datos raster y "sf". Posteriormente, se cargó el ráster multibanda de las variables ambientales, así como el background y las presencias.

Se llevó a cabo un preprocesamiento de los datos de presencias, eliminando columnas no deseadas. A continuación, se creó una máscara utilizando el primer índice del conjunto de datos climáticos y se ajusta a la extensión del background.

Luego, se extrajo las posiciones de las celdas correspondientes a las presencias. Las coordenadas x e y se añadieron a los datos de presencias, y se generó una máscara para después generar puntos aleatorios (pseudo-ausencias) en las áreas no ocupadas por las presencias.

Se extrajeron los valores de las capas climáticas para los puntos generados aleatoriamente y se añaden las coordenadas a los datos de pseudo-ausencias. Posteriormente, se combinan los datos de presencias y pseudo-ausencias en un solo

conjunto de datos, indicando si cada observación es una presencia (1) o pseudo-ausencia (0).

Correlación de variables ambientales

Luego se realizó un análisis estadístico para evaluar la correlación entre variables ambientales y seleccionar las más relevantes. El primer paso es la aplicación de la función `cor_test`, la cual permitió implementar una prueba de correlación entre dos variables, calculando el coeficiente de correlación y el valor p. Estos resultados son esenciales para entender la significancia de las relaciones entre pares específicos de variables.

A partir de los coeficientes se generó la matriz de correlación entre todas las variables ambientales, proporcionando una visión global de las asociaciones dentro del conjunto de datos.

Adicionalmente, se llevó a cabo un análisis de correlación exhaustivo, incluyendo p-values, entre todas las combinaciones posibles de variables. Este paso va más allá de una simple matriz de correlación y permite una evaluación más detallada de la significancia de cada correlación. El uso de p-values fue crucial para determinar si una correlación observada es estadísticamente significativa.

Análisis de factor de inflación de la varianza (VIF)

Para evaluar la multicolinealidad entre las variables predictoras en el estudio de la distribución del Oso de Anteojos en los bosques secos del noroeste de Perú, se implementa el análisis del Factor de Inflación de la Varianza (VIF). Se ha establecido un umbral de VIF en 10, una decisión metodológica fundamentada en la compleja interacción de los factores ambientales que caracterizan el hábitat de estudio. Este límite elevado permite la inclusión de múltiples variables ambientales sin descartar información relevante, crucial para capturar la interdependencia de factores como la temperatura y la precipitación, que no operan de manera aislada sino como parte de un sistema intrincado y esencial para modelar con precisión la distribución de la especie (Simons, Robin R. L. y Croft, 2019).

La elección de un VIF mayor refleja la complejidad y heterogeneidad del hábitat estudiado, caracterizado por una alta variabilidad climática con significativas fluctuaciones en precipitación y temperaturas. Estas varían drásticamente, afectando directamente la vegetación y las condiciones del hábitat. Los datos recogidos de estaciones meteorológicas como Cuevablanca y El Espinal indican que los meses de junio, julio y agosto son consistentemente los más secos, aunque se registran eventos esporádicos de lluvias intensas, como el evento de precipitación máxima de 74.1 mm, demostrando la capacidad de la región para experimentar fluctuaciones significativas en las precipitaciones.

La variabilidad anual y estacional en la precipitación, junto con la influencia de fenómenos como El Niño, sugiere que las condiciones de precipitación no son uniformes ni predecibles, lo que afecta directamente la disponibilidad de recursos

hídricos y las condiciones del hábitat. En años húmedos como 2001 y 2002, la precipitación fue sustancialmente mayor (480.5 mm y 529.2 mm, respectivamente) en comparación con años más secos como 2003 y 2004 (166.1 mm y 166.9 mm, respectivamente). Esta significativa variabilidad interanual y las diferencias climáticas observadas justifican un enfoque de modelado que incluya estas variables interrelacionadas sin simplificar excesivamente el complejo sistema de influencias ambientales.

Este enfoque garantiza que el modelo no omita variables significativas que describan aspectos críticos de la distribución del Oso de Anteojos, proporcionando así una representación más completa y efectiva de los factores que influyen su distribución.

4.3.5 Construcción y validación de los modelos de distribución

El análisis implementado para modelar la distribución de especies utiliza Maxent, GLM y Random Forest, comenzando con la preparación de datos y validación cruzada k-fold. Esta técnica garantiza la robustez y generalización de los modelos, permitiendo evaluar su desempeño en subconjuntos independientes de datos. Maxent, un modelo basado en el principio de máxima entropía, GLM, un enfoque paramétrico que modela la relación entre las variables predictoras y la presencia/ausencia de la especie, y Random Forest, un método de ensamble que construye múltiples árboles de decisión, son ajustados y evaluados utilizando métricas como la Tasa de Verdaderos Positivos (TSS) y el Área Bajo la Curva ROC (AUC). Estas métricas proporcionaron la base para comparar la precisión y la idoneidad de cada modelo, mientras que la importancia de las variables revela la contribución estadística de cada predictor ambiental en el modelo de distribución.

4.3.6 Reclasificación del ráster del modelo de distribución

Luego de evaluar el modelo óptimo, se procede a realizar una reclasificación del ráster para determinar las zonas de nivel alto, medio y bajo de distribución del Oso de Anteojos, según la escala de la Tabla 11.

Tabla 11. Variables ambientales y antrópicas seleccionadas en la investigación

Nivel	Escala de medida	Estandarización
Bajo	0 - 0,2	1
Medio	0,2 - 0,45	2
Alto	0'45 - 1	3

Fuente: Propia

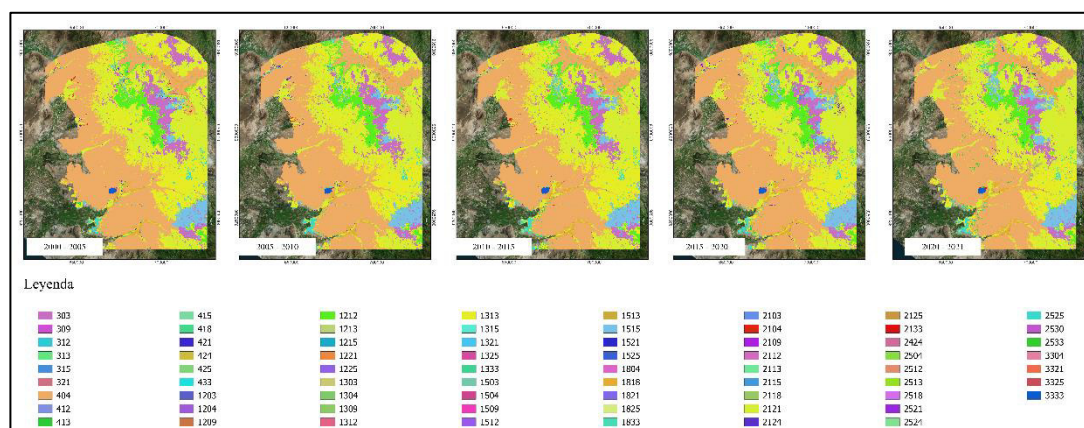
4.3.7 Identificación de cambios en la cobertura

4.3.7.1. Captura de información de cobertura

En Google Earth Engine (GEE), se exportaron imágenes rasterizadas de las transiciones de cobertura del suelo de la colección MapBiomas correspondientes al año 2000. El enfoque estuvo en las transiciones periódicas de 5 años, excepto en el último periodo (Figura 45). Este proceso se llevó a cabo mediante un bucle que iteró sobre cada banda de la imagen de transiciones seleccionada. Para cada banda, se extrajo el año de la transición y se verificó si estaba dentro del intervalo de tiempo deseado. Si cumplía con el criterio, la banda fue seleccionada. Una vez completada la selección, se definieron los parámetros de exportación.

Posteriormente, en R, se realizó un proceso similar mediante otro bucle que iteró sobre cada banda de la imagen raster resultante. Dentro de este bucle, se alinearon y remuestrearon las bandas para que coincidieran con el raster de referencia. Adicionalmente, se redondearon los valores y se aplicaron técnicas para consolidar píxeles sueltos, utilizando la moda como función focal en el procesamiento de los datos.

Figura 45. Transiciones de cobertura en el periodo 2000 – 2021 de la colección MapBiomas

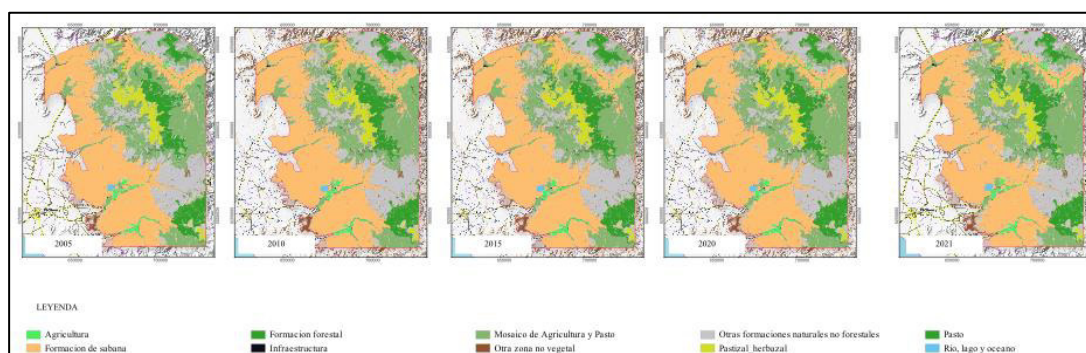


Adaptado por el autor. Fuente: MapBiomas

4.3.7.2. Categorización y vectorización de la cobertura

Los ráster de transición de cobertura se convirtieron a formato vectorial (Figura 46) utilizando QGIS Desktop 3.30 y luego aplicando unión de campo por atributo con el dataset de MapBiomas donde incluye los códigos y clases de transición identificadas en cada periodo.

Figura 46. Cobertura en el periodo 2000 – 2021 de la colección MapBiomias



Adaptado por el autor. Fuente: MapBiomias

4.3.8 Fragmentación del paisaje

4.3.8.1. Índices de fragmentación

Luego se procedió a realizar los índices de fragmentación utilizando las categorías de cobertura en cada periodo, utilizando el complemento Patch Analyst en ArcGis 10.5, el cual permite analizar datos vectoriales y ráster, a través de las estadísticas espaciales, con las que es posible calcular métricas del paisaje (Tabla 12) y permite seleccionar entre un análisis basado en clases o paisajes. Además, la extensión ofrece posibilidades para la preparación de datos. En este caso se realizó un análisis de clases.

Tabla 12. Descripción de las métricas del paisaje

Métricas	Descripción
AWMSI	Índice de forma medio ponderado por área
MSI	Índice de Forma Media
MPAR	Proporción Media Perímetro-Área
MPFD	Dimensión Fractal Media del parche
AWMPFD	Dimensión Fractal Media Ponderada por Área del parche
TE	Borde Total
ED	Densidad de Borde

MPE	Borde Medio del parche
MPS	Tamaño Medio del parche
NumP	Número de parches
MedPS	Tamaño de la mediana del parche
PSCoV	Coefficiente de Varianza del Tamaño del parche
PSSD	Desviación Estándar del Tamaño del parche
TLA	Área del Paisaje
CA	Área de Clase (CA)

Adaptado por el autor. Fuente: Patch Analyst

Luego se procedió a realizar un corte utilizando los límites del Nivel alto de distribución de la especie en el periodo de transición 2020 – 2021, con el propósito de conocer las coberturas que tienen mayor área, junto a los valores de correlación y así determinar las métricas óptimas de fragmentación.

4.3.9 Estado de conservación del hábitat del Oso de Anteojos

La identificación del estado de conservación del oso de anteojos está asociada al impacto de la fragmentación y la extensión del modelo de distribución. Mediante un análisis de superposición, se asignan valores a cada tipo de cobertura en los periodos correspondientes a 2000-2005, 2005-2010, 2010-2015, 2015-2020 y 2020-2021, según la importancia de dicha cobertura en el hábitat del Oso de anteojos. Esto permitió obtener una representación de la variación de la cobertura en relación al Oso de anteojos y sus requerimientos de hábitat durante el período 2000-2021.

En relación a los tipos de cobertura se asignaron los siguientes valores (Tabla 13), según la evaluación de expertos y el solapamiento con el nivel alto del modelo de distribución, se determina aquellas coberturas que son menos propicias para el hábitat del Oso de Anteojos y se les asigna un mayor valor en la escala del 1 a 10, según los siguientes criterios:

Infraestructura (Valor 10) y Minería (Valor 10): Estas áreas reciben los valores más altos, ya que la alteración severa del paisaje natural, la eliminación de la vegetación y el aumento de las actividades humanas que pueden incrementar el riesgo de conflictos con humanos y la disminución de la disponibilidad de alimento y refugio.

Otra zona no vegetal (Valor 8) y Pasto (Valor 8): Áreas con vegetación escasa

o modificada que ofrecen pocos recursos para el oso. El pasto, aunque puede proporcionar cierta cobertura, no es suficiente para satisfacer las necesidades de un mamífero grande que requiere áreas más densas y complejas para alimentarse y refugiarse.

Agricultura (Valor 7) y Mosaico de Agricultura y Pasto (Valor 7): Las áreas agrícolas ofrecen algo de alimento potencial, como frutas o maíz, pero generalmente están asociadas con un alto riesgo de conflictos humanos y una menor disponibilidad de cobertura natural, lo que las hace menos adecuadas comparadas con las áreas forestales naturales.

Formación de sabana (Valor 4) y Rio, lago y océano (Valor 4): Estas áreas ofrecen un grado medio de utilidad para el oso. La formación de sabana tiene cierta cobertura arbórea y arbustiva, pero no alcanza la complejidad de un bosque densamente forestado. Los cuerpos de agua pueden ser importantes para el oso principalmente como fuentes de agua y para regular la temperatura local, aunque ofrecen poca protección o alimento directo.

Pastizal_herbazal (Valor 3): Este tipo de cobertura ofrece una vegetación más abierta con menos recursos alimenticios y de refugio. Aunque puede albergar algunas especies de plantas que el oso podría consumir, su estructura abierta hace que sea un hábitat menos preferido.

Formación forestal (Valor 1): Representa las áreas más adecuadas para el Oso de Anteojos dentro de los tipos de cobertura evaluados. Los bosques proporcionan una densa cobertura vegetal, rica en biodiversidad, ofreciendo abundantes recursos alimenticios y amplias oportunidades de refugio, crucial para la supervivencia y el bienestar del oso.

Tabla 13. Valores asignados a los tipos de cobertura

Cobertura	Valores
Mosaico de Agricultura y Pasto	7
Otras formaciones naturales no forestales	2
Formación forestal	1
Pastizal herbazal	3
Plantación forestal	4
Otra zona no vegetal	8
Agricultura	7
Formación de sabana	4
Infraestructura	10
Rio, lago y océano	4
Pasto	8
Minería	10

Fuente: Propia

Luego, se realiza la conversión a formato ráster y se llevó a cabo una reclasificación de 1 a 3, según la tabla 14, para cada periodo de transición. Esto permite identificar y cuantificar las zonas donde existe un mayor impacto producto del cambio de cobertura en el hábitat del Oso de Anteojos, en cada periodo de transición.

Tabla 14. Niveles según tipo de cobertura

Niveles	Cobertura	Valores
Bajo	1 - 2	1
Medio	2 - 5	2
Alto	5 - 10	3

Fuente: Propia

Finalmente, para determinar aquellas zonas que tuvieron mayor impacto, se utilizó un método de superposición ponderada, según la tabla 15, donde se ingresaron los ráster estandarizados para cada periodo de transición y luego se les asignó un peso según correspondiera a una transición más reciente.

Tabla 15. Valores según el periodo de transición

Transición	Peso
2000 - 2005	10
2005 - 2010	15
2010 - 2015	20
2015 -2020	25
2020 - 2021	30

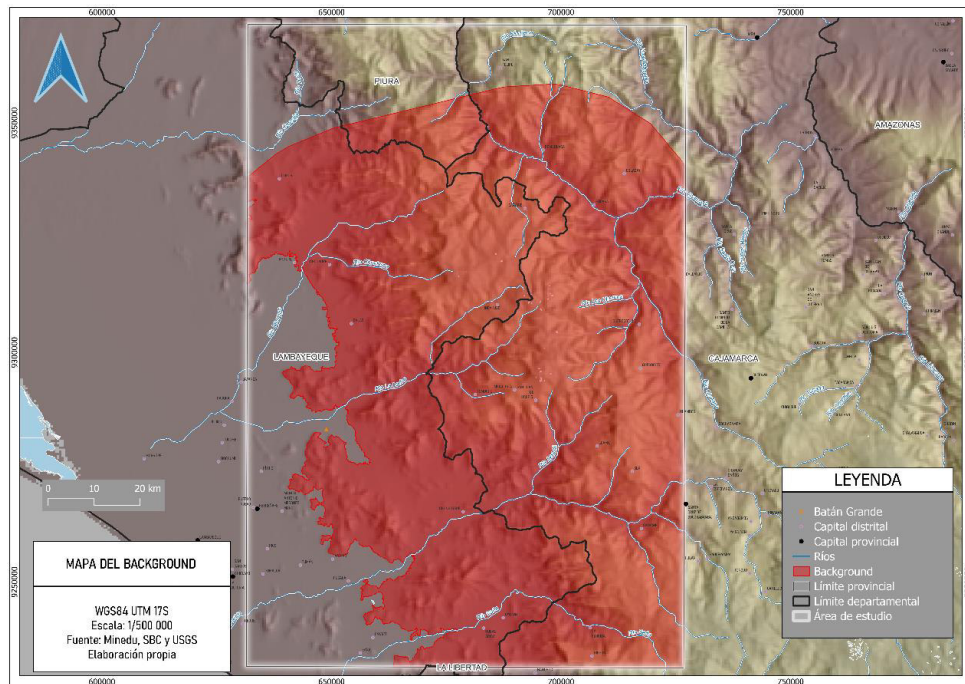
Fuente: Propia

5. Resultados y discusión

5.1. Background y puntos de presencia

El background obtenido tiene un área de 966 013.263 ha y cubre el 72% del área de estudio (Figura 47).

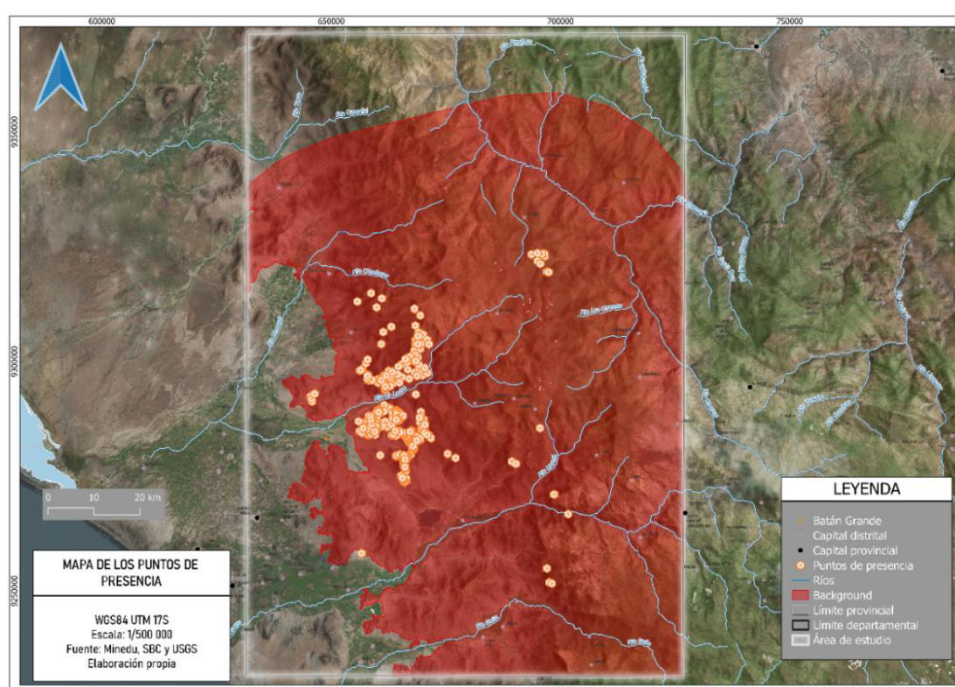
Figura 47. Mapa del background en el área de estudio



Fuente: Propia

En el proceso de análisis de datos de presencia, se obtuvieron 1074 puntos de presencia (Figura 48), luego se procedió a eliminar los duplicados por celda para obtener 1 punto de presencia por cuadrícula (Figura 49), ya que a esta resolución se establecieron las variables bioclimáticas. El proceso se realizó utilizando un método de unión espacial.

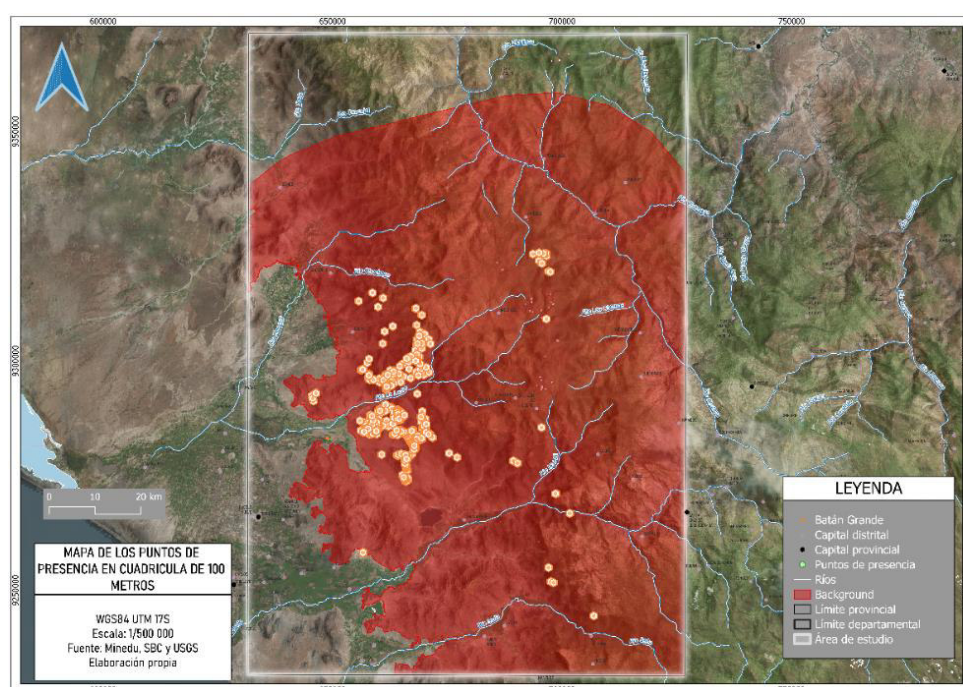
Figura 48. Mapa de distribución del total de puntos de presencia



Fuente: Propia

Luego de realizar la limpieza de duplicados por celda se obtuvieron 523 puntos de presencia (Figura 49).

Figura 49. Mapa de distribución de los puntos de presencia únicos por cuadrícula

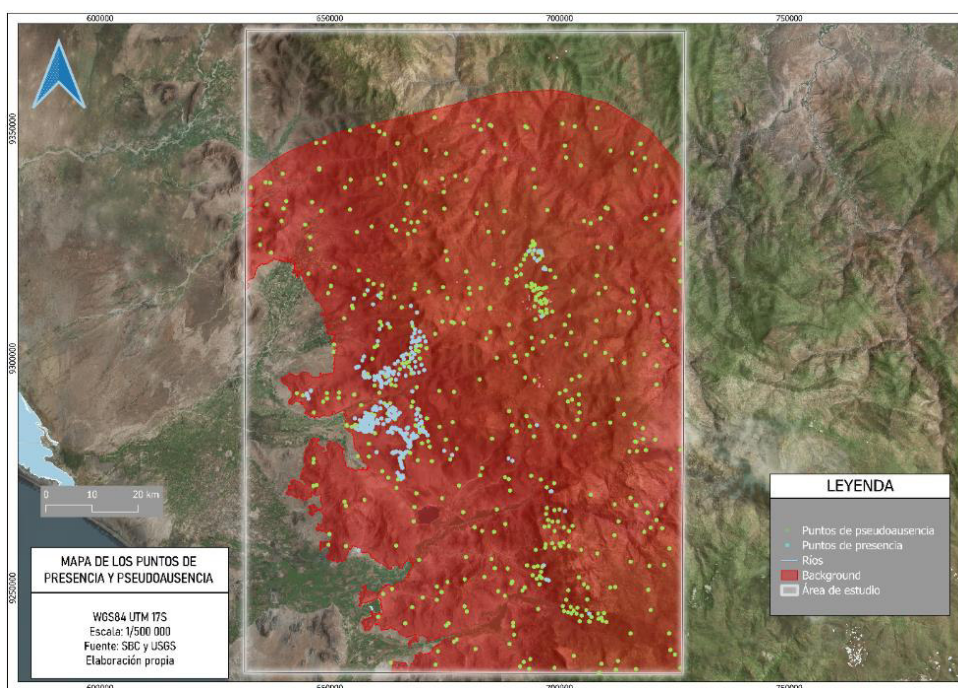


Fuente: Propia

El análisis de valores atípicos identificó un número de registros igual a 507, es decir se eliminaron 16 valores atípicos de los puntos de presencia.

La generación de puntos de pseudoausencia genera un número igual al número de presencias distribuidos en el background (Figura 50).

Figura 50. Puntos de presencia y pseudoausencia en el background



Fuente: Propia

5.2. Selección de las variables explicativas

Los ráster de las variables topográficas, bioclimáticas e hidrográficas, permitieron generar el ráster multibanda (Tabla 5.1).

Tabla 16. Variables ambientales en el ráster multibanda

Variabes ambientales	Fuente	Descripción
BIO01	CHELSA	Temperatura media anual del aire
BIO02	CHELSA	Rango de temperatura media diurna del aire
BIO03	CHELSA	Isotermalidad
BIO04	CHELSA	Estacionalidad de la temperatura
BIO05	CHELSA	Temperatura media diaria máxima del aire del mes más cálido

BIO06	CHELSA	Temperatura mínima diaria media del aire del mes más frío
BIO07	CHELSA	Rango anual de temperatura del aire
BIO08	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más lluvioso
BIO09	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más seco
BIO10	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más cálido
BIO11	CHELSA	Temperatura media diaria media del aire del trimestre más frío
BIO12	CHELSA	Cantidad de precipitación anual
BIO13	CHELSA	Cantidad de precipitación del mes más lluvioso
BIO14	CHELSA	Cantidad de precipitación del mes más seco
BIO15	CHELSA	Estacionalidad de las precipitaciones
BIO16	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más lluvioso
BIO17	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más seco
BIO18	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más cálido
BIO19	CHELSA	Precipitación media mensual del trimestre más frío
BIO20	NASADEM	Elevación promedio sobre el nivel del mar
BIO21	NASADEM	Pendiente promedio en porcentaje
BIO22	ANA	Distancia euclidiana a la red hidrográfica principal

Fuente: Propia

La matriz de correlación (Figura 51) ofrece una visión detallada de las relaciones lineales entre las 22 variables ambientales (bio_1 a bio_22) que se examinaron. Cada valor en la matriz representa el coeficiente de correlación entre pares de variables. Un ejemplo claro de asociación directa robusta se observa en la alta correlación positiva entre bio_9, que representa la temperatura media diaria del aire del trimestre más seco, y bio_6, que indica la temperatura mínima diaria del aire del mes más frío ($r = 0.99$). Esta correlación sugiere una relación directa y fuerte entre la temperatura del trimestre más seco y la mínima del mes más frío.

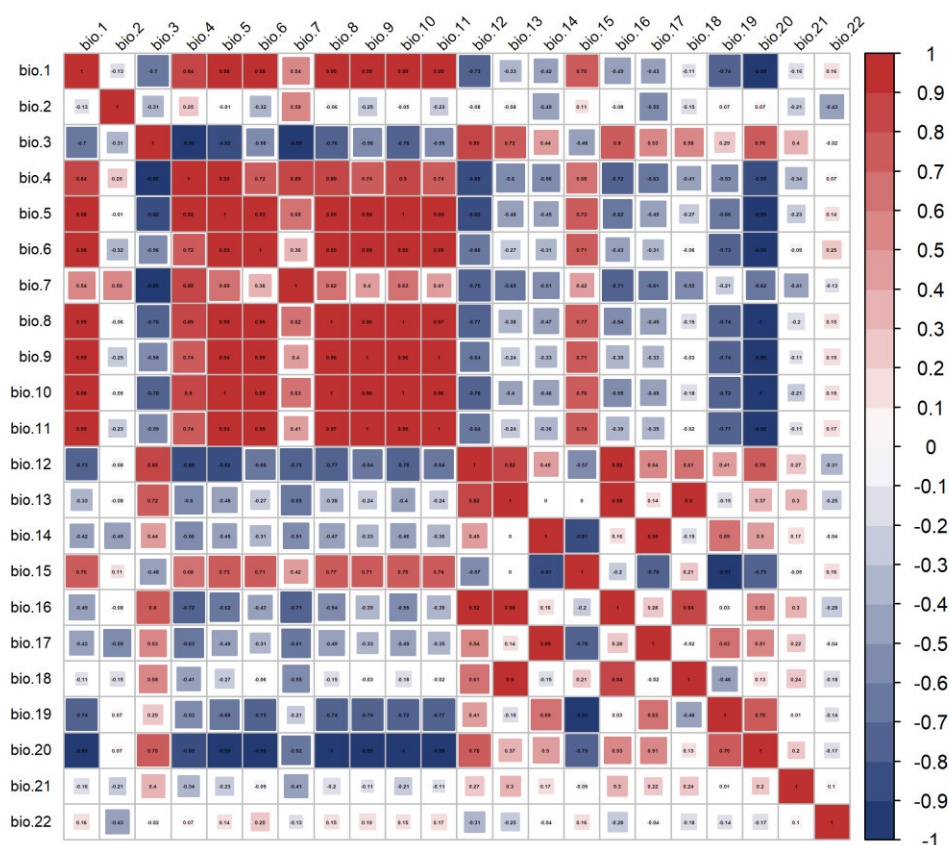
Sin embargo, también se destacan relaciones inversas sustanciales, como la correlación negativa entre bio_11 (temperatura media diaria del aire del trimestre más frío) y bio_20 (elevación promedio sobre el nivel del mar) con un coeficiente de -0.96. Este hallazgo indica que a medida que la temperatura en el trimestre más frío disminuye, la elevación promedio sobre el nivel del mar es mayor, revelando una relación inversa significativa (14).

$$\text{bio } 20 = -30.688 \times \text{bio}11 + 90393.091 \quad (\text{Ecuación 14})$$

Además, la matriz resalta correlaciones de magnitudes diversas, como la asociación débil entre bio_8 (temperatura media diaria media del aire del trimestre más lluvioso) y bio_18 (precipitación media mensual del trimestre más cálido) con un coeficiente de -0.15. Esta baja correlación sugiere una relación débil entre la

temperatura y la precipitación en estas condiciones específicas.

Figura 51. Matriz de correlación de las variables ambientales



Fuente: Propia

Los valores p muestran una notable concentración de valores cercanos a 0 (Figura 52). Esto indica que muchas de las correlaciones entre las variables son estadísticamente significativas, ya que, un valor p bajo (comúnmente menor que 0.05) sugiere una fuerte evidencia para rechazar la hipótesis nula, en este caso, que no hay correlación. También existe dispersión hacia valores más altos, aunque hay una concentración significativa de valores p bajos, específicamente 430 según la tabla 17, también hay una dispersión de valores p a lo largo de un rango más amplio, llegando hasta cerca de 1, pero en menor frecuencia, ya que los valores mayores a 0.05 son 44 valores. Esto sugiere que, mientras muchas correlaciones son significativas, también hay varias que no lo son, indicando que no todas las variables tienen una relación fuerte o significativa entre sí.

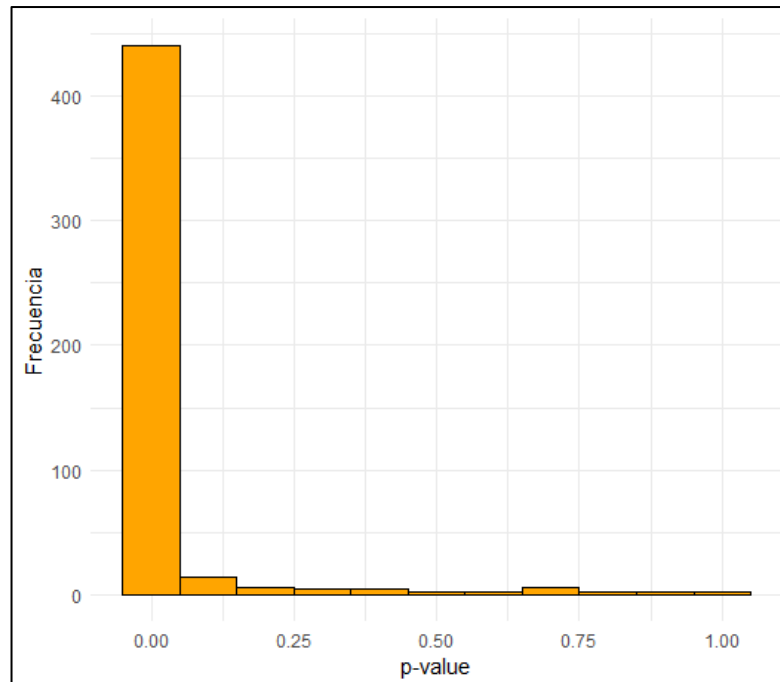
Se identificaron las correlaciones más extremas en el conjunto de datos, destacando pares de variables con fuertes relaciones positivas y negativas. Las variables bio_20 (elevación promedio sobre el nivel del mar) y bio_8 (temperatura media diaria del trimestre más lluvioso), por ejemplo, muestran una correlación notablemente negativa. Estas correlaciones extremas no solo sugieren fuertes interacciones entre variables específicas sino también posibles áreas de interés para investigaciones más

profundas que podrían revelar mecanismos subyacentes o influencias ambientales significativas.

Después de ajustar los valores p para múltiples comparaciones, se resaltaron las correlaciones más significativas. Variables como bio_12(cantidad de precipitación anual) y bio_4(estacionalidad de la temperatura), al correlacionarse consigo mismas, mostraron perfecta correlación y significancia estadística, indicando relaciones muy fuertes. Además, se observó que ciertas variables, como bio_1(temperatura media anual del aire) y bio_7(rango anual de temperatura del aire), presentan numerosas correlaciones significativas con otras, lo que podría sugerir que estas juegan roles importantes o tienen características que las relacionan ampliamente con el resto del conjunto de datos.

Por último, se identificaron correlaciones inesperadas: significativas, pero con coeficientes bajos, como entre bio_2(Rango de temperatura media diurna del aire) y bio_1(Temperatura media anual del aire). Este caso peculiar puede explicarse, ya que en regiones donde la temperatura media anual es relativamente constante, el rango diurno de temperatura puede no estar directamente relacionado con la media anual. Por ejemplo, en áreas ecuatoriales, a pesar de tener temperaturas medias anuales altas y consistentes, el rango diurno puede variar significativamente debido a patrones climáticos locales, cubierta vegetal o topografía.

Figura 52. Histograma de los p-values



Fuente: Propia

Tabla 17. Niveles de significancia de los p-values

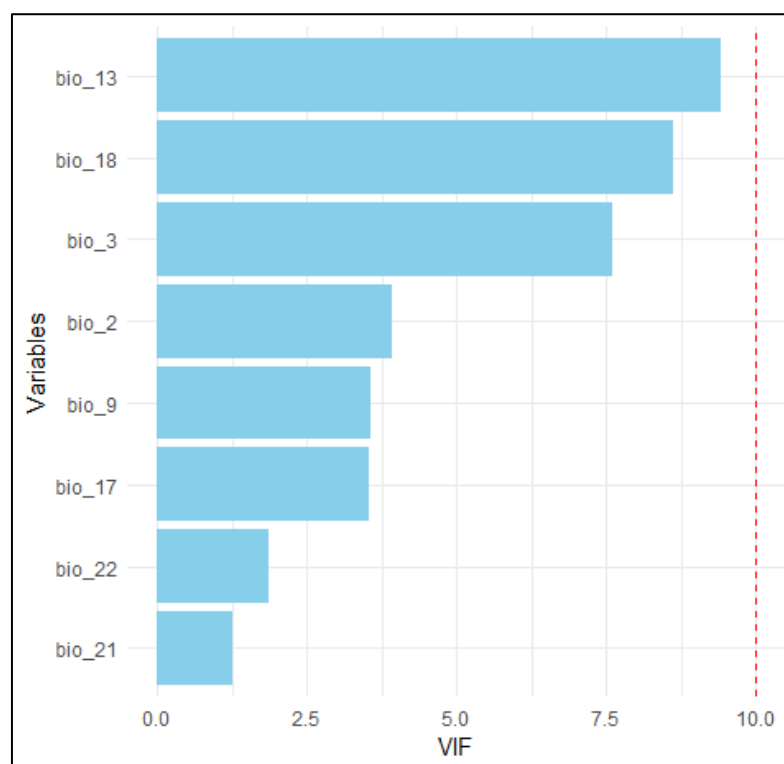
Rango T	Número
Highly Significant ($p < 0.01$)	430
Moderately Significant ($0.01 \leq p < 0.05$)	10
Not Significant ($p \geq 0.05$)	44

Fuente: Propia

Los valores VIF iniciales indicaron una multicolinealidad significativa en varias variables ambientales, con algunas alcanzando valores extremadamente altos, lo que sugiere una fuerte correlación con otras variables en el conjunto de datos. Estos altos valores, particularmente en variables como `bio\_5`, `bio\_6`, y `bio\_7`, son problemáticos en el modelado, ya que pueden causar inestabilidad en las estimaciones de los coeficientes y hacer que las interpretaciones del modelo sean menos confiables.

La implementación de la función `vif.step` marcó una mejora significativa, identificando y excluyendo variables con alta multicolinealidad y reduciendo los valores VIF de las variables restantes a niveles más manejables. Por ejemplo, la disminución notable del VIF de `bio\_2` después de `vif.step` indica que las variables contribuyentes a su colinealidad fueron efectivamente identificadas y eliminadas. Esta reducción no solo minimizó los problemas asociados con la multicolinealidad, sino que también mejoró la confiabilidad y la interpretación del modelo. Las variables excluidas, como `bio\_5`, `bio\_11`, y `bio\_10`, eran contribuyentes principales a la multicolinealidad y su eliminación ayudó a estabilizar las estimaciones para las variables restantes.

Figura 53. Gráfico de barras de las variables ambientales con valor VIF menor a 10



Fuente: Propia

La selección de variables del VIF (Figura 53) para estudiar la distribución del Oso de Anteojos en los Bosques estacionalmente secos del Noroeste del Perú está justificada por la diversidad climática y geográfica de las regiones de Lambayeque, Cajamarca y Piura. Los climas predominantes en Lambayeque, que varían entre áridos y cálidos con temperaturas que a menudo superan los 30°C, y los climas templados y semisecos en Cajamarca, resaltan la necesidad de comprender cómo la especie se adapta a amplias fluctuaciones de temperatura y periodos extremadamente secos. En este contexto, las variables de temperatura como el rango de temperatura media diurna (bio_02) y la isothermalidad (bio_03) son cruciales para entender las adaptaciones y comportamientos del Oso de Anteojos frente a estas condiciones.

La variabilidad en la precipitación, evidenciada por los datos de estaciones meteorológicas como Cuevablanca y El Espinal, subraya la importancia de variables como la cantidad de precipitación del mes más lluvioso (bio_13) y la media mensual en los trimestres más secos y cálidos (bio_17, bio_18). Estas medidas son esenciales para predecir la disponibilidad de recursos hídricos y alimenticios, especialmente en un área donde los periodos secos pueden ser prolongados y severos. La variabilidad anual y estacional de la precipitación, junto con eventos de lluvias intensas, aporta una dinámica compleja que cualquier modelo predictivo de distribución de especies necesita incorporar para ser efectivo.

La topografía de la región, con altitudes que alcanzan los 4000 msnm, introduce variaciones significativas en la pendiente y la altitud, lo que afecta la distribución de

vegetación y fauna. La pendiente promedio (bio_21) se convierte en una variable crucial para entender cómo la topografía influye en los hábitats del Oso de Anteojos y su accesibilidad. Además, la proximidad a cuerpos de agua es fundamental para la supervivencia de la fauna, especialmente en un área con variaciones significativas en la disponibilidad de agua. La distancia euclidiana a la red hidrográfica principal (bio_22) puede influir significativamente en la distribución de la especie, ya que las fuentes de agua son vitales para beber, alimentarse y mantener los ecosistemas.

Tabla 18. Variables ambientales seleccionadas luego del análisis VIF

Variables ambientales	Descripción
BIO02	Rango de temperatura media diurna del aire
BIO03	Isotermalidad
BIO09	Temperatura media diaria del trimestre más seco
BIO13	Cantidad de precipitación del mes más lluvioso
BIO17	Precipitación media mensual del trimestre más seco
BIO18	Precipitación media mensual del trimestre más cálido
BIO21	Pendiente promedio en porcentaje
BIO22	Distancia euclidiana a la red hidrográfica principal

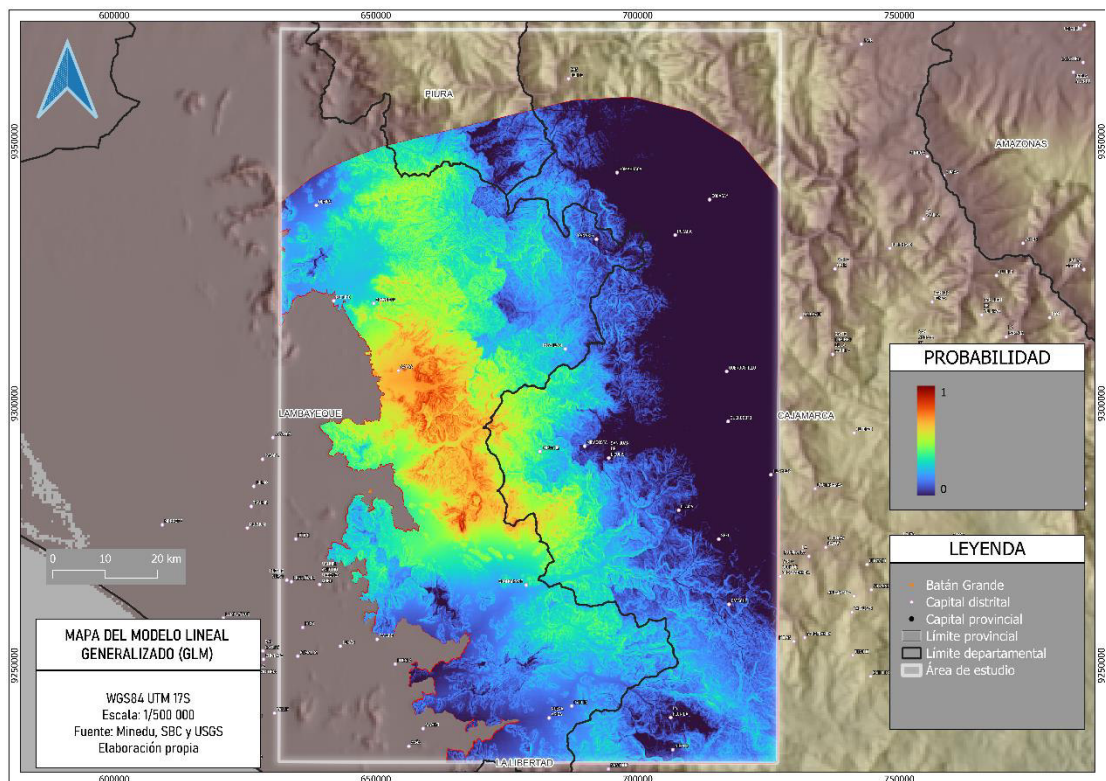
Fuente: Propia

5.3. Evaluación de rendimiento de los modelos

GLM (Modelo Lineal Generalizado): Aunque tiene el rendimiento general más bajo entre los tres modelos, el GLM (Figura 54) demuestra una habilidad decente para identificar presencias y ausencias.

Este modelo muestra una gran variabilidad en la importancia de las variables bioclimáticas. Las variables bio 13 y bio 21 tienen las contribuciones promedio más altas, lo que indica su relevancia en el modelo GLM. La variable bio 13, en particular, tiene un promedio mucho más alto que las demás, destacando su importancia.

Figura 54. Modelo de distribución de especies con el Modelo Lineal Generalizado (GLM)

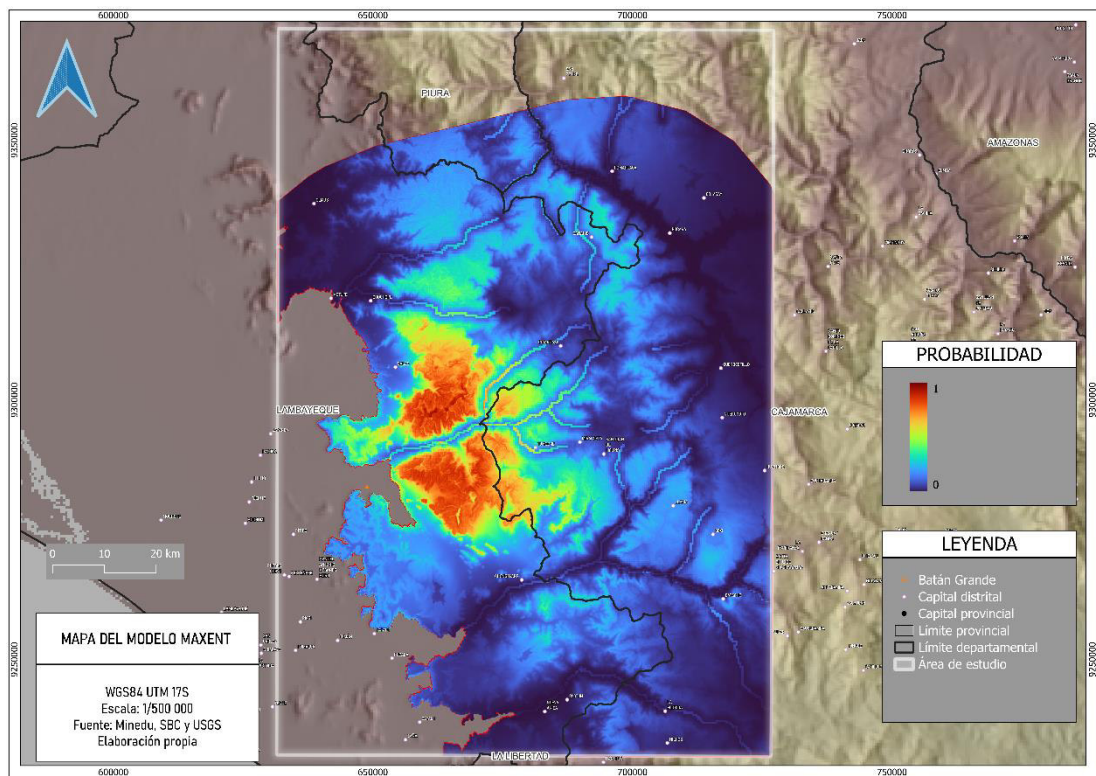


Fuente: Propia

Maxent (Máxima Entropía): Con un rendimiento significativamente mejor que el GLM y muy cercano al de Random Forest en algunas métricas, Maxent (Figura 55) es una elección robusta para muchos escenarios de modelado, especialmente aquellos que implican datos de presencia solamente. Su mayor especificidad en comparación con GLM indica una mejor capacidad para identificar correctamente las ausencias, lo que lo hace valioso para evitar falsos positivos.

Las contribuciones de las variables en Maxent son bastante consistentes, con promedios cercanos y bajos niveles de variabilidad para todas las variables. Esto indica que todas las variables tienen una contribución relativamente uniforme y consistente en las iteraciones del modelo Maxent.

Figura 55. Modelo de distribución de especies con Maxent

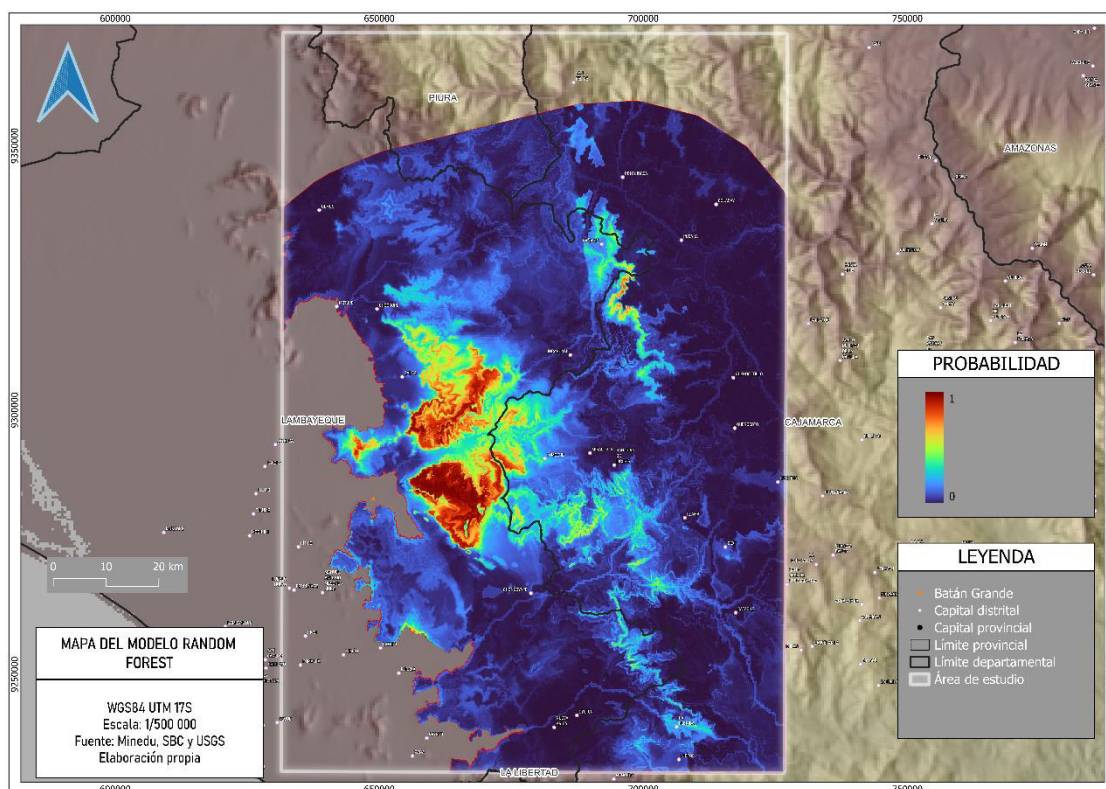


Fuente: Propia

Random Forest (Bosque Aleatorio): Sobresale como el modelo (Figura 56) con el mejor rendimiento general, mostrando la mayor AUC, kappa y proporción de clasificaciones correctas.

Este modelo tiende a mostrar una mayor variabilidad en la contribución de las variables en comparación con Maxent, pero menos que GLM. La variable bio 22 tiene la contribución promedio más alta, seguida por bio 2, lo que indica su importancia en el modelo Random Forest. La variabilidad en estas contribuciones también es notable, aunque no tan extrema como en el modelo GLM.

Figura 56. Modelo de distribución de especies con Random Forest



Fuente: Propia

El Kappa_mean (Media del Coeficiente Kappa) del Random Forest es de 0.822, sustancialmente más alto que los de Maxent y GLM, lo que sugiere un acuerdo superior entre las clasificaciones observadas y las predichas. La menor Kappa_sd (Desviación Estándar del Coeficiente Kappa) para Random Forest implica nuevamente una mayor estabilidad en su rendimiento.

En términos de Sensitivity_mean (Media de la Sensibilidad) y Specificity_mean (Media de la Especificidad), Random Forest lidera nuevamente con 0.932 y 0.890, respectivamente. Estas métricas son cruciales: la sensibilidad mide cuán bien el modelo identifica los casos positivos, mientras que la especificidad mide su habilidad para identificar los negativos. El hecho de que Random Forest tenga los valores más altos en ambas métricas indica su capacidad superior para clasificar correctamente tanto los casos positivos como los negativos.

Por último, la Prop_correct_mean (Media de la Proporción Correctamente Clasificada) proporciona una visión general del rendimiento total del modelo. Con un valor de 0.911, Random Forest supera a Maxent y GLM, lo que indica que tiene la mayor proporción de predicciones totales clasificadas correctamente.

Tabla 19. Evaluación de las métricas de los modelos

Tipo	AUC_mean	Kappa_mean	Sensitivity_mean	Specificity_mean	Prop_correct_mean
GLM	0.872757092	0.74555096	0.918439716	0.827074468	0.87278211
Maxent	0.891217072	0.78246941	0.919148936	0.863285208	0.891239494
Random Forest	0.911091692	0.82220826	0.931914894	0.89026849	0.911107115

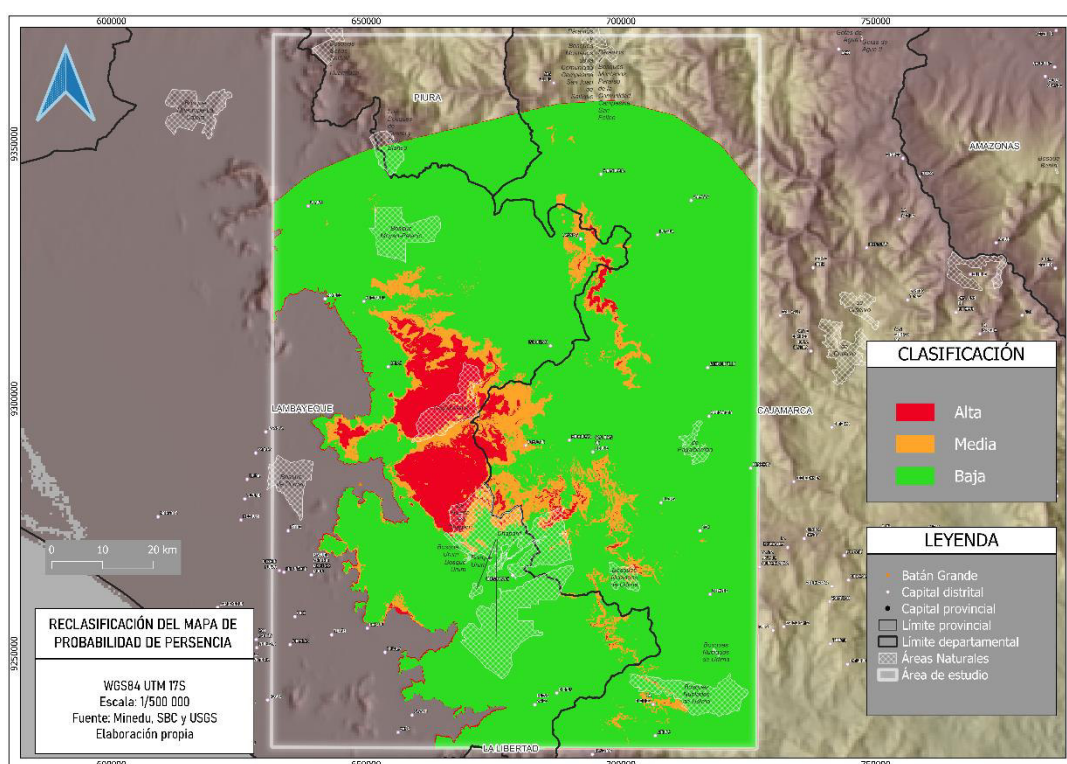
Fuente: Propia

5.4. Identificación de las zonas de distribución del Oso de Anteojos

La reclasificación permitió identificar aquellas zonas donde existe mayor probabilidad de distribución del Oso de Anteojos (Figura 57). En el nivel alto se encuentran zonas como el Refugio de Vida Silvestre Laquipampa y gran parte del distrito de Salas, extendiéndose hacia el distrito de Chochope en Lambayeque. Además, el Área de Conservación Chaparrí, que abarca parte de Lambayeque y Cajamarca, muestra mayor probabilidad de presencia hacia el noreste. Cerca de los Bosques Nublados de Udima, en la sección noroeste, se aprecia una probabilidad media y alta de presencia del Oso de Anteojos, especialmente en la parte de esta Área Natural que se encuentra más hacia el norte. Asimismo, en la zona más cercana al distrito de La Florida, se observa una mayor probabilidad en el sector sureste.

Finalmente, en las áreas cercanas al distrito de Cañaris, se identifica una distribución del Oso de Anteojos que se extiende hasta los distritos de Querocotillo y Pomahuanca, ambos localizados en Cajamarca, pero, en esta zona no existen áreas naturales protegidas.

Figura 57. Modelo de distribución de especies con Random Forest



Fuente: Propia

5.5. Determinación de las métricas de fragmentación

5.5.1 Análisis de los cambios de cobertura

Se identificaron 12 tipos de cobertura en el periodo 2000 - 2021 según la clasificación de MapBiomias.

Tabla 20. Evaluación de las métricas de los modelos

Cobertura	Descripción
Mosaico de Agricultura y Pasto	Áreas de uso agropecuario, en las cuales no fue posible separar las clases agricultura y pasto. En los biomas B.S.Ecuatorial y Desierto costero predominan los cultivos de cereales, hortalizas y frutales. Además, incluye áreas verdes en zonas urbanas.

Otras formaciones naturales no forestales	Cobertura vegetal con predominancia de herbáceas y arbustos, desde aproximadamente los 200 hasta 3800 msnm, hasta el límite de los pajonales naturales. Se distinguen tres subtipos de matorral según las condiciones climáticas: Los matorrales a partir de 300 msnm (valles y colinas en el norte del país) son influenciados por la condición de humedad del suelo árido; los de piso medio y alto, entre los 2500-3800 msnm, están dominados por arbustos caducifolios y perennifolios en condiciones subhúmedas; y los del nivel superior, entre los 2000-3500 msnm (centro del país y valles interandinos), los 3500-3800 msnm (centro occidental) y entre los 3600 y 3800 (sur del país), donde existe mejor condición de humedad y menores valores de temperatura. El tillandsial se ubica a lo largo de toda la línea costera de forma dispersa, con mayor concentración en el sur. Es una formación vegetal mono genérica, compuesta por plantas rastreras del género Tillandsia.
Plantación forestal	Forestación de especies arbóreas exóticas con fines de uso y/o protección (pinos, eucaliptos, etc.)
Formación forestal	Esta cobertura corresponde a todas las áreas forestadas por especies exóticas (Pinus sp y Eucalyptus sp.) ubicadas en tierras con aptitud forestal en la región andina, desde aproximadamente 3000 a 3800 msnm. En estas superficies se han establecido árboles que conforman una masa boscosa y que tiene un diseño, tamaño y especies definidas para cumplir objetivos específicos como plantación productiva, fuente energética, protección de zonas agrícolas, protección de laderas, protección de espejos de agua, detener la erosión del suelo y regular el agua de escorrentía. Esta plantación forestal se desarrolla muy bien en climas desde subhúmedo hasta húmedo, es decir, precipitación mayor a 500 mm/año.
Pastizal_herbazal	Predomina el matorral xérico, cobertura vegetal xerofítica conformada por asociaciones arbustivas en las que se intercalan cactáceas columnares y un herbazal efímero. La vegetación es poco densa (30-60%), aislada, xerofítica, espinosa y achaparrada, con una composición florística poco diversa, pero con alto endemismo. Los arbustos y cactáceas alcanzan hasta los 4 metros de altura. Está ubicado principalmente al interior de los valles, sobre terrenos empinados entre los 300 y 2000 msnm.

Otra zona no vegetal	Contempla áreas de poca o nula vegetación natural, como suelos arenosos o con afloramientos rocosos que cubren áreas extensas en el bioma Desierto costero, expandiéndose desde el nivel del mar hasta los 800 (norte), 1800 (centro) y 2500 msnm (sur). También incluye áreas de origen antrópico, tales como: Infraestructura urbana y vial; suelos expuestos por extracción forestal o minera y deslizamientos naturales; áreas quemadas; y coberturas no fotosintéticas herbáceas de pastos naturales o cultivados.
Agricultura	Áreas donde la cobertura original ha sido modificada o reemplazada por cultivos anuales, temporales y perennes. Pueden estar activos o ser tierras en reposo. En el bioma B.S. Ecuatorial predomina el cultivo de arroz y cultivos de agroexportación (uva, arándano, entre otros). En el bioma Desierto costero predomina el cultivo de arroz, caña de azúcar, olivo (Tacna) y cultivos de agroexportación (uva, arándano, palto, entre otros).
Formación de sabana	Cobertura arbórea de porte pequeño, generalmente caducifolia con estrato inferior arbustivo-herbáceo. Incluye bosques secos tipo sabana dominado por árboles tipo “algarrobo” (5-8m de altura), ubicados desde próximo al nivel del mar hasta los 800 msnm. También incluye bosques secos de colina y montaña, de formación semi-densa con altura de dosel hasta 12 m, y que abarcan una altitud entre los 400 y 2000 msnm
Infraestructura	Áreas asociadas a centros urbanos, donde se han identificado edificaciones construidas. Además, se incluyó diversos tipos de infraestructura como parques urbanos, carreteras, aeropuertos, áreas industriales, bases militares, estaciones eléctricas y plantas fotovoltaicas. Cabe resaltar que las áreas que han sido mapeadas, son aquellas cuya respuesta espectral ha permitido diferenciarla de otras coberturas, por ello centros poblados pequeños no han sido identificados.
Rio, lago y océano	Es cualquier extensión de agua que se encuentra en la superficie terrestre ya sean naturales como artificiales (ej. acuicultura). Comprende ríos, lagos, represas, depósitos y otros cuerpos de agua.
Pasto	Áreas de pasto, plantado o natural, vinculadas a la actividad pecuaria. Los pastos naturales altoandinos están conformados por el grupo perteneciente a las gramíneas, pseudogramíneas y hierbas. Las especies forrajeras cultivadas que existen en la región andina, están conformadas por variedades de las especies alfalfa, avena y las pasturas asociadas Rye grass, Dactylis y trébol.
Minería	Áreas de extracción de minerales, con clara exposición del suelo. No se diferencia si es industrial, artesanal o ilegal.

Adaptado por el autor. Fuente: MapBiomass

5.5.2 Análisis de las métricas de fragmentación

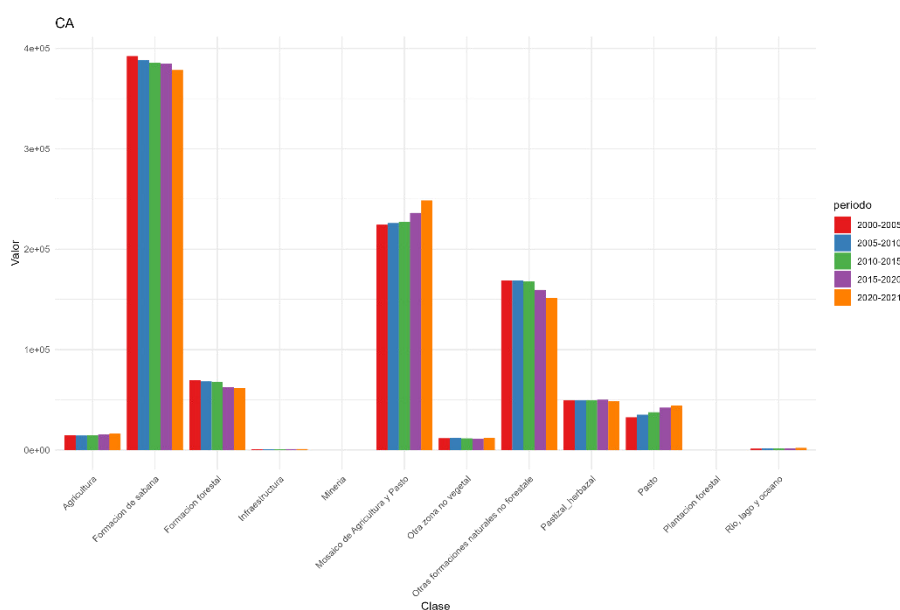
El cálculo de las métricas de fragmentación permitió analizar, el estado y distribución de las clases de cobertura en el background.

Área de Clase (CA)

La métrica CA revela patrones en la distribución del paisaje. En particular, los valores altos y sostenidos para "Formación de Sabana" y "Mosaico de Agricultura y Pasto" demuestran la mayor extensión de estas coberturas. La "Formación de Sabana" ha mostrado una ligera tendencia decreciente en su extensión, pasando de 392 342 ha en 2000-2005 a 378 424 ha en 2020-2021, lo que podría reflejar cambios en el uso de la tierra o en las prácticas de conservación. Por otro lado, el "Mosaico de Agricultura y Pasto" ha experimentado un aumento constante, de 224 403 en 2000-2005 a 248 555 ha en 2020-2021, indicando una expansión continua.

Las áreas forestales, vitales para el Oso de Anteojos, ocupan una proporción menor del paisaje y muestran una disminución leve en su extensión. Esta tendencia es preocupante, dado que los bosques proporcionan el hábitat principal para esta especie. Por otro lado, los pastizales y herbazales, así como otras formaciones naturales no forestales, aunque no son hábitats preferidos, contribuyen a la diversidad ecológica y pueden servir como áreas complementarias para el forrajeo y la dispersión del Oso de Anteojos. La expansión de la agricultura, aunque escasa en comparación a las otras clases, refleja una transformación adicional del paisaje, lo que puede llevar a una mayor fragmentación del hábitat y potencialmente a conflictos con la vida silvestre.

Figura 58. Área de Clase (CA) en cada periodo



Fuente: Propia

Número de parches (NumP)

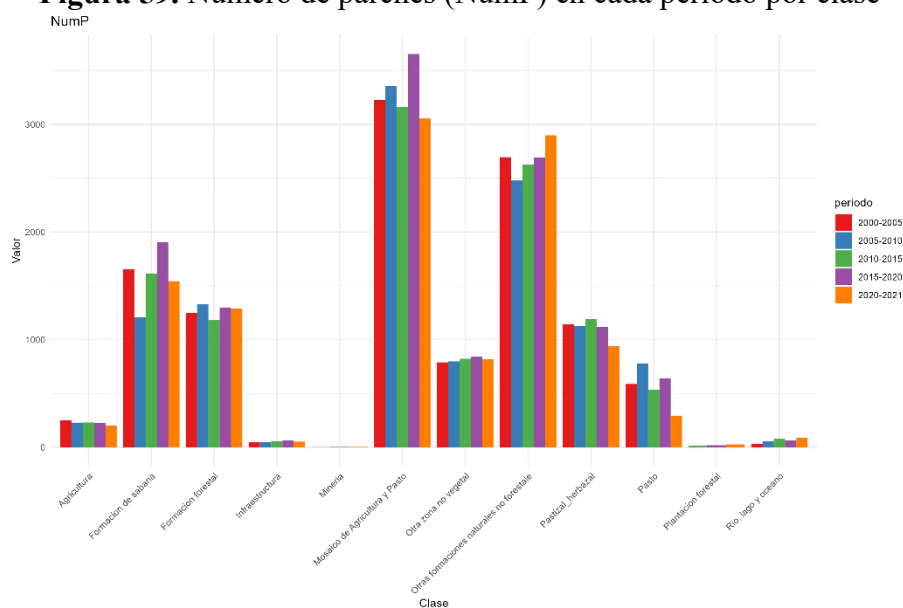
La métrica NumP, contabiliza el número total de parches, ofrece una visión detallada del uso del suelo y los cambios en el paisaje.

En la categoría "Mosaico de Agricultura y Pasto", un alto NumP sugiere una fragmentación considerable, aunque con una ligera disminución a lo largo del tiempo (de 3227 en 2000-2005 a 3054 en 2020-2021). Esta tendencia indica un paisaje fragmentado y diversificado, producto de la combinación de agricultura y pastoreo, lo cual puede impactar negativamente en especies dependientes de grandes áreas continuas de hábitat. Por otro lado, "Otras Formaciones Naturales No Forestales" muestran un incremento en NumP (de 2695 a 2898), reflejando una creciente fragmentación, posiblemente debido a la expansión de actividades humanas que dividen el terreno en parcelas más pequeñas.

En contraste, las áreas de "Pasto" experimentaron una notable disminución en NumP (de 588 a 294), lo que sugiere una consolidación de estos espacios. Esta tendencia puede ser resultado de cambios en el manejo del terreno o la conversión de pastizales en otros tipos de uso del suelo. Esta consolidación podría beneficiar a especies que requieren áreas continuas para su hábitat.

La comparación entre diferentes tipos de coberturas muestra que un alto NumP no implica necesariamente una mayor área total (CA). Por ejemplo, "Mosaico de Agricultura y Pasto" y "Otras Formaciones Naturales No Forestales" presentan una alta fragmentación, pero esto no se traduce en una mayor extensión de área. En cambio, refleja una distribución del terreno en numerosos parches más pequeños, lo cual es un factor importante para la conservación y la gestión de hábitats.

Figura 59. Número de parches (NumP) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Borde Total (TE)

La métrica TE revela aspectos importantes sobre la fragmentación y la configuración del paisaje. En categorías como "Mosaico de Agricultura y Pasto" y "Otras Formaciones Naturales No Forestales", se observan valores altos de TE. Esto indica una gran cantidad de bordes y una fragmentación considerable, probablemente debido a la diversificación de usos del suelo, como la combinación de agricultura y pastoreo.

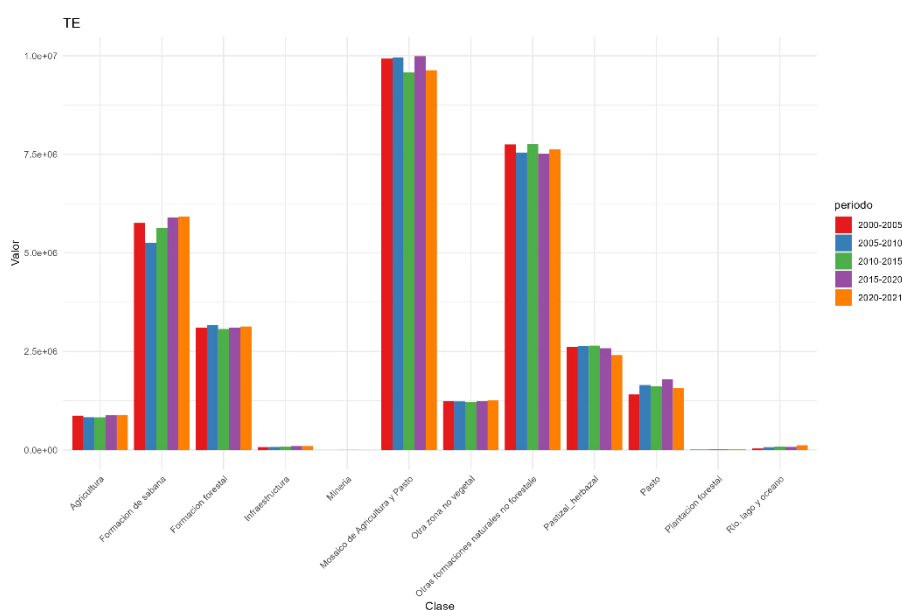
Por otro lado, la "Formación de Sabana" muestra un TE más bajo en comparación, lo que sugiere una menor fragmentación y una estructura más continua. Las sabanas, caracterizadas por su cobertura arbórea más uniforme y menos alterada por la actividad humana, presentan una configuración paisajística que favorece una continuidad más natural y menos bordes en comparación con áreas intensamente utilizadas.

La estabilidad del TE a lo largo del tiempo en todas las clases es un indicador de que la estructura general del paisaje y la distribución de diferentes tipos de cobertura han permanecido relativamente constantes.

En "Pastizal Herbáceo", tiene una ligera disminución en el TE podría reflejar una reducción en la fragmentación o una consolidación de estos espacios. Esto puede ser resultado de cambios en las prácticas de manejo del terreno o la conversión de pastizales en otros tipos de uso del suelo, lo que conduce a una estructura de paisaje más homogénea.

Finalmente, en "Plantación Forestal", el TE es significativamente bajo, casi imperceptible. Esto sugiere que estas áreas son menos fragmentadas y tienen menos bordes, lo cual es típico en plantaciones gestionadas de manera homogénea.

Figura 60. Borde Total (TE) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

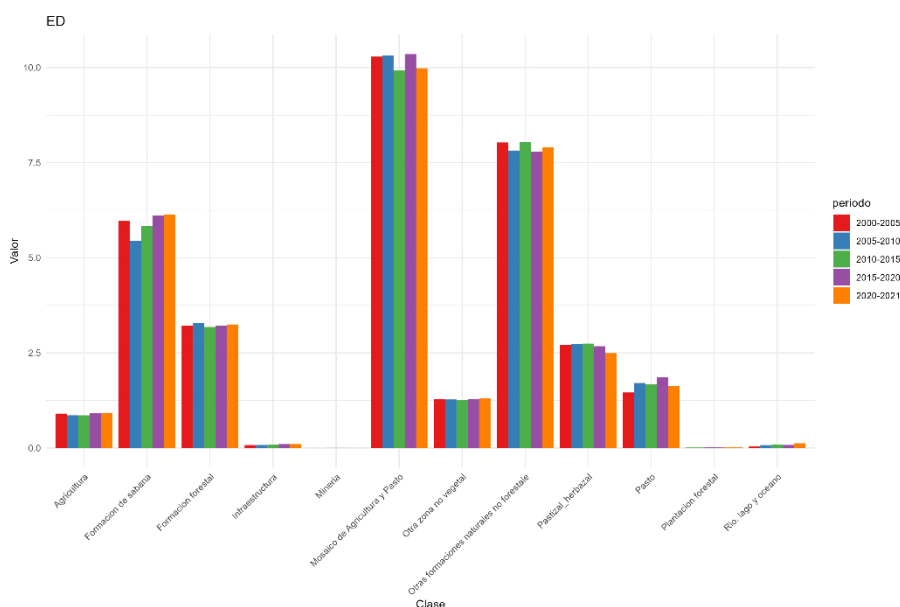
Densidad de Borde (ED)

La métrica ED refleja la densidad de bordes en diferentes tipos de coberturas del suelo, proporcionando indicios sobre la fragmentación del hábitat. Mientras que NumP como TE se centran en la fragmentación, ED es específica en medir la densidad de estos bordes por unidad de área, a diferencia de TE que mide la longitud total de bordes. Esto implica que, aunque puedan mostrar tendencias similares en algunos casos, sus valores no siempre son proporcionales y, por tanto, se interpretaron con cuidado.

En categorías como "Mosaico de Agricultura y Pasto" y "Otras Formaciones Naturales No Forestales", los valores de ED son consistentemente altos, indicando una densa fragmentación. Esto es preocupante para el Oso de Anteojos, ya que la especie requiere de un hábitat extenso y continuo para sobrevivir. La alta densidad de bordes en estas áreas sugiere una mayor interacción con actividades humanas y una posible disminución de la calidad del hábitat para esta especie.

Por otro lado, la "Formación de Sabana" muestra mayor variabilidad en comparación con las otras clases, lo que refleja cambios en la estructura del paisaje y posibles alteraciones en el uso del suelo.

Figura 61. Densidad de Borde (ED) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

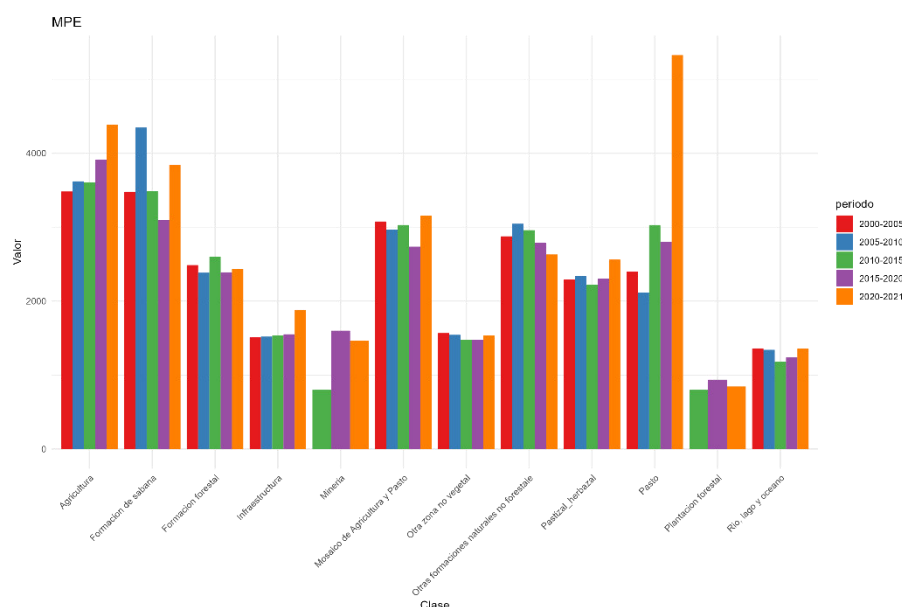
Borde Medio del parche (MPE)

MPE revela una mayor fragmentación en áreas de pasto durante el período 2020-2021, con un valor excepcionalmente alto (532 653 ha). Este aumento en el MPE, característico de muchos parches pequeños y una mayor longitud de borde promedio, sugiere cambios significativos, posiblemente debido a la expansión agrícola o el desarrollo urbano. Este patrón es especialmente notable dada la brevedad del período, lo que indica un evento o serie de eventos que alteraron el paisaje de pasto en un corto tiempo.

El aumento constante del MPE en agricultura, alcanzando su punto más alto en 2020-2021 (438 424 ha), refleja una tendencia creciente hacia una mayor fragmentación en los paisajes agrícolas. Este patrón sugiere una expansión de las áreas de cultivo en pequeñas parcelas y una mayor diversificación en los tipos de cultivos, lo que resulta en más bordes y una mayor fragmentación. El MPE aquí destaca cómo los parches individuales de tierras agrícolas se están volviendo más pequeños y numerosos, lo que tiene implicaciones importantes para la biodiversidad y la gestión del paisaje.

La presencia intermitente de "Plantación Forestal" en los períodos 2010-2015 y 2020-2021, pero su ausencia en otros, refleja prácticas de manejo forestal que varían en el tiempo. Esto sugiere que las plantaciones forestales en estos períodos específicos contribuyen a la fragmentación del paisaje, posiblemente debido a ciclos de plantación y cosecha que alteran la estructura y el tamaño de los parches de bosque. A través del MPE, se puede inferir cómo estas prácticas de manejo impactan la configuración del paisaje.

Figura 62. Borde Medio del parche (MPE) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Tamaño Medio del parche (MPS)

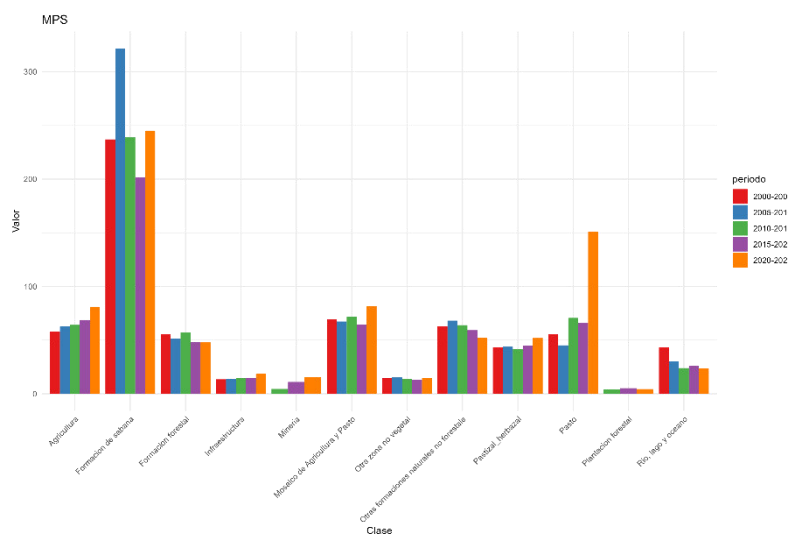
El análisis de MPS permite una interpretación complementaria a las otras métricas como MPE o TE. Mientras que MPE se enfoca en la longitud promedio de borde por parche y TE en la longitud total del borde, MPS proporciona información sobre el tamaño promedio de los parches individuales en un paisaje. Esta diferencia es importante para entender la configuración del paisaje y cómo se distribuye el espacio entre diferentes tipos de uso del suelo.

En el estudio, la "Formación de Sabana" mostró consistentemente altos valores de MPS en comparación con otras categorías, indicando parches más grandes en estas áreas. Por ejemplo, en 2005-2010, el MPS en sabana alcanzó 321 603 ha. Esto sugiere que la sabana, influenciada por factores ambientales y de manejo, tiende a mantener grandes áreas abiertas y homogéneas. A diferencia de otros índices que pueden enfocarse más en la fragmentación o la forma del paisaje, MPS destaca la extensión de áreas continuas, lo cual es particularmente relevante para entender ecosistemas como las sabanas.

Por otro lado, el aumento drástico en el MPS de pasto en 2020-2021 a 151,007 es notable. Este cambio sugiere una modificación significativa en el tamaño medio de los parches de pasto, posiblemente debido a la consolidación de tierras de pasto o cambios en las prácticas agrícolas. Este tipo de cambio abrupto en el tamaño de los parches, capturado por el MPS, es esencial para comprender cómo las prácticas de uso del suelo y los eventos ambientales pueden alterar rápidamente la estructura del paisaje.

En agricultura, el aumento constante en el MPS, culminando en 810,591 en 2020-2021, implica una expansión o consolidación de las áreas de cultivo. A diferencia de MPE, que podría indicar una mayor fragmentación con el aumento de los bordes, un MPS en aumento sugiere una tendencia hacia parches más grandes y potencialmente menos fragmentados.

Figura 63. Tamaño Medio del parche (MPS) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Tamaño de la mediana del parche (MedPS)

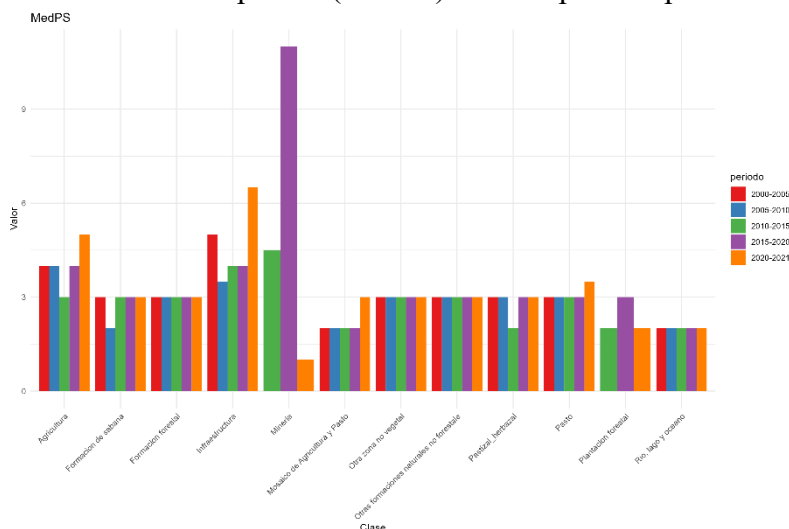
El MedPS ofrece una perspectiva sobre la dinámica del paisaje. A diferencia de métricas como MPE, que se enfocan en la longitud promedio de borde por parche, MedPS proporciona una visión más directa del tamaño de los parches, reflejando cómo los paisajes se fragmentan o consolidan a lo largo del tiempo. Esta diferenciación es fundamental para entender la estructura y la evolución de los paisajes a lo largo de períodos específicos.

La estabilidad observada en clases como 'Otra zona no vegetal' y 'Pastizal_herbazal', con MedPS consistentes a lo largo de los períodos, indica una ausencia de cambios significativos en el tamaño medio de estos parches. Este patrón de estabilidad sugiere que estas áreas han mantenido una estructura de paisaje constante, sin experimentar fragmentación o consolidación en cada período analizado.

En contraste, el aumento en el MedPS para 'Infraestructura' en el período 2020-2021 destaca un cambio significativo en el paisaje urbano o construido. Un MedPS de 6.5 en este último período sugiere una expansión o consolidación notable de la infraestructura, reflejando un desarrollo considerable en este tipo de uso del suelo. Esta tendencia es un indicador clave de cambios urbanísticos y de infraestructura que han ocurrido entre 2015 y 2021, un hallazgo que no sería tan evidente con otras métricas de fragmentación del paisaje.

La clase 'Minería' muestra una variabilidad interesante en MedPS, con una disminución drástica en el período 2020-2021. Este cambio en el tamaño mediano de los parches mineros podría ser indicativo de una respuesta a factores como políticas ambientales o condiciones del mercado. La disminución en el MedPS sugiere una posible fragmentación o reducción en la escala de las actividades mineras, una dinámica que MedPS captura efectivamente al reflejar los cambios en el tamaño de los parches en el tiempo.

Figura 64. Mediana del parche (MedPS) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Índice de Forma Media (MSI)

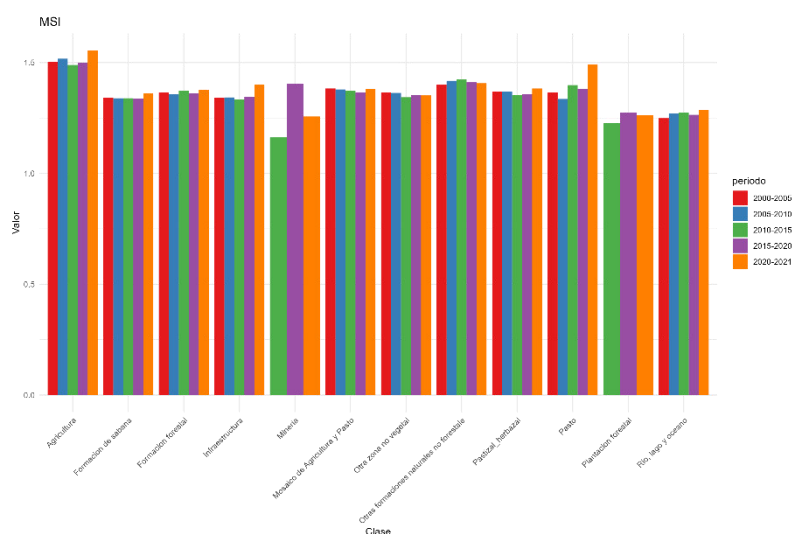
El análisis de MSI proporciona una comprensión única de la estructura del paisaje, a diferencia de MPE o MedPS. Mientras que MPE y MedPS se centran en la longitud del borde y el tamaño de los parches respectivamente, MSI evalúa la complejidad o regularidad de la forma de los parches en un paisaje. Esta métrica permite entender cómo la forma de los parches de uso del suelo contribuye a la estructura general del paisaje, proporcionando una perspectiva sobre la complejidad geométrica en lugar del tamaño o la cantidad de bordes.

En el análisis de clases como "Agricultura", con valores de MSI que varían de 1.48947 a 1.55433, y "Pasto", con valores de 1.33590 a 1.49113, se observa una irregularidad significativa en la forma de los parches. Estos valores, superiores a 1, indican una clara desviación de la forma circular o cuadrada perfecta, sugiriendo formas más irregulares y complejas. En el caso de la clase "Otra Zona no Vegetal", los valores de MSI se encuentran entre 1.34391 y 1.36595, lo que implica formas más regulares y menos complejas en comparación con las clases anteriores.

Desde una perspectiva ecológica, los valores más altos de MSI en clases como "Agricultura" y "Pasto" sugieren una mayor heterogeneidad en el uso del suelo y una complejidad potencialmente mayor en los hábitats. Estos bordes irregulares pueden albergar una diversidad de especies y facilitar distintos procesos ecológicos. En contraste, los valores más bajos en "Otra Zona no Vegetal" podrían indicar áreas con menor complejidad de hábitat y una homogeneidad más significativa en el uso del suelo.

Los cambios observados en los valores de MSI a lo largo del tiempo, especialmente en clases como "Agricultura" y "Pasto", reflejan la dinámica del paisaje y los posibles cambios en las prácticas de manejo del suelo. Estos cambios, aunque sutiles, pueden tener implicaciones significativas en términos de gestión de la biodiversidad y conservación del hábitat.

Figura 65. Índice de Forma Media (MSI) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

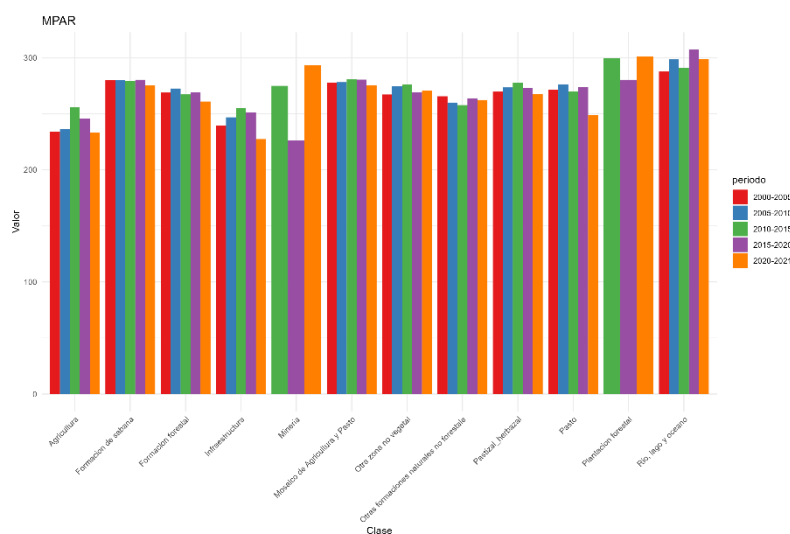
Proporción Media Perímetro-Área (MPAR)

La métrica MPAR desempeña un papel importante, proporcionando una comprensión detallada de la complejidad y fragmentación de diferentes tipos de cobertura de tierra. A diferencia del MSI y del AWMSI, que se centran principalmente en la forma y la irregularidad de los bordes de las parcelas, MPAR evalúa la relación entre el perímetro y el área de una parcela. Un valor bajo de MPAR indica parcelas más compactas con menos borde en relación a su área, lo que suele reflejar hábitats menos fragmentados y potencialmente más estables para ciertas especies. Por otro lado, un valor alto de MPAR sugiere una mayor fragmentación, con parcelas que tienen más borde en relación con su área, lo que puede llevar a una mayor exposición a influencias externas y posibles impactos negativos en la biodiversidad.

Los valores de MPAR varían significativamente entre diferentes clases de cobertura, lo que refleja la diversidad de prácticas de uso del suelo y procesos naturales. Por ejemplo, un valor alto de MPAR en la clase de minería indica una alta complejidad de borde en las parcelas mineras, probablemente debido a técnicas de minería que resultan en parcelas irregulares o fragmentadas. Esto contrasta con pastizales, donde un valor alto de MPAR podría ser el resultado de la división de tierras para la agricultura o la influencia de actividades humanas, como la construcción de infraestructuras.

En comparación con otras métricas de paisaje, MPAR ofrece una perspectiva única sobre la estructura del paisaje. Mientras que MSI y AWMSI proporcionan información sobre la complejidad de la forma y la irregularidad de los bordes de las parcelas, MPAR agrega una dimensión adicional al medir cómo esta complejidad se relaciona con el tamaño total de la parcela. Esta característica hace de MPAR una herramienta valiosa para evaluar la fragmentación del paisaje y los impactos potenciales en los ecosistemas.

Figura 66. Media Perímetro-Área (MPAR) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Desviación Estándar del Tamaño del Parche (PSSD)

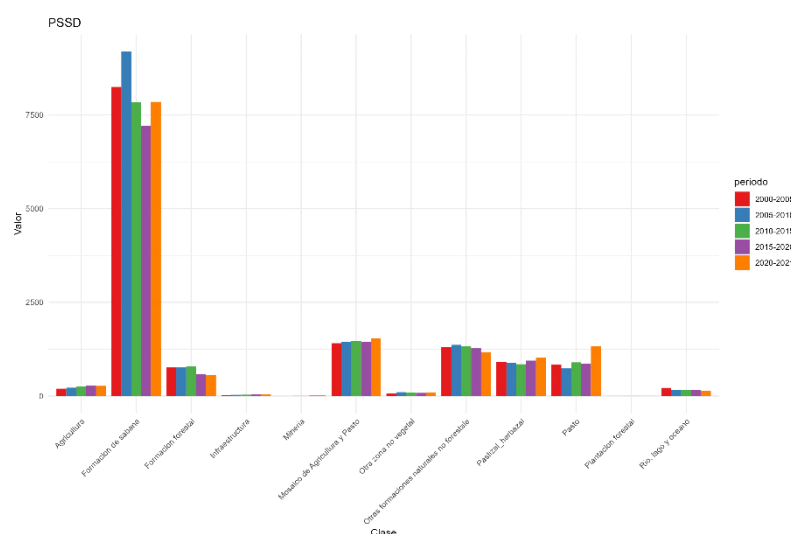
La métrica PSSD, a diferencia de otras métricas como el MSI o el MPS, que se enfocan en la forma y el tamaño promedio de los parches, respectivamente, PSSD evalúa la variabilidad en el tamaño de los parches dentro de un paisaje. Un valor alto de PSSD indica una gran dispersión en el tamaño de los parches, reflejando un paisaje heterogéneo con una mezcla de parches de distintos tamaños. Esta heterogeneidad puede ser indicativa de una mayor diversidad de hábitats y, potencialmente, una mayor biodiversidad.

La clase "Formación de Sabana" muestra un PSSD particularmente alto, lo que sugiere un paisaje muy variado con parches que varían significativamente en tamaño. Esto podría indicar un mosaico de áreas intactas y fragmentadas, posiblemente influenciadas por factores naturales y humanos. En contraste, clases como "Infraestructura" muestran un PSSD más bajo, lo que implica una mayor uniformidad en el tamaño de los parches. Esto es típico en áreas urbanas y construidas, donde la planificación y el desarrollo conducen a una homogeneidad en el tamaño de los parches.

La minería, a pesar de su impacto notable en otras métricas, no se destaca en términos de PSSD. Esto sugiere que las áreas de extracción minera tienen un tamaño de parche más consistente, posiblemente debido a prácticas de minería estandarizadas o restricciones espaciales.

Comparando PSSD con MPS, mientras que MPS proporciona una medida del tamaño promedio de los parches, PSSD ilustra cuánto varían estos tamaños alrededor del promedio. Por ejemplo, un MPS alto con un PSSD bajo indica grandes parches de tamaño similar, mientras que un MPS alto con un PSSD alto sugiere grandes parches con considerable variación en su tamaño. Esta relación entre PSSD y MPS es crucial para entender la distribución de los parches dentro de un paisaje.

Figura 67. Desviación Estándar del Tamaño del Parche (PSSD) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

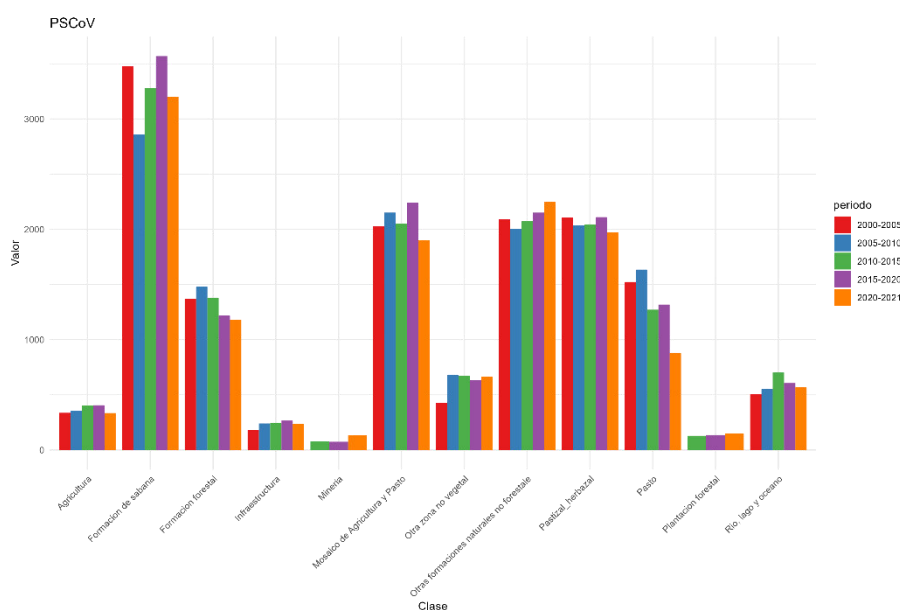
Coeficiente de Varianza del Tamaño del parche (PSCoV)

La métrica PSCoV ofrece una perspectiva sobre la estructura y la heterogeneidad de los paisajes. A diferencia de medidas como el PSSD o el MPS, que proporcionan información sobre la variabilidad absoluta y el tamaño promedio de los parches respectivamente, PSCoV mide la variabilidad relativa del tamaño de los parches. Esta métrica es valiosa porque ofrece una comparación estandarizada de la variabilidad entre diferentes clases de cobertura, independientemente del tamaño medio de los parches.

PSCoV revela aspectos significativos de la variabilidad del paisaje. Por ejemplo, un alto PSCoV en la clase "Formación de Sabana" sugiere una gran variabilidad en el tamaño de los parches, indicando un paisaje heterogéneo con una mezcla de parches de diferentes tamaños. Esta heterogeneidad puede ser indicativa de una variedad de hábitats y condiciones ecológicas, lo cual es crucial para la biodiversidad y la gestión del hábitat. En contraste, un PSCoV más bajo en clases como "Infraestructura" implica una mayor uniformidad en el tamaño de los parches, reflejando una homogeneidad característica de paisajes urbanos y desarrollados.

Sin embargo, PSCoV tiene limitaciones y debe interpretarse en el contexto de información adicional sobre la estructura del paisaje, como el número y la densidad de los parches. Dos paisajes con el mismo PSCoV pueden tener estructuras muy diferentes si varían en el número y el tamaño medio de los parches. Por lo tanto, es crucial complementar el análisis de PSCoV con otras métricas y datos para obtener una comprensión completa de la estructura y dinámica del paisaje.

Figura 68. Coeficiente de Varianza del Tamaño del parche (PSCoV) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Índice de forma medio ponderado por área (AWMSI)

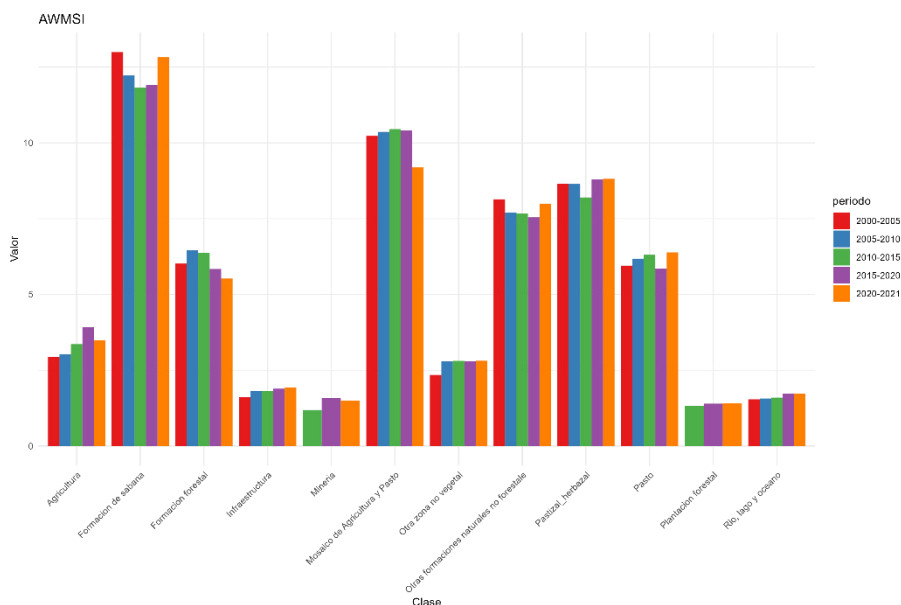
El AWMSI es una métrica que pondera la complejidad de la forma de los parches por su área, ofreciendo una perspectiva diferenciada en comparación con métricas más estándar como el MSI. Mientras que el MSI proporciona un promedio de la complejidad de la forma de los parches sin considerar su tamaño, el AWMSI da más importancia a los parches más grandes, haciendo que sus formas complejas tengan un mayor impacto en el valor total. Esto es crucial para entender cómo los parches más grandes y su configuración influyen en la estructura general del paisaje.

El AWMSI muestra variaciones significativas a través del tiempo en diferentes clases de cobertura de tierra. Por ejemplo, la "Formación de Sabana" experimenta fluctuaciones en su valor de AWMSI, sugiriendo cambios en la complejidad de la forma de los parches de sabana a lo largo del tiempo, lo que puede reflejar tanto influencias naturales como humanas. En contraste, la "Formación Forestal" mantiene un valor alto y relativamente constante de AWMSI, indicando una complejidad persistente en la forma de los parches forestales, posiblemente debido a la diversidad de tipos de bosques y de condiciones de crecimiento.

El incremento gradual de AWMSI en la clase "Infraestructura" a lo largo del tiempo sugiere una evolución en el desarrollo urbano, con formas de parches cada vez más complejas debido a la expansión y diversificación de la infraestructura. Esta tendencia contrasta con clases como "Otra Zona No Vegetal" y "Pasto", donde se observan fluctuaciones o una relativa constancia en los valores de AWMSI, reflejando diferentes dinámicas en la gestión del uso del suelo y las características del paisaje.

Las variaciones en el AWMSI para clases como "Minería" y "Mosaico de Agricultura y Pasto" indican cambios en las prácticas de uso del suelo y en la configuración del paisaje en estas áreas. Por ejemplo, un aumento en el AWMSI puede reflejar una mayor complejidad en la forma de los parches debido a la expansión o modificación de las actividades mineras o agrícolas. Por otro lado, clases como "Plantación Forestal" y "Río, Lago y Océano" también muestran cambios en el AWMSI, lo que puede estar relacionado con la gestión de las plantaciones forestales y las características cambiantes de los cuerpos de agua.

Figura 69. Índice de forma medio ponderado por área (AWMSI) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Dimensión Fractal Media del parche (MPFD)

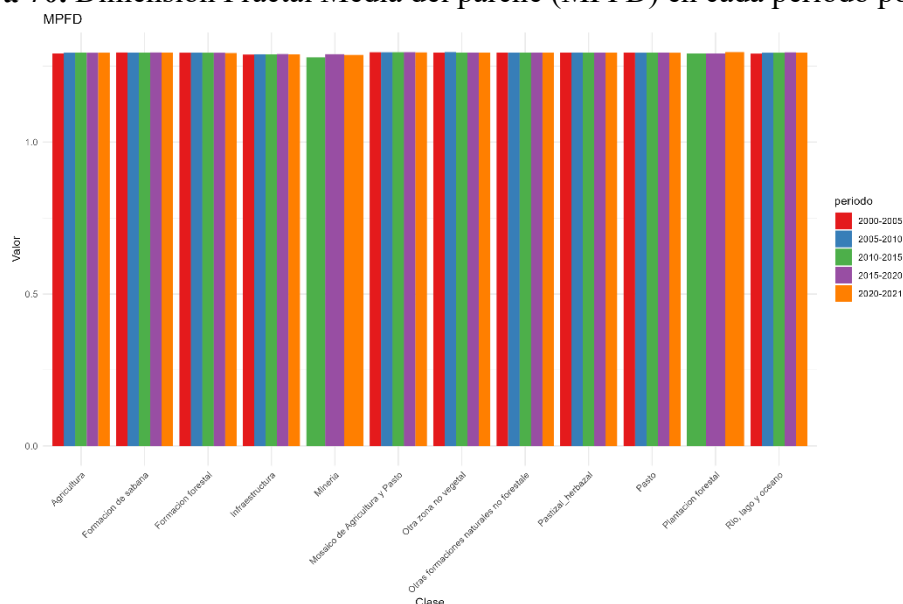
El MPFD es una métrica esencial, basada en los principios de la geometría fractal, que ofrece una perspectiva única en comparación con otras métricas. Mientras que otras métricas como el AWMSI y el MPS se centran en la forma general y el tamaño de los parches, el MPFD mide específicamente la complejidad del borde del parche. Un valor cercano a 1 indica bordes simples, mientras que un valor cercano a 2 refleja bordes altamente sinuosos y complejos. Esta especificidad hace que el MPFD sea una herramienta valiosa para entender la complejidad inherente a los bordes de los parches.

La uniformidad observada en los valores de MPFD a través de diversas clases de cobertura de tierra y a lo largo del tiempo es notable. A diferencia de otras métricas que pueden mostrar variaciones significativas debido a factores como el tipo de uso del suelo, la vegetación o las prácticas de manejo, el MPFD muestra una constancia relativa. Esto sugiere que, independientemente del tipo de paisaje, hay una consistencia en la complejidad fractal de los bordes de los parches. Tal uniformidad indica que las propiedades fractales de los bordes de los parches son una característica fundamental y persistente.

Esta consistencia en la complejidad del borde del parche tiene implicaciones significativas. Los bordes de los parches desempeñan un papel crucial en la conectividad del hábitat, los patrones de movimiento de las especies y los procesos ecológicos en los bordes. La uniformidad en la complejidad del borde del parche sugiere que, a pesar de las diferencias en otros aspectos del paisaje, hay una similitud en cómo

estos bordes pueden influir en la ecología del paisaje, además MPFD destaca por su enfoque en una característica específica del paisaje que es menos susceptible a variaciones drásticas en diferentes entornos. Esto contrasta con otras métricas que pueden ser más sensibles a cambios específicos en el uso del suelo o la gestión del paisaje.

Figura 70. Dimensión Fractal Media del parche (MPFD) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

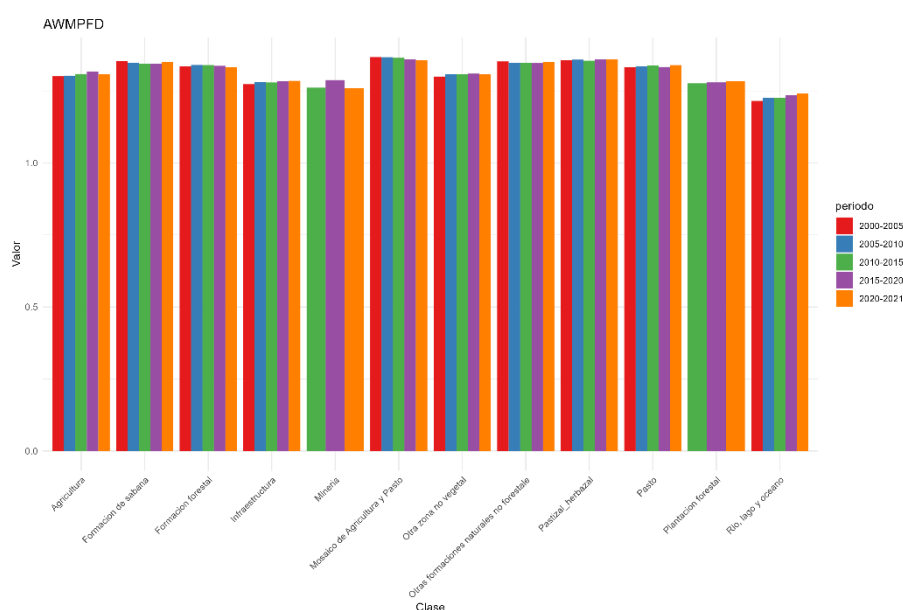
Dimensión Fractal Media Ponderada por Área del parche (AWMPFD)

La métrica AWMPFD en el contexto de la clase "Mosaico de Agricultura y Pasto" revela aspectos interesantes sobre la configuración del paisaje. Los valores de AWMPFD para esta clase oscilan entre 1.35598 y 1.36723, lo que indica una complejidad moderada a alta en la forma de los parches. Esta métrica, que pondera la dimensión fractal de cada parche por su área, resalta la complejidad del contorno de los parches, especialmente en aquellos de mayor tamaño. Así, un valor más alto de AWMPFD sugiere una mayor irregularidad y menor similitud con formas geométricas básicas, reflejando una estructura más fractal y menos predecible.

En comparación con otras métricas como MPFD, que no considera el tamaño de los parches, AWMPFD ofrece una perspectiva más detallada sobre cómo el tamaño de un parche influye en su complejidad. Mientras que MPFD podría dar un promedio general de complejidad para todos los parches, independientemente de su tamaño, AWMPFD ajusta esta medida para reflejar más precisamente la complejidad de los parches grandes. Esto es particularmente relevante en el estudio de "Mosaico de Agricultura y Pasto", donde la alternancia y el entrelazado de usos del suelo pueden generar formas de parches más complejas en áreas más extensas.

Desde una perspectiva ecológica, la complejidad de la forma de los parches, tal como se indica con valores más altos de AWMPFD, puede tener implicaciones significativas. Puede influir en la biodiversidad dentro de los parches, afectar la movilidad de las especies, y alterar procesos como el flujo de nutrientes y el ciclo del agua. En la clase "Mosaico de Agricultura y Pasto", esto podría traducirse en una mayor diversidad de microhábitats y, potencialmente, en una mayor biodiversidad, debido a la irregularidad y heterogeneidad de las áreas.

Figura 71. Dimensión Fractal Media del parche (AWMPFD) en cada periodo por clase



Fuente: Propia

Al analizar las métricas de forma integrada estas proporcionan una visión de la evolución de la cobertura en el background. La métrica de Área de Clase (CA) revela una reducción notable en las áreas forestales y un incremento en la extensión de la agricultura, lo cual transforma y reduce el hábitat natural del oso. El Número de Parches (NumP) y el Borde Total (TE) indican una creciente fragmentación del paisaje, afectando la conectividad entre hábitats adecuados para la especie. La Densidad de Borde (ED) y el Índice de Forma Media (MSI) resaltan una mayor interacción entre áreas naturales y modificadas por humanos, lo que puede llevar a una disminución en la calidad del hábitat. El Tamaño Medio del Parche (MPS) y la Desviación Estándar del Tamaño del Parche (PSSD) sugieren una variabilidad en el tamaño y la distribución de los parches en el paisaje, afectando la biodiversidad y la dinámica ecológica.

Luego se procedió a analizar los tipos de cobertura en el nivel alto de distribución para el periodo 2020 – 2021, donde se identificó las coberturas según la tabla, donde destaca la formación de sabana, mosaico de agricultura y pasto, formaciones naturales no forestales y formación forestal.

Tabla 21. Área por tipo de cobertura en el nivel alto de distribución

Clases	Área
Formación de sabana	42791.36
Mosaico de Agricultura y Pasto	5935.092
Otras formaciones naturales no forestales	4606.718
Formación forestal	2143.901
Pasto	339.075
Otra zona no vegetal	74.443
Minería	18.613
Pastizal herbazal	14.014

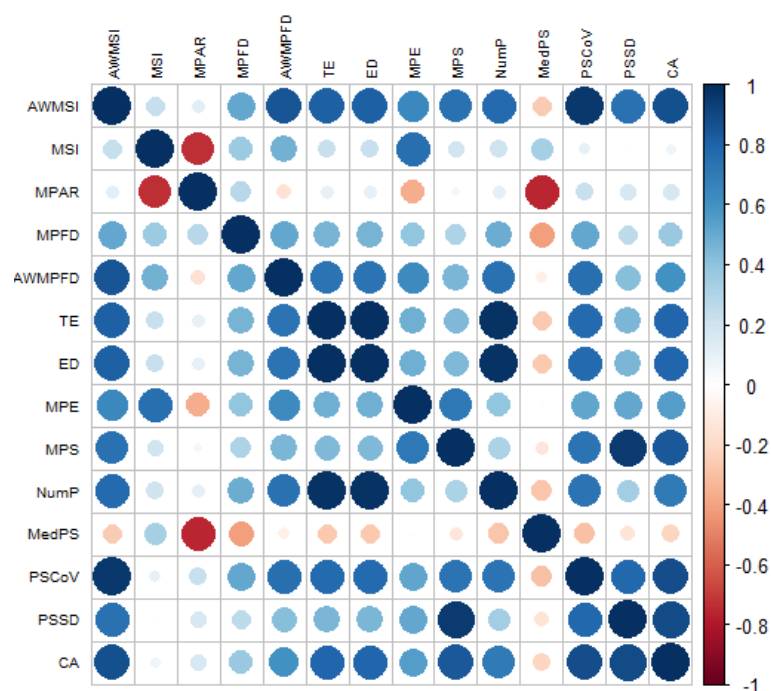
Fuente: Propia

Estas coberturas según el análisis de las métricas de fragmentación en el área de alta probabilidad de distribución. Para "Formación de Sabana", se observa una ligera tendencia decreciente en su extensión, lo que podría reflejar cambios en el uso de la tierra o prácticas de conservación. En contraste, el "Mosaico de Agricultura y Pasto" ha experimentado un aumento constante, indicando una expansión continua de estas áreas.

Las "Formaciones Naturales No Forestales" contribuyen a la diversidad ecológica y pueden servir como áreas complementarias, aunque no son los hábitats preferidos. Mientras tanto, las "Formaciones Forestales", aunque ocupan una proporción menor del paisaje, son vitales para la distribución del oso de Anteojos y muestran una disminución leve en su extensión, lo que es preocupante para la conservación del hábitat.

Se realizó el análisis de correlación de las métricas de fragmentación, para complementar el análisis realizado en consecuencia se determinó que las características que definen de forma óptima el impacto de la fragmentación son MSI, ED, MPS y CA.

Figura 72. Matriz de correlación de las métricas de fragmentación



Fuente: Propia

5.6. Estado de conservación del Oso de Anteojos

5.6.1 Análisis del impacto en las coberturas

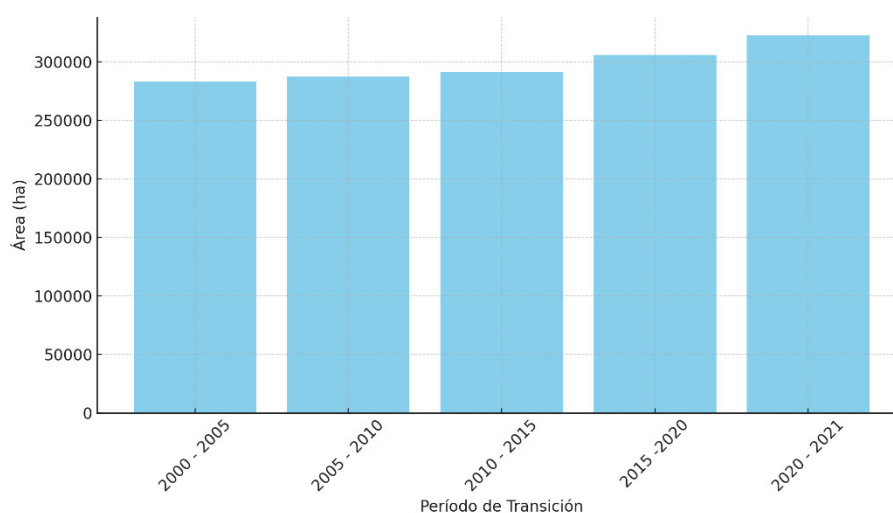
El análisis de la evolución del impacto de las transiciones en el período 2000-2021, enfocándose en el nivel 3, que representa mayor complejidad de hábitat para el Oso de Anteojos, a través de las transiciones establecidas, demuestra que este ha aumentado. En el periodo 2000-2005, el área fue de 283 005.895 ha, mientras que hacia el periodo 2020-2021, indica un valor de 322 854.844 ha. Esto demuestra un aumento de 39 848.949 ha.

Tabla 22. Evaluación del área en el nivel alto de las transiciones de cobertura

Transición	Área (ha)
2000 - 2005	283005,895
2005 - 2010	287603,344
2010 - 2015	291579,461
2015 -2020	306127,758
2020 - 2021	322854,844

Fuente: Propia

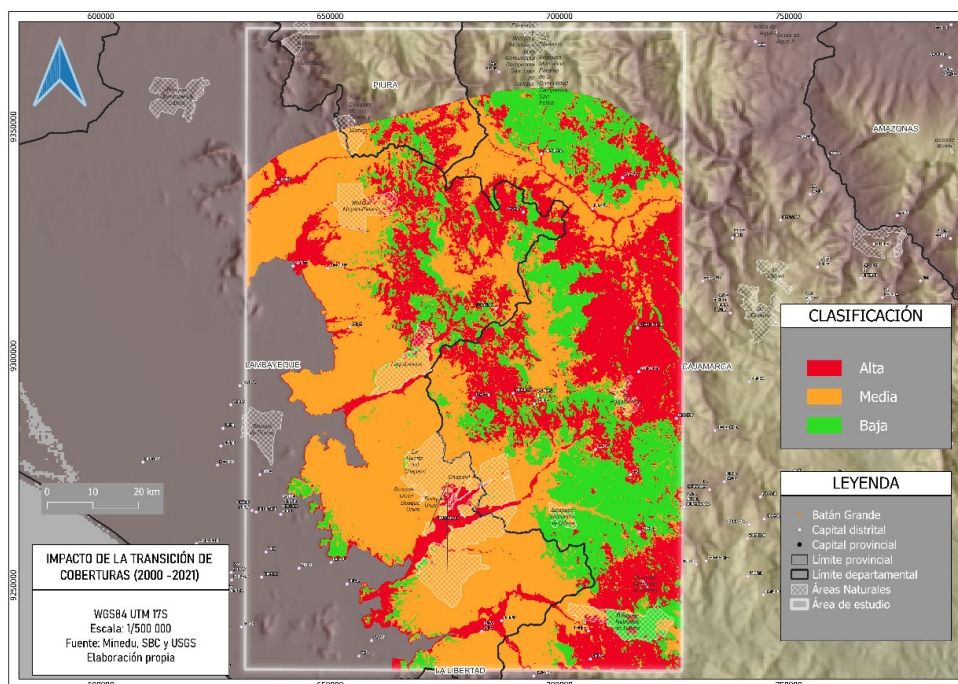
Figura 73. Área del nivel alto por periodo de transición en el periodo 2000 - 2021



Fuente: Propia

Luego de realizar la superposición ponderada, se determinó un área total de 288 753.093 hectáreas en el nivel alto. Esta área se localiza cerca de las principales redes hidrográficas en Lambayeque y Cajamarca. En Lambayeque, específicamente en las zonas de menor altitud, se presenta este caso, ya que los ríos son las fuentes principales de agua para las actividades agrícolas. A mayor altitud, el nivel alto se identifica cerca de las partes altas de las cuencas de los ríos Motupe y Chancay – Lambayeque, en el sector norte donde se encuentran los ríos La Succha y Malchi.

Figura 74. Área del nivel alto por periodo de transición 2000 - 2021

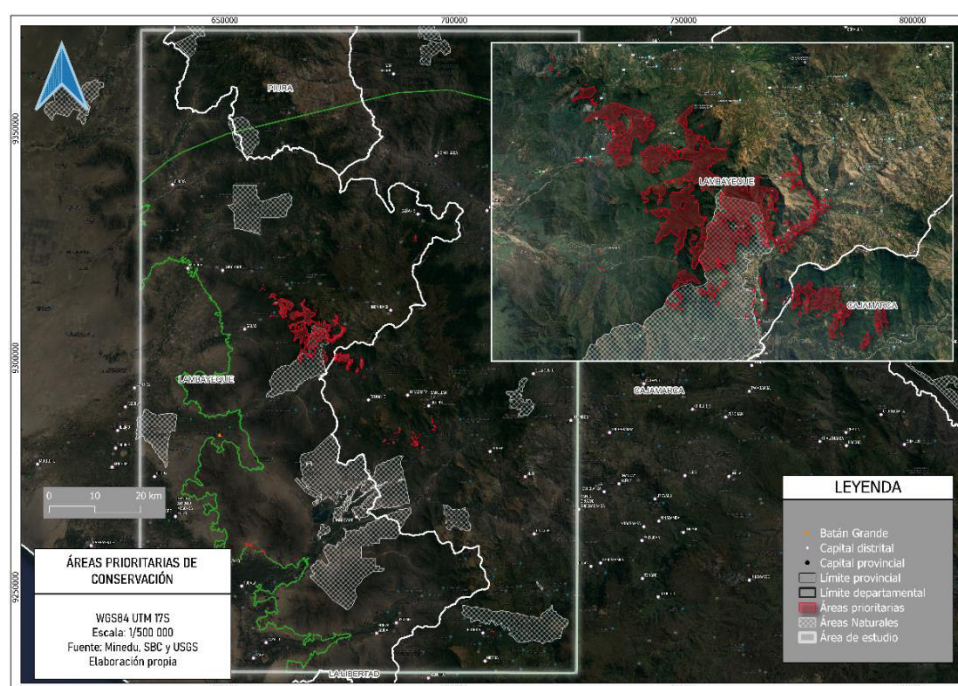


Fuente: Propia

5.7. Áreas prioritarias de conservación

Finalmente, para determinar las áreas prioritarias de conservación, se identificaron 5 351.71 hectáreas concentradas al norte del Refugio de Vida Silvestre Laquipampa, en dirección al distrito de Salas, cerca de comunidades como Succha, Shita Baja y El Sauce. También se detectó, aunque en menor extensión, en el distrito de Patapo, cercano a zonas donde se desarrollan actividades agrícolas y mineras. Hacia Cajamarca, destacan zonas cercanas a Puquiopampa, en el distrito de Miracosta, y una menor extensión en los distritos de San Juan de Licupis y Querocotillo.

Figura 75. Mapa de las áreas prioritarias de conservación



Fuente: Propia

5.8. Análisis interpretación y discusión de datos

La fragmentación del paisaje y su impacto en la distribución del Oso de Anteojos en el noroeste de Perú visibilizan el estado de conservación. Espinosa et al. (2012) y Sandoval-Guillén (2019) destacan la importancia de comprender la biodiversidad y la función ecológica de especies clave como el Oso de Anteojos para la conservación. Este estudio aporta evidencia concreta sobre cómo la fragmentación afecta estos ecosistemas, identificando áreas de alta probabilidad de presencia y expansión de hábitats complejos, esenciales para mantener las funciones ecológicas de la especie.

Nan et al. (2012) subraya la relevancia de integrar la fragmentación y el nicho ecológico en la evaluación de riesgos para especies amenazadas, lo cual se refleja en este trabajo al determinar áreas prioritarias de conservación basadas en la distribución del Oso de Anteojos y la estructura del hábitat. Además, la investigación se alinea con los hallazgos de Navarrete (2019) y Salazar y Torres (2017) sobre el modelado de distribución de especies utilizando variables ambientales, ofreciendo un análisis detallado que mejora la comprensión de cómo la fragmentación del paisaje influye en la biodiversidad.

Los resultados también complementan las observaciones de N.Morrell (2021) y Figueroa et al. (2016) sobre los impactos de las actividades humanas en los hábitats de

especies clave, demostrando la necesidad de estrategias de conservación enfocadas en la protección de áreas identificadas como de alta probabilidad para la presencia del Oso de Anteojos. La identificación de estas zonas, junto con la evaluación de la fragmentación y su impacto, sugiere caminos para futuras acciones de conservación, como la creación de corredores ecológicos y la implementación de prácticas de manejo del suelo que minimicen la fragmentación.

6. Conclusión

La presente investigación tuvo como finalidad identificar el impacto de la fragmentación del paisaje en la distribución del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú (2000 -2021).

Para lograr la determinar el impacto de la fragmentación, se plantearon tres objetivos específicos que son descritos a continuación:

Objetivo específico 1: Identificar las principales variables ambientales que determinan la distribución del Oso de Anteojos.

El análisis de variables ambientales, especialmente las bioclimáticas como la temperatura media anual del aire (bio_1), el rango de temperatura media diurna del aire (bio_2), la isothermalidad (bio_3), la cantidad de precipitación del mes más lluvioso (bio_13), y la media mensual en los trimestres más secos y cálidos (bio_17, bio_18), junto con la pendiente promedio (bio_21) y la distancia euclidiana a la red hidrográfica principal (bio_22). Se implementaron modelos predictivos (GLM, Maxent y Random Forest) para identificar el modelo más eficaz para la clasificación de presencia y ausencia del oso. Random Forest resultó ser el modelo más preciso.

La identificación de áreas con alta probabilidad de presencia del Oso de Anteojos, particularmente en regiones no protegidas como Cajamarca, resalta la necesidad de estrategias de conservación que trasciendan las fronteras de las áreas protegidas actuales. Los resultados indican que la preservación del hábitat y la expansión de zonas de conservación deben considerar la diversidad de condiciones ambientales y topográficas en las que esta especie puede prosperar.

Objetivo específico 2: Determinar las métricas del paisaje óptimas para analizar la distribución del Oso de Anteojos en los bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

El análisis integrado de las métricas de fragmentación del paisaje proporciona una visión clara de los cambios en la cobertura del suelo y su impacto en el hábitat del oso de Anteojos. La métrica de Área de Clase (CA) es crucial, destacando la reducción de las áreas forestales y el aumento de la agricultura, lo que altera directamente el hábitat del oso. La Densidad de Borde (ED) y el Índice de Forma Media (MSI) resaltan la interacción entre áreas naturales y antrópicas, mostrando cómo las formas irregulares de los parches de uso del suelo contribuyen a una mayor heterogeneidad y complejidad en los hábitats.

La variabilidad en el Tamaño Medio del Parche (MPS) y la forma en que cambia a lo largo del tiempo es esencial para comprender cómo las prácticas de uso del suelo y los eventos ambientales alteran la estructura del paisaje, ya que muestra grandes áreas abiertas en la sabana y cambios significativos en el tamaño de los parches de pasto y cultivos. Estos hallazgos, junto con el análisis de CA y ED, reflejan una tendencia hacia parches más grandes y una fragmentación más densa.

En conclusión, MSI, ED, MPS, y CA son las métricas más óptimas para evaluar el impacto de la fragmentación del paisaje y su efecto en el hábitat del oso de Anteojos.

Objetivo específico 3: Determinar el estado de conservación del hábitat del Oso de Anteojos en los Bosques Estacionalmente Secos del Noroeste del Perú.

Entre 2000 y 2021, el impacto de las transiciones en hábitats de alta complejidad para el Oso de Anteojos aumentó, evidenciado por un crecimiento de 39 848.949 ha en áreas afectadas. Se identificó una zona crítica de 288 753.093 ha, ubicada principalmente cerca de redes hidrográficas en Lambayeque y Cajamarca. En Lambayeque, las áreas de mayor preocupación se hallan a diferentes altitudes, tanto en las zonas bajas cercanas a los ríos, utilizados para la agricultura, como en las zonas altas de las cuencas cercanas a los ríos Motupe y Chancay – Lambayeque. Esto permitió determinar las áreas prioritarias de conservación, resultando 5351.71 ha al norte del Refugio de Vida Silvestre Laquipampa, extendiéndose hacia Salas y distritos cercanos, con focos adicionales en áreas de actividad agrícola y minera en Patapo y regiones adyacentes en Cajamarca.

7. Recomendaciones

El presente estudio visibiliza nuevas líneas de investigación, que pueden contribuir a la Conservación del oso de anteojos y otras especies presentes en el hábitat, como el diseño de corredores ecológicos con el propósito de evitar el aislamiento y el monitoreo satelital de las actividades antrópicas en el hábitat.

Optimización del sistema de captura de datos de presencia: Las cámaras trampa son esenciales para registrar la presencia y desplazamiento del oso de anteojos. Establecer una red con un mayor número de cámaras en áreas donde exista evidencia de la especie permitirá obtener modelos de distribución más óptimos. Esto se debe realizar en coordinación con las autoridades locales y áreas naturales protegidas.

Frecuencia de monitoreos: Esto permitirá obtener un conocimiento más detallado de la especie, así como de las especies que coexisten en su hábitat y cómo responden frente a variaciones estacionales. Los Bosques Estacionalmente Secos evidencian un marcado contraste en la cobertura vegetal y la distribución de fuentes de agua en diferentes meses del año, además de estar influenciados por el Fenómeno del Niño.

Monitoreo frecuente del hábitat: Las imágenes satelitales son productos de gran utilidad que capturan información geoespacial de manera continua. Su incorporación en las actividades de conservación permitiría identificar fuentes de agua, cambios de cobertura, incendios forestales, expansión de la actividad agrícola y el estado de la vegetación, entre otras variables ambientales que impactan en la distribución del oso de anteojos.

Establecer corredores ecológicos: Existe evidencia de un aumento en el aislamiento de las poblaciones, lo cual puede contribuir a la reducción del número de individuos. Por lo tanto, identificar corredores ecológicos permitirá focalizar las actividades de conservación y restauración.

Mejorar las relaciones comunitarias: Integrar a las comunidades en el proyecto de conservación del oso de anteojos a través de la educación ambiental y el desarrollo de proyectos son actividades que el Centro de Conservación del Oso de Anteojos realiza de forma continua. Extender esta dinámica hacia otras regiones donde se concentra el oso de anteojos, en coordinación con gobiernos locales, centros de investigación y ONGs, permitirá un trabajo articulado para la conservación de la especie.

8. Referencias bibliográficas

- Acevedo, P., Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M., & Real, R. (2012). Delimiting the geographical background in species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 39(8), 1383–1390. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2012.02713.x>
- Anderson, R. P., & Gonzalez, I. (2011). Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, 222(15), 2796–2811. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2011.04.011>
- Anderson, R. P., & Raza, A. (2010). The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 37(7), 1378–1393. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02290.x>
- Animal Diversity Web. (n.d.). *Tremarctos ornatus spectacled bear*. Retrieved January 6, 2024, from https://animaldiversity.org/accounts/Tremarctos_ornatus/#5FBF8A0C-2E31-4AE5-BD75-292E81529843
- Aspinall, R. (2004). Modelling land use change with generalized linear models—a multi-model analysis of change between 1860 and 2000 in Gallatin Valley, Montana. *Journal of Environmental Management*, 72(1), 91–103. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.009>
- Bao, H., Zhai, P., Wen, D., Zhang, W., Li, Y., Yang, F., Liang, X., Yang, F., Roberts, N. J., Xu, Y., & Jiang, G. (2022). Effects of Inter- and Intra-Specific Interactions on Moose Habitat Selection Limited by Temperature. *Remote Sensing*, 14(24). <https://doi.org/10.3390/rs14246401>
- BCR. (2021). *Caracterización del departamento de Cajamarca*.
- BLAZE VIDEO. (n.d.). *TRAIL CAMERA MODEL: A252 INSTRUCTION MANUAL*. Retrieved September 27, 2023, from <https://www.blazevideo.net/pages/blazevideo-game-trail-camera-user-manuals>
- Botello, F., Sánchez-Cordero, V., & Ortega-Huerta, M. A. (2015). Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(1), 226–237. <https://doi.org/https://doi.org/10.7550/rmb.43353>
- Bouffard, L. A., & Brooks, D. M. (2014). The Role of the White-Winged Guan (*Penelope albipennis*) in Seed Dispersal and Predation in Tumbesian Dry Forest, Peru. *Journal of Sustainable Forestry*, 33(2), 184–194. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.836720>
- Breiman, L. (2001). *Random Forests* (Vol. 45).
- Bushnell TROPHYCAM AGRESSOR, 1. www.trophycam.es
- Carlos Alberto Maciel Mata, C. A., Manríquez Morán, N., Octavio Aguilar, P., & Sánchez Rojas, G. (2015). Geographical distribution of the species: a concept review. *Acta Universitaria*, 25(2), 3–19. <https://doi.org/10.15174/au.2015.690>
- Carlos, L., Espinosa, I., Alcántara, A. E., De La Cruz Rot, M., Rey, U., & Carlos, J. (n.d.). *Estructura y funcionamiento de ecosistemas secos del Sur de Ecuador*. Retrieved February 6, 2024, from https://oa.upm.es/11116/1/CARLOS_IVAN_ESPINOSA.pdf
- Castillo, E. (2014). *Caracterización del hábitat y población de “pava aliblanca” Penelope albipennis (Taczanowski 1877), Área de Conservación Regional Salitrai-Huarmaca* [Universidad Nacional de Piura]. <https://repositorio.unp.edu.pe/handle/UNP/427>
- Chumioque Lisboa, N. E., & Zeña Siesquen, J. L. (2020). *Centro Cultural para la ciudad de Mórrope, provincia de Lambayeque, departamento de Lambayeque* [Universidad

- Nacional Pedro Ruiz Gallo]. <https://repositorio.unprg.edu.pe/handle/20.500.12893/8839>
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2014). Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), 189–199. <https://doi.org/10.7550/rmb.36723>
- Cuentas Romero, M. A. (2021). *Ecología del Puma Andino (Puma concolor) y Estado de conservación en el Perú*. <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/21709>
- Datta, A., Schweiger, O., & Kühn, I. (2020). Origin of climatic data can determine the transferability of species distribution models. *NeoBiota*, 59, 61–76. <https://doi.org/10.3897/neobiota.59.36299>
- De Marco Júnior, P. A. N. D. N. C. C. (2018). Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLOS ONE*, 13(9), 1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403>
- Di Bitetti, M. S., Paviolo, A., De Angelo, C. D., & Di Blanco, Y. E. (2008). Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology*, 24(2), 189–200. <https://doi.org/10.1017/S0266467408004847>
- Elias, R., Mamani, J., Grandez, R., Vásquez, P., Elias P., R., Mamani P., J., Grandez R., R., & Vásquez R., P. (2021). Necrobacilosis en un venado cola blanca (*Odocoileus virginianus peruvianus*) del sector Sauce Grande del Coto de Caza El Angolo, Piura, Perú. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 32(1), e18016. <https://doi.org/10.15381/rivep.v32i1.18016>
- EOS DATA ANALITYCS. (2022, August 26). *Historical Satellite Images: Accessing The Old Data*. <https://eos.com/blog/historical-satellite-images/>
- Evans, J. S., Murphy, M. A., Holden, Z. A., & Cushman, S. A. (2011). Modeling Species Distribution and Change Using Random Forest. In C. A. Drew, Y. F. Wiersma, & F. Huettmann (Eds.), *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology: Concepts and Applications* (pp. 139–159). Springer New York. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7390-0_8
- Faraway, J. J. (2010). Generalized Linear Models. In P. Peterson, E. Baker, & B. McGaw (Eds.), *International Encyclopedia of Education (Third Edition)* (pp. 178–183). Elsevier. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-08-044894-7.01331-2>
- Figueroa, J. (2016). *Ecología y conservación del oso andino (Tremarctos ornatus) en las Áreas Naturales Protegidas del Perú* [Universidad de Alicante]. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/59005>
- Figueroa, Judith., & Stucchi, Marcelo. (2009). *El oso andino: alcance sobre su historia natural* (J. Figueroa & M. Stucchi, Eds.). Asociación para la Investigación y Conservación de la Biodiversidad. https://www.researchgate.net/publication/316889012_El_oso_andino_alcances_sobre_su_historia_natural
- Fonseca, S. (2019). *ESTUDIO HIDROLÓGICO DE LA UNIDAD HIDROGRÁFICA MOTUPE LA LECHE*. https://repositorio.ana.gob.pe/bitstream/handle/20.500.12543/4629/ANA0003127_1.pdf?sequence=21&isAllowed=y
- Gallina, S. (n.d.). *Las cámaras trampa, una herramienta para conocer la biodiversidad*. Retrieved September 26, 2023, from <https://www.inecol.mx/inecol/index.php/es/2013-06-05-10-34-10/17-ciencia-hoy/236-las-cameras-trampa-una-herramienta-para-conocer-la-biodiversidad>
- Gil y Garbó, G. (2017). *Modelos de distribución y su aplicación en la conservación de mamíferos terrestres sudamericanos* [Universidad Autónoma de Madrid].

- <https://repositorio.uam.es/handle/10486/681434>
- Gökyer, E. (2013). Understanding Landscape Structure Using Landscape Metrics. In M. Özyavuz (Ed.), *Advances in Landscape Architecture*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/55758>
- Gonzáles, P., Cano, A., Särkinen, T., Goodwin, Z., Valencia, N., & Sachahuamán José Luis Marcelo-Peña, I. (n.d.). *Biodiversidad para las comunidades locales Las plantas comunes del bosque seco del Marañón*. Retrieved September 26, 2023, from <https://www.bosquesandinos.org/las-plantas-comunes-del-bosque-seco-del-maranon-biodiversidad-para-las-comunidades-locales/>
- Hecht Luke, & Matthew Allcock. (n.d.). *Potential effects of habitat fragmentation on wild animal welfare*. Retrieved June 28, 2022, from https://www.researchgate.net/publication/342292473_Potential_effects_of_habitat_fragmentation_on_wild_animal_welfare
- Instituto del Bien Común. (2023). *Proyecto MapBiomias Perú – Colección 1.0 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Perú*. <https://peru.mapbiomas.org/acceda-a-los-atdbs/>
- INSTITUTO SUPERIOR TECNOLÓGICO. (n.d.). *Achupalla*. Retrieved September 8, 2023, from <https://herbario.istmas.edu.ec/bromeliaceae/achupalla/>
- Iturbide Martínez de Albéniz, M. (2017). *Background sampling in species distribution models and transferability in climate change conditions* [Universidad del País Vasco]. <http://hdl.handle.net/10810/25575>
- Jessica Evans. (2022, July 22). *Landsat Legacy: NASA-USGS Program Observing Earth from Space Turns 50*.
- La ciudad de Cajamarca. (2023). Plataforma Digital Única Del Estado Peruano. <https://www.gob.pe/25933-la-ciudad-de-cajamarca-la-conquista-y-el-virreinato-en-cajamarca>
- Lenton, S. M., Fa, J. E., & Del Val, J. P. (2000). A simple non-parametric GIS model for predicting species distribution: endemic birds in Bioko Island, West Africa. *Biodiversity and Conservation*, 9(7), 869–885. <https://doi.org/10.1023/A:1008980910283>
- Linares-Palomino, R., Huamantupa-Chuquimaco, I., Padrón, E., La Torre-Cuadros, M. de los Á., Roncal-Rabanal, M., Choquecota, N., Collazos, L., Elejalde, R., Vergara, N., & Marcelo Peña, J. L. (2022). Los bosques estacionalmente secos del Perú: Un re-análisis de sus patrones de diversidad y relaciones florísticas. *Revista Peruana de Biología*, 29(4), e21613. <https://doi.org/10.15381/rpb.v29i4.21613>
- Lira A, Barve N, Soberon J, & Peterson T. (n.d.). *Nichos y Áreas de Distribución - La Dualidad de Hutchinson*. Retrieved August 5, 2022, from <https://sites.google.com/site/nichesandareasofdistribution/conceptos-y-teoria/concepts-and-theory>
- Llatas-Quiroz, S., & Lopez Mesones, M. (2005). Bosques montanos-relictos en Kañaris (Lambayeque, Perú). *Revista Peruana de Biología*, 12, 299–308. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332005000200013&nrm=iso
- Low, B. W., Zeng, Y., Tan, H. H., & Yeo, D. C. J. (2021). Predictor complexity and feature selection affect Maxent model transferability: Evidence from global freshwater invasive species. *Diversity and Distributions*, 27(3), 497–511. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.13211>
- Lu, N., Jia, C. X., Lloyd, H., & Sun, Y. H. (2012). Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation*, 152, 102–109. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.04.004>
- Manchego, C. E., Hildebrandt, P., Cueva, J., Espinosa, C. I., Stimm, B., & Günter, S. (2017).

- Climate change versus deforestation: Implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador. *PLOS ONE*, 12(12), e0190092.
<https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0190092>
- Manfredo, O., & Navarro, V. (2018). Determinación de la composición del ensamblaje de quirópteros y uso del hábitat en los bosques neotropicales en el Perú. *Universidad Nacional Agraria La Molina*.
<https://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/3209>
- Maria, B., & Udo, S. (2017). Why input matters: Selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. *Ecological Modelling*, 359, 92–102. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.05.021>
- Mcgarigal, K., Cushman, S., & Regan, C. (2005). *Quantifying Terrestrial Habitat Loss and Fragmentation: A Protocol*. 413, 577–0655.
- McGarigal, K., & J. Marks, B. (1995). *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. <https://www.fs.usda.gov/research/treesearch/3064>
- Medina, C. E., Díaz Cynthia V., Delgado, F. A., Ynga, G. A., & Zela, H. F. (2009). Dieta de Conepatus chinga (Carnívora: Mephitidae) en un bosque de Polylepis del departamento de Arequipa, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 16(2), 183–186.
http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332009000200009&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Mehmood, M., Shahzad, A., Zafar, B., Shabbir, A., & Ali, N. (2022). Remote Sensing Image Classification: A Comprehensive Review and Applications. *Mathematical Problems in Engineering*, 2022, 5880959. <https://doi.org/10.1155/2022/5880959>
- Memoria descriptiva del mapeo de los bosques estacionalmente seco y no bosque estacionalmente seco de la costa norte del Perú*. . (n.d.). Retrieved June 8, 2022, from <https://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/view/descargas.php?122345gxxe345w34gg#download>
- Merow, C., Smith, M. J., & Silander, J. A. (2013). A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10), 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2013.07872.X>
- Miller, J., & Franklin, J. (2002). Modeling the distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. *Ecological Modelling*, 157(2), 227–247. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00196-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00196-5)
- MINAM. (2019). *Mapa Nacional de Ecosistemas del Perú*.
- Ministerio del Ambiente. (2021). *PERÚ Reino de bosques* (M. Prado & P. Peirano, Eds.; 2nd ed.). <https://www.bosques.gob.pe/libro/peru-reino-de-bosques/index.html>
- MONGABAY. (2019, August 6). *Perú: la increíble fauna del refugio de vida silvestre de Laquipampa*. <https://es.mongabay.com/2019/08/peru-fauna-laquipampa/>
- More, A., Vallejos, J., Sánchez, I., Vallejos, J., Piana, R. P., & Appleton, R. D. (2021). Registro de coloración anormal del oso hormiguero norteño *Tamandua mexicana* (Saussure, 1860) y notas sobre su límite sur de distribución. *Revista Peruana de Biología*, 28(1), e19759. <https://doi.org/10.15381/rpb.v28i1.19759>
- Navarrete, E. (2019). *Distribución potencial de especies forestales amenazadas y endémicas raras mediante modelos de nicho ecológico* [Universidad Nacional Agraria La Molina]. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4038>
- Núñez Juárez, S., Lara Calderón, J., Gonzáles Torres, D., & Ortiz Soberón, D. (2017). *PELIGROS GEOLÓGICOS Y GEOHIDROLÓGICOS DESTONADOS POR EL NIÑO COSTERO 2017 EN LAS REGIONES LAMBAYEQUE - CAJAMARCA: ANÁLISIS GEOLÓGICO, GEOMORFOLÓGICO Y DE PELIGROS EN SECTOR JAYANCA-PACORA*. http://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/storage/biblioteca/3967_informe-

- tecnico-n0-a6788-peligros-geologicos-y-geo-hidrologicos-detonados-por-el-nino-costero-2017-en-las-regiones-lambayeque-cajamarca-analisis-geolo.pdf
- Núñez Juárez, S., Villacorta Chambi, S., Chira Fernández, J., & Rivera Cornejo, R. (2006). *Estudio Geoambiental de la Cuenca del Río Chancay - Lambayeque*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/14526>
- O'Donohue, D. (n.d.). *What is image classification?* Retrieved January 3, 2024, from
<https://mapscaping.com/difference-between-supervised-and-unsupervised-image-classification/>
- Palacios-Ramos, S. C., Montenegro, R., Appleton, R. D., Sánchez, R. I., Vallejos, J., Vallejos, D. J., Owen, M. A., & Van Horn, R. C. (2022). La fenología de *Colicodendron scabridum*, sapote, en un bosque seco del norte del Perú. *Caldasia*, 44(3), 469–483.
<https://doi.org/10.15446/caldasia.v44n3.91427>
- Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M., & Townsend Peterson, A. (2007). ORIGINAL ARTICLE: Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1), 102–117. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2699.2006.01594.X>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E., & Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography*, 40(7), 887–893.
<https://doi.org/10.1111/ECOG.03049>
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G., & Esparza-Olguín, L. G. (2014). Potential geographical distribution modeling of two neotropical parrot species using climatic and topographic variables. *Acta Zoológica Mexicana*, 30(3), 471–490.
http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0065-17372014000300002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Polechová, J., & Storch, D. (2019). Ecological Niche☆. In B. Fath (Ed.), *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (Second Edition, pp. 72–80). Elsevier.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11113-3>
- Rivera G., H., Ramírez V., M., Ríos M., P., Angulo J., C., & Muñoz D., K. (1999). Frecuencia de infección por *Leptospira* sp. en ardillas nuca blanca (*Sciurus stramineus*) en un zoológico de la ciudad de Lima. *Revista de Investigaciones Veterinarias Del Perú*, 22(1), 67–71. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1609-91172011000100012&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Romero, M. A. C. (2016). Análisis del hábitat del zorro costero (*Lycalopex sechurae*) en el departamento de Lambayeque y propuesta de corredores ecológicos con herramientas SIG. *Espacio y Desarrollo*, 0(28).
<https://doi.org/10.18800/espaciodydesarrollo.201601.006>
- Salazar, C. R. L., & Torres, V. P. (2017). Modelamiento predictivo, distribución geográfica y estado de conservación de *Tomopeas ravus* Miller, 1900 (Chiroptera, Molossidae). *Revista Peruana de Biología*, 24(2), 193–198. <https://doi.org/10.15381/rpb.v24i2.13495>
- Sanchez Baella, L. (2019). *PATRONES DE ACTIVIDAD DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y GRANDES A NIVEL DE SOTOBOSQUE, SECTOR EL CAUCHO, PARQUE NACIONAL CERROS DE AMOTAPE*.
<https://repositorio.unp.edu.pe/handle/20.500.12676/3027?show=full>
- Sandoval Guillén, P., & Yanez Moretta, P. (2020). Aspectos biológicos y ecológicos del oso de anteojos (*Tremarctos Ornatus*, Ursidae) en la zona andina de Ecuador y perspectivas para su conservación bajo el enfoque de especies paisaje. *La Granja: Revista de Ciencias de La Vida*, ISSN-e 1390-8596, ISSN 1390-3799, Vol. 30, N°. 2, 2020, Págs. 19-27, 30(2), 19–27. <https://doi.org/10.17163/lgr.n30.2019.02>
- Lineamientos para la identificación de Ecosistemas Frágiles y su incorporación en la Lista Sectorial de Ecosistemas Frágiles, Pub. L. No. N° 287-2018, 28 (2018).

- <https://www.serfor.gob.pe/wp-content/uploads/2018/12/RDE-N%C2%B0-287-2018-MINAGRI-SERFOR-DE-Aprobar-los-Lineamientos-para-la-identificaci%C3%B3n-de-Ecosistemas-Fr%C3%A1giles-y-su-incorporaci%C3%B3n-en-la-Lista-Sectorial-de-Ecosistemas-Fr%C3%A1giles.pdf>
- DECRETO SUPREMO N° 034-2001AG, SPDA 1 (2001). <https://legislacionanp.org.pe/wp-content/uploads/2001/06/Decreto-Supremo-No-034-2001-AG.pdf>
- Silva Lagos, N., Katunaric Núñez, M., Wallem Stein, P., Rovira Soto, J., & Bennett Manzano, M. (2021). *Manual del uso de cámaras trampa para el monitoreo de carnívoros nativos y exóticos*. <https://gefmontana.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/04/MANUAL-CAMARAS-TRAMPA-gefmontana.pdf>
- Sineace. (2020). *Caracterización de la región Lambayeque*. <https://repositorio.sineace.gob.pe/repositorio/bitstream/handle/20.500.12982/6220/Caracterizaci%C3%B3n%20Regional%20Lambayeque.pdf?sequence=1&isAllowed=y#:~:text=La%20regi%C3%B3n%20Lambayeque%20se%20ubica,oeste%20con%20el%20oc%C3%A9ano%20Pac%C3%ADfico>
- The Remote Sensing Society of Japan. (2020). *What is Remote sensing?* <https://www.rssj.or.jp/eng/>
- USGS. (n.d.). *What is remote sensing and what is it used for?*
- Varela, S., G. Mateo, R., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014). Macroecología y ecoinformática: sesgos, errores y predicciones en el modelado de distribuciones: *Ecosistemas*, 23(1), 46–53. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-1-07>
- Vila, J., Varga, D., Llausàs, A., & Ribas, A. (2006). Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology): una interpretación desde la Geografía. *Documents d'anàlisi Geogràfica*, ISSN 0212-1573, ISSN-e 2014-4512, N° 48, 2006, Págs. 151-166, 48, 151–166. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2328164&info=resumen&idioma=SPA>
- WCS. (n.d.). *WILDLIFE ANDEAN BEAR*. Retrieved January 6, 2024, from <https://peru.wcs.org/en-us/Wildlife/Andean-Bear.aspx>
- What is GBIF?* (n.d.). Retrieved July 5, 2023, from <https://www.gbif.org/composition/57twunvM3vrUotO12WDNgc/what-is-gbif>
- Wu, X., Gao, Y., & Jiao, D. (2019). Multi-Label Classification Based on Random Forest Algorithm for Non-Intrusive Load Monitoring System. *Processes*, 7(6). <https://doi.org/10.3390/pr7060337>
- Wulder, M. A., Roy, D. P., Radeloff, V. C., Loveland, T. R., Anderson, M. C., Johnson, D. M., Healey, S., Zhu, Z., Scambos, T. A., Pahlevan, N., Hansen, M., Gorelick, N., Crawford, C. J., Masek, J. G., Hermosilla, T., White, J. C., Belward, A. S., Schaaf, C., Woodcock, C. E., ... Cook, B. D. (2022). Fifty years of Landsat science and impacts. *Remote Sensing of Environment*, 280, 113195. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113195>
- Zambrano, L., Aronson, M. F. J., & Fernandez, T. (2019). The Consequences of Landscape Fragmentation on Socio-Ecological Patterns in a Rapidly Developing Urban Area: A Case Study of the National Autonomous University of Mexico. *Frontiers in Environmental Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00152>
- Zhu, Z., Wulder, M. A., Roy, D. P., Woodcock, C. E., Hansen, M. C., Radeloff, V. C., Healey, S. P., Schaaf, C., Hostert, P., Strobl, P., Pekel, J.-F., Lymburner, L., Pahlevan, N., & Scambos, T. A. (2019). Benefits of the free and open Landsat data policy. *Remote Sensing of Environment*, 224, 382–385. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.02.016>

9. Anexos

Anexo de Fotografías



Figura A.1: Instalación de cámaras trampa



Figura A.2: Centro de Conservación del Oso de Antejos



Figura A.3: Actividad agrícola en la cuenca del Río La Leche



Figura A.4: Actividades de educación ambiental en el caserío La Succha



Figura A.5: Caserío El Banco en el distrito de Salas



Figura A.6: Monitoreo con drones en los Bosques Estacionalmente Secos



Figura A.7: Refugio de Vida Silvestre Laquipampa



Figura A.8: Áreas próximas al caserío La Succha en el distrito de Salas

Anexo de gráficos

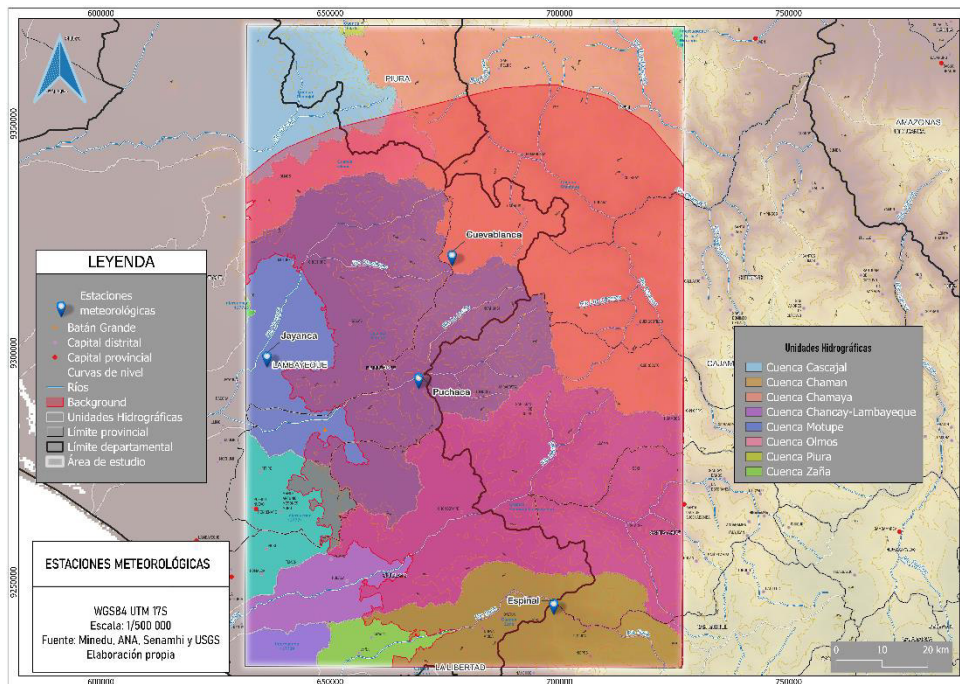


Figura A.1: Mapa de estaciones climáticas del SENAMHI

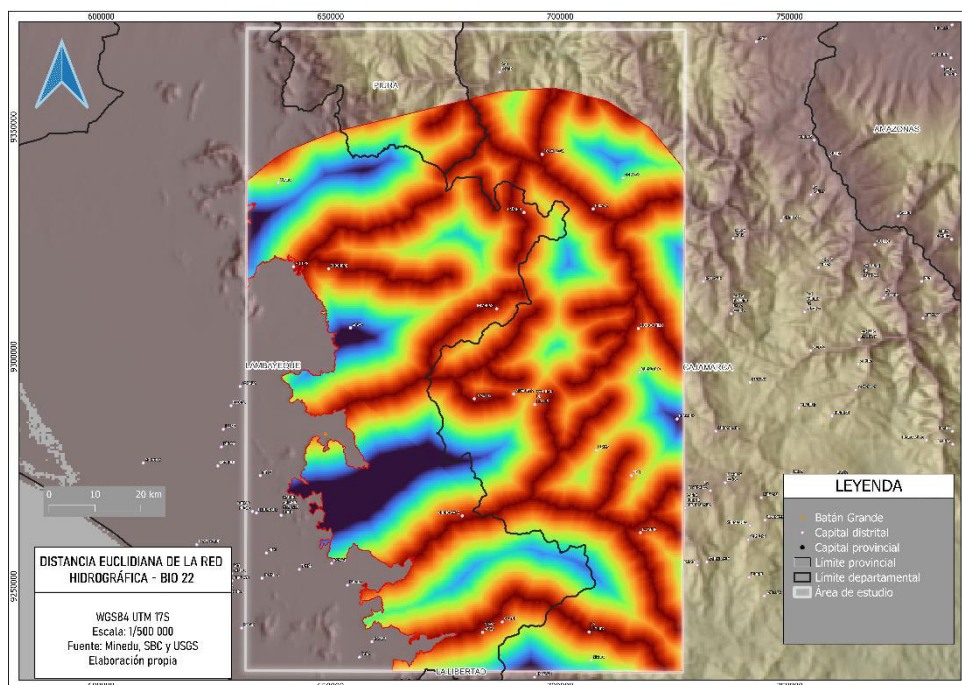


Figura A.2: Mapa de la variable bioclimática bio_22

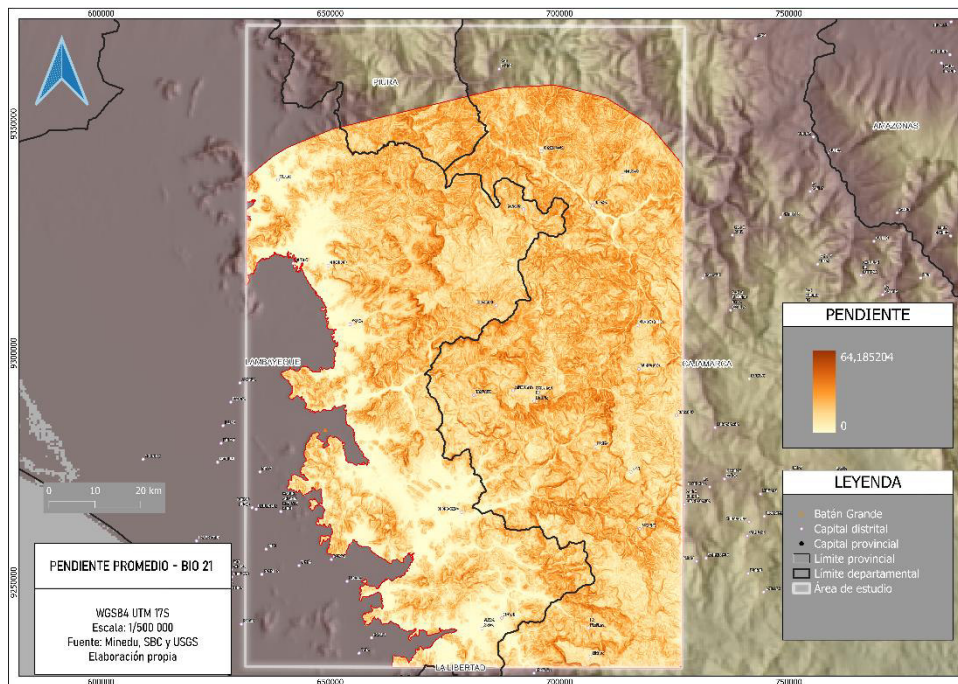


Figura A.3: Mapa de la variable bioclimática bio_21

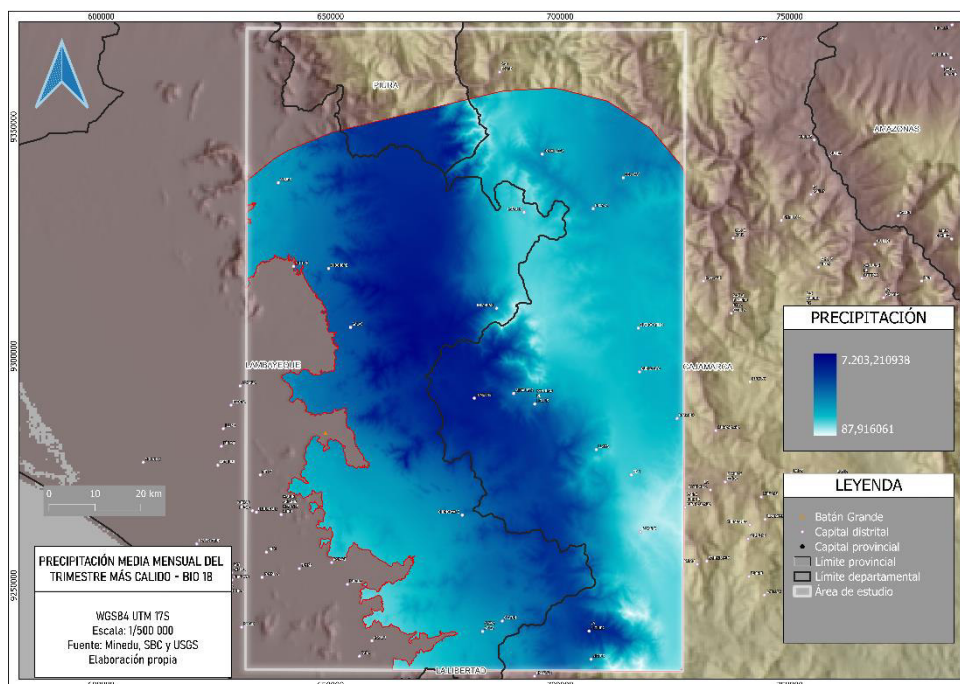


Figura A.4: Mapa de la variable bioclimática bio_18

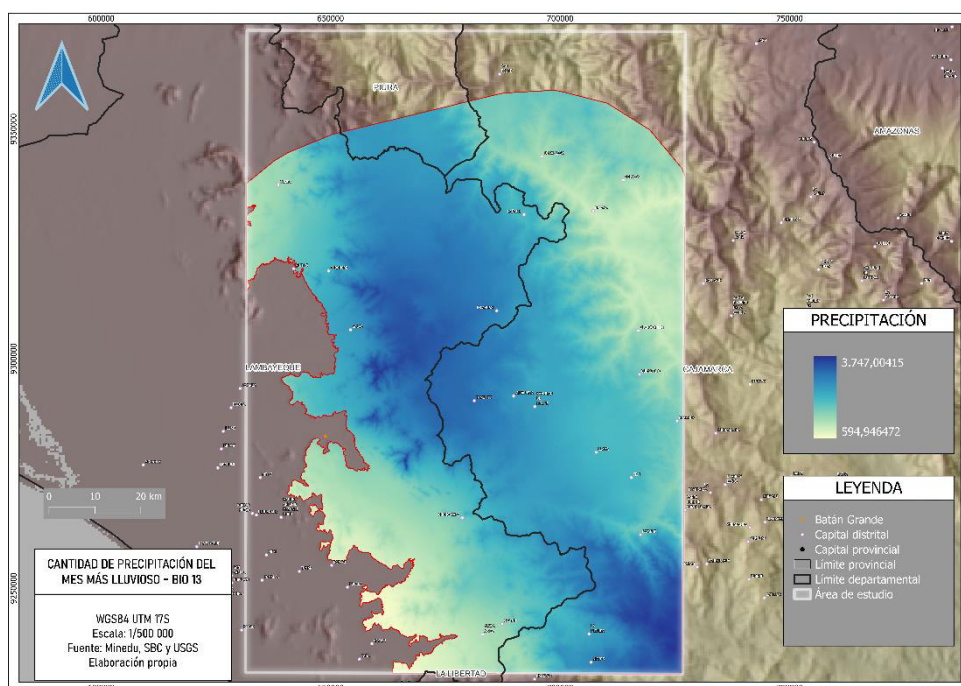


Figura A.5: Mapa de la variable bioclimática bio_13

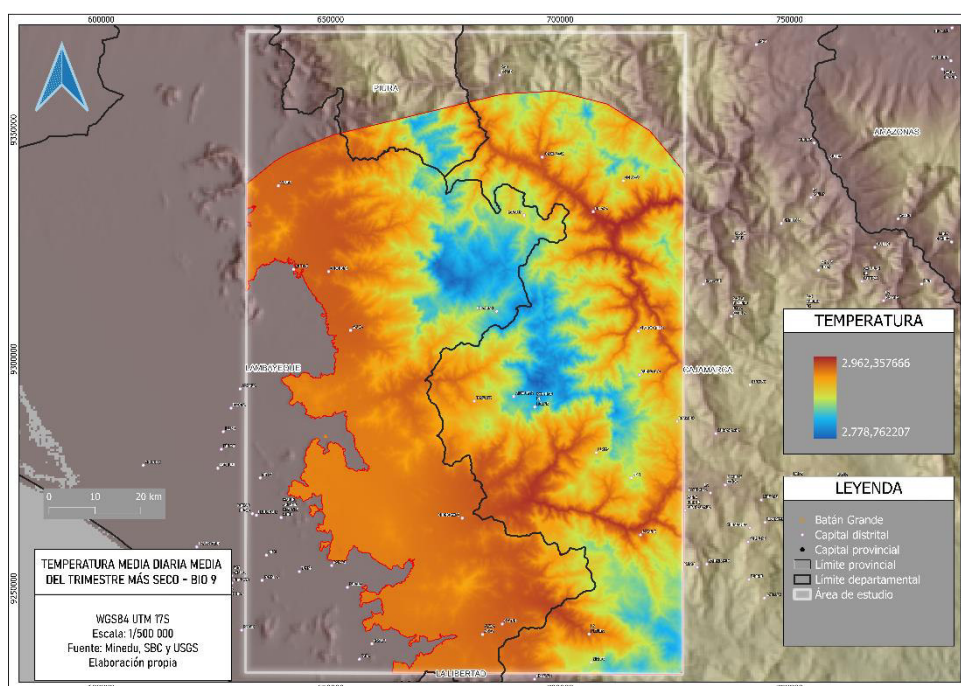


Figura A.6: Mapa de la variable bioclimática bio_9

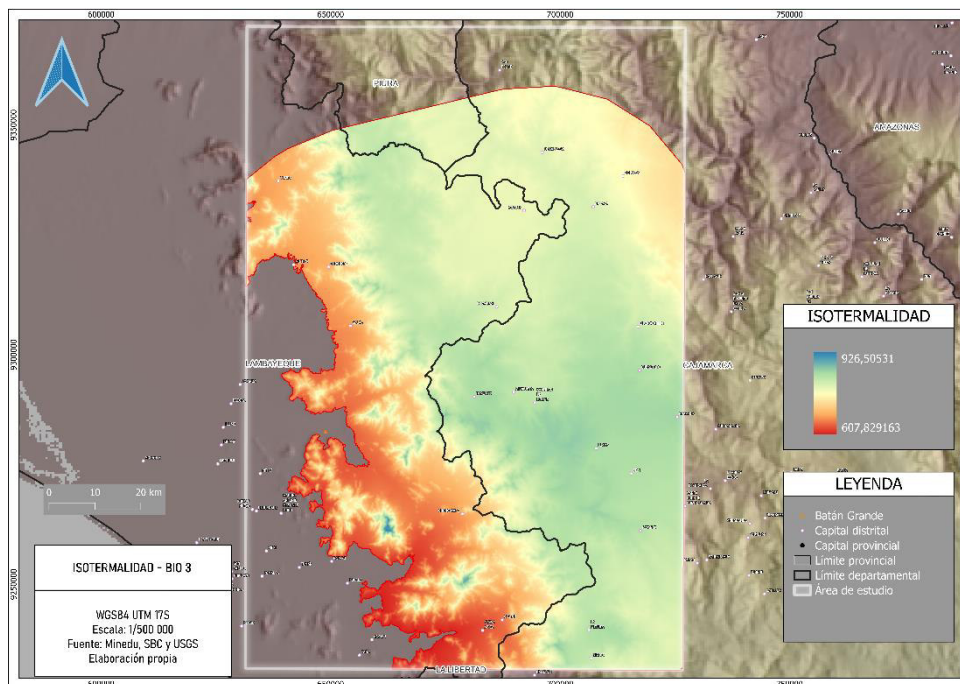


Figura A.7: Mapa de la variable bioclimática bio_3

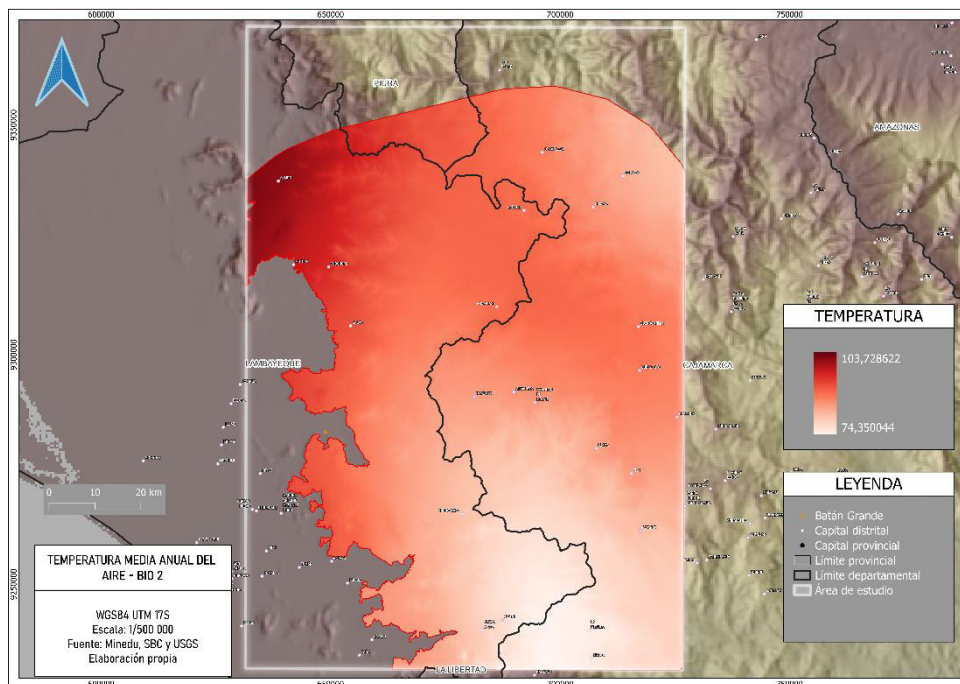


Figura A.8: Mapa de la variable bioclimática bio_2