

Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Análisis del estado del ecosistema de bofedales para conocer el nivel de fragmentación dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca al 2048

Tesis presentada por las Bachilleres:

Vallenas Yrigoyen, Maria Fernanda

ORCID: 0009-0005-5444-1834

Zenteno Calderon, Angela Paulina

ORCID: 0009-0003-3480-7072

Para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Asesor:

Mg. Cárdenas Pillco, Berly Edinsson

ORCID: 0000-0003-0555-8540

Arequipa – Perú

2026

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 27 de Enero del 2026

Dictamen: 013930-C-EPIA-2026

Visto el borrador del expediente 013930, presentado por:

2017101512 - ZENTENO CALDERON ANGELA PAULINA

2017101392 - VALLENAS YRIGOYEN MARIA FERNANDA

Titulado:

**ANÁLISIS DEL ESTADO DEL ECOSISTEMA DE BOFEDALES PARA CONOCER EL NIVEL DE
FRAGMENTACIÓN DENTRO DE LA RESERVA NACIONAL DE SALINAS Y AGUADA BLANCA AL
2048**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**29727348 - LAZARTE ARREDONDO SONIA
DICTAMINADOR**



**29611452 - ARENAZAS RODRIGUEZ ARMANDO JACINTO
DICTAMINADOR**



**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA
DICTAMINADOR**



ANÁLISIS DEL ESTADO DEL ECOSISTEMA DE BOFEDALES PARA CONOCER EL NIVEL DE FRAGMENTACIÓN DENTRO DE LA RESERVA NACIONAL DE SALINAS Y AGUADA BLANCA AL 2048

INFORME DE ORIGINALIDAD

16%

INDICE DE SIMILITUD

15%

FUENTES DE INTERNET

8%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

| | | |
|---|--|-----|
| 1 | Submitted to Universidad Católica de Santa María | 2% |
| | Trabajo del estudiante | |
| 2 | hdl.handle.net | 1% |
| | Fuente de Internet | |
| 3 | dspace.ucuenca.edu.ec | 1% |
| | Fuente de Internet | |
| 4 | cdn.www.gob.pe | 1% |
| | Fuente de Internet | |
| 5 | repositorio.unsa.edu.pe | <1% |
| | Fuente de Internet | |
| 6 | doczz.es | <1% |
| | Fuente de Internet | |
| 7 | www.coursehero.com | <1% |
| | Fuente de Internet | |
| 8 | acikbilim.yok.gov.tr | <1% |
| | Fuente de Internet | |

Dedicatoria

A mi familia, por su apoyo constante, confianza y paciencia a lo largo de todo mi proceso de formación profesional. A los docentes que contribuyeron a mi formación académica, en especial al Ing. Berly Cárdenas, por sus enseñanzas y orientación que fortalecieron mi crecimiento profesional y mi enfoque hacia el ámbito laboral. A mi compañera de tesis, Angela Zenteno, por su paciencia, disposición y compromiso durante este proceso, y porque juntas logramos equilibrar las exigencias del trabajo y la investigación, demostrando que, aunque no fue un camino sencillo, el objetivo se alcanzó. A mi gata, mi compañera silenciosa, por acompañarme a su manera durante el desarrollo de esta tesis y en mis proyectos y emprendimientos personales. Finalmente, me dedico este trabajo a mí misma, por la constancia y perseverancia para culminar esta etapa, superando el cansancio y los desafíos del proceso, y fortaleciendo mis competencias en el uso de herramientas espaciales aplicables a mi desarrollo profesional.

Maria Fernanda Vallenas Yrigoyen

Dedico el fruto de esta tesis a mis padres que siempre estuvieron para darme su apoyo incondicional y me dieron las herramientas para no rendirme ante las adversidades, a mi hermano, que estuvo ahí brindándome su guía en cada etapa de mi vida y a mi compañera de tesis, María Fernanda Vallenas, por el compromiso constante en el desarrollo de nuestra investigación desde el día uno del proceso y hasta alcanzar el objetivo.

Angela Paulina Zenteno Calderon

Agradecimientos

Expresamos nuestro agradecimiento a Dios y a la Santísima Virgen María por brindarnos protección, fortaleza y sabiduría a lo largo de cada etapa de este proceso para guiarnos en el cumplimiento de uno de los objetivos más importantes de nuestra formación profesional. Agradecemos a nuestro asesor el Ing. Berly, quien nos brindó su soporte cuando se presentaron desafíos a lo largo del proceso, fue un guía para llegar a los criterios que permitieron dar forma, coherencia y solidez al presente trabajo. Finalmente, agradecemos a nuestra familia por su amor incondicional, confianza y apoyo permanente, siendo un pilar fundamental durante toda nuestra formación académica y en cada uno de los retos enfrentados para culminar esta investigación.

***Maria Fernanda Vallenas Yrigoyen
Angela Paulina Zenteno Calderon***

RESUMEN

El presente estudio analizó el estado del ecosistema de bofedales dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB) entre los años 2000 y 2024, y su proyección dinámica al 2048, con el propósito de conocer el nivel de fragmentación del paisaje. Se emplearon imágenes satelitales Landsat procesadas en Google Earth Engine para elaborar mosaicos multitemporales y mapas de cobertura de suelo. El uso de clasificación supervisada permitió identificar los cambios en el ecosistema de bofedal, además la modelación prospectiva en MOLUSCE, aplicando el algoritmo CA-ANN, permitió estimar la tendencia de cambio al 2048 y con ello calcular las métricas de fragmentación mediante la herramienta FRAGSTATS, logrando así caracterizar la estructura espacial y el grado de fragmentación.

Los resultados mostraron una reducción del área de bofedales en 8.7 % entre 2000 y 2024, acompañada por un incremento del número y densidad de parches (NP y PD) y una disminución del índice de conectividad (CONNECT). El índice de forma del paisaje (LSI) evidenció un incremento de la irregularidad de los bordes, mientras que el índice de fragmentación (LFI) mostró una transición desde un nivel bajo en el 2000 (0.43) a un nivel moderado en 2024 (0.60). Por otro lado, la proyección al 2048 sugiere la continuidad de este proceso, con una fragmentación moderada-alta (LFI=0.57) y una pérdida potencial de conectividad si las presiones actuales se mantienen.

En conjunto, los resultados reflejan un proceso gradual de la degradación estructural y pérdida de integridad ecológica del ecosistema de bofedales, lo que resalta la necesidad de implementar medidas urgentes de conservación y restauración.

Palabras clave: bofedal, fragmentación, conectividad

ABSTRACT

This study analyzed the state of the wetland ecosystem within the Salinas y Aguada Blanca National Reserve (RNSAB) between 2000 and 2024, and its dynamic projection to 2048, with the aim of determining the level of landscape fragmentation. Landsat satellite images processed in Google Earth Engine were used to create multitemporal mosaics and land cover maps. The use of supervised classification allowed us to identify changes in the wetland ecosystem. In addition, prospective modeling in MOLUSCE, applying the CA-ANN algorithm, allowed us to estimate the trend of change by 2048 and thus calculate fragmentation metrics using the FRAGSTATS tool, thereby characterizing the spatial structure and degree of fragmentation.

The results showed an 8.7 % reduction in the area of wetlands between 2000 and 2024, accompanied by an increase in the number and density of patches (NP and PD) and a decrease in the connectivity index (CONNECT). The landscape shape index (LSI) showed an increase in edge irregularity, while the fragmentation index (LFI) showed a transition from a low level in 2000 (0.43) to a moderate level in 2024 (0.60). On the other hand, the projection for 2048 suggests the continuation of this process, with moderate-high fragmentation (LFI=0.57) and a potential loss of connectivity if current pressures continue.

Overall, the results reflect a gradual process of structural degradation and loss of ecological integrity in the wetland ecosystem, highlighting the need to implement urgent conservation and restoration measures.

Key words: wetland, fragmentation, connectivity

ÍNDICE

DEDICATORIA

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

INTRODUCCIÓN..... 1

CAPÍTULO I..... 3

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA..... 4

1.1. Problemática de la investigación 4

1.2. Justificación de la investigación 5

1.2.1. Ambiental..... 5

1.2.2. Social..... 5

1.2.3. Económica..... 6

1.2.4. Institucional..... 6

1.3. Objetivos de la investigación 7

1.3.1. Objetivo general..... 7

1.3.2. Objetivos específicos 7

CAPÍTULO II..... 8

2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA..... 9

2.1. Antecedentes de la investigación 9

2.2. Marco teórico 10

2.2.1. Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca 10

2.2.2. Tipos de cobertura dentro del de la RNSAB 10

2.2.2.1. Pastizal altoandino 11

2.2.2.2. Bofedales..... 11

2.2.2.3. Tolares..... 11

2.2.2.4. Yaretales 11

2.2.2.5. Queñuales..... 11

2.2.2.6. Desierto de altura 11

2.2.2.7. Matorral seco 11

2.2.2.8. Cultivos agrícolas..... 11

2.2.2.9. Lagunas y sitios RAMSAR..... 12

| | | |
|-----------|---|----|
| 2.2.3. | Alteraciones naturales y antrópicas en la RNSAB | 12 |
| 2.2.4. | Bofedales..... | 12 |
| 2.2.4.1. | Definición de bofedales (humedales altoandinos) | 12 |
| 2.2.4.2. | Bofedales en el Perú..... | 12 |
| 2.2.4.3. | Relevancia de los bofedales en la RNSAB | 14 |
| 2.2.4.4. | Influencia del cambio climático en los bofedales | 15 |
| 2.2.4.5. | Amenazas para los bofedales | 15 |
| 2.2.5. | Influencia de los cambios antrópicos en la pérdida de conectividad..... | 16 |
| 2.2.5.1. | Definición de conectividad de los paisajes | 16 |
| 2.2.5.2. | Pérdida de la conectividad de los bofedales | 16 |
| 2.2.6. | Tasa de cambio | 17 |
| 2.2.7. | Fragmentación del paisaje..... | 17 |
| 2.2.7.1. | Definición de fragmentación del paisaje..... | 17 |
| 2.2.7.2. | Fragmentación dentro de la RNSAB | 18 |
| 2.2.7.3. | Índices de fragmentación | 18 |
| 2.2.8. | Predicción del cambio de uso de suelo | 19 |
| 2.2.8.1. | Modelos de predicción del cambio de uso de suelo..... | 20 |
| 2.2.9. | Teledetección | 22 |
| 2.2.9.1. | Definición de teledetección..... | 22 |
| 2.2.9.2. | Radiación electromagnética | 22 |
| 2.2.9.3. | Reflectancia de las superficies terrestres | 23 |
| 2.2.9.4. | Tipos de resolución | 23 |
| 2.2.9.5. | Landsat 7 | 25 |
| 2.2.9.6. | Landsat 8..... | 25 |
| 2.2.10. | Pre-procesamiento de imágenes satelitales..... | 26 |
| 2.2.10.1. | Correcciones radiométricas..... | 26 |
| 2.2.10.2. | Correcciones geométricas | 27 |
| 2.2.11. | Clasificación de imágenes satelitales..... | 27 |
| 2.2.11.1. | Método supervisado | 27 |
| 2.2.11.2. | Método no supervisado | 27 |
| 2.2.12. | Índices de teledetección | 27 |
| 2.2.12.1. | Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI)..... | 27 |
| 2.2.12.2. | Índice de agua de diferencia normalizada (NDWI) | 28 |
| 2.2.12.3. | Índice de humedad a nivel de superficie (NDII)..... | 28 |

| | | |
|---------------------------|---|-----------|
| 2.2.12.4. | Índice de bofedal (IB) | 29 |
| 2.2.13. | Google Earth Engine (GEE) | 29 |
| 2.2.13.1. | Paquetes y base de datos de GEE | 29 |
| 2.2.14. | Software ArcGIS Desktop | 30 |
| 2.2.15. | Software QGIS (Quantum GIS)..... | 30 |
| 2.2.16. | FRAGSTATS..... | 30 |
| 2.2.17. | Modules for Land Use Change Evaluation (MOLUSCE) | 31 |
| 2.2.18. | MapBiomass | 31 |
| 2.3. | Marco legal | 31 |
| CAPÍTULO III | | 35 |
| 3. | METODOLOGÍA | 36 |
| 3.1. | Tipo y nivel de investigación | 36 |
| 3.1.1. | Diseño de la investigación | 37 |
| 3.1.1.1. | Campo de verificación | 37 |
| 3.1.1.2. | Unidades de estudio | 37 |
| 3.2. | Métodos de la investigación..... | 38 |
| 3.2.1. | Diagnóstico geoespacial multitemporal del área de estudio | 38 |
| 3.2.1.1. | Selección del área de estudio y corrección atmosférica de Landsat | 38 |
| 3.2.1.2. | Selección de bandas espectrales de las imágenes en GEE | 39 |
| 3.2.1.3. | Elaboración de mosaicos anuales en GEE | 39 |
| 3.2.2. | Determinación de las clases de cobertura de suelo | 40 |
| 3.2.2.1. | Clasificación de imágenes satelitales con el Índice de Bofedal..... | 40 |
| 3.2.2.2. | Clasificación de las coberturas de suelo a partir de MapBiomass..... | 41 |
| 3.2.2.3. | Validación de la clasificación de cobertura | 41 |
| 3.2.3. | Cuantificar la tasa de cambio y el nivel de fragmentación | 43 |
| 3.2.3.1. | Análisis de la tasa de cambio | 43 |
| 3.2.3.2. | Cuantificación de los factores de cambio de las coberturas | 44 |
| 3.2.3.3. | Cuantificación de los índices de fragmentación (FRAGSTATS)..... | 47 |
| 3.2.4. | Cálculo de la dinámica de los ecosistemas al 2048 | 51 |
| 3.2.4.1. | Comparación de los mosaicos anuales con MOLUSCE..... | 51 |

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO IV | 53 |
| 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN..... | 54 |
| 4.1. RESULTADOS..... | 54 |
| 4.1.1. Diagnóstico geoespacial multitemporal del área de estudio | 54 |
| 4.1.2. Determinación de las clases de cobertura de suelo | 55 |
| 4.1.3. Cuantificación de la tasa de cambio y fragmentación del ecosistema | 58 |
| 4.1.3.1. Análisis de la tasa de cambio | 58 |
| 4.1.3.2. Validación y desempeño del modelo para determinación de coberturas..... | 59 |
| 4.1.3.3. Correlación de las variables espaciales respecto al cambio..... | 60 |
| 4.1.3.4. Matriz de transiciones | 62 |
| 4.1.4. Cuantificación de los índices de fragmentación (FRAGSTATS)..... | 64 |
| 4.1.4.1. Métricas basadas en las clases (CLASS) | 65 |
| 4.1.4.2. Métricas basadas en el parche (PATCH)..... | 66 |
| 4.1.4.3. Métricas basadas en el paisaje | 68 |
| 4.1.5. Elaborar una proyección al 2048 de la dinámica de ecosistema de bofedal. | 69 |
| 4.1.5.1. Validación y desempeño del modelo al 2048 | 69 |
| 4.2. DISCUSIÓN | 72 |
| 4.2.1. Diagnóstico geoespacial multitemporal | 72 |
| 4.2.2. Cuantificación de la tasa de cambio y fragmentación del ecosistema | 74 |
| 4.2.2.1. Análisis de tasa de cambio | 74 |
| 4.2.2.2. Validación y desempeño del modelo para determinación de coberturas..... | 75 |
| 4.2.2.3. Correlación de las variables espaciales respecto al cambio de cobertura | 75 |
| 4.2.2.4. Matriz de transiciones | 78 |
| 4.2.3. Cuantificación de los índices de fragmentación (FRAGSTATS)..... | 79 |
| 4.2.3.1. Métricas basadas en las clases | 79 |
| 4.2.3.2. Métricas basadas en el parche..... | 81 |
| 4.2.3.3. Métricas basadas en el paisaje | 81 |
| 4.2.4. Proyección al 2048 de la dinámica de ecosistema de bofedal. | 83 |

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO V | 86 |
| 5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES | 89 |
| 5.1. Conclusiones | 89 |
| 5.2. Recomendaciones | 90 |
| REFERENCIAS | 91 |



ÍNDICE DE TABLAS

| | | |
|-----------------|---|----|
| Tabla 1 | Características de las macrozonas | 13 |
| Tabla 2 | Características de las bandas del satélite Landsat 7 | 25 |
| Tabla 3 | Características de las bandas del satélite Landsat 8 | 26 |
| Tabla 4 | Clasificación del tipo de investigación..... | 36 |
| Tabla 5 | Bandas espectrales de Landsat 7 y 8 para el IB | 39 |
| Tabla 6 | Nombre de coberturas de las capas consolidadas..... | 42 |
| Tabla 7 | Fuerza de concordancia del coeficiente kappa de Fleiss..... | 43 |
| Tabla 8 | Rangos de los niveles de fragmentación del índice LFI..... | 51 |
| Tabla 9 | Validación de la clasificación supervisada con el complemento SCP | 56 |
| Tabla 10 | Grado de correlación de Pearson para las variables | 60 |
| Tabla 11 | Estadística por clase de las coberturas de la RNSAB | 61 |
| Tabla 12 | Matriz de transiciones | 64 |
| Tabla 13 | Índices de fragmentación del paisaje | 72 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | | |
|------------------|--|----|
| Figura 1 | Ubicación espacial del área de estudio | 37 |
| Figura 2 | Esquema metodológico de la investigación..... | 52 |
| Figura 3 | Mosaicos anuales color natural del periodo 2000 al 2024..... | 54 |
| Figura 4 | Mosaicos anuales de las coberturas del periodo 2000–2024..... | 57 |
| Figura 5 | Clasificación de coberturas por hectáreas de la RNSAB del 2000–2024..... | 58 |
| Figura 6 | Análisis de la tasa de cambio periodo 2000–2024..... | 59 |
| Figura 7 | Modelización del potencial de transición 2000–2024 | 60 |
| Figura 8 | Mapa de transición de coberturas del 2000-2024 | 62 |
| Figura 9 | Índice de conectividad (CONNECT) del 2000 al 2024..... | 65 |
| Figura 10 | Índice de número de parche (NP) del 2000 al 2024 | 65 |
| Figura 11 | Índice de densidad de parche (PD) del 2000 al 2024 | 66 |
| Figura 12 | Índice de forma (SHAPE) del 2000 al 2024..... | 66 |
| Figura 13 | Índice de dimensión fractal (FRAC) del 2000 al 2024..... | 67 |
| Figura 14 | Índice del vecino más cercano (ENN) del 2000 al 2024 | 67 |
| Figura 15 | Índice de forma del paisaje (LSI) del 2000 al 2024..... | 68 |
| Figura 16 | Índice de fragmentación del paisaje (LFI) del 2000 al 2024..... | 69 |
| Figura 17 | Modelización del potencial de transición al 2012 | 69 |
| Figura 18 | Validación del modelo de la predicción | 70 |
| Figura 19 | Mapa de coberturas del suelo al 2048..... | 71 |

ÍNDICE DE ANEXOS

| | | |
|----------------|--|-----|
| ANEXO 1 | Valorización del almacenamiento de carbono como un servicio ecosistémico | 108 |
| ANEXO 2 | Código GEE Landsat 7 y Landsat 8..... | 109 |
| ANEXO 3 | Código de GEE para descargar colección de MapBiomas | 113 |
| ANEXO 4 | Coordenadas de validación | 114 |



INTRODUCCIÓN

Los bofedales constituyen ecosistemas altoandinos de gran importancia ambiental, económica y social, debido a los servicios ecosistémicos que proveen (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2019) además son de alta importancia para la economía local, ya que son base para las diferentes actividades dentro de las comunidades altoandinas. Sin embargo, su elevada fragilidad ecológica los hace especialmente vulnerables a las presiones antrópicas y a los efectos del cambio climático.

En las últimas décadas, diversos estudios han evidenciado una tendencia global hacia la degradación y fragmentación de los bofedales (Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña [INAIGEM], 2023), impulsada por el cambio en el uso del suelo, la alteración de los flujos hidrológicos y las variaciones climáticas. Investigaciones como las de Chen et al. (2022) y Mukherjee y Pal (2021) demostraron que los factores hidroclimáticos y antrópicos son los principales impulsores de la pérdida de conectividad en ecosistemas como este en Asia y América. De igual modo, estudios en Latinoamérica, como los de Silva (2022) y Mejía (2023), evidenciaron que el crecimiento urbano y la expansión agrícola intensifican la fragmentación del paisaje natural, reduciendo la funcionalidad ecológica y la capacidad de los ecosistemas para mantener su resiliencia.

A nivel nacional, García et al. (2021) propuso el Índice de Bofedal (IB) como herramienta para la teledetección de estos ecosistemas, confirmando su alta sensibilidad frente a cambios hidrológicos. En la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB), investigadores como Nina (2015) reportaron una pérdida significativa de bofedales y un incremento del 33.45 % en suelos desnudos entre 1990 y 2015, lo que demuestra una reducción en la conectividad y una marcada intensificación en la fragmentación del paisaje. Es así como esta tendencia se atribuye al sobrepastoreo, la extracción de turba y la variabilidad climática, factores que alteran directamente la estructura y funcionalidad del ecosistema (INAIGEM, 2023).

Actualmente, se sabe que la RNSAB, ubicada entre los departamentos de Arequipa y Moquegua, conserva más de 11 000 ha de bofedales, los cuales desempeñan un papel fundamental en la regulación hídrica regional, el almacenamiento de carbono y el sustento de la biodiversidad altoandina (INAIGEM, 2023). Sin embargo, el incremento de las actividades humanas y las alteraciones climáticas proyectan un escenario de vulnerabilidad en las próximas décadas, caracterizado por una posible reducción en la superficie de bofedales y una disminución de su conectividad ecológica. Estas transformaciones no solo afectan la estructura

del paisaje, sino también la capacidad del ecosistema para mantener sus funciones biológicas e hidrológicas a largo plazo (Hotaiba et al., 2024; INAIGEM, 2023).

Frente a esta problemática, la presente investigación tiene como propósito analizar el estado del ecosistema de bofedales para conocer el nivel de fragmentación dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca al año 2048, empleando técnicas de teledetección, análisis espacial y modelación predictiva. Para ello, se elaboraron mosaicos multitemporales con imágenes Landsat, se calcularon métricas de fragmentación y conectividad mediante el software FRAGSTATS y se aplicó la modelación prospectiva del cambio de uso de suelo con el modelo CA-ANN (Cellular Automata–Artificial Neural Network) en el complemento MOLUSCE. Con ello planteamos tener respuesta a las siguientes preguntas ¿Cuál es el diagnóstico geoespacial multitemporal de la RNSAB para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024? ¿Cuáles son las clases de cobertura de suelo dentro de la reserva y cómo se distribuyen? ¿Cuál es la tasa de cambio del ecosistema de bofedal y cuál es su estado de fragmentación del ecosistema? y ¿cuál es la proyección al 2048 de la dinámica de ecosistema de bofedal dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca?

El desarrollo del estudio permitirá comprender y responder las preguntas planteadas, además de mostrar cómo la estructura espacial del paisaje influye en la funcionalidad ecológica y en la resiliencia del ecosistema ante perturbaciones. Asimismo, la modelación al 2048 permitirá identificar tendencias de cambio y escenarios probables, evidenciando si la pérdida de cobertura continuará o si podrían presentarse procesos de estabilización derivados de medidas de conservación.



CAPÍTULO I

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la Investigación

Los bofedales representan uno de los ecosistemas más importantes de Perú, ya que proporcionan una serie de servicios ecosistémicos tales como hábitat para diversas especies, almacenamiento de agua, suministro de alimentos, belleza paisajística, sumidero de carbono, mitigación de los procesos erosivos, entre otros (Bahamontes et al., 2021; MINAM, 2019); sin embargo, son considerados como ecosistemas altamente frágiles debido a que se alteran fácilmente si no se conservan de forma sostenible (García et al., 2021). Con el paso de los años, la intervención humana ha causado la fragmentación del paisaje, provocando así una mala conectividad que desencadena en la degradación de los diferentes ecosistemas (Schivo et al., 2020, Zhang & Song, 2020). El Perú alberga una superficie total de 1 052 210.6 ha de bofedal que representan un 0.8 % de superficie del territorio peruano, de las cuales un 50 % se encuentran distribuidos entre los departamentos de Arequipa, Cusco y Puno (INAIGEM, 2023). La Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca cuenta con una extensión de bofedales aproximada de 11 121.5 ha (INAIGEM, 2023), los cuales desempeñan un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos, siendo críticos para la regulación hídrica, mitigadores de procesos de erosión, hábitat de una gran diversidad de especies silvestres, producción ganadera y sumideros de carbono. Estos últimos puntos son altamente relevantes ya que se pueden traducir en beneficios financieros significativos, siendo componentes vitales de un desarrollo económico sostenible y resiliente; a pesar de ello, este ecosistema se ha visto impactado por el aumento de las actividades antrópicas principalmente alteraciones hidrológicas, extracción de turba y sobrepastoreo. El aumento de la intensidad de dichos impactos hace que el ecosistema disminuya su capacidad de resiliencia y la salud del ecosistema, conllevando a un aumento de parches, una reducción de la cobertura vegetal y de los servicios ecosistémicos, lo cual es crucial para las comunidades locales y la preservación de la biodiversidad (Hotaiba et al., 2024; INAIGEM, 2023; Vilca, 2016). Todo ello se ve reflejado en un aumento constante del área degradada de los bofedales (MINAM, 2022), debido al cambio global y a su alta vulnerabilidad a cambios de temperatura y precipitación que generan variaciones en las condiciones del ecosistema (Nina, 2015; Seimon et al., 2017).

Como consecuencia, se está incrementando el nivel de fragmentación, generando una incertidumbre sobre la recuperación de superficie de los bofedales dentro de la RNSAB; lo que conlleva a una necesidad de tener un registro multitemporal de pérdida de los bofedales en el

periodo 2000–2024 como consecuencia de la degradación y una proyección al 2048 de su dinámica, para conocer el escenario probable de su nivel de fragmentación.

1.2. Justificación

1.2.1. Ambiental

Los bofedales representan menos del 3 % de la superficie de la Tierra, pero son responsables del 40 % de los servicios ecosistémicos globales anuales (Mango, 2017) no obstante, se consideran como un ecosistema frágil debido a su constante exposición a altas presiones ambientales y antrópicas (MINAM, 2019). Desempeñan un importante papel en los ecosistemas andinos peruanos, actuando como sumideros de carbono, mitigadores de procesos de erosión y reguladores hídricos, ayudando a mitigar el cambio global; además, son cruciales para la provisión de forraje, esencial para las comunidades locales y la biodiversidad (Bahamontes et al., 2021; Monge et al., 2022). Sin embargo, su vulnerabilidad a presiones ambientales y antrópicas pone en riesgo estos importantes servicios.

El análisis multitemporal proporcionará una comprensión de la dinámica y el estado de los bofedales dentro de la RNSAB para el periodo 2000–2024 con una proyección al 2048, permitiendo evaluar su salud y resiliencia a presiones ambientales (Aguilar et al., 2015). Al entender estos cambios, se podrán anticipar futuros impactos sobre los bofedales y desarrollar estrategias efectivas para su conservación y manejo sostenible. Esto es crucial para asegurar que estos ecosistemas sigan apoyando la seguridad alimentaria y el desarrollo económico de las comunidades andinas, así como para generar planes que mejoren su soportabilidad y anticipen cómo los patrones actuales podrían afectar sus funciones ecosistémicas al 2048, especialmente en procesos de restauración de los bofedales.

1.2.2. Social

Los ecosistemas de bofedales son esenciales para el bienestar de las comunidades andinas, ya que brindan servicios cruciales como el suministro de agua y tierras de pastoreo para la ganadería considerados de alta importancia para el bienestar humano (Monge-Salazar et al., 2022).

El análisis del estado y nivel de fragmentación de los bofedales durante el período 2000–2024 proporcionará una comprensión detallada de la situación actual, lo cual es fundamental para generar conciencia ambiental sobre los problemas que enfrentan estos ecosistemas. Además, la proyección futura al 2048 de la fragmentación de los bofedales permitirá a las comunidades y a los responsables políticos implementar estrategias efectivas para conservarlos y gestionar los

servicios que brindan. De manera similar a lo realizado en Japu al restaurar y gestionar los bofedales (Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica [ACCA], 2021), este análisis proporcionará una base sólida para que la comunidad pueda implementar de medidas de restauración y manejo sostenible. Esto es esencial para asegurar que estos ecosistemas continúen apoyando la seguridad alimentaria y el desarrollo económico de las regiones dependientes.

1.2.3. Económica

Los bofedales son fundamentales para la economía local, debido a sus beneficios para la producción ganadera y como fuente de agua natural. Además, su capacidad de almacenamiento de carbono tiene un valor económico significativo; en la RNSAB se almacenan 639.39 TCO₂/ha (Alvis et al., 2021), lo que equivale a un valor de 19 181.7 U\$D/ha (Anexo 1).

A pesar de estos beneficios, su valoración se enfoca principalmente en términos de mercado, sin considerar plenamente estos beneficios ambientales cruciales (Mango, 2017). Al realizar un análisis multitemporal para el periodo 2000–2024, se permitirá comprender los cambios en los bofedales y su estado probable al 2048. Esto podrá establecer una base para la toma de decisiones, permitiendo anticipar los desafíos económicos relacionados con la pérdida de los bofedales. Así mismo, propiciará la implementación de medidas preventivas y estrategias de adaptación como parte de los proyectos de inversión pública y privada, contribuyendo de manera significativa a un desarrollo económico sostenible y resiliente a largo plazo.

1.2.4. Institucional

La información que se obtendrá se encuentra alineada al objetivo prioritario de la Política Nacional del Ambiente (Decreto Supremo 023-2021-MINAM, 2021) que busca “reducir los niveles de deforestación y degradación de los ecosistemas” y a la acción del Plan Estratégico Institucional del MINAM que busca tener “información territorial para la gestión y conservación de los ecosistemas transferida oportunamente” (Resolución Ministerial N° 110-2022, 2022).

De esta manera, el análisis del estado de la fragmentación de los bofedales en el periodo 2000–2024 permitirá validar el estado actual del ecosistema y sustentar el planteamiento de acciones alineadas a las estrategias del Plan Maestro de la RNSAB 2025–2030. Esto facilitará la conservación de la cobertura y la restauración de las condiciones ecológicas de los bofedales, promoviendo la protección de los hábitats y el uso sostenible de sus recursos (SERNANP, 2025). Asimismo, el análisis de la fragmentación y la proyección del estado del ecosistema de

bofedales hacia el 2048 brindará información clave para definir la magnitud y prioridad de las medidas de recuperación necesarias dentro del próximo plan maestro de manera estratégica. Permitirá identificar las áreas críticas donde se debe reforzar la restauración ecológica, asegurando que la RNSAB avance hacia su consolidación como un modelo de conservación y uso sostenible de sus ecosistemas altoandinos.

1.3. Objetivos

1.3.1. *Objetivo General*

- Analizar el estado del ecosistema de bofedales para conocer el nivel de fragmentación dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca al 2048.

1.3.2. *Objetivos Específicos*

- Realizar un diagnóstico geoespacial multitemporal de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca para la elaboración de mosaicos anuales de los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024 con imágenes Landsat.
- Determinar las clases de cobertura de suelo dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca.
- Cuantificar la tasa de cambio del ecosistema y fragmentación del ecosistema de bofedales dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca.
- Elaborar una proyección al 2048 de la dinámica de ecosistema de bofedal dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca.



CAPÍTULO II

2. FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la Investigación

La fragmentación y degradación de los ecosistemas de humedales ha sido un tema ampliamente estudiado, como lo evidencian los trabajos de Chen et al. (2022), Mukherjee y Pal (2021) y Nina (2015), quienes han analizado los cambios en los patrones del paisaje en diversas regiones del mundo, identificando factores hidroclimáticos y antropogénicos como principales impulsores de esta fragmentación. Chen et al. (2022) emplearon métricas del paisaje y un análisis de correlación parcial en el estuario del río Liao-China, para determinar cómo los factores hidroclimáticos afectan la vegetación de los humedales costeros.

Mukherjee y Pal (2021), en su estudio sobre los humedales de la región de Diara-India, también encontraron una alta fragmentación relacionada con la inestabilidad hidrológica mediante el uso de índices como NDWI y NDVI. Estos estudios coinciden en que la fragmentación del paisaje está estrechamente relacionada a los cambios en las condiciones ambientales y al uso del suelo, lo que se refleja en las investigaciones de Penfound y Vaz (2024) y Silva (2022), quienes modelaron el impacto del crecimiento urbano en los humedales de Toronto y en el municipio de Chía-Colombia, respectivamente. Ambos estudios utilizaron herramientas de análisis como MOLUSCE y FRAGSTATS para predecir y cuantificar la pérdida de áreas naturales y su consecuente fragmentación.

En la misma línea, Tola y Deyassa (2024) y Mejía (2023) exploraron cómo los cambios en la cobertura del suelo, impulsados por actividades humanas, afectan la recarga de aguas subterráneas en Etiopía y la pérdida de biodiversidad en Ecuador mediante el empleo de herramientas de modelado y análisis geoespacial. De manera similar en Colombia, Mayorga (2022) realizó un análisis de la fragmentación de los humedales urbanos en Bogotá, utilizando métricas de paisaje y demostrando cómo la expansión urbana descontrolada ha llevado a la pérdida de conectividad ecológica en estos sistemas. La importancia de mantener en equilibrio los sistemas ambientales se menciona en la investigación de Selvaraj y Gallego (2023) dentro de los bosques de manglares de Colombia, y Zaffaroni et al. (2019) puesto que analizaron la relevancia de los humedales para la conservación de anfibios, resaltando la importancia de conservar las conexiones hidrológicas y ecológicas dentro de estos paisajes para mantener su biodiversidad y funcionalidad.

El estudio de Li et al. (2020) sobre la conectividad hidrológica en el estuario del río Amarillo, China, y el trabajo de Dou et al. (2023) en el delta del mismo río, enfatizaron cómo las

intervenciones humanas y la fragmentación de los paisajes húmedos alteran la dinámica ecológica y disminuyen la conectividad, afectando negativamente la resiliencia de estos ecosistemas. Estos hallazgos fueron complementados con las investigaciones de Shi et al. (2020) y Xia et al. (2021), quienes analizaron la conectividad del paisaje y los cambios espaciales en los humedales de la cuenca del río Amarillo y el lago Poyang, respectivamente, utilizando índices de conectividad y modelos de patrones morfológicos para estudiar la fragmentación.

Por otro lado, Hotaiba et al. (2024) y Zhao et al. (2023) utilizaron técnicas de teledetección y análisis temporales para evaluar la salud de los humedales y monitorear sus cambios en el tiempo en Egipto y China, respectivamente, demostrando una tendencia hacia la degradación y fragmentación debido a factores naturales y antropogénicos. Del mismo modo, Garba et al. (2023) y Singh et al. (2022) estudiaron la fragmentación y pérdida de la conectividad en los humedales del sur de Nigeria e India, revelando cómo las actividades humanas han aislado los parches de humedales, reduciendo su funcionalidad y servicios ecosistémicos.

En un contexto local, el trabajo de García et al. (2021) en la cuenca alta del río Chillón, Perú, introdujo el Índice de Bofedal (IB) para mejorar la teledetección de estos ecosistemas, destacando la importancia de las bandas espectrales en la zonificación y conservación de bofedales. Asimismo, Nina (2015) realizó un análisis de las coberturas en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB), evidenciando una pérdida de los bofedales a una tasa anual significativa de estos ecosistemas producto de los cambios globales que alteran las variables de temperatura y precipitación.

2.2. Marco Teórico

2.2.1. Reserva Nacional Salinas y Aguada Blanca

La reserva fue establecida mediante DS N° 070-79-AA en 1979 con un área de 366 936 ha, la cual es considerada una muestra representativa de la puna seca de América del Sur (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado [SERNANP], 2016).

2.2.2. Tipos de Cobertura Dentro de la RNSAB

Según el Plan Maestro de la RNSAB 2025–2030, se tienen las siguientes coberturas en la reserva (SERNANP, 2025).

2.2.2.1. Pastizal Altoandino. Es uno de los ecosistemas más importantes de la RNSAB y ocupa gran proporción del territorio. Constituyen la principal fuente de alimento para la fauna silvestre y por ende tiene un gran impacto en el sistema productivo de las familias que viven al interior del ANP.

2.2.2.2. Bofedales. Hace referencia a los humedales altoandinos, usualmente denominados "bofedales", debido a sus características hidrológicas constituyen una fuente de agua importante además cuenta con especies vegetales de importancia para el ecosistema y para las actividades que se desarrollan.

2.2.2.3. Tolares. Son una unidad vegetal forestal no maderable de importancia para evitar procesos erosivos y la pérdida de suelos, además que las especies que lo conforman tienen una característica resinosa bastante cotizada en la zona.

2.2.2.4. Yaretales. Es unidad vegetal de la RNSAB que está ubicada en el nivel altitudinal superior; entre los 4 500–5 000 m s. n. m. en un terreno compuesto por laderas que van de suaves a abruptas con suelos areno-arcillosos, pedregosos o rocosos.

2.2.2.5. Queñuales. Constituyen un importante ecosistema forestal en el sector altoandino; estos bosques de "queñua" se encuentran entre los 3 100 y 4 000 m s. n. m., ubicados en laderas que van de muy escarpadas a suaves.

2.2.2.6. Desierto de Altura. Es el ecosistema que posee gran fauna silvestre y se caracteriza por tener suelos muy superficiales.

2.2.2.7. Matorral Seco. Esta cobertura está caracterizada por una vegetación espinosa arbustiva y conecta con yaretales, el tolar microtérnico y los pastizales de poaceas. Este ecosistema se ubica en las laderas de los volcanes y nevados de la zona.

2.2.2.8. Cultivos Agrícolas. Este tipo de cobertura se encuentra ubicado en la zona más baja cerca de la ribera del río Chili, su origen se remonta ancestralmente a poblaciones de la ciudad que realizaron el cambio de uso. Debido a su ubicación, no tiene proyección a futuras ampliaciones.

2.2.2.9. Lagunas y sitios RAMSAR. La reserva se ubica en una zona de importancia por ser cabecera de cuenca hidrográfica. Los cuerpos de agua poseen una superficie de 9 031.27 ha, dentro de las cuales están dos sitios RAMSAR la Laguna del Indio-Dique de los Españoles y Laguna de Salinas y sus bofedales.

2.2.3. Alteraciones Naturales y Antrópicas en la RNSAB

Existen alteraciones naturales y antrópicas, una de ellas es el manejo inadecuado de la ganadería con el sobrepastoreo de las cubiertas vegetales como en el caso de los bofedales. Este tipo de cobertura cumple la función de permitir la recarga de los acuíferos y, por ende, al darse estas actividades de manera constante en el tiempo, hace que este proceso se vea afectado (SERNANP, 2016). Otro uso inadecuado de las coberturas vegetales se da en el caso de los tolares, puesto que han sido utilizados excesivamente como combustibles. Entre las alteraciones naturales se encuentran todas aquellas que generan variaciones climáticas como el Fenómeno del Niño, incendios forestales de origen natural, etc.

2.2.4. Bofedales

2.2.4.1. Definición de Bofedales. Los bofedales son coberturas vegetales del tipo herbácea, caracterizadas por ser poseer una vegetación densa y compacta, ubicadas generalmente en las zonas altoandinas o altiplánicas ubicadas a partir de los 3 800 m s. n. m., encontrándose tanto en suelos planos como aquellos ligeramente inclinados; suelen estar permanentemente inundados (hidromórfico) con una vegetación principalmente hidrófila, siendo del tipo perenne, acuática o anfibia (MINAM, 2018; Villasante, 2021), esta vegetación es usualmente empleada como la principal fuente alimenticia del ganado y de la población de la zona del altiplano (Zeballos et al., 2010). Cabe resaltar que estos hábitats también son comúnmente conocidos por ser biológicamente ricos a pesar de encontrarse en regiones áridas o semiáridas, por ello son reconocidos como ecosistemas frágiles, ya que sus características fisiográficas los hacen vulnerables a los cambios físicos y antrópicos (Vilca, 2016).

2.2.4.2. Bofedales en el Perú. Existen dos condiciones principales que sirven para comprender la variabilidad de los bofedales presentes en el Perú (INAIGEM, 2023).

- **Macrozonas**

Se tienen cuatro macrozonas diferenciadas en las que se puede encontrar bofedales: Páramo, Norte Centro y Sur. La diferencia principal entre dichas macrozonas

corresponde a su humedad y altitud, lo que permite darles un rango de extensión variable de acuerdo a dichos parámetros. Es decir, una menor extensión y un clima más húmedo hace referencia a las macrozonas del Norte, mientras la mayor extensión la posee la macrozona del Centro en contraste a la macrozona Sur que cuenta con un clima más árido (Tabla 1).

Tabla 1

Características de las macrozonas

| Macro zona | Altitud (m s. n. m.) | pH | | MO Superficial (%) | Cobertura Vegetal (%) |
|------------|-------------------------|------------------|------------------|-----------------------|--------------------------|
| | | Agua | Suelo | | |
| Norte | 3759 (3538-3956) | 6.7 (5.5-7.8) | 5.5 (3.9-6.7) | 80 (56-94) | 72 (60-90) |
| Centro | 4375 (3924-5001) | 6.7 (5.3-7.8) | 5.8 (4.1-7.7) | 75 (32-96) | 86 (61-98) |
| Sur | 4374 (4090-4643) | 7.2 (5.5-9.0) | 6.6 (5.1-8.6) | 67 (41-96) | 85 (60-100) |

Nota. Se muestra el promedio de cada variable y el rango de variación entre paréntesis. Adaptado de Memoria descriptiva: inventario nacional de bofedales, INAIGEM, 2023.

- **Vegetación**

La vegetación presente en los bofedales posee marcadas diferencias relacionadas directamente con la altitud, de tal manera que los bofedales que tienen una formación vegetal de tipo cojín se encuentran en promedio a una altitud de 4396 m s. n. m., en comparación con los bofedales de alfombrado y gramíneas; que se ubican en promedio a 4 205 m s. n. m. y 4 140 m s. n. m.

2.2.4.3. Relevancia de los Bofedales en la RNSAB. Dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca se ha reportado la presencia de numerosos bofedales, abarcando un total de 11 121.5 ha (INAIGEM, 2023), los cuales cuentan con la presencia de especies vegetales altamente nutritivas para el ganado; entre ellas se tiene a *Distichia muscoides*, *Festuca dolichophylla*, *Alchemilla pinnata*, *Lilacopsis macloviana* y *Ranunculus flagelliformis*, las cuales varían dependiendo la época y calidad del agua. Los bofedales son importantes para el mantenimiento de la flora, fauna y conservación de la economía de la zona, esto último debido a que de este hábitat se extrae la turba, material utilizado para fines comerciales (Vilca, 2016), además ciertas áreas son utilizadas para el establecimiento de la población aledaña (Zeballos et al., 2010).

Entre otro atributo se destaca la capacidad de almacenamiento de carbono que poseen los bofedales, la cual se mide de dos formas, aquel que se encuentra contenido en la turba (carbono secuestrado) y la tasa de captura de carbono realizada a través de la fotosíntesis. Una muestra de la relevancia de la tasa de captura de carbono es un estudio realizado por Medina et al. (2020), el cual determinó que el carbono almacenado en los bofedales en la RNSAB fue en promedio 639.39 Mg/ha de CO₂. Así mismo, a los bofedales también se les atribuye una gran capacidad de almacenamiento de agua, la cual es apta para el consumo humano, sin embargo, aún se desconoce la cantidad real de almacenamiento (INAIGEM, 2023).

Cabe resaltar que los bofedales también son indispensables para la protección y nidificación de especies como los anfibios *Telmatobius arequipensis*, *Rhinella spinulosa* y *Pleurodema marmoratum* (Funes et al., 2017). Además, los bofedales brindan diferentes servicios ecosistémicos como la regulación y depuración hídrica, recreación, alimento para ganado, captación y fijación de dióxido de carbono (Villasante, 2021).

2.2.4.4. Influencia del Cambio Climático en los Bofedales. Los bofedales son altamente vulnerables a los cambios climáticos, ello se debe a que su presencia y persistencia dependen de factores meteorológicos como la precipitación y temperatura (Nina, 2015); sin embargo, el cambio climático ha generado cambios en los patrones del clima, reflejándose en un incremento de las temperaturas mínimas y variación en el régimen de precipitaciones. Dichos cambios repercuten en la acelerada de la desglaciación de las montañas presentes dentro de la RNSAB, conllevando a la reducción de los volúmenes de agua (Zeballos et al., 2010). En los bofedales, se ha presenciado el cambio climático por medio del aumento de la evaporación del agua y por ende de la formación de solutos; además el déficit hídrico genera muerte de las especies vegetales de la zona y el afloramiento en mayor medida de la turba almacenada en los suelos, concatenando en el aumento de emisiones de CO_2 . Respecto a las propiedades fisicoquímicas de los suelos, la zona presenta alteraciones en el pH, oxígeno disuelto y el aumento de concentración de contaminantes (Villasante, 2021). Además, está la fragmentación de los bofedales que reduce significativamente la capacidad de resiliencia y adaptación de los bofedales, producto de la sinergia entre los impactos climáticos y antrópicos (INAIGEM, 2023).

2.2.4.5. Amenazas para los Bofedales. Según el Inventario Nacional de Bofedales (2023), existen tres amenazas principales para los bofedales. La primera corresponde a las alteraciones hidrológicas, las cuales comprenden aquellos que generen un cambio en la cantidad de agua que llega al bofedal o las alteraciones del flujo natural en el mismo. La segunda hace referencia a la extracción de turba, dicha actividad se conoce como champeo y, aunque sus impactos no han sido muy evaluados, se sabe que dicho proceso genera una transformación completa del ecosistema y, por ende, es considerada una amenaza importante para la integridad del bofedal puesto que requiere una compleja recuperación que va desde el flujo hídrico, la saturación del suelo, la turba hasta la cobertura vegetal. Por último, se tiene como amenaza al sobrepastoreo; y aunque no se considera igual de perjudicial que las anteriormente mencionadas, genera un cambio en la composición de especies, reduciendo la cobertura vegetal. Cabe resaltar que, aunque no exista sobrepastoreo, la presencia del ganado conlleva al incremento de hierbas introducidas.

2.2.5. *Influencia de los Cambios Antrópicos en la Pérdida de Conectividad*

2.2.5.1. Definición de Conectividad de los Paisajes. La conectividad del paisaje o conectividad ecológica se define como el grado de facilidad u obstaculización de un paisaje para que se dé el desplazamiento y movimiento de las especies. Cabe resaltar que a través de estos se generan los flujos ecológicos, conformados por el intercambio de energía, materia y material genético entre los parches (WWF, 2015). La conectividad está directamente relacionada a la cobertura vegetal y elementos físicos del paisaje (Macebo, 2017); usualmente esta conectividad se pierde por la fragmentación que existe en el paisaje, ya sea por barreras naturales y artificiales que se generan con el tiempo (WWF, 2015).

Existen dos tipos de conectividad:

- **Conectividad Funcional**

Esta conectividad señala la respuesta conductual de las especies ante los elementos del paisaje, mostrando si estos restringen o facilitan el desplazamiento de la especie (Alonso et al., 2017); además tiene en cuenta el flujo de genes y continuidad de flujos ecológicos, los cuales se dan como resultado de la reproducción entre especies de los diferentes parches de hábitats (Macebo, 2017).

- **Conectividad Estructural o Espacial**

Esta conectividad hace referencia al área y número de parches que presentan relaciones de continuidad dentro de los fragmentos del paisaje; cabe resaltar que este tipo de conectividad es medida a través de índices establecidos por los sistemas de información geográficos, y las disposiciones espaciales de los hábitats (Saura & Torne, 2009), por ello tiende a aumentar cuando los parches se encuentran más cercanos entre sí. Por otra parte, su análisis multitemporal también permite analizar los cambios de los patrones de las coberturas vegetales mediante el análisis satelital (Correa et al., 2014).

2.2.5.2. **Pérdida de la Conectividad de los Bofedales**

- **Cambios de uso de suelos en la RNSAB**

En los últimos 25 años, la cobertura del suelo en la RNSAB ha experimentado variaciones significativas. Durante este periodo, se ha registrado una disminución del 55.99 % en los pajonales, junto a una tasa de deforestación/cambio en los bofedales de -3.36 %, mientras que el césped de puna ganó un 75.39 % de cobertura. Estos cambios han conducido a un aumento del 33.45 % de suelos desnudos y de la tasa de cambio de

uso, como en el caso de los glaciares, los cuales han tenido una pérdida del 96.29 % en los últimos años (Nina, 2015).

- **Importancia de la conectividad de los bofedales**

La importancia de mantener una adecuada conectividad de los bofedales recae en mantener la funcionalidad y estabilidad de este ecosistema, lo que permite conservar la biodiversidad y servicios ecosistémicos que brindan (WWF, 2015). Además, su conservación permite una mayor facilidad de adaptación para las especies presentes dentro de los bofedales, permitiéndoles ser resilientes ante las variaciones que genera el cambio climático y las perturbaciones antrópicas que soportan estos hábitats (De la Cruz, 2015).

2.2.6. *Tasa de Cambio*

Es un indicador importante que permite comprender la dinámica medioambiental y el impacto de las actividades humanas en los ecosistemas; se estima que se pierde 13 millones de hectáreas al año principalmente en las zonas tropicales (FAO, 2011). Este acelerado cambio de la cobertura terrestre sobre todo en zonas boscosas, refleja las presiones de la expansión agrícola, la urbanización y otras actividades humanas; afectando así a la biodiversidad, servicios ecosistémicos, sostenibilidad y resiliencia de los ecosistemas. Es por ello que la FAO (1996) propuso el uso de una fórmula para calcular la tasa anual de cambio de cobertura, lo que permitirá conocer el aumento o disminución de la cobertura:

$$S_n = \left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{\frac{1}{n}} - 1 \quad (1)$$

Donde:

S = Tasa de cambio (para expresar en % hay que multiplicar por 100)

S1 y S2 = Superficie en la fecha 1 y fecha 2

n = Es el número de años entre las dos fechas

2.2.7. *Fragmentación del Paisaje*

2.2.7.1. Definición de Fragmentación del Paisaje. Es un proceso que resulta de condiciones naturales y antropogénicas, es decir, es el resultado de la conversión y desarrollo de parches de hábitat en zonas urbanas u otras zonas que tengan un uso

intensivo. Estos, al ser integrados en un ecosistema, afectan las interacciones ecológicas, es decir, los flujos entre parches de hábitat (Kubacka & Piniarski, 2024).

2.2.7.2. Fragmentación Dentro de la RNSAB. Zeballos et al. (2010) muestran en su estudio la condición de los bofedales, resaltando que poseían un rango entre regular a pobre dado los niveles de explotación y uso que se les daba en las últimas décadas. Los bofedales en el ámbito de la RNSAB y zona de amortiguamiento se han visto deterioradas, reflejándose en su productividad, presentado una escasa densidad de áreas debido a factores topográficos. Sumado a ello, han mostrado valores bajos de soportabilidad en comparación con los existentes en otras regiones debido al desbalance de consumo y producción.

2.2.7.3. Índices de Fragmentación

- **Número de parches (NP):**

Indica el grado de subdivisión o fragmentación del tipo de clase. Tiene un valor interpretativo limitado si se interpreta solo, pues no proporciona información sobre el área, la distribución ni la densidad de parches (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Densidad de parches (PD)**

Indica qué tan fragmentadas se encuentran los diferentes tipos de coberturas naturales con respecto a todo el paisaje. Permite hacer comparaciones entre paisajes distintos, o compararlos con diferentes periodos de tiempo del mismo paisaje (I. A.V. H., 2021).

- **Índice de conectividad (CONNECT)**

Indica el grado (%) de conexión entre los parches de un paisaje, tomando como factores de análisis la proximidad espacial y la cantidad de conexiones funcionales entre los parches. Un valor de CI alto (cercano a 100 %) refleja una buena conexión del paisaje, mientras que un CI bajo (cercano a 0 %) indica un aislamiento de los parches (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN)**

Esta métrica sirve para analizar cada parche de la cobertura, es igual a la distancia del vecino más cercano que pertenece al mismo tipo de cobertura, basando su cálculo en la distancia más corta entre los bordes, la cual equivale al cálculo del centro de celda a centro de celda (Silva, 2022).

- **Índice de dimensión fractal (FRAC)**

Describe una relación entre el perímetro y la superficie de un objeto, reflejando la complejidad de las formas. Este índice va en la escala entre uno y dos; cuando el valor es cercano a uno, se habla de formas geométricas sencillas con perímetros muy simples, mientras los valores que se acercan a dos, tienen formas más complejas (Silva, 2022).

- **Índice de forma del parche (SHAPE)**

Indica qué tan irregular o regular es la forma de cada parche, considerando que un círculo sería la forma más eficiente y compacta. Si el valor de Shape es cercano a 1, significa que el parche es casi circular o regular, mientras que valores altos indican parches alargados, irregulares o con bordes muy complejos (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Índice de forma del paisaje (LSI)**

Es un indicador utilizado para medir la complejidad y la forma de los parches de un paisaje, proporcionando una evaluación de la densidad y la irregularidad de las formas de los bordes en un espacio geográfico. Este índice estandariza el total de los bordes del paisaje y su relación con el área total, lo que permite evaluar la fragmentación de un ecosistema, esta característica permite comparar la forma del paisaje independientemente del tamaño (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Índice de fragmentación del paisaje (LFI)**

Este índice mide el grado de fragmentación de un paisaje, ello mediante la cuantificación de cuán dispersos o fragmentados están los parches de un tipo de uso del suelo o cobertura terrestre; a diferencia del LSI, el LFI se enfoca en la conectividad y el aislamiento de estos parches y, por tanto, puede medir el grado de dispersión y fragmentación del ecosistema (Ene & Mcgarigal, 2023).

2.2.8. Predicción del Cambio de Uso de Suelo

La predicción del cambio de uso del suelo es una herramienta fundamental que permite anticipar cómo se transformará el uso del suelo, contribuyendo significativamente a la toma de decisiones para la planificación territorial. Este enfoque prospectivo ha captado la atención de los investigadores durante décadas además de ser crucial para la gestión adecuada de los recursos. Al prever estos cambios, no solo se mejora la toma de decisiones, también se pueden diseñar estrategias que orienten un uso racional y sostenible de estos ecosistemas. Esto permite reorganizar las actividades humanas según los resultados del análisis y las proyecciones de uso

del suelo, facilitando una planificación urbana más efectiva y promoviendo una gestión sostenible del territorio (Esguerra, 2015; Mejía, 2023).

2.2.8.1. Modelos de Predicción del Cambio de Uso de Suelo. Los modelos de predicción son herramientas fundamentales que permiten identificar y analizar cómo los patrones de uso del suelo responden a diversos cambios. Estas herramientas permiten evaluar la sensibilidad de estos patrones ante alteraciones en el entorno, así como la estabilidad de los sistemas socioecológicos interconectados. El conocer la proyección de los cambios de uso del suelo es crucial para comprender mejor los patrones espaciales futuros, la planificación urbana adecuada y la toma de decisiones en la gestión de los recursos naturales (Mejía, 2023) además de prever la degradación ambiental de las áreas susceptibles a cambios (Chang et al., 2020).

- **Modelo de cadena Márkov**

Es un modelo matemático que permite predecir cambios futuros en la cobertura del suelo utilizando como base datos históricos del área de estudio, así como información geográfica (topografía y proximidad a carreteras), para generar una matriz de probabilidades; que son la base del modelo de Márkov para calcular las probabilidades de transición entre los diferentes tipos de uso de la tierra (Mejía, 2023; Zimba et al., 2024). A partir de esta información se puede predecir el estado futuro del suelo, ya que solo dependerá del estado actual del área, dicho análisis se conoce como la propiedad de la "memoria sin memoria" o Markovianidad (Weng, 2002).

El modelo de cadena Márkov es utilizado comúnmente para planificación urbana, conservación ambiental y análisis de impacto del cambio climático, aplicándose tanto en coberturas urbanas como rurales; sin embargo, tiene limitaciones en zonas donde las dinámicas socioeconómicas cambian de manera significativamente rápida (Pontius & Malanson, 2005; Shivappa et al., 2023).

- **Modelo MaxEnt**

Es un modelo estadístico que se basa en el principio de máxima entropía, empleando un aprendizaje automático, centrándose en una distribución más uniforme en ausencia de información incompleta sujeta a las restricciones conocidas. Este modelo estima la probabilidad de distribución de uso de suelo, a partir de variables como información geográfica, socioeconómica, topográfica, entre otras que pudieran influir sobre el cambio de uso de suelo (Mejía, 2023). A partir de ello, MaxEnt genera mapas de idoneidad que muestran la probabilidad de que diferentes áreas cambien a determinados

tipos de uso de suelo en el futuro. Cabe resaltar que la precisión de este modelo dependerá de la calidad y relevancia de las variables utilizadas; a pesar de ello, es ampliamente utilizada en zonas donde los datos son difíciles de obtener pudiendo estar incompletos o sesgados (Phillips et al., 2006).

La principal limitación del modelo MaxEnt se basa en que el modelo asume que las condiciones ambientales y socioeconómicas que determinaron los usos del suelo en el pasado seguirán siendo válidas en el futuro (Merow et al., 2013).

- **Modelo de las redes neuronales artificiales**

Las redes neuronales artificiales (RNA) son modelos computacionales inspirados en la estructura y funcionamiento del cerebro humano. Estas redes están compuestas por nodos interconectados mediante conexiones ponderadas, organizados en capas. Cada capa trabaja conjuntamente para procesar información compleja, lo que permite a las RNA predecir y analizar patrones espaciales y temporales (Mejía, 2023).

Debido a su capacidad para manejar grandes volúmenes de datos, las redes neuronales artificiales pueden aprender a partir de datos históricos, variables geográficas, topográficas, climáticas, entre otras; lo que les permite generar modelos predictivos de cambio de uso de suelo. Cabe resaltar que durante el proceso de entrenamiento, los pesos y parámetros del modelo se ajustan para reducir los errores en las predicciones (Mas et al., 2014).

- **Modelo de autómatas celulares**

El modelo de autómatas celulares (CA) se basa en la creación de pequeñas celdas de tamaño y forma regular, donde cada celda representa un uso específico del suelo. Este enfoque permite generar una representación digital del área de estudio, ya sea urbana o rural, y es altamente adaptable debido a su capacidad para capturar procesos espaciales dinámicos y su naturaleza discreta (Mejía, 2023; Yao et al., 2024).

El modelo toma en cuenta una serie de criterios, entre los cuales se incluyen variables geográficas, ambientales y socioeconómicas que pueden influir en el cambio de uso del suelo. Estas variables son fundamentales para definir la probabilidad de cambio en las categorías de uso del suelo, lo que permite simular futuros cambios basados en estas variables y en las interacciones espaciales observadas (Omran et al., 2017).

Xu et al. (2022) subraya que al integrar técnicas de aprendizaje automático, mejora significativamente la precisión de las predicciones de cambio de uso del suelo, adaptándose a la complejidad inherente al desarrollo urbano. Sin embargo, este modelo presenta algunas limitaciones, como su alta dependencia de las reglas locales, que deben

calibrarse cuidadosamente para reflejar con precisión la realidad del área de estudio. Se debe considerar que el modelo asume que las reglas de transición son homogéneas en el espacio, lo que puede no ser realista en regiones con alta heterogeneidad ambiental o socioeconómica (Mejía, 2023).

- **El modelo CA-ANN (Cellular Automata-Artificial Neural Network)**

El modelo CA-ANN es una combinación del modelo de autómatas celulares (CA) y las redes neuronales artificiales (RNA). En este enfoque, los autómatas celulares dividen el área de estudio en celdas discretas, asignando una categoría de uso de suelo a cada una. Mientras tanto, las redes neuronales se encargan de aprender y reconocer los patrones de cambio de uso de suelo (Mejía, 2023).

Este modelo es ampliamente utilizado para la predicción del cambio de uso del suelo, debido a su alta capacidad para capturar la dinámica espacial y aprender patrones complejos a partir de los datos del área de estudio (Pandey & Kumari, 2023). Su principal ventaja es su capacidad para mejorar la precisión de las predicciones de cambio de uso del suelo; ya que la integración de ambos enfoques permite incluir una variedad de factores en el modelo, se logra que las reglas de transición sean más dinámicas y sensibles a las condiciones cambiantes del entorno, lo que resulta en modelos más realistas y útiles para la toma de decisiones (Rahman & Rahman, 2023). Sin embargo, una de las limitaciones de este modelo es la complejidad adicional que introduce la RNA, ya que requiere un mayor tiempo y recursos para el entrenamiento del modelo. Además, la efectividad del CA-ANN depende en gran medida de la calidad y cantidad de los datos disponibles para su entrenamiento (Baig et al., 2022).

2.2.9. *Teledetección*

2.2.9.1. Definición de Teledetección. La teledetección es la técnica encargada de la compilación de información espacial sobre la superficie terrestre; dicha información es recopilada a diferentes distancias ya sea mediante sensores portátiles o el uso de satélites, revelando a su paso patrones importantes de la superficie de la Tierra (Coops et al., 2017).

2.2.9.2. Radiación Electromagnética. La radiación electromagnética se puede caracterizar por su frecuencia y longitud de onda. Para el estudio de dichas longitudes se procede a agruparlas en bandas, en las cuales la radiación posee un comportamiento semejante. A partir de ello, cada grupo de bandas se denomina espectro

electromagnético, de los cuales solo determinados rangos que pueden ser usados en la teledetección (Cocero et al., 2017; López, 2019):

- Espectro visible: puede ser captado por el ser humano y se subdivide en tres bandas espectrales (R, G, B):
 - Blue (0.4-0.5 μm)
 - Red (0.5-0.6 μm)
 - Green (0.6-0.7 μm)
- Infrarrojo cercano (NIR): abarca desde 0.7–1.3 μm .
- Infrarrojo medio (SWIR): se ubica en dos rangos, uno entre 1.5–1.8 μm y el segundo de 2–2.5 μm .
- Infrarrojo térmico (TIR): ubicado entre 10–12.5 μm .
- Microondas: corresponden a longitud de onda mayores a 1mm.

Es importante saber que los objetos al recibir radiación pueden seguir tres rutas (López, 2019):

- Reflejar: la radiación se envía nuevamente al espacio.
- Absorber: la radiación intensifica la energía que poseen los objetos.
- Transmitir: la radiación es transmitida a los objetos ubicados detrás.

2.2.9.3. Reflectancia de las Superficies Terrestres. Las características de reflectancia como la cantidad y la longitud de onda van a depender de los componentes y el contenido de agua que posee la superficie. La reflectancia depende de los procesos de absorción y de los mecanismos de dispersión; es decir, mientras mayor sea el tamaño de grano y cantidad de materiales reflectantes. Por ejemplo, la reflectancia verde en los océanos refleja en mayor proporción la presencia de clorofila (Emery & Camps, 2017).

2.2.9.4. Tipos de Resolución. Al salir la radiación, ya sea por emisión o radiación se genera un fenómeno continuo que posee cuatro dimensiones (espacio, tiempo, longitud de onda y radiancia); por lo que el sensor de los satélites realiza un proceso de discretización y, debido a ello, la teledetección maneja cuatro tipos de resoluciones (López, 2019; Martín & Sáenz, 2017):

- **Resolución espacial**

Corresponde al tamaño de área mínimo que se obtiene del sensor, es decir, el tamaño del píxel. Su principal función es indicar el grado de detalle que posee la imagen, por ello se pueden clasificar en resoluciones espaciales altas; las cuales serán menores a 5

m, dichas imágenes brindan la captura de objetos pequeños con mayor detalle del paisaje y sus componentes. Por otro lado, las resoluciones espaciales bajas, superiores a 100 m generan imágenes satelitales que permiten observar el territorio a gran escala como continentes, sin embargo, estos píxeles no poseen un detalle minucioso de la superficie del paisaje lo que puede generar una falta de información si se requiere un análisis de pequeñas áreas. Las resoluciones medias son consideradas como óptimas ya que permiten analizar los cambios en la cobertura vegetal encontrándose en un rango de 10–100 m (Coops et al., 2017).

- **Resolución temporal**

Es la periodicidad orbital del satélite, haciendo referencia al tiempo que transcurre para que un sensor vuelva a capturar imágenes de la misma zona de la superficie terrestre. Esta periodicidad se mide en días u horas. En los sistemas satelitales, la resolución temporal depende de la órbita del satélite, la extensión de la imagen y la capacidad del sensor para inclinarse y obtener imágenes (Coops et al., 2017).

- **Resolución espectral**

Es la capacidad de diferenciar las longitudes de onda dentro del espectro y el número de bandas respectivo. Presenta tres componentes: el número, ancho y ubicación de las bandas espectrales detectadas por el sensor. Algunos sensores adquieren la imagen usando una sola banda, conocidas como pancromáticas, ya que producen imágenes a blanco y negro al capturar todo el rango del espectro visible y una pequeña parte del infrarrojo, proporcionando una información espacial precisa.

Por otro lado, se tiene los multispectrales, los cuales detectan con múltiples bandas, tienen bandas espectrales separadas en las regiones del espectro visible (como el azul, verde o rojo), infrarrojo cercano y medio infrarrojo. Mientras que los sensores con cientos de bandas espectrales estrechas se conocen como hiperespectrales. Cabe resaltar que a medida que aumenta el número de bandas, el ancho de banda suele disminuir (Coops et al., 2017).

- **Resolución radiométrica**

Hace referencia a la capacidad de un sensor para detectar variaciones correspondientes a la intensidad de radiación, ello a través del número de niveles de intensidad (grises) que un sensor utiliza para cuantificar la reflectancia detectada. A mayor resolución radiométrica, el sensor es más sensible a pequeñas diferencias en la reflectancia, lo que permite un análisis más preciso de los detalles en la imagen (Coops et al., 2017).

2.2.9.5. Landsat 7. Es el satélite que fue lanzado en abril del 1999, está equipado con el sensor ETM+ (enhanced thematic mapper plus), el cual brinda un estudio del terreno de cuatro formas: VNIR (visible e infrarrojo cercano), SWIR (infrarrojo de onda corta), PAN (pancromático-rango pancromático) y TIR (infrarrojo térmico-rango infrarrojo térmico) (EOS, 2021).

- **Bandas espectrales**

Tabla 2

Características de las bandas del satélite Landsat 7

| Banda | Longitud de onda (μm) | Dominio | Resolución |
|-------|------------------------------------|--------------|------------|
| 1 | 0.45–0.52 | Blue | 30 m |
| 2 | 0.52–0.60 | Green | 30 m |
| 3 | 0.63–0.69 | Red | 30 m |
| 4 | 0.77–0.90 | NIR | 30 m |
| 5 | 1.55–1.75 | SWIR-1 | 30 m |
| 6 | 10.40–12.50 | Thermal | 30 m |
| 7 | 2.09–2.35 | SWIR-2 | 30 m |
| 8 | 0.52–0.90 | Panchromatic | 15 m |

Nota. Adaptado de *Landsat 7: Satellite Imagery, Overview, & Characteristics*, EOS Data Analytics, 2021.

2.2.9.6. Landsat 8. Es nombre del satélite que fue lanzado en el 2013, fue desarrollado producto de la cooperación entre la NASA y el Servicio Geológico de los Estados Unidos; este satélite posee dos instrumentos: Thermal Infrared Sensor (TIRS) y el Operational Land Imager (OLI); este último es un sensor de barrido que reúne data correspondiente a las bandas espectrales visible, infrarroja cercana, infrarroja de onda corta y pancromática (USGS, 2013). Landsat 8 incluye mejoras en la calibración y corrección de datos, lo que permite una mayor precisión y consistencia en las imágenes, omitiendo el sensor ETM+ el cual podía verse afectado debido a presencia de líneas

negras en las imágenes debido a una falla en el escáner de línea. Además, a diferencias de los satélites Landsat anteriores, el TIRS permite observaciones en dos combinaciones de longitudes de onda infrarrojas (EOS, 2021).

- **Bandas espectrales**

Tabla 3

Características de las bandas del satélite Landsat 8

| Banda | Longitud de onda (μm) | Dominio | Resolución |
|--------------|--|----------------|-------------------|
| 1 | 0.435–0.451 | Coastal | 30 m |
| 2 | 0.452–0.512 | Blue | 30 m |
| 3 | 0.533–0.590 | Green | 30 m |
| 4 | 0.636–0.673 | Red | 30 m |
| 5 | 0.851–0.879 | NIR | 30 m |
| 6 | 1.566–1.651 | SWIR-1 | 30 m |
| 7 | 2.107–2.294 | SWIR-2 | 30 m |
| 8 | 0.503–0.676 | Pan | 15 m |
| 9 | 1.363–1.384 | Cirrus | 30 m |
| 10 | 10.60–11.19 | TIR-1 | 100 m |
| 11 | 11.50–12.51 | TIR-2 | 100 m |

Nota. Adaptado de *Instrumentos Landsat 8*, USGS, 2013.

2.2.10. Preprocesamiento de Imágenes Satelitales

2.2.10.1. Correcciones Radiométricas. Son esenciales para ajustar las imágenes obtenidas por sensores, especialmente para compensar la atenuación atmosférica, que puede afectar significativamente a cuerpos oscuros como el agua. En algunos casos, la radiancia total que llega al sensor puede estar compuesta en un 20 % por la radiancia procedente del agua y en un 80 % por la radiancia dispersada a través de la atmósfera.

Aunque este es un escenario extremo, es común que las señales útiles sobre cuerpos de agua presenten ruido debido a la influencia atmosférica.

Para corregir estos efectos, se utilizan diversas técnicas de corrección atmosférica, tales como la sustracción de píxeles, el apareamiento de histogramas y técnicas más complejas que emplean modelación matemática para ajustar las condiciones del tiempo y el lugar de adquisición de la imagen. Estas técnicas ayudan a mejorar la precisión de las mediciones y la calidad de la información obtenida en las imágenes (FAO, s. f.).

2.2.10.2. Correcciones Geométricas. Existe una distorsión producida por la forma curva de la Tierra y el movimiento rotacional que realiza el satélite. Por ello, se realizan correcciones geométricas, las cuales pueden ser logradas de dos formas: el cambio de las posiciones reales de los elementos de la fotografía conservando sus valores de intensidad (para correcciones geométricas simples) o también se remuestrea la imagen, donde los valores de intensidad que poseen los píxeles se determinan por interpolación (FAO, s. f.).

2.2.11. Clasificación de Imágenes Satelitales

2.2.11.1. Método Supervisado. Tiene como base un cierto conocimiento de la zona de estudio, ello permite delimitar sobre la imagen áreas que se consideran representativas para lograr la clasificación de áreas que correspondan a la misma clase a partir del proceso de entrenar al programa para su detección (Nina, 2015).

2.2.11.2. Método No Supervisado. A partir de este método, se generan las clases espectrales en la imagen sin conocimiento del área de estudio, donde la acción humana está en la interpretación (Nina, 2015).

2.2.12. Índices de Teledetección

Los índices de teledetección son herramientas esenciales en el análisis de imágenes satelitales, permitiendo extraer información relevante sobre la vegetación y el terreno mediante la combinación de diferentes bandas espectrales (Zhou et al., 2023). Entre los índices más utilizados se destacan:

2.2.12.1. Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI). El índice NDVI es utilizado para medir la biomasa fotosintética activa, su cálculo se basa en el uso de las bandas del infrarrojo cercano (NIR) y RED (luz roja visible). Las plantas saludables

reflejan una alta cantidad de NIR y absorben la luz roja (RED) para la fotosíntesis, lo que hace de este índice una herramienta clave en el análisis de sequías, deforestación y cambios en el paisaje.

Este índice presenta un rango entre -1.0 a 1.0, donde los valores muy pequeños y negativos (0.1 o menores) corresponden a áreas sin rocas, arena o nieve, mientras que el suelo desnudo suele estar dentro del rango de 0.1 a 0.2 y las plantas saludables suelen tener valores positivos entre 0.2 y 1. Los valores moderados de NDVI ubicados entre 0.2 y 0.3 representan arbustos y praderas, por lo que los valores grandes entre 0.6 y 0.8 suelen indicar la presencia de bosques templados y tropicales (EOS, 2023).

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$$

(2)

2.2.12.2. Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI). El índice NDWI es utilizado para analizar los cuerpos de agua abierta; este índice fue propuesto por McFeeters (1996), cuyo principio se basa en el uso de la banda infrarroja de longitud de onda corta (representa el pico de absorción de agua). Posteriormente, Xu (2006) propuso la modificación para obtener valores desde -1 hasta 1, dependiendo del contenido de agua, obteniéndose la vegetación en valores positivos, mientras que el suelo casi siempre tiene valores cero o negativos; dicha modificación permite un análisis más rápido y determinación de la presencia de los cuerpos de agua.

$$\text{NDWI} = (\text{Green} - \text{NIR}) / (\text{Green} + \text{NIR})$$

(3)

2.2.12.3. Índice de Humedad a Nivel de Superficie (NDII). También es denominado Índice Diferencia de Infrarrojos normalizada, representa el contenido de agua de la cubierta del suelo mediante las longitudes de onda NIR e infrarrojo de onda corta (SWIR) (Aponte & Ospina, 2019).

$$\text{NDII} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR})$$

(4)

2.2.12.4. Índice de Bofedal (IB). El índice IB, propuesto por García et al. (2021), tiene el propósito de zonificar los bofedales mediante el cálculo de los índices NDII y NDWI, porque analizan las bandas más sensibles en cuanto a la teledetección de bofedales.

$$IB = (NDII - NDWI) / (NDII + NDWI) \quad (5)$$

2.2.13. Google Earth Engine (GEE)

Es una plataforma geoespacial innovadora basada en la nube, la cual utiliza lenguaje de programación JavaScript, ofreciendo acceso a recursos computacionales avanzados para el procesamiento de grandes volúmenes de datos geoespaciales (Waleed, & Sajjad, 2023). Esta plataforma permite manejar datos a diferentes escalas espaciales y superar las limitaciones tradicionales de cálculo, eliminando la necesidad de almacenar y procesar grandes cantidades de imágenes satelitales en equipos locales. A diferencia de muchos centros de supercomputación, GEE está disponible de manera gratuita para fines académicos y de investigación, facilitando la colaboración entre investigadores al permitir compartir algoritmos y resultados de manera sencilla (Gorelick et al., 2017).

GEE proporciona acceso a más de cuarenta años de imágenes satelitales de Landsat, Sentinel y MODIS, tanto históricas como actuales (Zurqani et al., 2018); esta colección de datos permite la aplicación en varias áreas, como el mapeo de cobertura de suelo, gestión de desastres, monitoreo de estudios hidrológicos, planificación y gestión urbana. Pese a su amplio potencial, la adopción de GEE en los países en desarrollo ha sido limitada en comparación con su potencial. Por lo tanto, es fundamental que estos países aprovechen plenamente esta plataforma para impulsar su desarrollo sostenible y mejorar la gestión de recursos y el monitoreo ambiental (Vijayakumar et al., 2024).

2.2.13.1. Paquetes y Base de Datos de GEE. Según Gorelick et al. (2017), GEE ofrece una variedad de paquetes y bases de datos predefinidos que son fundamentales para el análisis del uso del suelo. Entre estos recursos, se destacan los siguientes:

- **Colecciones de imágenes satelitales:** Estas colecciones incluyen datos provenientes de satélites como Landsat, Sentinel y MODIS. Ofrecen imágenes históricas de los últimos 40 años con distintas resoluciones espaciales y temporales, permitiendo una observación detallada y continua de la superficie terrestre.

- Conjuntos de datos climáticos y ambientales: GEE proporciona acceso a datos sobre variables climáticas y ambientales, como precipitación, temperatura y cobertura de vegetación. Estos datos son cruciales para evaluar las condiciones ambientales y los cambios a lo largo del tiempo.
- Paquetes de análisis: La plataforma también incluye herramientas avanzadas para el procesamiento y análisis de datos espaciales. Entre estas herramientas se encuentran índices de vegetación como el NDVI, técnicas de clasificación supervisada y métodos para el análisis de cambios que facilitan la interpretación y el estudio de la dinámica del uso del suelo.

2.2.14. Software ArcGIS Desktop

Es una de las aplicaciones de ESRI, mayormente conocido solo como ArcGIS, es un software cuya plataforma posee diferentes funciones para crear y utilizar los SIG; es decir, permite recopilar, organizar, administrar, analizar, compartir y distribuir la data a través del uso de una serie de extensiones como Spatial Analyst, 3D Analyst, Geostatistical Analyst, entre otras. Además, permite realizar análisis espaciales complejos en menor tiempo y de manera intuitiva lo que facilita su uso en el análisis vectorial y de rásteres (Pucha et al., 2017).

2.2.15. Software QGIS (Quantum GIS)

Es un software de código abierto, utilizado ampliamente para el análisis y manejo de datos espaciales. Cuenta con una interfaz intuitiva y herramientas avanzadas que permiten la visualización, edición y análisis de datos geoespaciales. Una de las características más destacadas de QGIS es capacidad para trabajar con plugins o complementos, los cuales facilitan la integración de herramientas especializadas que permite optimizar los procesos de análisis satelitales (QGIS, 2024).

2.2.16. FRAGSTATS

Es un programa de análisis espacial, el cual se utiliza para estudiar la estructura del paisaje mediante una variedad de métricas que describen la configuración, composición y fragmentación de este. Es ampliamente empleado en estudios de cambio de uso del suelo, ya que permite calcular índices que evalúan patrones de paisaje en parches y su relación con los cambios en el uso del suelo, los cuales influyen en la estructura del paisaje a diferentes escalas espaciales. Entre sus ventajas más relevantes se encuentra su capacidad de manejar grandes

volúmenes de datos y generar métricas detalladas, convirtiéndolo en una herramienta valiosa para validar y calibrar modelos predictivos de cambio de uso de suelo (Dou et al., 2023).

2.2.17. *Modules for Land Use Change Evaluation (MOLUSCE)*

Es un plugin (complemento) utilizado en QGIS, el cual fue diseñado para el análisis, modelamiento y simulación de cambios en la cobertura de los suelos. Una de sus ventajas es que incorpora algoritmos para el análisis urbano, análisis de usos del suelo y sus variaciones, así como aplicaciones forestales. Por ende, este software permite el análisis de usos del suelo y sus cambios en la cubierta forestal entre diferentes periodos de tiempo, así como modelar la transición probable de los usos del suelo y simular el futuro uso del suelo y los cambios en la cubierta forestal (Ramos, 2024).

2.2.18. *MapBiomias*

Es una iniciativa creada para desarrollar una metodología que permita crear mapas anuales de uso del suelo, a partir de la colección de imágenes de los satélites Landsat (5, 7 y 8) y el uso de conocimiento local mediante un entorno colaborativo no gubernamental para mejores resultados obtenidos; lo que permite ver la dinámica espacio-temporal del uso del suelo (De Oliveira et al., 2023; Farias et al., 2024).

Este proyecto fue iniciado originalmente en Brasil, actualmente se ha ampliado para incluir mapas de uso y cobertura del suelo en países como Argentina, Chaco, Bolivia, Perú, Indonesia, Uruguay y Paraguay. En su colección 3.0 de MapBiomias Perú, el proyecto presenta las clases de uso y cobertura del suelo con datos anuales desde 1985 hasta 2024; así mismo dicha data, al ser pública, puede ser procesada en la plataforma GEE que permite una automatización de procesos que evidencien el avance la degradación medioambiental debido a los cambios en el uso y la cobertura del suelo (Baeza et al., 2024).

2.3. Marco Legal

- **Convención de Ramsar (2022). Resolución XIV.3: Eficacia y eficiencia de la Convención sobre los Humedales.** Refuerza la implementación de la convención mediante el fortalecimiento de capacidades y cooperación internacional además de proponer la actualización de estrategias y optimizar recursos para la conservación de humedales frente a desafíos como el cambio climático y la pérdida de biodiversidad.
- **Convención de Ramsar (2022). Resolución XIV.15: Mejora de la conservación y gestión de pequeños humedales.** Destaca la importancia de los pequeños humedales para

la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, alentando a los estados a incluirlos en inventarios nacionales, promover su investigación y asegurar su manejo sostenible con participación ciudadana.

- **Convención de Ramsar (2022). Resolución XIV.16: Integración de la protección, la conservación, la restauración, el uso sostenible y la gestión de los humedales en las estrategias nacionales de desarrollo sostenible.** Reconoce el papel de los humedales dentro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, propone integrarlos en planes de desarrollo, establecer marcos legales para su protección y fomentar la colaboración intersectorial.
- **Acuerdo de París de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático Artículo 5º- Sobre la importancia de la conservación de ecosistemas.** En relación con adoptar medidas para conservar y aumentar los sumideros y reservorios de gases de efecto invernadero (GEI).
- **Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional. Artículo 4º- Fomentar la conservación de los humedales y de las aves acuáticas creando reservas naturales.** Hace referencia a la toma de medidas de compensación cuando se realice alguna modificación de su área, promoviendo una gestión sostenible en el tiempo.
- **Ley N.º 28611-Ley general del Ambiente.** Esta ley promueve el manejo sostenible de los recursos naturales y establece principios como la prevención, la participación ciudadana, la conservación y el desarrollo sostenible. Aplica directamente a los bofedales por ser ecosistemas estratégicos para el equilibrio ambiental y la regulación hídrica.
- **Ley N.º 26834-Ley de Áreas Naturales Protegidas.** La Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca está designada como ANP bajo esta ley, lo que implica obligaciones específicas en términos de monitoreo y conservación de su biodiversidad, incluida la protección de ecosistemas frágiles como los bofedales.
- **Ley N.º 29763-Ley Forestal y de Fauna Silvestre y sus reglamentos.** Establece disposiciones para la conservación y manejo sostenible de ecosistemas como los bofedales, hábitats clave para fauna silvestre.
- **Ley N.º 26821-Ley Orgánica para el Aprovechamiento Sostenible de los Recursos Naturales.** Promueve el uso racional y sostenible de los recursos naturales estratégicos, como el agua de los bofedales.
- **Decreto Supremo N.º 058-2016-RE que ratifica el Acuerdo de París.** Reconoce el papel de los ecosistemas como los bofedales en la mitigación del cambio climático debido a su capacidad para almacenar carbono, siendo fundamentales para mitigar el cambio climático.

- **Decreto Supremo N.º 023-2021-MINAM Normativa que aprueba la Política Nacional del Ambiente al 2030.** Establece lineamientos estratégicos para la conservación de ecosistemas frágiles, como los bofedales, frente al cambio climático.
- **Decreto Supremo N.º 038-2001-AG Reglamento de la Ley de Áreas Naturales Protegidas.** Define las directrices operativas para la gestión de áreas protegidas, incluyendo los bofedales.
- **Decreto Supremo N.º 016-2014-MINAGRI Modificación del Reglamento de organización y funciones del servicio nacional forestal y de fauna silvestre (SERFOR).** Refuerza la capacidad de gestionar los recursos forestales y de fauna silvestre, incluyendo los ecosistemas de humedales.
- **Resolución Ministerial N.º 248-2015-MINAM Lineamientos para la Designación de sitios Ramsar (o Humedales de Importancia Internacional) en el Perú.** Establece criterios para identificar y proteger humedales de importancia internacional en el Perú.
- **Decreto Supremo N.º 004-2015-MINAM Aprueban la Estrategia Nacional de Humedales.** Promueve la conservación y manejo sostenible de humedales en el Perú, con acciones específicas para bofedales.
- **Decreto Supremo N.º 070-79-AA.** Declaran la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca en superficie ubicada en las provincias de Arequipa, Caylloma y General Sánchez Cerro en los departamentos de Arequipa y Moquegua.
- **Resolución Presidencial N.º 257-2016-SERNANP Plan Maestro 2016-2020 de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca.** Incluye directrices para la conservación y restauración de los bofedales, así como medidas para monitorear su estado y evitar su fragmentación.
- **Resolución de Presidencia N.º 014-2025-SERNANP Plan Maestro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca 2025-2030.** Incluye directrices para mantener y restaurar la cobertura de los bofedales, que forman un pilar clave para conservar la fauna y los servicios ecosistémicos que brinda.
- **Resolución Ministerial N.º 051-2014-MINAM Aprobación de la Estrategia Nacional de Humedales.** Instrumento destinado a conducir la gestión adecuada, sostenible y participativa de la diversidad biológica presente en los ecosistemas de los humedales que incluya una participación ciudadana.



CAPÍTULO III

3. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y Nivel de Investigación

La investigación es de tipo cuantitativa, de alcance descriptivo-correlacional y nivel transversal, lo cual se detalla en la Tabla 4, de acuerdo con lo establecido por Poveda et al. (2018).

Tabla 4
Clasificación del tipo de investigación

| Categoría | Tipo | Descripción |
|------------|------------------------------|--|
| Enfoque | Cuantitativo | Se utilizan procedimientos predeterminados para el procesamiento de los datos geospaciales. |
| Alcance | Descriptivo Correlacional | Se proporciona una descripción detallada del estado actual del ecosistema de bofedales; además de analizar la relación entre las variables que influyen en la fragmentación del ecosistema y los cambios observados a lo largo del tiempo. |
| Diseño | No experimental | Se utiliza la observación, sin intervenir o controlar la naturaleza de las variables observadas. |
| Sub-diseño | Transversal correlacional | Se estudia la relación entre más de dos variables que interactúan entre sí para el estudio del estado del ecosistema. |

Nota: Elaboración propia.

3.1.1. *Diseño de la Investigación*

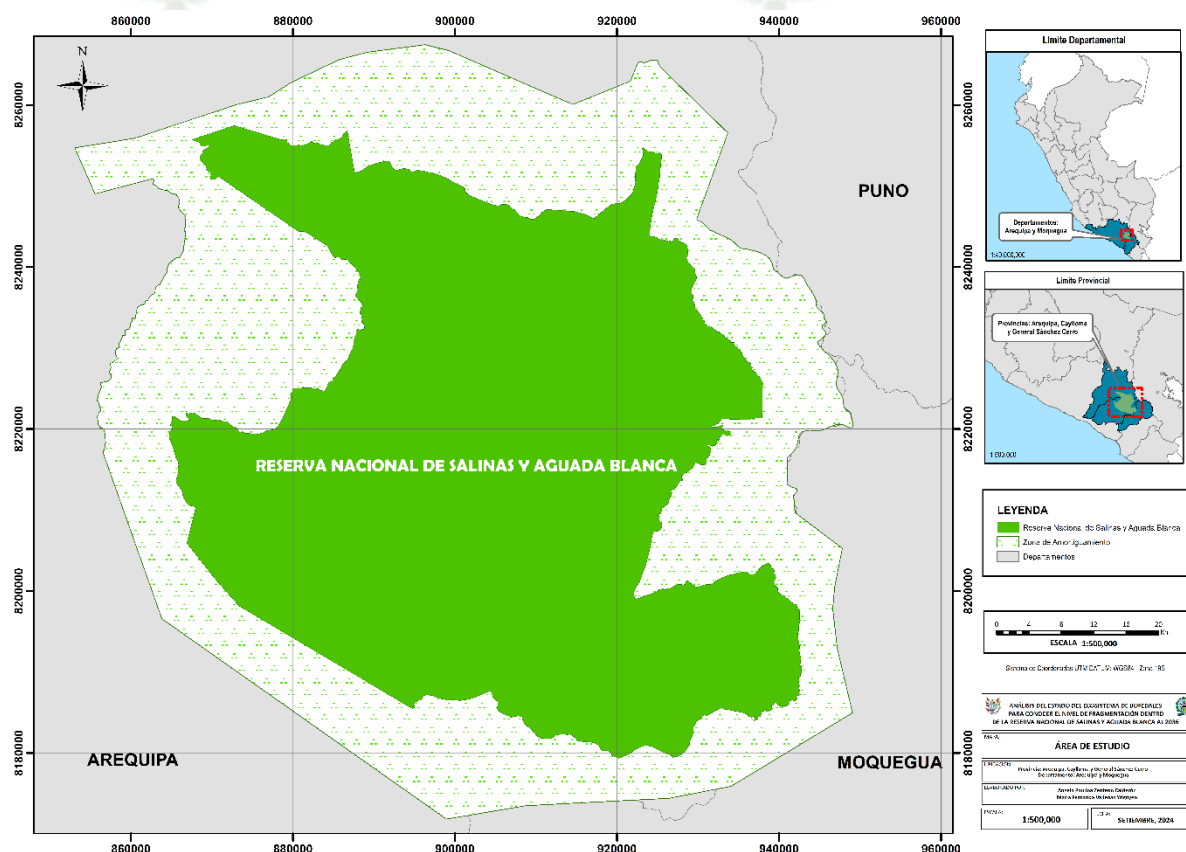
3.1.1.1. **Campo de Verificación**

- **Ubicación espacial**

A nivel local en la RNSAB.

Figura 1

Ubicación espacial del área de estudio



Nota. Elaboración propia.

3.1.1.2. **Unidades de Estudio**

- **Población:** El ecosistema de bofedal dentro de la RNSA
- **Muestra:** Los parches del ecosistema de bofedal dentro de la RNSAB
- **Muestreo:** No probabilístico, tomando en cuenta que la metodología de recolección de datos será propuesta en la presente investigación.

3.2. Métodos de la Investigación

3.2.1. *Diagnóstico Geoespacial Multitemporal del Área de Estudio (García et al., 2021; Selvaraj & Gallego, 2023; Zhao et al., 2023)*

3.2.1.1. Selección del Área de Estudio y Corrección Atmosférica de Landsat. Para este proceso se hizo uso de la herramienta SIG online, Google Earth Engine (GEE), esta se utilizó debido a su capacidad para manejar grandes volúmenes de datos, teniendo como ventaja la amplia biblioteca geoespacial que posee, así como su capacidad de iterar procesos de manera rápida.

Como primer paso, en el software ArcGIS se realizó un preprocesamiento, debido a su capacidad avanzada para el manejo de shapefiles, análisis vectorial, ráster y cálculos espaciales; en este software, se cargará la capa de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP, 2024), de la cual se extraerá el polígono correspondiente al área de estudio, es decir, la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB), incluyendo su zona de amortiguamiento. Este polígono será exportado y posteriormente cargado a GEE.

A partir de ello, se procedió a seleccionar imágenes satelitales de los sensores Landsat 7 (para los años 2000 al 2012) y Landsat 8 (para los años 2016 al 2024), estas imágenes fueron provenientes del catálogo de USGS y NASA disponibles en GEE. Se aplicó una corrección atmosférica a las imágenes, además de una máscara para limitar la nubosidad, restringiendo las imágenes seleccionadas a aquellas con menos del 15 % de cobertura de nubes, esto permitió evitar interferencias en la identificación de bofedales, todo este proceso se realizó a partir del código generado (Anexo 2).

Posteriormente, se elaboró mosaicos anuales estacionales correspondientes a la temporada húmeda para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024 a partir de las imágenes Landsat; tomando en cuenta la técnica de composición de la mediana y moda espectral, ello debido a que la mediana permite reducir el efecto de valores atípicos como nubes o sombras, generando una representación más estable de la superficie, mientras que la moda resalta las condiciones más frecuentes del paisaje, facilitando la detección de coberturas dominantes como los bofedales (Anexo 2); los resultados obtenidos fueron comparados con la base de datos históricos de los años 1986–2010 (Nina, 2015), lo cual permitió observar el nivel de fragmentación a lo largo de estos años dándole continuidad además de considerar la sugerencia del estudio acerca

de una mejora en la resolución de imágenes satelitales para una teledetección más precisa del ecosistema de bofedales.

Cabe resaltar que el periodo de años para el análisis de la zona de estudio fue cada 4 años, ya que en esta temporalidad se puede apreciar de manera efectiva la recuperación como la pérdida del ecosistema bofedal (Imbaquingo, 2021).

3.2.1.2. Selección de Bandas Espectrales de las Imágenes en GEE. Dentro de GEE, se seleccionaron las bandas espectrales sensibles a la vegetación y humedad del suelo, necesarias para el cálculo del Índice de Bofedales (IB). Las bandas utilizadas fueron NIR infrarrojo cercano (NIR), el verde (GREEN) y el infrarrojo de onda corta (SWIR 1), bandas RED, GREEN y BLUE (Tabla 5), que son esenciales para el cálculo del Índice de Bofedales (IB). Debido a las diferencias en los sensores de Landsat 7 y 8, las bandas correspondientes varían ligeramente, como se detalla en la siguiente tabla (Anexo 2):

Tabla 5
Bandas espectrales de Landsat 7 y 8 para el IB

| Banda | Landsat 7 | Landsat 8 |
|--------|-----------|-----------|
| NIR | Banda 4 | Banda 5 |
| GREEN | Banda 2 | Banda 3 |
| SWIR 1 | Banda 5 | Banda 6 |

Nota. Adaptado de *Landsat 7 & 8: Satellite Imagery, Overview, & Characteristics*, EOS Data Analytics, 2021.

La correcta selección y estandarización de estas bandas asegura una adecuada discriminación de las coberturas del suelo, permitiendo un análisis más preciso y confiable del ecosistema de bofedales en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca.

3.2.1.3. Elaboración de Mosaicos Anuales en GEE. Se aplicó un filtro que seleccionó imágenes correspondientes a la temporada húmeda, la cual generalmente abarca los meses de noviembre a abril (SENAMHI, 2025). Este filtro fue clave para el análisis, ya

que durante este período los bofedales presentan un mayor nivel de humedad y vegetación, lo que facilita su identificación (Zeballos et al., 2010). El proceso de elaboración de mosaicos anuales siguió los siguientes pasos (Anexo 2):

A. Selección de imágenes por temporada húmeda

Se filtraron las imágenes satelitales de Landsat 7 y Landsat 8 para los meses de noviembre a abril para cada año (2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024).

B. Cálculo de la mediana y moda mensual

Se calculó la mediana y moda espectral mensual para cada mes del año dentro de la temporada húmeda a partir de las imágenes disponibles, utilizando las bandas NIR, GREEN y SWIR seleccionadas. Esta operación redujo el efecto de valores atípicos o nubes residuales.

C. Generación del mosaico anual

Una vez obtenido el cálculo mensual, estas se combinaron para formar un mosaico anual, el cual fue representativo de las condiciones promedio durante la temporada húmeda de cada año.

3.2.2. Determinación de las Clases de Cobertura de Suelo (García et al., 2021)

3.2.2.1. Clasificación de Imágenes Satelitales con el Índice de Bofedal (IB). A partir de lo propuesto por García et al. (2021), se planteó calcular el IB para analizar el cambio multitemporal del ecosistema bofedal. Para ello, se realizó un código en GEE (Anexo 2), donde se comenzó con el cálculo del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), aplicando una máscara que excluyó los píxeles con valores menores o iguales a 0.25, los cuales corresponden principalmente a suelos desnudos. Esto asegura que el IB se aplique exclusivamente a zonas con vegetación activa.

Para el cálculo del IB, se analizó las bandas sensibles que detectan las superficies de bofedal. Este proceso se realizó para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024. Además, para mejorar la precisión del análisis, se aplicó un rango definido por García et al. (2021) para el IB que varía entre (-3.5, -1.15), puesto que este intervalo corresponde a valores asociados a una cobertura de bofedales. Finalmente, estas capas fueron reproyectadas a UTM Zona 19S y se exportaron para ser usadas en ArcGIS.

$$NDVI = (NIR-Red) / (NIR+Red)$$

(6)

$$\text{NDWI} = (\text{Green} - \text{NIR}) / (\text{Green} + \text{NIR}) \quad (7)$$

$$\text{NDII} = (\text{NIR} - \text{SWIR}) / (\text{NIR} + \text{SWIR}) \quad (8)$$

$$\text{IB} = (\text{NDII} - \text{NDWI}) / (\text{NDII} + \text{NDWI}) \quad (9)$$

3.2.2.2. Clasificación de las Coberturas de Suelo a Partir de MapBiomás. Para la clasificación se utilizó las imágenes ráster del producto MapBiomás Colección 3. A través de GEE, se extrajeron las capas correspondientes a los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024, seleccionando únicamente la zona que comprende la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB) y su zona de amortiguamiento, posteriormente fue reproyectada a UTM Zona 19S para su posterior procesamiento en ArcGIS (Anexo 3).

Una vez en ArcGIS, se procedió a superponer esta información con las capas generadas previamente del índice de bofedales (IB) a través de la herramienta Combine. Esta integración permitió refinar y consolidar la clasificación, priorizando la detección de parches de bofedal dentro de las clases genéricas como herbazales o humedales presentes en el producto MapBiomás, cabe resaltar que este tomó en cuenta el bofedal como parches y no como una sola masa de agua.

3.2.2.3. Validación de la Clasificación de Cobertura. A partir de las capas de coberturas consolidadas (Tabla 6), se procedió a validar la clasificación correspondiente al mosaico del 2020; para ello, se utilizaron puntos de verificación obtenidos y validados en campo de diversos autores, considerando ± 3 años el rango de obtención de data, asegurando la compatibilidad de la información (Anexo 4).

Tabla 6

Nombre de coberturas de las capas consolidadas

| COD Map Biomás | Denominación en Plan maestro RNSAB | Denominación en Mapbiomas | Denominación en capa consolidada |
|-------------------------------|---|--|---|
| 3 | Queñual | Bosque / Bosque seco | Bosque |
| 11 | Bofedal | Zona pantanosa o pastizal inundable | Bofedal |
| 12 | Pastizal / Pajonal | Pastizal / herbazal | Pastizal / herbazal |
| 13 | Cactáceas / Helechos | Otra formación no boscosa | Otra formación no boscosa |
| 21 | Cultivos agrícolas | Mosaico agropecuario | Mosaico agropecuario |
| 24 | Infraestructura urbana | Infraestructura urbana | Infraestructura urbana |
| 33 | Lagunas y sitios RAMSAR | Río, lago u océano | Río, lago u océano |
| 34 | Glaciar | Glaciar | Glaciar |
| 61 | Salar | Salar | Salar |
| 66 | Matorral / Tolar | Matorral | Matorral |
| 68 | Desierto de altura | Otra área natural sin vegetación / Afloramiento rocoso | Otra área natural sin vegetación |

Nota. Elaboración propia.

La clasificación supervisada se realizó mediante el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) Versión 8.5.0 en QGIS.

Una vez obtenido el conjunto de puntos de validación, estos fueron rasterizados y utilizados dentro de la herramienta "Postprocessing" del complemento SCP. En la sección "Accuracy", se seleccionó la capa ráster previamente clasificada y la capa ráster generada a partir de los puntos de validación.

Como resultado, se esperó la obtención de una matriz de coincidencia y el índice de Kappa como medida de validación. Un valor de Kappa superior a 0.80 indicará una alta fiabilidad en los datos clasificados (Tabla 7). Este procedimiento se aplicó inicialmente

al mosaico del año 2020 como caso representativo y, una vez validado, será replicado a los mosaicos de los demás años analizados.

Tabla 7

Fuerza de concordancia del coeficiente kappa de Fleiss

| Coeficiente kappa de Fleiss | Fuerza de concordancia |
|-----------------------------|------------------------|
| 0.00 | Pobre |
| 0.1–0.20 | Leve |
| 0.21–0.40 | Aceptable |
| 0.41–0.60 | Moderada |
| 0.61–0.80 | Considerable |
| 0.81–1.0 | Casi perfecta |

Nota. Adaptado del estudio Validez de contenido por juicio de expertos de un instrumento para medir percepciones físico-emocionales en la práctica de disección anatómica, Bernal-García et al., 2020.

3.2.3. *Cuantificar la Tasa de Cambio y el Nivel de Fragmentación (FAO, 1996)*

3.2.3.1. Análisis de la Tasa de Cambio. Una vez validado el proceso de clasificación, se procedió a trabajar con las capas resultantes de la operación Combine, la cual fue la integración de la capa ráster de MapBiomas y el índice IB. Estas capas ya validadas fueron recortadas con la herramienta Extract by Mask usando el polígono de la RNSAB para delimitar el área de estudio. Luego, las capas se convirtieron de ráster a polígono y se aplicó la herramienta Dissolve para agruparlas por tipo de cobertura. El área de cada cobertura se calculó con Calculate Geometry Attributes en ArcGIS; obteniendo así la superficie (ha) correspondiente a cada clase para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024.

Con esta información, se analizó de la dinámica temporal del ecosistema mediante el cálculo de la tasa de cambio, utilizando la fórmula propuesta por la FAO (1996); donde

un valor negativo representa una disminución de la cobertura, mientras que un valor positivo indicaría un aumento en el índice de cobertura.

$$s_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 \quad (10)$$

Donde:

S: Es la tasa de cambio (para expresar en % hay que multiplicar por 100)

S1: Superficie en la fecha 1

S2: Superficie en la fecha 2

n: Es el número de años entre las dos fechas

3.2.3.2. Cuantificación de los Factores de Cambio de las Coberturas. A partir de la generación del mosaico para cada año (OE2), se aplicó la metodología basada en Tola & Deyassa (2024). Esta metodología utilizó el complemento MOLUSCE en el software QGIS, esta herramienta permite realizar modelado espacial y análisis multitemporal de cambios en el uso de suelo con gran precisión (Ramos, 2024); cabe resaltar que QGIS, al ser un software de código abierto, gratuito es capaz de integrarse con herramientas avanzadas como MOLUSCE lo hacen ideal para este análisis (QGIS, 2024). El objetivo de esta etapa fue estimar los factores que explican los cambios de cobertura en la RNSAB durante el período 2000–2024. Para ello, se utilizaron capas auxiliares como variables de entrada, capas espaciales derivadas de distintas fuentes: pendiente (DEM), carreteras, ríos, concesiones mineras y centros poblados.

Primero, se evaluó la correlación de Pearson, integrada en MOLUSCE, la cual permitió evaluar el grado de relación entre estas variables espaciales y los cambios observados en el territorio. El coeficiente pudo tomar valores entre -1 y 1; donde un valor negativo indicó una relación inversa, un valor positivo reflejó una relación directa, y un valor cercano a cero señaló ausencia de relación. Este procedimiento permitió identificar qué variables ejercen mayor influencia en la dinámica del territorio y en los cambios del uso de suelo dentro de la RNSAB.

Luego, se realizó la cuantificación estadística de los cambios de cobertura, expresada en hectáreas por clase, la cual se complementó con la construcción de la matriz de transición, donde se pudo reflejar las principales transformaciones para las categorías de cobertura entre los años 2000–2024.

Finalmente, se desarrolló la modelización del potencial de transición mediante un modelo de Red Neuronal Artificial (ANN). Este modelo permitió observar el estado de las coberturas del suelo al 2024 empleando los siguientes parámetros:

A. Tipo de muestra aleatorio

Se seleccionaron 5000 puntos de muestra aleatorios, lo cual permitió representar adecuadamente la variabilidad espacial del cambio de uso del suelo y evitar sesgos. Esta cantidad ha demostrado ser adecuada en trabajos similares que modelan coberturas con extensión moderada (Principi, 2022).

B. Neighborhood (Vecindad)

Define el tamaño del área alrededor de cada celda o píxel a analizar, detectando así patrones espaciales de cambio de uso de suelo por medio del ANN. Se tomó en cuenta únicamente el píxel vecino más próximo para el entrenamiento. Este enfoque permitió capturar relaciones espaciales locales inmediatas, lo cual es fundamental en zonas heterogéneas como los bofedales, donde las transiciones ocurren en parches pequeños y fragmentados (Lukas et al., 2023).

C. Learning rate (Tasa de aprendizaje)

Con este parámetro se controló la velocidad con la que la red neuronal se ajustó durante el proceso de entrenamiento, este valor indicó qué tanto cambia la red para minimizar el error. De esta manera, una tasa de aprendizaje muy alta (0.5) puede hacer que el modelo aprenda rápido, pero también puede saltarse soluciones óptimas, mientras que con una tasa de aprendizaje baja (0.001) tendríamos cambios pequeños y precisos, pero un entrenamiento más lento. Por ello se utilizó una tasa de aprendizaje baja (0.005) con el fin de lograr una convergencia estable durante el entrenamiento. Este valor permitió minimizar la probabilidad que no logre estabilizarse (Rojas et al., 2025).

D. Maximum iterations (Iteraciones máximas)

Establece cuántas veces se permite que la red neuronal pase por los datos de entrenamiento. Cada iteración ajusta los pesos de la red en función del error calculado. Se debe de considerar que un número bajo de iteraciones puede resultar en una red que no aprende lo suficiente (subentrenamiento); por otro lado, un número alto ayuda ajustar el modelo a los datos de entrenamiento, lo que lo haría menos capaz de generalizar con nuevos datos. Es por ello, que se utilizó 300 iteraciones, ajustándolo hasta lograr la estabilidad del modelo (Jain, 2024).

E. Hidden layers (Capas ocultas)

Son las capas intermedias de neuronas entre las variables explicativas y la capa de clasificación del uso de suelo. Son las responsables de aprender patrones complejos. Mientras más capas ocultas y neuronas, harán que el modelo aprenda patrones más complejos, pero será más difícil de entrenar y más propenso al sobreajuste. Sin embargo, aplicar menos capas lo harán más simple y eficiente, pero podría no capturar toda la complejidad de los datos. Es por ello que se establecieron 5 capas ocultas como arquitectura base del modelo, este número permitió lograr un balance entre complejidad y eficiencia, permitiendo al modelo detectar relaciones no lineales entre las variables explicativas (pendiente, altitud, carreteras, uso del suelo, entre otras) y los cambios detectados en los bofedales (Amoah, M. & Gorsevski, P., 2025).

F. Momentum (Momento)

Es un parámetro que ayuda a acelerar la convergencia del entrenamiento y a evitar quedarse atrapado en mínimos locales. Es una forma de recordar la dirección en la que se estaba moviendo la red para no hacer cambios bruscos en la actualización de los pesos. Por lo tanto, un momento más bajo hace que los ajustes sean más reactivos a cada iteración. Un valor bajo como 0.01 aportará estabilidad sin alterar de forma abrupta la dirección del aprendizaje (Rojas et al., 2025).

G. Min validation overall error (Error general mínimo de validación)

Este parámetro mide el error mínimo que el modelo alcanza durante el proceso de validación, la cual evalúa el rendimiento del modelo, midiendo así la capacidad de generalización. Un error bajo indica que el modelo no está cometiendo muchos errores, mientras que un error alto sugiere que el modelo no está aprendiendo correctamente. Para ello, monitoreamos este valor, si el error se estabiliza o deja de disminuir procederemos a ajustar otros parámetros como la tasa de aprendizaje o las iteraciones máximas (Lukas et al., 2023).

H. Current validation kappa (Kappa actual de validación)

El índice Kappa es una métrica que mide el acuerdo entre las predicciones del modelo y los datos de referencia, teniendo en cuenta coincidencias aleatorias. Un valor de Kappa cercano a 1 indicaría que el modelo tiene un alto grado de acuerdo con los datos reales. Mientras que un valor cercano a 0 sugiere que el modelo no es mejor que una predicción aleatoria. Ante ello, un Kappa superior a 0.6 se considera un buen resultado (Bernal-García et al., 2020).

3.2.3.3. Cuantificación de los Índices de Fragmentación (FRAGSTATS). Para cuantificar la fragmentación del ecosistema se hizo uso de los siguientes índices, para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024, los cuales evaluaron el estado de los parches del ecosistema de bofedales y midieron la fragmentación del ecosistema. Dichos índices se calcularon mediante el programa Fragstats, puesto que esta herramienta está diseñada para calcular métricas de clase, del parche y del paisaje, es decir, desde su configuración, composición hasta su fragmentación (Dou et al., 2023; Ene & Mcgarigal, 2023).

A. Métricas de clase

Las métricas corresponden a un tipo determinado de parches y sus propiedades agregadas muestran la configuración de los parches a través del paisaje (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Número de parche (PN)**

Representa al número de parches en el paisaje y sirve de base para calcular diferentes métricas relacionadas (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Densidad de parches (PD)**

Representa el número de parches por cada 100 hectáreas, lo cual permite la comparación entre paisajes de distintos tamaños (Mayorga, 2022).

$$DP = \frac{n_i}{A} * 10\ 000 * 100$$

(11)

Donde:

n_i = El número de parches de coberturas naturales

A = El área total del paisaje en metros cuadrados

10 000 = Valor de una hectárea

100 = El valor del indicador está dado por cada 100 hectáreas

- **Índice de conectividad (CONNECT)**

Indica el grado de conexión entre parches en un paisaje. Es sensible a la proximidad espacial y la cantidad de conexiones funcionales entre parches. Cuando el paisaje posee solo un parche, todas las clases constan de un único parche, o no hay conexión de ninguno de los parches del paisaje, los valores serán cercanos a 0 y cuando todos los

parches del paisaje estén conectados se tendrán valores cercanos a 100 (Ene & Mcgarigal, 2023).

$$CONNECT = \left[\frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=k}^n c_{ijk}}{\sum_{i=1}^m \left(\frac{n_i(n_i - 1)}{2} \right)} \right] \quad (100)$$

(12)

Donde:

c_{ijk} = unión entre el parche

$j y k$ (0 = no unido, 1 = unido)

n_i = número de parches en el paisaje de cada tipo de parche (i)

B. Métricas basadas en el parche

Son todas aquellas métricas espaciales que abarcan el concepto de parches (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Distancia euclidiana al vecino más cercano (ENN)**

Representa la distancia entre parches del mismo ecosistema, permitiendo conocer su dinámica. A partir de la información proporcionada se puede conocer el grado de aislamiento; una disminución del índice representa la aparición de nuevos parches en zonas aisladas, mientras que un aumento sugiere la aparición en parches en lugares cercanos entre sí (Silva, 2022).

$$ENN = hij$$

(13)

Donde:

hij = Se mide en distancia en metros, calculado en base a la distancia más corta entre los centros de los parches vecinos; tiende a 0 cuando la distancia disminuye.

- **Índice de dimensión fractal (FRAC)**

Es la relación invariable en escala de observación entre el perímetro y la superficie. Este índice toma valores entre uno y dos. Los valores cercanos a 1 hacen referencia a formas geométricas sencillas con perímetros muy simples, mientras que valores cercanos a dos indican que las formas son más complejas (Silva, 2022).

$$FRAC = \frac{2\ln(0,25p_{ij})}{n(a_{ij})} \quad (14)$$

Donde:

p = Perímetro (m) del parche ij

a = Área (m²) del parche ij

- **Índice de forma del parche (SHAPE)**

Mide en cuánto se desvía la forma del parche de un círculo, considerando que esa sería la forma más eficiente y compacta.

$$SHAPE = \frac{P}{2\sqrt{\pi A}} \quad (15)$$

Donde:

P = Perímetro del parche

A = Área del parche

C. Métricas basadas en el paisaje

Son aquellas que abarcan las clases de parches que posee el paisaje y que son determinantes para conocer patrones espaciales, de composición, configuración o distribución espacial de todo el mosaico del paisaje (Ene & Mcgarigal, 2023).

- **Índice de forma del paisaje (LSI)**

Evalúa la complejidad e irregularidad de las formas de los parches y del paisaje, ajustándose al área de estudio. Esta fórmula presenta una relación estandarizada (ajuste para formato ráster 0.25) multiplicado por la suma de la longitud de los bordes del paisaje, dividido por la raíz cuadrada del área total del paisaje. Un LSI de 1 indica un único parche cuadrado, mientras que valores superiores reflejan una mayor irregularidad en las formas del paisaje o un incremento en la longitud de los bordes (Ene & Mcgarigal, 2023).

$$LSI = \frac{0.25 E}{\sqrt{A}} \quad (16)$$

Donde:

E = Longitud total del borde del paisaje (m)

A = Área total del paisaje (m^2)

- **Índice de fragmentación del paisaje (LFI)**

Mide el nivel de fragmentación de un ecosistema, para el caso del análisis en bofedales se tomará en cuenta el número de parches (PD), índice de forma del parche (SHAPE) y conectividad (CONNECT) de los parches que lo componen. Cabe resaltar que este índice no se encuentra explícito en Fragstats; sin embargo, las métricas que lo componen permiten una interpretación de este índice (Ene & Mcgarigal, 2023; Zou et al., 2022).

$$LFI_i = \sum_{j=1}^n w_j * F_{ij} \quad (17)$$

Donde:

LFI_i : Índice de fragmentación del paisaje o ecosistema

n : Número de métricas de paisaje a considerar

w_j : Peso asignado a cada métrica

F_{ij} : Valor de la métrica (j) para cada ecosistema (i)

Para el cálculo del LFI, es necesario realizar la normalización de los valores de cada métrica con la finalidad de que se puedan integrar, quedando los valores entre 0 y 1; para ello se usará la fórmula:

$$F_{ij} = \frac{F_{ij} - \min(F_j)}{\max(F_i) - \min(F_j)} \quad (18)$$

Donde:

F_{ij} : Valor real de la métrica (j) en el escenario (i)

F_j : Valor de la métrica mx y min

El valor de los pesos (w_j) al evaluar el ecosistema de los bofedales se tomarán en cuenta los siguientes valores, siendo los más altos aquellos que intervienen más en su conectividad:

- Conectividad (CONNECT) -> 0.5
- Densidad de parches (PD) -> 0.3
- Índice de forma del parche (SHAPE) -> 0.2

En conclusión, descomponiendo la fórmula LFI, se tendría lo siguiente:

$$LFI = (0.3 * PD) + (0.2 * SHAPE) + (0.5 * CONNECT) \quad (19)$$

Un LFI alto indica un paisaje altamente fragmentado con pequeños parches dispersos, mientras un LFI bajo indica un paisaje menos fragmentado con parches más grandes y continuos.

Tabla 8

Rangos de los niveles de fragmentación del índice LFI

| Rango | Nivel de fragmentación |
|-----------|---|
| 0.00–0.33 | Baja fragmentación (parches grandes, conectados y con menos bordes) |
| 0.34–0.66 | Fragmentación moderada |
| 0.67–1.00 | Alta fragmentación (parches pequeños, aislados, irregulares) |

Nota. Adaptado del estudio Evaluación de la heterogeneidad espacio-temporal de la fragmentación del paisaje de China entre 1980 y 2020, Zou et al., 2022.

3.2.4. Cálculo de la Dinámica de los Ecosistemas al 2048 (Mejía, 2023)

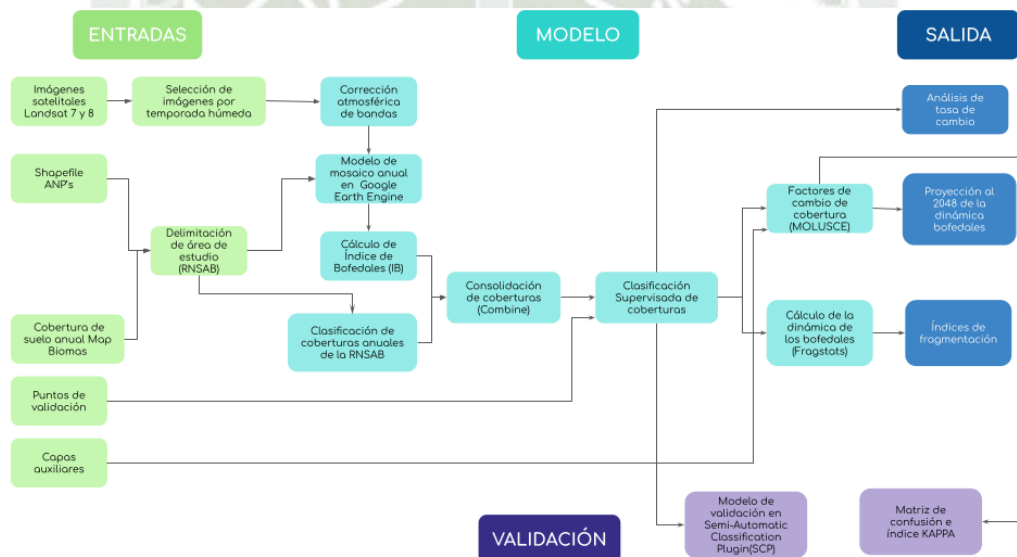
3.2.4.1. Comparación de los Mosaicos Anuales con MOLUSCE. Se llevó a cabo el análisis utilizando el complemento MOLUSCE en el software QGIS; dicha herramienta es ideal porque permitió el análisis de usos del suelo y sus cambios en diferentes periodos de tiempo, así como modelar la transición probable de su uso y simular el futuro de los cambios para las distintas coberturas (Ramos. 2024).

Se tomó como referencia los cambios en las coberturas analizados en el OE3 para los periodos 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024 para así permitir identificar las tendencias y patrones espaciales de transformación del territorio dentro de la RNSAB.

Luego de ello se hizo un análisis base del 2000 al 2012 lo cual ayudó a generar una primera proyección al 2024, misma que se validó con el mosaico de dicho año, esto con el fin de validar el modelo de proyección. A partir de ello, se procedió a la generación del mapa predictivo sobre los posibles cambios en la cobertura del suelo para el 2048. Cabe resaltar que, aunque el Plan Maestro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca establece una visión hacia el año 2045, la elección de la proyección al año 2048 permite incorporar un enfoque prospectivo, en el que se extiende tres años con el objetivo de mostrar escenarios de transformación más amplios y se pueda planificar medidas de conservación preventivas.

Figura 2

Esquema metodológico de la investigación



Nota. Elaboración propia.



CAPÍTULO IV

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

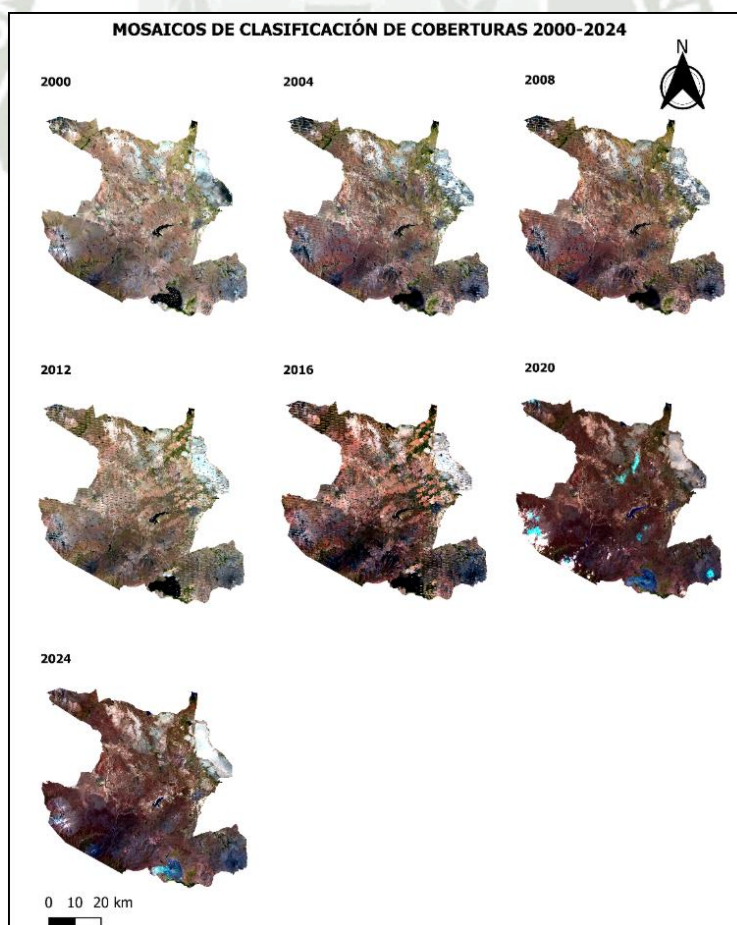
4.1. Resultados

4.1.1. Diagnóstico Geoespacial Multitemporal del Área de Estudio

Los mosaicos anuales de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB) para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024, se dieron a partir de imágenes satelitales Landsat en Google Earth Engine (GEE), con el empleo de sensores Landsat 7 y 8, utilizando correcciones atmosféricas y reducción de nubes (menores a 15 %), aplicando composiciones temporales que mejoran la representación espectral de la superficie (Anexo 2). Cabe resaltar que el análisis consideró únicamente la temporada húmeda (noviembre–abril), tal como lo establece el SENAMHI (2025).

Figura 3

Mosaicos anuales color natural del periodo 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

A partir de dicha configuración, en los primeros años analizados (2000–2004) se observó en la Reserva un patrón relativamente estable y homogéneo, con predominancia de coberturas herbáceas y presencia de cuerpos de agua bien definidos (Figura 3). Es a partir del 2008, y con mayor notoriedad en los años 2016, 2020 y 2024, que los mosaicos de color natural ayudan a apreciar los cambios visuales en la distribución de las coberturas, además de un aumento visual de zonas áridas, es decir, de suelos desnudos.

4.1.2. *Determinación de las Clases de Cobertura de Suelo*

A partir del procesamiento para extraer las coberturas del Catálogo III de Map Biomas por medio de GEE (MapBiomas, 2025) para los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024, se identificaron 11 clases de cobertura de suelo dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB): bosque, bofedal, pastizal/herbazal, otra formación no boscosa, mosaico agropecuario, infraestructura urbana, río, lago u océano, glaciar, salar y matorral, las mismas que fueron combinadas con la capa de índice de bofedal (IB) calculada para cada año, dándole un mayor peso a esta capa, por su mayor sensibilidad a la detección de bofedales.

Dichas coberturas fueron validadas a partir de los 724 puntos de control, los cuales se seleccionaron por ubicarse dentro del área de estudio además, su elección se debe a que son puntos de clasificación supervisada validados por diversos estudios previos (Nina, 2015; Mamani, 2023; Aranibar, 2024; Chavez, 2021; Aguilar, 2022; Medina, 2020; Quispetera, 2023) y bases de datos de organismos oficiales (GBIF, 2025; MIDAGRI, 2023; PRODUCE, 2018; SENACE, 2021; INGEMMET, 2021) (Anexo 4), los cuales una vez procesados con el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (Tabla 9), se obtuvo un valor Kappa de 0.839, indicando una alta fiabilidad de los datos clasificados.

Tabla 9

Validación de la clasificación supervisada con el complemento SCP

| Clase de cobertura | 3 | 11 | 12 | 13 | 21 | 24 | 33 | 34 | 61 | 66 | 68 |
|---|--------|---------|------------------------|-------------------|-------------------------|-----------------|-----------------------|---------|-------|----------|--------------------------|
| | Bosque | Bofedal | Pastizal / herbazal | Otra formación | Mosaico agropecuario | Infraestructura | Río, lago u océano | Glaciar | Salar | Matorral | Otra área natural sin |
| PA | | | | | | | | | | | |
| [%] | 80.6 | 100.0 | 96.2 | 4.1 | 28.7 | 46.7 | 100.0 | 100.0 | 100.0 | 65.0 | 98.1 |
| UA | | | | | | | | | | | |
| [%] | 98.0 | 69.4 | 66.45 | 100.0 | 99.4 | 86.5 | 93.2 | 100.0 | 100.0 | 82.2 | 97.3 |
| Overall accuracy [%] = 89.56 | | | | | | | | | | | |
| Kappa hat classification = 0.839 | | | | | | | | | | | |

PA = precisión del productor

UA = precisión del usuario

Una vez determinadas las clases de coberturas (Figura 4 y 5) se observó como resultado que los bofedales en el año 2000 registraron 12 190.77 ha (3.3 %), alcanzando un máximo de 17 670.64 ha (4.8 %) en 2012, para empezar a descender en 2016 a 6084.82 (1.65 %) y luego incrementar ligeramente a 9390.15 ha en 2024 (2.6 %), lo cual indica una reducción de más de 3000 ha respecto al año inicial.

Por otro lado, la cobertura de pastizal/herbazal es la de mayor extensión, siempre con valores superiores a las 190 000 ha, aumentado progresivamente hasta 2024 llegando a 199 008 ha, alcanzando un máximo en 2016 con 200 269 ha (54.6 %). La categoría otra área natural sin vegetación, que superó las 100 000 ha en todos los años, llegando a un máximo en el periodo evaluado de 120 199.30 ha en 2008 (32.7 %).

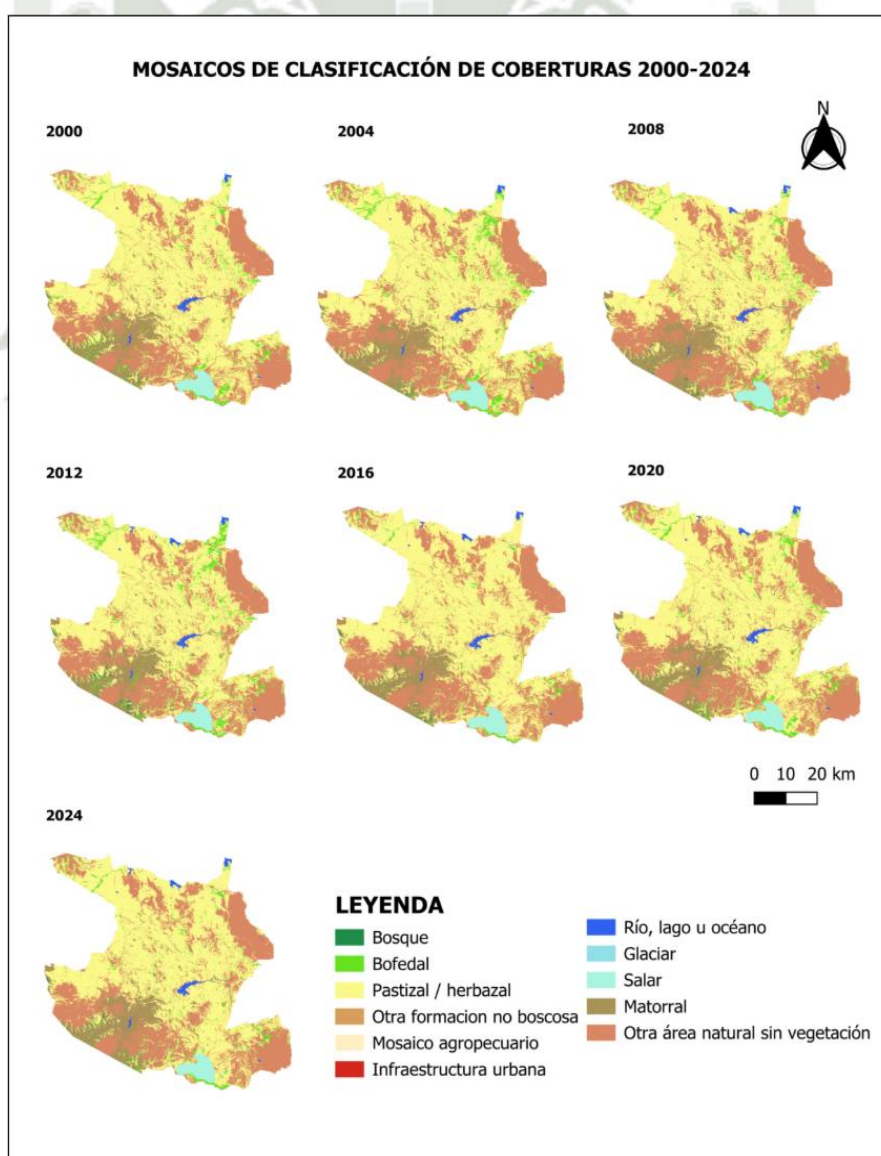
Mientras que la cobertura de matorral mostró una tendencia de incremento, pasando de 29 637.90 ha en 2000 (8.1 %) a 35 028.09 ha en 2024 (9.5 %). De forma similar, el mosaico agropecuario casi se triplicó en el periodo, pasando de 780.39 ha en 2000 a 2372.22 ha en 2024.

Además, se muestra que las coberturas de bosque se mantuvieron con superficies reducidas (<1 % del total), con fluctuaciones interanuales; comportamiento similar en las categorías de glaciar y salar que se mantuvieron relativamente estables, aunque el glaciar presentó una ligera reducción de 17.73 ha en 2000 a 15.12 ha en 2024.

Así mismo, los cuerpos de agua (ríos y lagos) presentaron variaciones a lo largo del periodo analizado, oscilando entre 2 113 ha en el año 2000 y un máximo de 2844 ha en 2020 y por el lado antrópico, la infraestructura urbana mostró un ligero incremento, pasando de 45 ha en 2000 a 53 ha en 2024.

Figura 4

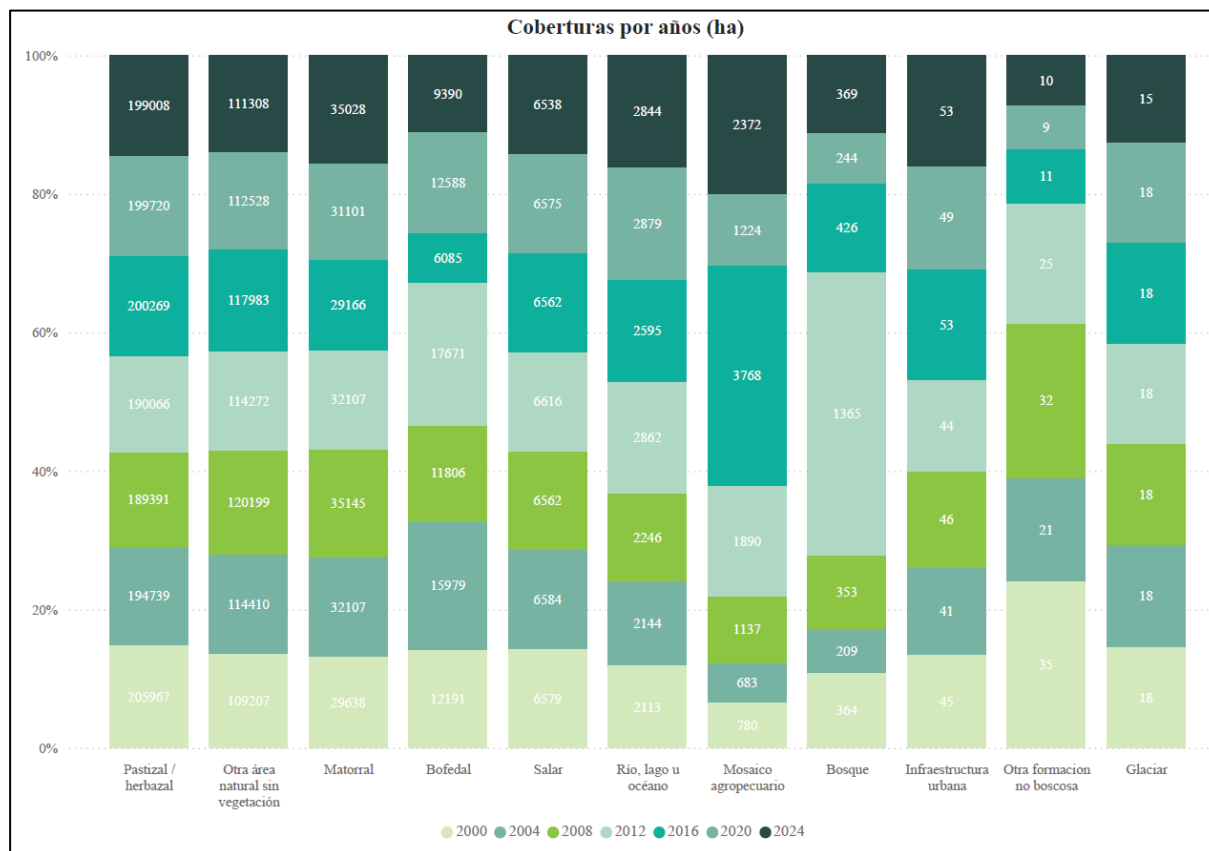
Mosaicos anuales de las coberturas del periodo 2000–2024



Nota. Elaboración propia.

Figura 5

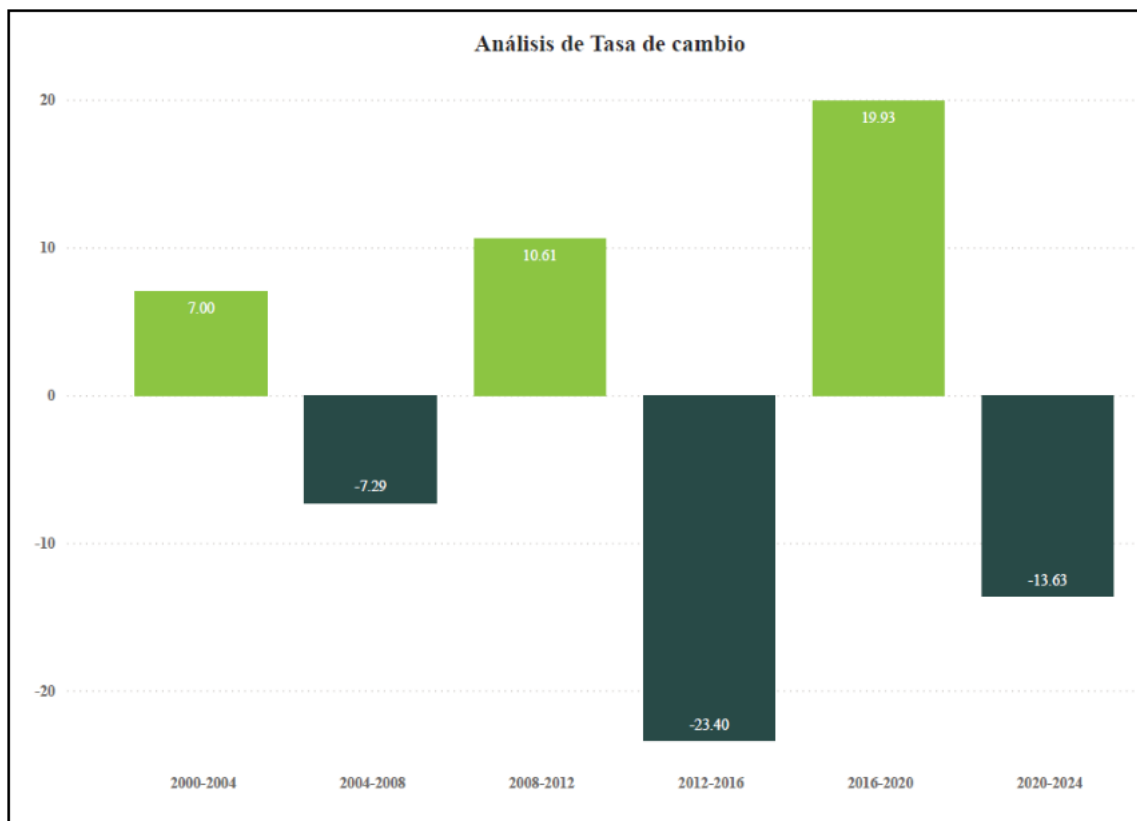
Clasificación de coberturas por hectáreas de la RNSAB del 2000–2024



Nota. Elaboración propia.

4.1.3. Cuantificación de la Tasa de Cambio y Fragmentación del Ecosistema

4.1.3.1. Análisis de la Tasa de Cambio. La cuantificación de la tasa de cambio del ecosistema de los bofedales dentro de la RNSAB muestra que en el primer periodo (2000–2004) hay una ganancia de 7 %, sin embargo, esta reduce en el periodo 2004–2008 en 7.29 %. Y, aunque entre el periodo 2008–2012, se identifica una recuperación de 10.61 %, luego de 2012–2016 se registra la mayor pérdida del periodo de análisis con 23.40 %, para luego volver a un ciclo con una tasa de recuperación significativa en el periodo de 2016–2020, donde la cobertura de bofedales vuelve a incrementarse en 19.93 %, sin embargo, en el último periodo (2020–2024) se presenta nuevamente una reducción de 13.63 %. Tal como muestra la Figura 6, en todo el periodo evaluado de 2000 y 2024 se observó una tendencia fluctuante, con intervalos de recuperación y pérdida de los bofedales.

Figura 6*Análisis de la tasa de cambio periodo 2000–2024*

Nota. Elaboración propia.

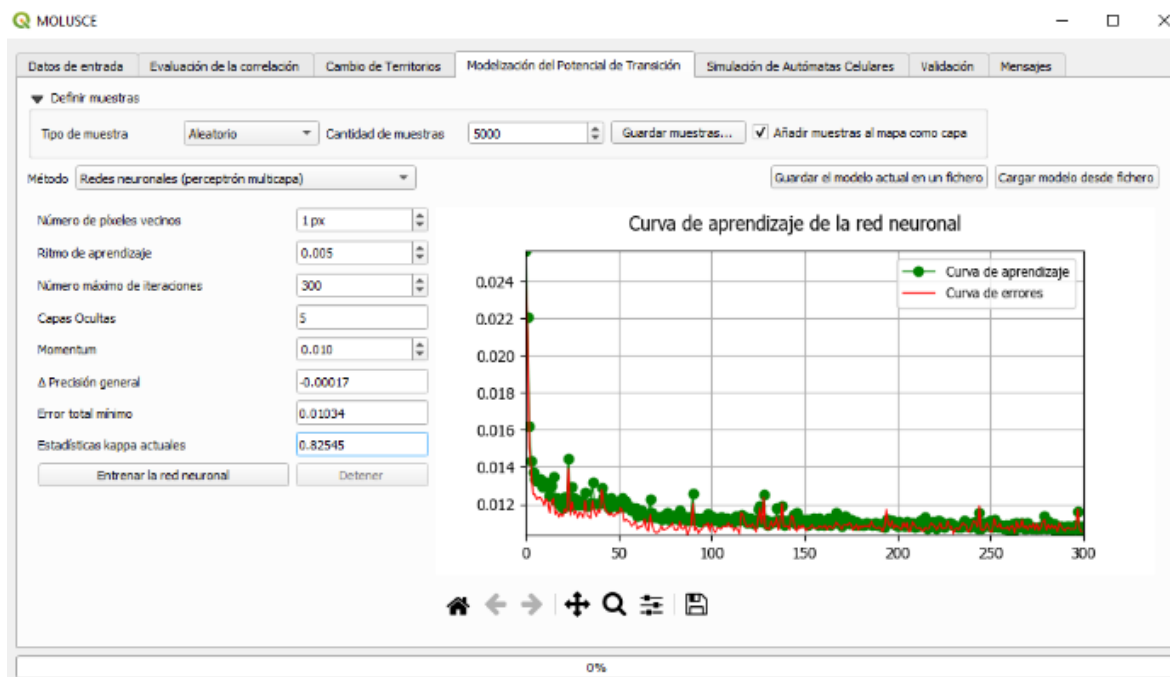
4.1.3.2. Validación y Desempeño del Modelo para Determinación de Coberturas.

En la Figura 7, se presenta la curva de aprendizaje de la red neuronal implementada para los años 2000 y 2024 mediante el complemento MOLUSCE de QGIS para la modelación del potencial de transición de los bofedales dentro de la RNSAB. Dicho modelo fue entrenado con un total de 5000 muestras aleatorias, cinco capas ocultas y un máximo de 300 iteraciones, bajo una tasa de aprendizaje de 0.005 y momentum de 0.010.

A partir de ello, se obtuvo una curva de aprendizaje (línea verde) y una curva de error (línea roja) que muestran un proceso de ajuste progresivo, el cual alcanzó una estabilización después de la iteración 50, de esta manera se evidencia que el modelo logró una reducción sostenida del error. Asimismo, se tuvo un error total mínimo de 0.01034, lo cual indica que la red neuronal logró representar de manera consistente los patrones de cambio de las coberturas.

Figura 7

Modelización del potencial de transición 2000–2024



Nota. Elaboración propia.

El índice Kappa obtenido del modelo fue de 0.825, es decir, un nivel de muy buena concordancia, lo que valida la fiabilidad del modelo en la predicción de los cambios de cobertura.

4.1.3.3. Correlación de las Variables Espaciales Respecto al Cambio.

Tabla 10

Grado de correlación de Pearson para las variables

| Variable | Coefficiente de correlación de Pearson |
|------------------|--|
| Centros poblados | 0.368 |
| Río | 0.262 |
| Pendiente | 0.197 |
| Carreteras | 0.165 |
| Concesiones | 0.069 |

Nota. Elaboración propia.

De acuerdo con la correlación de Pearson (Tabla 10), integrada en MOLUSCE, esta demostró la relación entre los cambios de coberturas presentes en toda RNSAB entre el 2000 y 2024. La mayor correlación se dio con la cercanía a centros poblados ($r = 0.368$), en contraste, las concesiones mineras presentan la menor correlación ($r = 0.069$) hacia el cambio de cobertura de suelos. Por otro lado, el análisis comparativo de las diferentes clases de coberturas el 2000 y 2024 evidenció cambios importantes en la RNSAB (Tabla 11), reflejando los procesos de degradación e intervención antrópica.

Tabla 11

Estadística por clase de las coberturas de la RNSAB

| Cobertura | 2000 (ha) | 2024 (ha) | Sumatorio | 2000 (%) | 2024 (%) | sumatorio(%) |
|---|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|---------------------|
| Bosque | 363.51 | 369 | 5.49 | 0.10 | 0.10 | 0.00 |
| Bofedal | 12 190.77 | 9 390.15 | -2 800.62 | 3.32 | 2.56 | -0.76 |
| Pastizal / herbazal | 205 966 | 199 008 | -6 958.71 | 56.13 | 54.24 | -1.90 |
| Otra formación no boscosa | 34.65 | 10.26 | -24.39 | 0.01 | 0.00 | -0.01 |
| Mosaico agropecuario | 780.39 | 2 372.22 | 1 591.83 | 0.21 | 0.65 | 0.43 |
| Infraestructura urbana | 44.82 | 52.56 | 7.74 | 0.01 | 0.01 | 0.00 |
| Río, lago u océano | 2 112.84 | 2 844.27 | 731.43 | 0.58 | 0.78 | 0.20 |
| Glaciar | 17.73 | 15.12 | -2.61 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| Salar | 6 578.55 | 6 537.87 | -40.68 | 1.79 | 1.78 | -0.01 |
| Matorral | 29 637.9 | 35 028.09 | 5 390.19 | 8.08 | 9.55 | 1.47 |
| Otra área natural sin vegetación | 109 207.44 | 111 307.77 | 2 100.33 | 29.76 | 30.33 | 0.57 |
| TOTAL | 366 935.31 | 366 935.31 | 0.00 | 100.00 | 100.00 | 0.00 |

Nota. Elaboración propia.

Comparando todas las clases de cobertura entre el año 2000 y 2024, se tiene que las de mayor cambio al final del periodo fue la cobertura de los pastizales/herbazales, los

cuales registraron la mayor pérdida, 6 958 ha (-1.9 %), seguidos de los bofedales, que redujeron su superficie en 2 800 ha (-0.76 %).

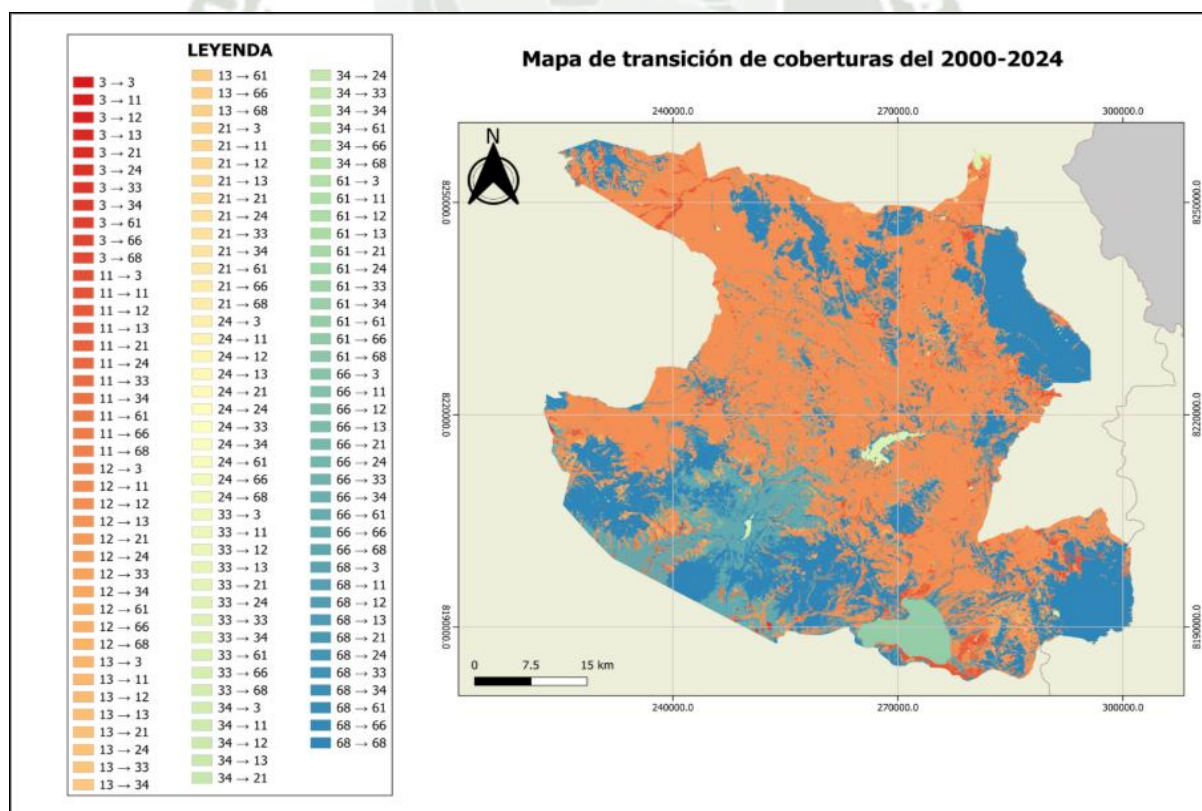
Por otro lado, las coberturas con el mayor aumento de área son matorral presentando un incremento significativo de 5390 ha (+1.47 %), seguido de otra área natural sin vegetación con un aumento de 2 100.33 ha (+0.57 %), mientras que las coberturas por intervención antrópica como el mosaico agropecuario incrementaron en 1 591 ha (+0.44 %).

Respecto a las coberturas de origen glaciario y cuerpos hídricos, mostraron variaciones de menor magnitud en comparación con otros tipos de cobertura, los glaciares retrocedieron en 2.61 ha, los ríos y cuerpos de agua registraron un ligero aumento de 731 ha y los salares se mantuvieron prácticamente estables, registrando una pérdida mínima de 40 ha.

4.1.3.4. Matriz de Transiciones.

Figura 8

Mapa de transición de coberturas del 2000-2024



Nota. Elaboración propia.

De acuerdo al mapa (Figura 8) y la matriz de transiciones muestra que entre los años 2000 y 2024 se dio una dinámica que es de relevancia dentro de la RNSAB (Tabla 12). En el caso del bosque, solo el 33.5 % de su superficie original permaneció estable, mientras que más del 60 % se transformó principalmente en matorral (40.68 %) y bofedal (24.33 %). Por su parte, los bofedales mantuvieron en 50.47 % su cobertura, pero casi un 25.52 % se transformó en pastizales/herbazales, un 9.13 % hacia matorrales y un 12.65 % cambió a mosaicos agropecuarios. Sin embargo, las formaciones no boscosas tuvieron un comportamiento más inestable, solo un 21.82 % se mantuvo, mientras que un 15.84 % pasó a pastizal/herbazal y un 54.29 % se convirtió en área natural sin vegetación.

Por otro lado, el mosaico agropecuario y la infraestructura urbana se mantuvieron en cierta proporción; con 37.4 % y en 98.2 % de permanencia respectivamente. Mientras que el glaciar mostró un retroceso importante, donde si bien el 85.3 % permaneció estable, un 14.7 % se transformó en áreas naturales sin vegetación (en forma de afloramientos rocosos).

En el caso de coberturas que presentan mayor estabilidad, se tiene a los matorrales, donde el 88.6 % permaneció estable, con solo un 5.9 % que se transformó en áreas naturales sin vegetación y un 3.9 % en pastizales. Así mismo, los pastizales/herbazales se mantuvieron estables en 90.56 % aunque presentaron pequeñas conversiones hacia mosaico agropecuario (0.26 %) y matorral (2.11 %). Mientras que las áreas naturales sin vegetación con una estabilidad de 89.5 %, presentando ligeros cambios hacia matorral (2.9 %) y pastizal (7.4 %). Por último, se tiene a los cuerpos de agua, donde el 94.4 % de ríos y lagos de la cobertura se mantuvo en el tiempo, a pesar de ello, se observó una pequeña transición hacia otra área natural sin vegetación (4.6 %), mientras que los salares son la cobertura de mayor estabilidad (99 %) dentro del análisis.

Tabla 12

Matriz de transiciones

| 2000 2024 | Bosque | Bofedal | Pastizal / herbazal | Otra formaci ón no boscosa | Mosaico agropec uario | Infrastru ctura urbana | Río, lago u océano | Glaciar | Salar | Matorral | Otra área natural sin vegetaci ón | TOTAL |
|---|-------------|---------|---------------------------|-------------------------------------|-----------------------------|------------------------------|--------------------------|---------|-------|----------|--|-------|
| Bosque | 33.55 | 24.33 | 0.42 | 0.00 | 0.22 | 0.00 | 0.05 | 0.00 | 0.00 | 40.68 | 0.74 | 100 |
| Bofedal | 0.54 | 50.47 | 25.52 | 0.00 | 12.65 | 0.28 | 0.96 | 0.00 | 0.00 | 9.13 | 0.66 | 100 |
| Pastizal / herbazal | 0.00 | 1.12 | 90.56 | 0.00 | 0.26 | 0.00 | 0.27 | 0.00 | 0.00 | 2.11 | 5.65 | 100 |
| Otra formación no boscosa | 0.00 | 0.03 | 15.84 | 21.82 | 0.00 | 0.00 | 7.08 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 54.29 | 100 |
| Mosaico agropecua rio | 0.00 | 49.09 | 11.73 | 0.00 | 37.40 | 0.00 | 1.53 | 0.00 | 0.00 | 0.16 | 0.08 | 100 |
| Infrastru ctura urbana | 0.00 | 1.81 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 98.19 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 100 |
| Río, lago u océano | 0.0042 6 | 0.37 | 0.04 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 94.37 | 0.00 | 0.00 | 0.28 | 4.56 | 100 |
| Glaciar | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 85.27 | 0.00 | 0.00 | 14.72 | 100 |
| Salar | 0.00 | 0.42 | 0.34 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 99.04 | 0.00 | 0.18 | 100 |
| Matorral | 0.56 | 1.02 | 3.92 | 0.00 | 0.15 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 88.58 | 5.87 | 100 |
| Otra área natural sin vegetación | 0.0062 | 0.09 | 7.39 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.01 | 0.00 | 0.01 | 2.89 | 89.47 | 100 |

Nota. Elaboración propia.

4.1.4. Cuantificación de los Índices de Fragmentación (FRAGSTATS)

Los índices de fragmentación obtenidos con Fragstats entre el 2000 y 2024 muestran cambios significativos en la estructura de los ecosistemas de bofedales dentro de la RNSAB.

4.1.4.1. Métricas Basadas en las Clases (CLASS). En el caso del índice de conectividad (CONNECT), los resultados muestran un descenso de 32.6 % en 2004 hasta 26.3 % en 2012 para luego estabilizarse en 31.5 % (2020), volviendo a descender hasta llegar a un 29.8 % en el 2024 (Figura 9).

Figura 9

Índice de conectividad (CONNECT) del 2000 al 2024

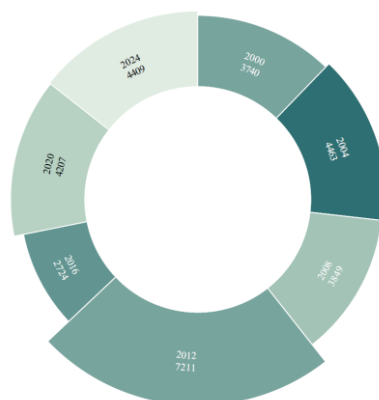


Nota. Elaboración propia.

Respecto al número de parches (NP) (Figura 10) muestra que en el año 2000 se registraban 3740 parches de bofedales, los cuales aumentaron de manera notable hasta 7211 en 2012, llegando a su mínimo en el año 2016 con solo 2724 parches, recuperándose progresivamente hasta 4409 en 2024.

Figura 10

Índice de número de parche (NP) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

En cuanto a la densidad de parches (PD), los resultados guardan concordancia ya que en el año 2000 la densidad era de 1.019 y alcanzó su máximo valor en 2012 con 1.965, mientras su descenso máximo fue en el 2016 con 0.742, recuperándose progresivamente hasta 1.202 en el 2024 (Figura 11).

Figura 11

Índice de densidad de parche (PD) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

4.1.4.2. Métricas Basadas en el Parche (PATCH). En el caso del índice de forma (SHAPE), los valores promedio van de 1.27 a 1.58 a lo largo del periodo de análisis. En el año 2000 se registró un valor promedio de 1.58, disminuyendo progresivamente hasta 1.29 en 2016, recuperándose en el 2020 con 1.58 y volviendo a descender hasta 1.27 en 2024 (Figura 12).

Figura 12

Índice de forma (SHAPE) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

Por otro lado, el índice de dimensión fractal (FRAC) se mantuvo prácticamente constante, con valores promedio entre 1.05 y 1.08, variando ligeramente entre los años evaluados (Figura 13).

Figura 13

Índice de dimensión fractal (FRAC) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

Mientras que el índice del vecino más cercano (ENN), que mide la distancia promedio entre parches más cercanos, presentó una tendencia más variable (Figura 14). En los primeros años (2000–2008) su valor se mantuvo alrededor de 102.57–106.68 m. Sin embargo, a partir del 2012, los valores se incrementan notablemente hasta 198.33 m en 2016, reduciendo en el año 2020 a 102.57 m, volviendo a aumentar a 167.75 m en 2024.

Figura 14

Índice del vecino más cercano (ENN) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

4.1.4.3. Métricas basadas en el paisaje. El índice de forma del paisaje (LSI) analiza la complejidad de toda el área de estudio, la cual mostró cambios moderados a lo largo del periodo. En términos generales, los valores más elevados del LSI se presentaron en el 2000, 2004, 2008 y 2012, mientras que los valores más bajos se dieron en el 2016 y 2024 (Figura 15).

Figura 15

Índice de forma del paisaje (LSI) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

El índice de fragmentación del paisaje (LFI) muestra variaciones notables a lo largo del periodo, evidenciando distintos grados de fragmentación en el ecosistema de bofedales dentro del área de estudio (Figura 16).

Durante los primeros años analizados 2000–2008, los valores de LFI se mantuvieron por debajo de 0.33, clasificándose en el rango de baja fragmentación. Sin embargo, en el año 2012 se registró un incremento abrupto, llegando a su pico con valores de 0.91 (fragmentación alta), reduciendo hasta 0.09 (fragmentación baja), en 2020 y aumentando a 0.6 para el año 2024, observándose así una transición hacia un nivel de fragmentación moderado al final del periodo estudiado.

Figura 16

Índice de fragmentación del paisaje (LFI) del 2000 al 2024



Nota. Elaboración propia.

4.1.5. *Elaborar una Proyección al 2048 de la Dinámica del Ecosistema de Bofedal*

4.1.5.1. Validación y Desempeño del Modelo al 2048. Para la calibración del modelo de proyección, se emplearon los mapas correspondientes a los años 2000 y 2012, con el fin de entrenar la red neuronal y estimar el potencial de transición de las coberturas vegetales dentro de la RNSAB (Figura 17). Se mantuvo el entrenamiento de redes neuronales usado para el análisis del 2000–2024, obteniéndose un Kappa de 0.8367, que muestra una buena concordancia entre los datos observados y los proyectados.

Figura 17

Modelización del potencial de transición al 2012



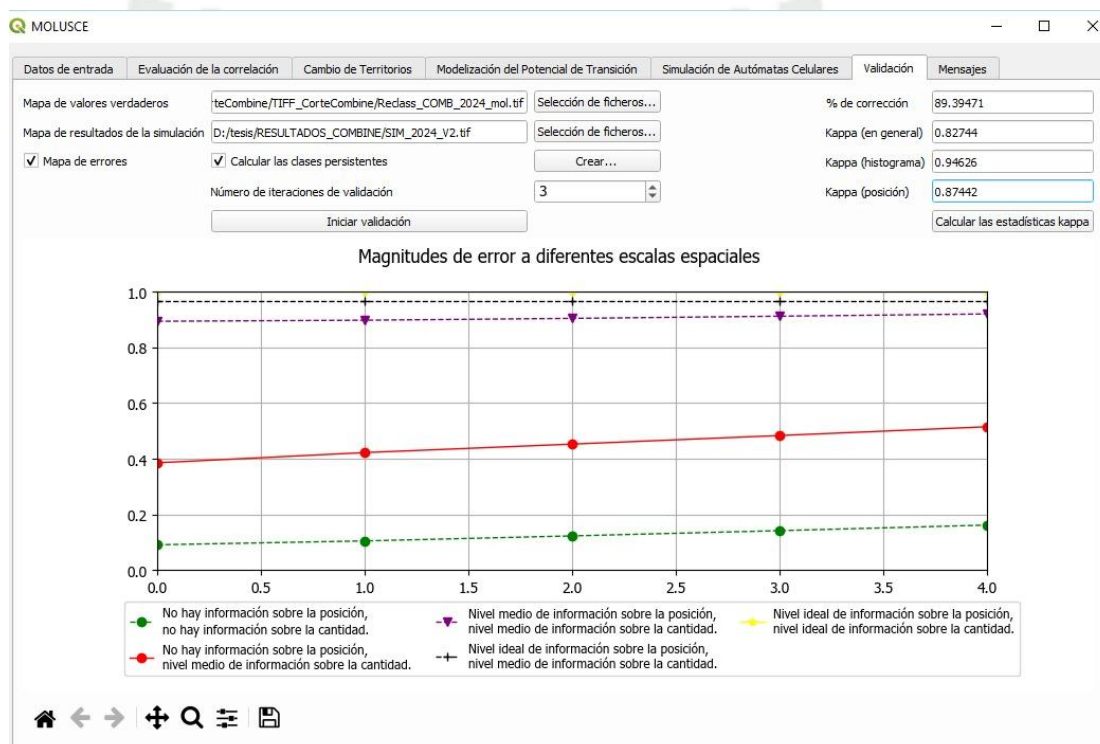
Nota. Elaboración propia.

Posteriormente, con base en el modelo calibrado, se efectuó la simulación hacia el año 2024 (primera iteración), año que sirvió como referencia de validación (Figura 18). Los

resultados obtenidos reflejan un porcentaje de corrección del 89.39 %, con valores Kappa generales de 0.8274, Kappa (histograma) de 0.9463 y Kappa (posición) de 0.8744, lo que confirma un alto nivel de precisión tanto en la distribución espacial como en la proporción de las coberturas simuladas.

Figura 18

Validación del modelo de la predicción

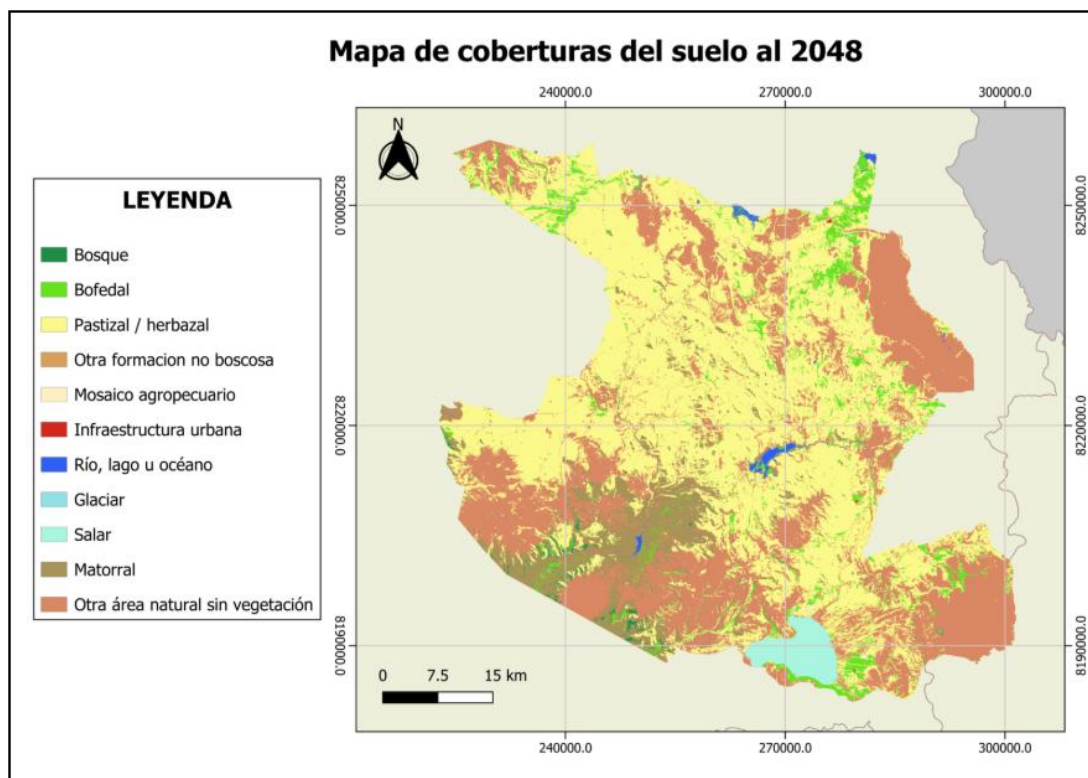


Nota. Elaboración propia.

Finalmente, una vez validado el modelo con el escenario 2024 (Figura 18), se procedió a la proyección del cambio de cobertura al año 2048, aplicando tres iteraciones. Este proceso permitió estimar la dinámica futura de los bofedales, generando un mapa de proyección del estado potencial del ecosistema bajo las condiciones actuales de cambio.

Figura 19

Mapa de coberturas del suelo al 2048



Nota. Elaboración propia.

La proyección de las coberturas al año 2048 (Figura 19) evidencia los futuros cambios en la distribución espacial dentro de la RNSAB, estos resultados indican que el pastizal/herbazal continuará siendo la cobertura dominante con una superficie estimada de 190 085.13 ha, valor que, aunque es ligeramente inferior respecto al año 2024 (199 008 ha), refleja así una tendencia de estabilidad en este tipo de cobertura.

Por otro lado, los bofedales tienen una superficie proyectada de 17 630.73 ha, alcanzando un valor más alto que el analizado hasta el 2024, sobrepasando incluso su pico anterior del 2012 (17 671 ha).

El matorral, con 32 860.08 ha, tendría una leve reducción respecto a 2024 (35 028 ha) mientras que el área de otra área natural sin vegetación presenta una superficie de 113 920.83 ha, valor superior al registrado en 2024 (111 308 ha).

En cuanto al salar, este se mantiene relativamente estable con 6615.09 ha, mientras que la cobertura de río, lago u océano alcanza 2662.38 ha, valores similares a los observados

en 2024 (2 844 ha). Mientras que los glaciares, con 17.64 ha, evidencian una leve reducción respecto a los valores iniciales del 2000 (18 ha).

Por otro lado, el mosaico agropecuario (1 814.13 ha) y la infraestructura urbana (40.14 ha), muestran una ligera reducción en comparación con los valores del 2024 (2 372 ha y 53 ha, respectivamente). Finalmente, los bosques registran 1264,77 ha, un claro incremento respecto a 2024 (369 ha).

Para el año 2048, los resultados de la proyección evidenciaron variaciones en los indicadores de estructura del paisaje, se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13

Índices de fragmentación del paisaje

| | | |
|----------------------------|---------|--------|
| Métricas de clase | CONNECT | 0.304 |
| | NP | 5 362 |
| | PD | 1.461 |
| Métricas de parche | SHAPE | 1.44 |
| | FRAC | 1.07 |
| | ENN | 101.13 |
| Métricas de paisaje | LFI | 0.57 |
| | LSI | 88.49 |

Nota. Elaboración propia.

4.2. Discusión

4.2.1. *Diagnóstico Geoespacial Multitemporal de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca para la Elaboración de Mosaicos Anuales de los años 2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020 y 2024 con Imágenes Landsat*

En términos generales, el análisis visual de los mosaicos evidencia que en la RNSAB existen variaciones temporales que reflejan la dinámica natural de los diferentes ecosistemas y las posibles influencias externas. Cabe resaltar que las diferencias espectrales registradas en las bandas visibles e infrarrojas (Figura 3) facilitaron la delimitación visual de las áreas con vegetación hidrófila propia de bofedales, como lo mencionan García et al. (2021) ya que los bofedales presentan un rango mayor de NDVI, NDWI y NDII por una alta humedad propia de esta cobertura, en contraste con la cobertura herbácea de los pajonales y las zonas áridas de suelos desnudos, sobre todo esta última se observa en algunas zonas de la RNSAB, donde

Emery & Camps (2017) menciona que estas tonalidades más claras, están asociadas a suelos desnudos o áreas con menor cobertura vegetal.

Al determinar las clases de cobertura dentro de la RNSAB, se observó una reducción de hectáreas de bofedal entre los años 2000 y 2024 que confirma lo estipulado por el ARMA (2019), el cual menciona que es uno de los ecosistemas con alta vulnerabilidad que presentan problemas de recarga natural, alimentándose actualmente de filtraciones, generando así un cambio de régimen que va de permanente a temporal. Mientras que el pico máximo en el año 2012 concuerda con el aumento de precipitación atípica que hubo en la región de Arequipa producto del Fenómeno de la Niña, las cuales generaron incluso inundaciones en la región (Sardon & Lavado, 2022). Además, los resultados del análisis concuerdan con la temporalidad de los fenómenos ya que estos suelen llegar a su nivel máximo entre octubre y febrero y, tienden a repetirse cada 2 a 7 años.

Por otro lado, el pico mínimo del año 2016 concuerda con el periodo de sequía producto del Fenómeno del Niño en dicha temporada, lo cual explica la disminución abrupta en los bofedales, ya que no se pudieron recargar de manera natural (ENFEN, 2024). Esta información reafirma lo hallado en la investigación de cambios en cobertura dentro de la RNSAB realizada por Nina (2015) quien menciona una reducción del área de bofedales en el periodo de 1986–1992 por presencia del Fenómeno del Niño, ya que este genera alteraciones hidrológicas regionales como es la disponibilidad y permanencia del recurso hídrico en la superficie, que afectan directamente la recarga hídrica del ecosistema, generando así que todas las coberturas tiendan a verse influenciadas por los cambios en los flujos naturales (INAIGEM, 2023; ENFEN, 2024).

Además, la presencia continua de infraestructuras urbanas, mayormente destinadas a la regulación hídrica, generación eléctrica y actividades turísticas que, aunque se encuentren reconocidas dentro de la Zonificación de Uso Especial, su desarrollo debería procurar estar integrado con el paisaje natural de la ANP, evitando así que las presiones antrópicas comprometan la integridad ecológica y el equilibrio de los ecosistemas presentes (SERNANP, 2025).

Mientras que el aumento significativo del área de mosaico agropecuario refleja un aumento progresivo de actividades humanas dentro de la RNSAB, tal y como se menciona en el Plan Maestro de la RNSAB 2025–2030, la cual especifica que, dentro de su zonificación de uso especial, existe una modificación latente de cambio de uso de suelo a mosaico agrícola (SERNANP, 2025).

4.2.2. *Cuantificación de la Tasa de Cambio del Ecosistema y Fragmentación del Ecosistema de Bofedales Dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca*

4.2.2.1. Análisis de Tasa de Cambio. Respecto a la cuantificación de la tasa de cambio de la cobertura de bofedales durante el periodo 2000–2024 (Figura 6), se observa una tendencia fluctuante, con intervalos de recuperación y pérdida que reflejan la vulnerabilidad de este ecosistema frente a factores climáticos y antrópicos. Esto se asemeja a lo señalado por Nina (2015), quien describe que los bofedales han experimentado reducciones importantes de cobertura vinculadas a la ocurrencia de eventos climáticos extremos.

De 2000–2004 se presenta una fase de recuperación asociada posiblemente a condiciones hídricas favorables, producto del Fenómeno de la Niña de nivel moderado en los años 2003 y 2004 (ENFEN, 2024) y a la capacidad de resiliencia intrínseca de los bofedales. Mientras que la pérdida en el periodo de 2004–2008 probablemente influenciada por la ocurrencia de un Fenómeno El Niño de magnitud moderada (ENFEN, 2024), habría afectado directamente el cambio del ecosistema. A pesar de estas pérdidas, se registró un aumento en el periodo 2008–2012, ya que parte de la cobertura se mantuvo y recuperó, puesto que muchos bofedales se alimentan de aguas de manantiales y acuíferos someros (Zeballos et al., 2010).

Mientras que el mayor pico negativo de cambio 2012–2016 coincide con la ocurrencia de un evento El Niño de magnitud fuerte (2015–2016), que generó una sequía prolongada y redujo significativamente la capacidad de los bofedales para recargarse y mantener su cobertura natural (ENFEN, 2024). Sin embargo, de 2016 a 2020 hay una recuperación significativa que no llega a mantenerse, ya que en el último periodo 2020–2024 se presenta nuevamente una reducción, lo que confirma la naturaleza cíclica de pérdidas y ganancias en la cobertura de bofedales.

En resumen, la dinámica de los bofedales entre 2000 y 2024 presenta una tendencia variable de recuperación y pérdida en ciclos de alrededor de cuatro años (Imbaquingo, 2021). Estos cambios reflejan la influencia tanto de factores climáticos como antrópicos, lo que demuestra que, si bien los bofedales poseen una resiliencia intrínseca, también son altamente sensibles a la variabilidad climática (ENFEN, 2024) y a las presiones derivadas de las actividades humanas provocando déficits prolongados, las cuales generan pérdidas más difíciles de revertir, requiriendo hasta 14 años para su restauración natural (Imbaquingo, 2021). Sumado a ello, se tiene la capacidad de regeneración del

ecosistema está condicionada por la temporalidad y las conductividades hidráulicas (Wunderlich et al., 2023), la cual puede deberse a la coexistencia de bofedales estacionales (dependen únicamente de la precipitación) y permanentes (presentan saturación alta durante todo el año) (INAIGEM, 2023).

4.2.2.2. Validación y Desempeño del Modelo para la Determinación de Coberturas del Periodo 2000–2024. La validación y desempeño de la correlación de variables entre los años 2000 y 2024, confirma que los factores considerados en el modelo (pendiente, ríos, carreteras, cercanía a centros poblados y concesiones mineras) resultaron ser los adecuados para explicar la dinámica de fragmentación observada en el ecosistema de la RNSAB. La importancia de este ajuste metodológico radica en que permitió comprobar la capacidad predictiva del modelo, ya que fue alimentado de información real y precisa, llevándonos a ver los patrones de fragmentación dentro de la RNSAB (Bernal-García et al., 2020).

4.2.2.3. Correlación de las Variables Espaciales Respecto al Cambio de Cobertura (PERSON). De los valores obtenidos (Tabla 10), la correlación de variables respecto al cambio que se encuentra en primer lugar es la cercanía a centros poblados, lo cual sugiere que el crecimiento y la presión de las áreas habitadas son un factor clave en la modificación del paisaje, según SERNANP (2025) actualmente dentro de la RNSAB existen 14 comunidades campesinas además de predios privados, haciendo una población total de 590 168 en área rural y urbana tanto en el área de la reserva como en su zona de amortiguamiento. Esta mayor correlación muestra el impacto de las prácticas poco amigables que se pueden estar dando en la reserva.

En segundo lugar, se encuentra la cercanía a ríos con una correlación moderada hacia el cambio de cobertura de suelos. Esto se explica porque su influencia depende de la interacción con la pendiente del terreno, que regula la acumulación y drenaje de agua. Además, esta relación suele estar condicionada por la intervención humana en el manejo hídrico mediante infraestructuras como canales o represas, lo que reduce el efecto directo sobre las coberturas (SERNANP, 2025).

En tercer lugar, se encuentra la correlación correspondiente a la de pendiente del terreno, con valor moderado que se debe a que el tiempo de estacionalidad de un bofedal está directamente relacionado con la capacidad de carga hídrica, ya que estos funcionan como indicadores de las condiciones ambientales de la cuenca hidrográfica a la que

pertenecen porque obtienen agua tanto de fuentes superficiales como subterráneas. Asimismo, el resultado sugiere que la pendiente influye en los cambios de cobertura, ya que las áreas más planas tienden a concentrar mayor actividad humana, mientras que las pendientes más pronunciadas limitan estos usos, favoreciendo la conservación relativa de la cobertura natural (Guan et al., 2024).

En cuarto lugar, se encuentra la cercanía a carreteras, ello ya que la red vial se considera un elemento biofísico importantes que impulsa los cambios en el paisaje (Gao et al., 2025); principalmente en la RNSAB su incremento se debe a que las vías de comunicación facilitan el acceso, además de ser un aspecto importante para llevar a cabo la actividad turística, la cual es una de las principales fuentes de ingreso económico para la población local; ya que 597.7 ha son consideradas zonas turísticas, lo cual incluye el avistamiento de animales, los bofedales, queñuales, yaretales, cataratas y etc.; los cuales pueden generar un impacto debido al aumento de turismo irresponsable conllevando a cambios en el ecosistema (SERNANP, 2025).

En contraste, las concesiones mineras se encuentran en último lugar, ya que su influencia directa sobre los cambios de cobertura es menor en comparación con los factores antrópicos no controlados; esto se debe a que solo está permitido realizar actividades mineras a las empresas ya existentes, las cuales deberán priorizar la restauración y compensación de áreas donde tengan afectación por sus actividades, evitando la alteración de la cobertura natural existente (SERNANP, 2025; SENACE, 2023).

A partir de lo anterior, se puede resumir que los cambios de uso de suelo en la RNSAB están directamente relacionados a la presión humana; tanto por la presencia de centros poblados o las carreteras, mientras que los factores naturales (pendiente y cuerpos hídricos) y actividades económicas controladas como las concesiones mineras, juegan un papel menor en los cambios de las coberturas.

Comparando el mosaico inicial (2000) con el final (2024), el mayor cambio negativo se dio en los pastizales/herbazales, seguidos de los bofedales, los cuales son de vital importancia para la regulación hídrica y el sustento de actividades ganaderas; sin embargo, su reducción sugiere la incidencia de sequías prolongadas, producto de fenómenos naturales como El Niño (ENFEN, 2024); así como el un incremento del sobrepastoreo (Zevallos, 2010), lo que concuerda con lo señalado por Nina (2015) quien menciona que estos ecosistemas presentan una alta sensibilidad a los eventos extremos y a la presión humana.

Por otro lado, las coberturas de matorral y otras áreas naturales sin vegetación presentan un incremento significativo, dicho cambio evidencia un proceso de desertificación progresiva, resultado de la interacción de factores físico, biológicos y naturales, junto a las presiones antrópicas que, como consecuencia influyen a que las áreas anteriormente ocupadas por pastizales o humedales sean reemplazadas por vegetación arbustiva o superficies desnudas. Asimismo, el aumento y la intensidad de fenómenos naturales de carácter cíclico en cortos periodos de tiempo como El Niño y La Niña, contribuyen a la degradación de la cobertura a largo plazo los cuales, al interactuar con presiones antrópicas, generan una sinergia de impactos, lo que resulta en una disminución de la biomasa (Granados et al., 2013).

Asimismo, se dio un incremento del mosaico agropecuario, lo que refleja una intervención antrópica de actividades agrícolas y ganaderas dentro de la reserva (SERNANP, 2025), este incremento se relaciona directamente con la dinámica socioeconómica de la población altoandina presente en la RNSAB, la cual depende de esta actividad para su subsistencia; producto de ello, se ha observado una expansión de las áreas de cultivo, que ha provocado la reducción de sistemas naturales como bosques y matorrales transformados en terrenos agrícolas debido a la presión antrópica (Granados et al., 2013). Esta tendencia también es respaldada por SERNANP (2025), que documenta la conversión de los montes ribereños en zonas de cultivo, reflejando un patrón de alteración de los ecosistemas y un impacto directo sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos de la reserva.

Sumado a los cambios de coberturas por intervención antrópica, se tiene que la infraestructura urbana aumentó y, aunque este cambio puede considerarse menor, refleja la presencia y expansión de construcciones vinculadas principalmente a infraestructuras hídricas, como canales, reservorios y otras instalaciones relacionadas con la gestión del agua dentro de la reserva (SERNANP, 2025). Este crecimiento evidencia la adaptación de las comunidades a las necesidades de suministro hídrico y gestión de recursos, sin embargo, debe de tenerse en cuenta que cambios mínimos también pueden alterar el paisaje y afectar la dinámica de los ecosistemas circundantes.

Respecto a las coberturas de glaciario y cuerpos hídricos, las variaciones son de menor magnitud, pero de igual forma, explica el incremento en áreas con poca o nula vegetación (NSIDC, 2025). Este retroceso no solo responde a la dinámica climática de largo plazo, sino también a eventos extraordinarios como el Fenómeno El Niño, que puede intensificar la pérdida glaciario (Lacho, 2018). Mientras que el cambio positivo de

los cuerpos de agua probablemente se encuentra vinculado a procesos estacionales (ENFEN, 2024); por otro lado, ligera inestabilidad de los salares puede explicarse por el uso controlado que les dan las comunidades campesinas, las que aprovechan este recurso tanto como atractivo turístico como para la extracción de sal, actividad que en muchos casos se realiza de manera inadecuada (SERNANP, 2025); a su vez se le suman actividades extractivas de minerales, como el borato, desarrolladas en zonas aledañas a los salares (SENACE, 2021), cabe resaltar que esta última actividad se encuentra regulada y supervisada por entidades como el SERNANP.

En resumen, los cambios de cobertura en la RNSAB entre 2000 y 2024 mostraron una marcada pérdida de pastizales, herbazales y bofedales; acompañado por el aumento de matorrales, áreas sin vegetación y mosaicos agropecuarios. Aunque las variaciones en glaciares, cuerpos de agua y salares fueron menores, también evidencian vulnerabilidad frente a factores climáticos y presiones humanas.

4.2.2.4. Matriz de Transiciones. Con lo evaluado se observó la matriz de transiciones de coberturas, las cuales van alineadas con lo señalado por MINAM (2019), quien menciona que estas transformaciones están estrechamente vinculadas a variaciones en las condiciones del suelo y del agua, lo que se refleja en los resultados obtenidos.

En el caso del bosque, se evidenció un proceso de degradación de áreas boscosas hacia coberturas de menor densidad vegetal (CGIAR, 2015), la cual indicaría que está en un proceso de deforestación según la curva de transición de bosques, lo cual termina influyendo en el ciclo hidrológico, es este caso en la evapotranspiración, por ello hay una marca estabilidad en los pastizales/herbazales y matorrales de los ecosistemas (Vega & Espinoza, 2024).

Por su parte, la pérdida de bofedales refleja una constante transformación hacia formaciones más secas, lo cual esté probablemente asociado a la reducción de disponibilidad hídrica y al impacto de actividades antrópicas, como es la construcción de canales de drenaje que tienen por objetivo secar áreas para facilitar el acceso del ganado a los pastos, afectando así zonas dentro del bofedal (Vega & Espinoza, 2024). Otra de las causas de este cambio es por un incremento del volumen de extracción de agua para consumo humano o para actividades mineras; además de la construcción de carreteras en los alrededores de los bofedales que, al cambiar los flujos naturales de alimentación del bofedal, afecta la capacidad de almacenamiento de agua en dicha cobertura (INAIGEM, 2023; ONU, 2023). Sin embargo, se debe considerar que algunos

autores como Cervantes et al. (2021) mencionan que la temporalidad, disponibilidad hídrica, porosidad del suelo y una reducida pendiente influye en la infiltración, por lo que, si las propiedades del suelo o aspectos de su geografía son modificadas, esta cobertura podría perder a largo plazo su capacidad de recarga (SERNANP, 2025).

El caso de la inestabilidad de las formaciones no boscosas, esto sugiere una mayor exposición a actividades humanas, lo cual según CGIAR (2015) es parte de un proceso de degradación que podría terminar convirtiéndose por completo en un área sin vegetación. Mientras que las coberturas más antrópicas como el mosaico agropecuario y la infraestructura urbana se han logrado consolidar en estos últimos 24 años de análisis; reflejando así la expansión de actividades dentro de la reserva, la cual ya se encuentra categorizada dentro de su plan maestro (SERNANP, 2025).

Respecto a los cuerpos de agua, si bien se observó una ligera transición hacia un área natural sin vegetación y a bofedales, lo cual posiblemente está vinculado a dinámicas hidrológicas locales como lo señala Cervantes et al. (2021). Sin embargo, el glaciar mostró un retroceso importante, con una transformación hacia áreas naturales sin vegetación, confirmarían lo mencionado por Vega & Espinoza (2024) quienes sugieren que una constante pérdida de hielo en la zona, posiblemente vinculado a efectos del calentamiento global y las variaciones climáticas, además el aumento del afloramiento rocoso propio del área sin vegetación podría afectar a la dinámica de su escorrentía y la disponibilidad hídrica de la zona, a pesar de ello, estas áreas muestran cierta recuperación de zonas áridas hacia matorrales y pastizales.

En conjunto, la matriz evidencia que, aunque la mayoría de las coberturas presentan alta estabilidad en el periodo analizado, los bosques, bofedales han sido las coberturas más dinámicas y vulnerables, con tendencias claras hacia la degradación o reducción de superficie, mientras que las coberturas asociadas a actividades antrópicas no sufrieron un gran cambio entre los años 2000 y 2024.

4.2.3. *Cuantificación de los Índices de Fragmentación (FRAGSTATS)*

4.2.3.1. Métricas Basadas en las Clases. En el caso de la conectividad (CONNECT), los resultados muestran un descenso de progresivo hasta el año 2012 (Figura 9), lo que evidencia un proceso marcado de fragmentación en este periodo, puesto que los parches comenzaron a perder continuidad ecológica, producto del descenso de la conectividad (Barau & Qureshi, 2015), además al tener una menor interacción funcional entre parches, podría conducir a un menor flujo de agua, nutrientes y organismos entre

parches que, según Kubacka & Piniarski (2024), pudo haber comprometido la movilidad de especies dependientes de este hábitat, pudiendo afectar la dinámica de la población y comunidades.

Posteriormente, los valores fueron recuperándose, hasta el 2020, sugiriendo que, pese a la fragmentación inicial, ciertos bofedales núcleo han mantenido la conectividad mínima del paisaje, asegurando la persistencia parcial de las funciones ecosistémicas. Esta relativa estabilidad observada en la última década puede vincularse tanto a la permanencia de parches de gran tamaño, como a las acciones de manejo y restauración impulsadas en la zona. Un ejemplo es el programa MERESE (Forest Trends, 2024), el cual desde 2022 ha construido infraestructuras para mejorar la captación y almacenamiento de agua (qochas, canales rústicos, zanjas de infiltración, cercos excluidores de ganado y cercos para proteger áreas sensibles), recuperando así 243.9 hectáreas (2.6 % del área de ecosistema de bofedal).

El índice de número de parches (NP) (Figura 10) reafirma que los valores obtenidos en una baja conectividad son inversamente proporcionales al aumento de parches; ello se debe a que a mayor número de parches se incrementa el efecto de borde y con ello la exposición a presiones externas como el aumento de la actividad agropecuaria e incremento de la infraestructura urbana (Rivas et al., 2022).

No obstante, a partir de 2016 el número de parches disminuye estabilizándose en el año 2020, lo que no necesariamente implica una recuperación, como indica Obando (2009), quien menciona que ello se puede deber a la pérdida o desaparición de fragmentos menores, con una consecuente reducción de hábitat; además se debe de tener en cuenta que el NP también puede indicar una diversidad y riqueza del paisaje, por lo que una disminución abrupta también puede perjudicar el equilibrio del ecosistema (Narmada et al., 2021).

En cuanto a la densidad de parches (PD), los resultados muestran un comportamiento directamente proporcional al NP. Al año 2012, alcanzó su máximo valor (Figura 11), confirmando la presencia de un paisaje altamente fragmentado con parches pequeños. Posteriormente, la densidad cae abruptamente en 2016, lo cual se interpreta como una pérdida de fragmentos asociada con la desaparición de áreas pequeñas. Esto coincide con lo señalado por Rivas et al. (2022), quienes destacan que la pérdida de parches pequeños incrementa la vulnerabilidad del ecosistema al reducir su diversidad estructural.

En conjunto, las tres métricas de parche indican que la fragmentación en los bofedales de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca no ha sido lineal, esta ha tenido un comportamiento dinámico en todo el periodo de análisis con picos como el de 2012, donde se alcanzó la mayor fragmentación registrada. Este comportamiento a lo largo del tiempo muestra como las actividades antrópicas, como el pastoreo y la infraestructura, junto a las variaciones climáticas afectan la recarga de bofedales (Cervantes et al., 2021; ENFEN, 2024).

4.2.3.2. Métricas Basadas en el Parche. En el caso del índice de forma (SHAPE) (Figura 12), los valores reflejaron una variación constante, lo que se refleja en una alteración en la forma de los parches, producto de bordes más irregulares, puesto que estos son propensos a la erosión, lo que puede asociarse a la degradación o presión antrópica que se ejerce sobre este ecosistema (Ene & Mcgarigal, 2023).

El índice FRAC que se mantuvo prácticamente constante (Figura 13) indica que la estructura del borde de los parches de bofedales ha permanecido relativamente estable durante el periodo de estudio. Esto sugiere que la fragmentación observada no ha alterado significativamente la morfología interna de los parches, sino que se ha manifestado principalmente en la disminución del tamaño y la separación entre ellos. Dicha tendencia es relevante, ya que si la fragmentación y el aislamiento aumentaran podrían afectar negativamente a la fauna y flora propias de los bofedales limitando el movimiento de especies, lo cual podría reducir el flujo genético y alterar los microhábitats asociados a la humedad y cobertura del bofedal (Rivas et al., 2022).

Por otro lado, el índice ENN presentó una tendencia más variable (Figura 14), evidenciando en los últimos años un aumento del aislamiento espacial de los parches de los bofedales y, por lo tanto, un aumento en el proceso de fragmentación. Este comportamiento puede estar vinculado a procesos antrópicos (pastoreo, drenaje de agua o presencia de infraestructura urbana) y factores climáticos que reducen la continuidad del hábitat (INAIGEM, 2023).

4.2.3.3. Métricas Basadas en el Paisaje. El índice de forma del paisaje (LSI) (Figura 15) entre los años 2000–2008, se mantuvo relativamente estable, lo que sugiere una presencia de un paisaje con estructura espacial equilibrada y sin grandes modificaciones en las coberturas. El aumento del índice hacia el 2012 refleja un aumento de los bordes y contornos del paisaje dentro de la RNSAB, lo que sugiere una mayor complejidad

espacial en la configuración de las coberturas. Este incremento podría estar relacionado con procesos de fragmentación del paisaje, así como con la expansión de actividades antrópicas o cambios naturales en la cobertura del suelo que alteraron la continuidad de las unidades de paisaje (INAIGEM, 2023).

Mientras que la disminución del LSI en 2016 podría estar relacionada con una simplificación temporal en la estructura del paisaje, posiblemente producto de procesos de homogeneización espacial. Cabe resaltar que Xu et al. (2022) señalan que factores como la época de adquisición o la nubosidad pueden afectar la precisión en la delimitación de las coberturas, generando fluctuaciones aparentes en los índices de forma. En conjunto, la evolución del LSI indica que el paisaje de la RNSAB ha experimentado fases alternadas de estabilidad y reorganización espacial, siendo esta una respuesta tanto a presiones naturales como antrópicas.

Por otro lado, el índice de fragmentación del paisaje (LFI) evidencia que durante los primeros años analizados existe una baja fragmentación, lo cual sugiere que el paisaje presentaba una alta conectividad ecológica y una configuración espacial estable, por lo que se infiere que había presencia de parches grandes y contiguos, lo que permitió mantener la integridad de los bofedales, es decir, propició una coexistencia espacial de infraestructura y comunidades sin que se incrementara la fragmentación del ecosistema (Rivas et al., 2022).

Sin embargo, en el año 2012 se registró un pico en el índice LFI, reflejando una alta fragmentación lo que podría estar relacionado con procesos de degradación ambiental, así como pérdida de cobertura vegetal o aumento de disturbios antrópicos vinculados al pastoreo, la infraestructura o la extracción de recursos (Zeballos, 2010). Además, la elevada fragmentación sugiere una ruptura significativa de la conectividad ecológica entre parches de bofedales, reflejando el estado crítico en el que se encontraba el paisaje. Posteriormente, se dio una recuperación, estabilizándose el paisaje moderadamente hasta el 2024, esta tendencia sugiere un proceso dinámico, en el que los bofedales experimentan periodos alternados de perturbación y regeneración, posiblemente influenciados por la variabilidad climática y las acciones de manejo. Estos resultados refuerzan la idea de que la conectividad en la RNSAB se encuentra inestable, puesto que los factores antrópicos y naturales continúan siendo determinantes para la estructura espacial de los bofedales.

4.2.4. Proyección al 2048 de la Dinámica de Ecosistema de Bofedal Dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca

Respecto a la proyección del bofedal al 2048, se observó una recuperación significativa del ecosistema, lo que podría atribuirse a la implementación de estrategias de conservación o al restablecimiento parcial de las condiciones hidrológicas y tiene concordancia con la visión establecida en el Plan Maestro de la RNSAB, ya que al 2045 mencionan que se destacarán en la conservación de los ecosistemas de la reserva, entre ellos, los bofedales (Forest Trent, 2024; SERNANP, 2025). No obstante, esta aparente recuperación proyectada también podría responder al incremento de número de parches más que por una expansión el hábitat, por tanto, deberá ser contrastada con tendencias climáticas y de uso del suelo reales, ya que los bofedales son muy susceptibles a los cambios climáticos producto de los ENOS, los cuales se proyectan que en un futuro tengan una mayor intensidad (INAIGEM, 2023).

En conjunto, la proyección al 2048 evidencia que la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca tendrá con una redistribución del paisaje caracterizada por la expansión de áreas sin vegetación y una leve recuperación de los ecosistemas hídricamente dependientes. Estos cambios proyectados evidencian la importancia de fortalecer las estrategias de manejo adaptativo y conservación ante los posibles efectos del cambio climático y las presiones antrópicas sobre el ecosistema altoandino.

Respecto a los índices de clase para el 2048, la conectividad (CONNECT) muestra una conectividad estable que aumentó ligeramente desde el 2024, lo cual podría estar relacionado al proyecto que inició en 2022, enfocándose principalmente en una zona reducida de bofedales, para después ampliarse hasta el 2026, haciendo que los patrones de conectividad mejoren en los últimos años (Forest Trends, 2024). Mientras que la densidad y número de parches (PD) indicaría que, de mantenerse las tendencias actuales, estos índices aumentarían, reflejándose que el ecosistema seguirá sometido a un proceso de fragmentación creciente, lo que podría vincularse a la intensificación de impactos antrópicos (expansión de la frontera agropecuaria, construcción de infraestructura urbana y vías), así como a procesos naturales de transformación hacia coberturas más secas y a la mayor recurrencia e intensidad de fenómenos climáticos como el ENOS (INAIGEM, 2023; ONU, 2023). Todo ello muestra un escenario de fragmentación persistente en el futuro, donde la aparente estabilidad del indicador de conectividad no necesariamente refleja una recuperación del ecosistema, sino una reorganización del paisaje bajo nuevas presiones.

Por otro lado, los indicadores de métricas de parche presentan un bajo SHAPE, un ENN elevado y un FRAC estable para 2048 prevén un aumento en la irregularidad de los parches de bofedales, posiblemente asociada a procesos de reducción del área de bofedales (INAIGEM, 2023), sin embargo, existiría una posible recuperación de la conectividad ecológica o una reagrupación de parches, posiblemente como resultado de la resiliencia natural del ecosistema de bofedal o intervenciones de conservación como es el programa MERESE, el cual tiene como objetivo desde el 2022 recuperar área de bofedal progresivamente (Forest Trends, 2024; Silva, 2022).

Por último, los indicadores de paisaje (LFI, LSI) muestran valores de un paisaje fragmentado en concordancia con lo hallado por los indicadores previos, ya que si bien el nivel de fragmentación (LFI) reduce desde el 2024 (0.60) al 2048 (0.57), también presenta un aumento de LSI a 88.49 en comparación al 2024 con 79.99, lo que podría evidenciar una degradación estructural parcial del ecosistema debido procesos de alteración progresiva en la conectividad entre los parches; así como un aumento en la irregularidad en los bordes del paisaje que a pesar de una aparente estabilidad en los últimos años, muestra que, de mantenerse las presiones actuales, el paisaje podría volverse más irregular y fragmentado, incrementando la vulnerabilidad ecológica y afectando la conectividad entre los diferentes ecosistemas que conforman la RNSAB a pesar de los intentos por restaurar ecosistemas presentes como es el caso de los bofedales (Rivas et al., 2022).



CAPÍTULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

1. El análisis multitemporal de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca (RNSAB) para el periodo 2000–2024 evidencia una transformación progresiva del paisaje, caracterizada principalmente por la reducción sostenida de la cobertura de bofedales y el incremento de áreas áridas y con menor vegetación, especialmente en sectores sometidos a mayor presión antrópica. Asimismo, se identificaron alteraciones hidrológicas asociadas a eventos ENOS, que han contribuido a la degradación del ecosistema. En conjunto, estos cambios reflejan una pérdida gradual de la integridad ecológica de los bofedales dentro de la reserva.
2. En términos de cobertura del suelo, se identificaron 11 clases distribuidas de forma heterogénea en la RNSAB. Los resultados muestran que los bofedales han disminuido aproximadamente en un 8.7 % entre 2000 y 2024, mientras que los suelos desnudos y coberturas más áridas han aumentado, evidenciando una tendencia hacia procesos de degradación ambiental. Este patrón confirma una transición del ecosistema hacia estados menos favorables, estrechamente vinculados tanto a la variabilidad climática como a la intervención humana. La delimitación de estas clases de cobertura permitió reconocer la estructura espacial del ecosistema, identificar áreas críticas y establecer una base para el análisis de fragmentación y conectividad.
3. El análisis de métricas de paisaje mediante FRAGSTATS evidenció una fragmentación progresiva y pérdida de conectividad ecológica del ecosistema de bofedales entre el periodo 2000 y 2024. Se registró un aumento del número y densidad de parches (NP y PD) así como una reducción del índice de conectividad (CONNECT), lo que demuestra un constante aislamiento entre los parches de bofedal. Asimismo, el índice de forma (LSI) y el índice de fragmentación del paisaje (LFI) indican una fragmentación moderada y una mayor irregularidad en la morfología del paisaje.
4. Finalmente, la proyección al año 2048, realizada mediante el modelo CA-ANN, mostró un aumento de la superficie de bofedales y una estabilización del LFI en 0.57, correspondiente a un estado de fragmentación moderado, sin embargo, el resto de índices de paisaje no son tan alentadores, entre ellos, el aumento considerable del NP y una disminución del índice CONNECT, lo que sugiere que, si bien la superficie total de bofedales tiende a recuperarse, esta expansión se produce de manera aislada y con baja conectividad entre los parches. Esta situación podría explicarse porque las acciones de restauración generarían un impacto

parcial a partir de su implementación en la RNSAB y por ende aún no han logrado restablecer completamente la conectividad del ecosistema.

5.2. Recomendaciones

- Si bien el estudio ha logrado identificar los patrones de cambio geoespacial en la RNSAB, poniendo énfasis en la cobertura de bofedal, se recomienda analizar el resto de las coberturas halladas en el área de estudio, de tal forma que puedan tener un método de identificación más personalizado para dicha área y tener modelos de transición más precisos.
- Integrar métricas del paisaje como LFI, CONNECT y NP en los planes de manejo y evaluación del estado de conservación de la RNSAB, de acuerdo con el objetivo actual y visión que se plante a dentro del Plan Maestro de la reserva, con la finalidad de promover la conectividad de sus coberturas, evitando parches que alteren la dinámica y aumente la fragmentación.
- Promover la creación de corredores ecológicos que integren los parches de bofedales más aislados, identificando las especies clave que garanticen la continuidad de los flujos biológicos e hidrológicos.
- Establecer un sistema de monitoreo anual mediante teledetección (Sentinel-2, Landsat 9, PlanetScope) para evaluar la efectividad de las medidas de conservación y actualizar periódicamente el diagnóstico geoespacial de la zona a fin de mejorar las estrategias empleadas en su conservación.
- Implementar estrategias de restauración ecológica orientadas a la conservación y recuperación de los ecosistemas de bofedales dentro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, promoviendo la recuperación de la vegetación nativa, el manejo adecuado del pastoreo y el mantenimiento de las condiciones hidrológicas que favorecen la permanencia de estos humedales altoandinos.
- Realizar estudios complementarios sobre la dinámica hidráulica de la cuenca, con el fin de comprender mejor los procesos de escorrentía, recarga hídrica y distribución del agua que influyen tanto en la formación, permanencia como en la degradación de los bofedales.
- Promover investigaciones enfocadas en la biota asociada a los bofedales, así como en la dinámica de la napa freática y las características del suelo, debido a que estos factores influyen directamente en la estabilidad ecológica, la capacidad de retención de agua y la resiliencia del ecosistema frente a procesos de degradación.

REFERENCIAS

- Aguilar Barriga, R. A. (2019). *Valorización económica de los impactos producidos en la salud por el vertimiento de aguas servidas en el Río Chili–Arequipa, 2010–2015*. [Tesis de grado, Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/20.500.12773/12243>
- Aguilar-Garavito, M., Ariza, A., Inge, A., Aronson, J., Avella, A., Bernal Castro, E., ... & Zabala, G. (2015). Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres. <http://hdl.handle.net/20.500.11761/9281>
- Aguilar, R., Thouret, J. C., Samaniego, P., Wörner, G., Jicha, B., Paquette, J. L., Suaña, E., & Finizola, A. (2022). Growth and evolution of long-lived, large volcanic clusters in the Central Andes: The Chachani Volcano Cluster, southern Peru. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 426, 107539. <https://doi.org/10.1016/J.JVOLGEORES.2022.107539>
- Alonso, A. M., Finegan, B., Brenes, C., Günter, S., & Palomeque, X. (2017). Evaluation of structural and functional connectivity in the Podocarpus-Yacuambi conservation corridor, Ecuador. *Caldasia*, 39(1), 140-156. <http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v39n1/0366-5232-cal-39-01-00140.pdf>
- Alvis, T., Villasante, J., Pauca, G., Quispe, J. & Luque, C. (2021). Cálculo y valoración del almacenamiento de carbono del humedal altoandino de Chalhuanca, Arequipa (Perú). *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 23(3), 139-148. <https://dx.doi.org/10.18271/ria.2021.314>
- Amoah, M. K. M., & Gorsevski, P. V. (2025). Predicting land use land cover changes and impact on urban wetlands using cellular automata and artificial neural networks approach, a case study in Greater Accra, Ghana. *Scientific African*, e02767. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2025.e02767>
- Aponte, J., & Ospina, J. E. (2019). Evaluating the performance of spectral indexes for identify high Andean wetlands. *Revista de Teledetección*, 0(53), 59–72. <https://doi.org/10.4995/RAET.2019.10580>
- Aranibar Concha, D. M. (2024). Taxonomía, diversidad ecológica y distribución altitudinal de Myxomycetes asociados a la vegetación leñosa de la reserva nacional Salinas y Aguada Blanca, 2023. <https://repositorio.unsa.edu.pe/items/8802d60d-4db2-4d54-8575-6b77131cc9c6>
- Arévalo, J. E., Honda, W., Arce-Arias, A., & Hager, A. (2017). Variación espacio-temporal de

- atropellos de vertebrados muestra eventos de mortalidad masiva de anfibios en una carretera altamente transitada adyacente a un parque nacional, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 65(4), 1261-1277. <https://link.gale.com/apps/doc/A525610660/HRCA?u=anon~f98f09b5&sid=googleScholar&id=1699601d>
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., Banchemo, S., Gallego, F., Schirmbeck, J., ... & Hasenack, H. (2022). Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomass Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100834>
- Bahamontes, J. F. C., Calizaya, D. S. Q., & Franco, M. S. S. (2021). Análisis multitemporal de la laguna Suches y del vigor de la vegetación del bofedal de Huaytire, Tacna. *Ciencia & Desarrollo*, 20(1), 27-39. <https://doi.org/10.33326/26176033.2021.1.1106>
- Baig, M. F., Mustafa, M. R. U., Baig, I., Takaijudin, H. B., & Zeshan, M. T. (2022). Assessment of land use land cover changes and future predictions using CA-ANN simulation for selangor, Malaysia. *Water*, 14(3), 402. <https://doi.org/10.3390/w14030402>
- Barau, A. S., & Qureshi, S. (2015). Using agent-based modelling and landscape metrics to assess landscape fragmentation in Iskandar Malaysia. *Ecological Processes*, 4(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-015-0033-1>
- Bernal-García, M., Salamanca, D., Perez, N., & Quemba, M. (2020). Validez de contenido por juicio de expertos de un instrumento para medir percepciones físico-emocionales en la práctica de disección anatómica. *Educación Médica*, 21(6), 349–356. <https://doi.org/10.1016/J.EDUMED.2018.08.008>
- Buitron Sulca, L. G. (2023). Influencia de la variabilidad climática en la dinámica espacio temporal de los bofedales altoandinos en la microcuenca Chicllarazo, periodo 1988-2022. <https://hdl.handle.net/11537/35702>
- Centro Nacional de Datos de Nieve y Hielo. (10 de setiembre de 2025). Ciencia de glaciares. <https://nsidc.org/learn/parts-cryosphere/glaciers/science-glaciers>
- Cervantes, R., Sánchez, J. M., Alegre, J., Rendón, E., Baiker, J. R., Locatelli, B., & Bonnesoeur, V. (2021). Contribución de los ecosistemas altoandinos en la provisión del servicio ecosistémico de regulación hídrica. *Ecología Aplicada*, 20(2), 137-146. <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v20i2.1804>
- Chang Martínez, L. A., Rosete Vergés, F. A., Charre Medellín, J. F., & Mas, J. F. (2020). Validación de modelos predictivos de cambio de cubierta y uso del suelo en la península de Baja California, México. *Investigaciones geográficas*, (102).

<https://doi.org/10.14350/rig.60010>

- Chávez Rivera, Y. (2021). Desarrollo e implementación de un sistema de instrumentación embebido para el registro de datos de sensores meteorológicos, inerciales y GPS en lugares remotos y de difícil acceso [Tesis de grado], Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.
- <https://repositorio.unsa.edu.pe/server/api/core/bitstreams/247ef913-d939-47b2-bb66-3b9509941cbc/content>
- Chen, X., Zhang, M., & Zhang, W. (2022). Landscape pattern changes and its drivers inferred from salt marsh plant variations in the coastal wetlands of the Liao River Estuary, China. *Ecological Indicators*, 145, 109719. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.109719>
- Cocero, D., García, M., Jordá, J., López, J. (2017). *INFORMÁTICA APLICADA. HERRAMIENTAS DIGITALES PARA LA INVESTIGACIÓN Y EL TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN EN HUMANIDADES*. Editorial UNED
- Color natural: vegetación en imágenes de satélite. (2023, November 7). EOS Data Analytics. <https://eos.com/es/make-an-analysis/natural-color/>
- Cong, P., Chen, K., Qu, L., Han, J., & Yang, Z. (2020). Determination of Landscape Ecological Network of Wetlands in the Yellow River Delta. *Wetlands* 2020 40:6, 40(6), 2729–2739. <https://doi.org/10.1007/S13157-020-01357-7>
- Conservación Amazónica - ACCA. (2021). Restauración de Bofedales en la Comunidad Campesina Japu. <https://acca.org.pe/restauracion-de-bofedales-en-la-comunidad-campesina-japu/>
- Convención de Ramsar 2022. Resolución XIV.3: Eficacia y eficiencia de la Convención sobre los Humedales. 13 Noviembre 2022
- Convención de Ramsar 2022. Resolución XIV.15: Mejora de la conservación y gestión de pequeños humedales. 13 Noviembre 2022
- Convención de Ramsar 2022. Resolución XIV.16: Integración de la protección, la conservación, la restauración, el uso sostenible y la gestión de los humedales en las estrategias nacionales de desarrollo sostenible. 13 Noviembre 2022
- Convención de Ramsar 2022. Resolución XIV.17: Protección, conservación, restauración, uso sostenible y gestión de los ecosistemas de humedales para hacer frente al cambio climático. 13 Noviembre 2022
- Convención Relativa a los Humedales de Importancia Internacional. Fomentar la conservación de los humedales y de las aves acuáticas creando reservas naturales Artículo 4°. 2 de febrero de 1971.

- Coops, N. C., Tooke, T. R., Coops, N. C., & Tooke, T. R. (2017). Introduction to Remote Sensing. *Learning Landscape Ecology*, 3–19. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-6374-4_1
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., & López Granados, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (59), 7-23. <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rgeong/n59/art02.pdf>
- De la Cruz, M., & Gil, F. T. M. (Eds.). (2015). *Avances en el análisis espacial de datos ecológicos: aspectos metodológicos y aplicados*. ECESPA. http://www.conefor.org/files/usuarios/Capitulo_1_analisis_conectividad_Saura.pdf
- De Oliveira, J. G., Lopes, P. M. O., Nascimento, C. R., de Albuquerque Moura, G. B., & de Oliveira Júnior, J. F. (2023). Space-temporal detection of environmental changes in the Brazilian semiarid through Google Earth Engine and GIS. *Journal of South American Earth Sciences*, 127, 104403. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2023.104403>
- Decreto Supremo 023-2021-MINAM [Ministerio del Ambiente]. Aprueban Política Nacional del Ambiente al 2030
- Decreto Supremo N° 034-2004-AG [Ministerio de Agricultura y Riego]. Aprueban categorización de especies amenazadas de fauna silvestre y prohíben su caza, captura, tenencia, transporte o exportación con fines comerciales. 22 de setiembre de 2004.
- Decreto Supremo N° 058-2016-RE [Relaciones Exteriores]. Ratifica el Acuerdo de París. 22 de julio de 2016
- Decreto Supremo N° 070-79-AA [Ministro de Agricultura y Alimentación]. Declaran la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca en superficie ubicada en las provincias de Arequipa, Caylloma y General Sánchez Cerro en Los Departamentos de Arequipa y Moquegua. 9 de agosto de 1979.
- Dou, X., Guo, H., Zhang, L., Liang, D., Zhu, Q., Liu, X., Zhou, H., Lv, Z., Liu, Y., Gou, Y., & Wang, Z. (2023). Dynamic landscapes and the influence of human activities in the Yellow River Delta wetland region. *Science of The Total Environment*, 899, 166239. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.166239>
- Emery, W., & Camps, A. (2017). Basic Electromagnetic Concepts and Applications to Optical Sensors. *Introduction to Satellite Remote Sensing*, 43–83. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809254-5.00002-6>
- Ene, E. & Mcgarigal, K. (2023). Documentación Fragstats. Fragstats. <https://fragstats.org/>
- ENFEN. (2024). Definición operacional de los eventos El Niño y La Niña y sus magnitudes en

- la costa del Perú [Nota Técnica]. Comité Técnico del Estudio Nacional del Fenómeno El Niño. https://www.dhn.mil.pe/Archivos/Oceanografia/ENFEN/nota_tecnica/NT_DEFINICIO%CC%81N_OPERACIONAL_DE_LOS_EVENTOS_EL_NIN%CC%83O_Y_LA_NIN%CC%83A.pdf
- Esguerra, G. (2015). *Análisis y predicción del cambio de uso de suelo en el estado de Puebla, México*. [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma Chapingo. <https://repositorio.chapingo.edu.mx/items/32c5b96e-7296-4efc-ac71-1683bd9b44a3>
- EOS Data Analytics. Landsat 7: Satellite Imagery, Overview, & Characteristics. EOS Data Analytics. <https://eos.com/find-satellite/landsat-7/>
- EOS Data Analytics. Landsat 8: Satellite Imagery, Overview, and Characteristics. (2024, January 22). <https://eos.com/find-satellite/landsat-8/>
- EOS Data Analytics. NDVI: Índice De Vegetación De Diferencia Normalizada. (2023, December 01). <https://eos.com/es/make-an-analysis/ndvi/>
- Farias, A. T., Hamilton, S. E., Pires, L. B., Canale, G. R., Santos, R. R., & Presotto, A. (2024). The Impact of Land Conversion on Primate Habitats: Refining the Extent of Occurrence Data for Four Capuchin Species in North and Northeastern Brazil. *International Journal of Primatology*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s10764-024-00436-4>
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (s.f.). Aplicación de la tecnología de percepción remota a las pesquerías marinas: manual introductorio. <http://www.fao.org/4/t0355s/T0355S06.htm>
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations.(2011). Situación de los bosques del mundo 2011. Roma. <http://www.fao.org/3/i2000s/i2000s00.htm>
- Forest Trends. (2024). Proyecto Infraestructura Natural Para La Seguridad Hídrica - Proyecto Infraestructura Natural Para La Seguridad Hídrica. <https://forest-trends.org/infraestructura-natural-en-peru/hito/cop-16-peru-mostrara-logros-del-mecanismo-merese-para-conservar-los-recursos-hidricos-y-la-biodiversidad-de-la-reserva-nacional-de-salinas-y-aguada-blanca-de-arequipa-en-cumbre-mundial/>
- Funes Morales, M. M., Laura Chavez, F. H., & Nuñez Villalba, J. *Análisis del cambio multiemporal en los bofedales de la subcuenca Peñas, con técnicas de percepción remota*. [Tesis de grado, Universidad Mayor de San Andrés]. <https://repositorio.umsa.bo/bitstream/handle/123456789/21133/ANALISIS%20MULTITEMPORAL%20DE%20LOS%20BOFEDALES%20EN%20PE%20c3%91AS%202017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Gao, X., Qian, Y., Fang, Y., Shi, X., Yao, S., Dong, B., Ji, K., & Wang, Z. (2025). Road network expansion and landscape dynamics in the Chaohu Lake wetland: A 20-year analysis. *Ecological Indicators*, 173, 113443. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2025.113443>
- Garba, S. I., Ebmeier, S. K., Bastin, J. F., Mollicone, D., & Holden, J. (2023). Wetland mapping at 10 m resolution reveals fragmentation in southern Nigeria. *Wetlands Ecology and Management*, 31(3), 329–345. <https://doi.org/10.1007/S11273-023-09919-2>
- García, J., Guerrero, J., Willems, B., & Espinoza, R. (2021). Propuesta de un Índice de Bofedal para la Teledetección de Bofedales en Cabeceras de Cuenca Usando Datos Imágenes de los Sensores TM, OLI a bordo de los Satélites Landsat - Caso Estudio: Bofedal Chunal, Cuenca Alta del río Chillón. *Revista de Investigación de Física*, 24(2), 23–30. <https://doi.org/10.15381/rif.v24i2.20385>
- Global Biodiversity Information Facility. (2021). *GBIF Occurrence Download*. <https://doi.org/10.15468/dl.d3c7js>
- Global Biodiversity Information Facility (14 de junio de 2025) Descarga de ocurrencia de GBIF <https://doi.org/10.15468/dl.mxtkv3>
- Granados, D., Hernández, M., Vázquez, A., & Ruíz, P. (2013). Los procesos de desertificación y las regiones áridas. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y Del Ambiente*, 19(1), 45–66. <https://doi.org/10.5154/R.RCHSCFA.2011.10.077>
- Gregory, A., Spence, E., Beier, P., & Garding, E. (2021). Toward Best Management Practices for Ecological Corridors. *Land 2021, Vol. 10, Page 140, 10(2)*, 140. <https://doi.org/10.3390/LAND10020140>
- Gómez Portal, S. (2016). Hidrogeología en bofedales alto andinos con fines de aprovechamiento hídrico en la comunidad Rosaspata Vinchos-Ayacucho 2015. https://repositorio.unsch.edu.pe/bitstream/UNSCH/3168/1/TESIS%20IAG78_Gom.pdf
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote sensing of Environment*, 202, 18-27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Guan, Q., Wu, H., Kang, Y., Tian, W., Zheng, D., & He, F. (2024). Hydrogeomorphic conditions drive aquatic macroinvertebrate diversity between depression and slope wetlands in a mountainous region. *Journal of Environmental Management*, 372, 123371. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2024.123371>
- Hotaiba, A., Salem, B. & y Halmy, M. (2024). Evaluación de la salud de los ecosistemas de humedales mediante teledetección. Estudio de caso: humedal de Burullus, sitio Ramsar.

- Estuaries and Coasts 47 , 201–215. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01274-y>
- Imbaquingo, J. (2021). Monitoreo de bofedales en la subcuenca del río Chambo mediante el análisis multicriterio usando imágenes satelitales Landsat 8 para el periodo 2013-2020. [Tesis de grado, Escuela Superior Politécnica De Chimborazo] <http://dspace.esepoch.edu.ec/handle/123456789/16096>
- Instituto Alexander Von Humboldt. (2021). Indicadores de impacto para el seguimiento de las obligaciones de compensación y planes de inversión del 1%. https://www.anla.gov.co/01_anla/proyectos/nuevo-licenciamiento-ambiental/indicadores-de-impacto-para-el-seguimiento-de-las-obligaciones-de-compensacion-y-planes-de-inversion-del-1
- Instituto Geológico, Minero Metalúrgico. (2021). VIGILANCIA DE LOS VOLCANES MISTI Y TICSANI, PERIODO 2020. https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/storage/biblioteca/11102_informe-tecnico-n0-a7138-vigilancia-de-los-volcanes-misti-y-ticsani-periodo-2020-provincia-y-region-arequipa.pdf
- Instituto Nacional de Investigación en Glaciares y Ecosistemas de Montaña. (2023). Memoria Descriptiva del Inventario Nacional de Bofedales del Perú 2023. <https://repositorio.inaigem.gob.pe/items/61d605a3-5bba-4357-a1fc-a716d595af8a>
- Jain, M. (2024). Future land use and land cover simulations with cellular automata-based artificial neural network: A case study over Delhi megacity (India). *Heliyon*, 10(14), e34662. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E34662>
- Koen, E. L., Bowman, J., & Walpole, A. A. (2012). The effect of cost surface parameterization on landscape resistance estimates. *Molecular Ecology Resources*, 12(4), 686–696. <https://doi.org/10.1111/J.1755-0998.2012.03123.X>
- Kubacka, M., & Piniarski, W. (2024). Searching for optimal solutions in a landscape fragmentation assessment: A case study from Poland – Identification of spatial data and methods. *Ecological Indicators*, 163, 112118. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2024.112118>
- Lacho Quispe, R. (2018). Análisis multitemporal de las variaciones superficiales de glaciares y bofedales debido a la precipitación en la cuenca Callancocha en el departamento de Huancavelica desde 1988 al 2017. <https://hdl.handle.net/20.500.12990/6548>
- Ley N° 29763 de 2015. Ley Forestal y de Fauna Silvestre y sus reglamentos. 16 de setiembre de 2015. <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/04/Ley-N%C2%B0-29763.pdf>

- Li, W., Li, H., Zhou, D., Gong, Z., Zhang, L., & Wang, Q. (2020). Modelling Hydrological Connectivity in the Marine-Freshwater Interaction in the Yellow River Estuary of China. *Wetlands* 2020 40:6, 40(6), 2825–2835. <https://doi.org/10.1007/S13157-020-01285-6>
- Lopez Alvarez, K. M. (2018). *Análisis actual (1987-2017) y futuro (2050) del hábitat del mono tocón, Plecturocebus oenanthe, y posterior propuesta de corredores ecológicos en la Región de San Martín*. [Tesis de grado, Pontificia Universidad Católica del Perú]. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/13112>
- López, C. (2019). *Fundamentos Básicos para la Teledetección Ambiental*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.20684.44161>
- Lukas, P., Melesse, A. M., & Kenea, T. T. (2023). Prediction of future land use/land cover changes using a coupled CA-ANN model in the upper omo–gibe river basin, Ethiopia. *Remote Sensing*, 15(4), 1148. <https://doi.org/10.3390/rs15041148>
- Macebo, Y. (2017). La conectividad del paisaje y su importancia para la biodiversidad. <https://www.researchgate.net/publication/321197535>
- Mamani, M. (2023). Identificación morfológica de hongos micorrízicos arbusculares asociados a la especie *Polylepis Rugulosa* del Bosque de Queñua en Cacayaco, con potencial para reforestación, Arequipa -2023. Universidad Católica de Santa María. [Tesis de grado]. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/items/c221c00f-cd7e-4a43-9b4c-1417687d008c>
- Mango, B. (2017). *Valoración económica de los servicios ecosistémicos de regulación, de los bofedales del Centro Poblado de Chalhuanca, Distrito de Yanque, Provincia de Caylloma, Región Arequipa*. [Tesis de grado, Universidad Nacional San Agustín]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/bitstream/handle/UNSA/4697/ECmamabc.pdf?se#:~:text=Los%20bofedales%20presentan%20servicios%20ecosist%C3%A9micos,regulaci%C3%B3n%20del%20abastecimiento%20de%20agua>.
- Manríquez Zapata, H. M. (2019). Especies forestales afectadas en incendios ocurridos en Amazonas: Un análisis de la información fiscal de los casos de Chachapoyas y Luya. *Arnaldoa*, 26(3), 965-976. <http://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26307>
- Mantilla Mendoza, B. (2018). *Reproducción de la rana gigante (Telmatobius culeus, Garman 1875) del lago Titicaca en ambientes controlados, Puno*. [Tesis doctoral, Universidad Nacional del Altiplano]. http://repositorio.unap.edu.pe/bitstream/handle/UNAP/9193/Belisario_Mantilla_Mendoza.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Map Biomas. (2025). Colecciones de MapBiomas Perú. Recuperado el 25 de mayo de 2020 de

- <https://peru.mapbiomas.org/colecciones-de-mapbiomas-peru/>
- Martín-Bueno, M. & Sáenz, J. (2017). *Topografía aplicada a la arqueología*. Prensas de la Universidad de Zaragoza. Prensas de la Universidad de Zaragoza. <https://puz.unizar.es/1845-topografia-aplicada-a-la-arqueologia.html>
- Martinez, A. (2019). *Análisis de conectividad estructural en el corredor kárstico del oriente antioqueño: un análisis exploratorio para el manejo ambiental del territorio*. [Tesis de grado, Universidad de San Buenaventura]. http://bibliotecadigital.usb.edu.co/bitstream/10819/7580/1/Analisis_Conectividad_Estructural_Martinez_2019.pdf
- Martínez, L. y Herrera, I. (2023). Manual paso a paso para el uso de FRAGSTATS. Un programa de análisis de patrones espaciales. UNAM. https://www.ecologia.unam.mx/libros/Manual_FRAGSTATS.pdf
- Mas, J. F., Kolb, M., Paegelow, M., Olmedo, M. T. C., & Houet, T. (2014). Inductive pattern-based land use/cover change models: A comparison of four software packages. *Environmental Modelling & Software*, 51, 94-111. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.09.010>
- Mayorga Guzmán, J. M. (2022). Análisis multitemporal de la transformación del paisaje en áreas periurbanas del norte de Bogotá D.C. para el periodo 1956 – 2021. (tesis de maestría). Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Recuperado de: <http://hdl.handle.net/11349/30659>.
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International journal of remote sensing*, 17(7), 1425-1432. <https://doi.org/10.1080/01431169608948714>
- McRae, BH, AJ Shirk y JT Platt. (2013). *Gnarly Landscape Utilities: Guía del usuario de la calculadora de resistencia y hábitat*. The Nature Conservancy, Fort Collins, CO. <https://circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities/>
- McRae, B., Kavanagh, D. (2017). *User Guide: Linkage Pathways Tool of the Linkage Mapper Toolbox* <https://linkagemapper.org/>
- Medina, C. E., Medina, Y. K., & Bocardo, E. F. (2020). Valoración económica del secuestro y almacenamiento de carbono en la puna seca del suroeste del Perú. *Bosque (Valdivia)*, 41(2), 165–172. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002020000200165>
- Mejía, W. (2023). *Aplicación de técnicas geoespaciales para la evaluación y predicción del cambio de cobertura del suelo en la parroquia Baños Cuenca-Ecuador*. [Tesis de grado]. Universidad de Cuenca. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/43107>

- Merow, C., Smith, M. J., & Silander Jr, 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>
- Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego. (2023). OBSERVATORIO PPA MIDAGRI. <https://observatorio-ppa.midagri.gob.pe/>
- Ministerio de Economía y Finanzas. (2024). *Actualización del precio social del carbono a 30 US\$ /tCO_{2e}*. https://www.mef.gob.pe/contenidos/inv_publica/docs/novedades/notas_informativas/2024/notas_informativas_20240809.pdf
- Ministerio de Energía y Minas. (2011). *Línea base biológica - EIA Sistema de Transporte Andino del Sur*. <http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/DGGAE/ARCHIVOS/estudios/EIAS%20-%20hidrocarburos/EIA/EIA%20KUNTUR/TOMO%20IX/3%20Anexo%20C%202.1-2.3%20LBB.pdf>
- Ministerio del Ambiente (2018). Memoria Nacional de Ecosistemas-Memoria descriptiva de Ecosistemas. https://geoservidor.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2019/11/Memoria_Mapa_Ecosistemas_Peru.pdf
- Ministerio del Ambiente (2019). Guía de evaluación del estado del Ecosistema de bofedal. https://sinia.minam.gob.pe/sites/default/files/sinia/archivos/public/docs/guia_bofedal.pdf
- Ministerio del Ambiente (2022). Monitoreo y evaluación de las áreas degradadas. <https://geoservidor.minam.gob.pe/monitoreo-y-evaluacion/restauracion-de-areas-degradadas/>
- Ministerio de la Producción. (2018). Desarrollo y validación de un sistema comunal de adaptación planificada para la recuperación y gestión de bofedales en cabeceras de cuenca vulnerables al cambio climático” informe: caracterización espacial de la pradera altoandina. https://www.aedes.org.pe/doc_sistematizacion/1_Informe_Caracterizaci%C3%B3n_Espacial.pdf
- Monge-Salazar, M. J., Tovar, C., Cuadros-Adriazola, J., Baiker, J. R., Montesinos-Tubée, D. B., Bonnesoeur, V., Antiporta, J., Román-Dañobeytia, F., Fuentealba, B., Ochoa-Tocachi, B. F., & Buytaert, W. (2022). Ecohydrology and ecosystem services of a natural and an artificial bofedal wetland in the central Andes. *Science of The Total Environment*, 838, 155968. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155968>

- Mukherjee, K., & Pal, S. (2021). Hydrological and landscape dynamics of floodplain wetlands of the Diara region, Eastern India. *Ecological Indicators*, 121, 106961. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106961>
- Naciones Unidas. (2015). Acuerdo de París. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. https://unfccc.int/files/essential_background/convention/application/pdf/spanish_paris_agreement.pdf
- Narmada K, Gogoi D, Dhanusree, Bhaskaran G (2021) Métricas del paisaje para analizar la fragmentación forestal de las colinas de Chitteri en los Ghats orientales, Tamil Nadu. *J Civil Eng Environ Sci* 7(1): 001-007. DOI: 10.17352/2455-488X.000038
- Nina, J. (2015). *Cambios de la cobertura del suelo en la reserva nacional salinas y aguada blanca Arequipa, Moquegua-Perú, en relación a la variación de la temperatura y precipitación durante el periodo 1986-2010*. [Tesis de grado]. Universidad Nacional de San Agustín. <http://repositorio.unsa.edu.pe/bitstream/handle/UNSA/517/M-21645.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- OBANDO, A. J. C. (2009). Determinación de índices de fragmentación y modelamiento de la conectividad en los corredores biológicos de Costa Rica. <https://hdl.handle.net/2238/5678>
- Omrani, H., Tayyebi, A., & Pijanowski, B. (2017). Integrating the multi-label land-use concept and cellular automata with the artificial neural network-based Land Transformation Model: an integrated ML-CA-LTM modeling framework. *GIScience & Remote Sensing*, 54(3), 283-304. <https://doi.org/10.1080/15481603.2016.1265706>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (1996). *Forest resources assessment 1990. Survey of tropical forest cover and study of change processes*. Roma, Italia: FAO. <https://bibliotecadigital.infor.cl/handle/20.500.12220/5499>
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (2019). *Un ambicioso proyecto para restaurar bosques únicos de los Andes*. <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/un-ambicioso-proyecto-para-restaurar-bosques-unicos-de-los-andes>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2023). *Ampliación del área de bofedales para criar alpacas en Chalhuanca, Perú*. https://globalpeatlands.org/sites/default/files/2023-03/2022-09-13_Ampliaci%C3%B3n-bofedales-Per%C3%BA.pdf

- Pandey, S., & Kumari, N. (2023). Prediction and monitoring of LULC shift using cellular automata-artificial neural network in Jumar watershed of Ranchi District, Jharkhand. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(1), 130. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10623-6>
- Pascual Hernández, Á. (2013). *Estudio de la fragmentación del hábitat de anfibios por la carretera M-301 de Madrid* [Archivo PDF]. https://oa.upm.es/15367/1/PFC_ALVARO_PASCUAL_HERNANDEZ.pdf
- Penfound, E., & Vaz, E. (2024). Modelling future wetland loss with land use landcover change simulation in the Greater Toronto and Hamilton Area: The importance of continued greenbelt development restrictions. *Habitat International*, 143, 102974. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2023.102974>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling*, 190(3-4), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pontius, R. G., & Malanson, J. (2005). Comparison of the structure and accuracy of two land change models. *International Journal of Geographical Information Science*, 19(2), 243-265. <https://doi.org/10.1080/13658810410001713434>
- Poveda F., ed Olmo E., Barajas G., Cabano C. (2018). *Metodología de la Investigación y la Gestión Científica. I Scientometrics*. Researching Consulting Group. <http://repositorio.scientometricsconsultans.com/s/SERC/item/44>
- Principi, N. (2022). Modelado de expansión urbana mediante autómatas celulares y redes neuronales artificiales. *Revista universitaria de geografía*, 31(1), 95–113. <https://doi.org/10.52292/j.rug.2022.31.1.0036>
- Programa de investigación del CGIAR. (2015). *Bosques, Árboles y Agroforestería Medios de Subsistencia, Paisajes y Gobernanza*. https://www.cifor.org/fileadmin/fileupload/crp6/CRP-ExecutiveSummary_sp_web.pdf
- Pucha-Cofrep, F., Fries, A., Cánovas-García, F., Oñate-Valdivieso, F., González-Jaramillo, V., & Pucha-Cofrep, D. (2017). *Fundamentos de SIG: Aplicaciones con ArcGIS*. Franz Pucha Cofrep. http://siar.minam.gob.pe/puno/sites/default/files/archivos/public/docs/libro_sig.pdf
- QGIS.org (2024). QGIS 3.34. Manual para desarrolladores de sistemas de información geográfica. Asociación QGIS. Documento electrónico: https://docs.qgis.org/3.34/en/docs/developers_guide/index.html
- Quispetera, L.(2023). Análisis y modelación de cambios de cobertura de la tierra en la reserva

- nacional salinas y aguada blanca - Arequipa, Moquegua. Universidad Nacional de Moquegua. [Tesis de grado]. Universidad Nacional de Moquegua. <https://hdl.handle.net/20.500.14655/494>
- Rahman, F., & Rahman, M. T. U. (2023). Use of cellular automata-based artificial neural networks for detection and prediction of land use changes in North-Western Dhaka City. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(1), 1428-1450. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22079-9>
- Ramos, D. (2024). MOLUSCE: plugin de QGIS para simular cambios de usos del suelo. *MappingGIS*. <https://mappinggis.com/2024/10/molusce-plugin/>
- Resolución Ministerial N° 051-2014 [Ministerio del Ambiente]. Aprueban la Estrategia Nacional de Humedales. 24 de febrero de 2014.
- Resolución Ministerial N° 110-2022 [Ministerio del Ambiente]. Aprueban el Plan Estratégico Institucional (PEI) 2022 - 2026 del Pliego 005: Ministerio del Ambiente. 11 de mayo de 2022.
- Resolución Ministerial N° 248-2015 [Ministerio del Ambiente]. Lineamientos para la Designación de sitios Ramsar (o Humedales de Importancia Internacional) en el Perú". 22 de setiembre de 2015.
- Rivas, C. A., Guerrero-Casado, J., & Navarro-Cerrillo, R. M. (2022). A new combined index to assess the fragmentation status of a forest patch based on its size, shape complexity, and isolation. *Diversity*, 14(11), 896. <https://doi.org/10.3390/d14110896>
- Rodríguez-Echeverry, J., & Leiton, M. (2021). Pérdida y fragmentación de ecosistemas boscosos nativos y su influencia en la diversidad de hábitats en el hotspot Andes tropicales. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 92, e923449–e923449. <https://doi.org/10.22201/IB.20078706E.2021.92.3449>
- Rojas Celis, A. P., Shen, J., & Martínez Otalora, J. D. (2025). Spatiotemporal Land Use and Land Cover Changes and Their Impact on Landscape Patterns in the Colombian Coffee Cultural Landscape (2014–2034). *Land*, 14(5), 1045. <https://doi.org/10.3390/LAND14051045/S1>
- Sardon, H.; Lavado-Casimiro, W. y Felipe, O. (2022). Inventario de datos de eventos de inundaciones del Perú. Estudio Final. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú –SENAMHI. <https://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/1786>
- Saura, S., & Torné, J. (2009). Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environmental Modelling & Software*, 24(1), 135–139. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2008.05.005>

- Selvaraj, J. J., & Gallego Pérez, B. E. (2023). An enhanced approach to mangrove forest analysis in the Colombian Pacific coast using optical and SAR data in Google Earth Engine. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2023.100938>
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2016). *Resolución Presidencial N°257-2016-SERNANP: Plan Maestro 2016-2020 de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca* [Archivo PDF]. <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/506653/-405658198939706661820200203-11250-1olfkge.pdf?v=1617986435>
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (2024). GEO ANP - Visor de las Áreas Naturales Protegidas. GEO ANP. <https://geo.sernanp.gob.pe/visorsernanp/#>
- Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2025). *Resolución de Presidencia N.º 014-2025-SERNANP: Plan Maestro de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca 2025-2030* [Archivo PDF]. https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/7532712/6403086-1-pm_rndesalinasyaguadablanca_2025-2030_06-01-2025_final-f-f-f.pdf?v=1737665105
- Servicio Nacional de Certificación Ambiental para las Inversiones Sostenibles (SENACE). (2021). Evaluación Ambiental Preliminar de la Unidad Minera BÓRAX y aprobación de Términos de Referencia Específicos. <https://eva.senace.gob.pe:8443/plan/senace/token?tk=356CAD79-015B-5421-E063-CE4B10AC9062>
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2025) Tiempo / Pronóstico del Tiempo Arequipa. <https://www.senamhi.gob.pe/main.php?dp=arequipa&p=pronostico-detalle>
- Shi, F., Liu, S., An, Y., Sun, Y., Zhao, S., Liu, Y., & Li, M. (2020). Spatio-Temporal Dynamics of Landscape Connectivity and Ecological Network Construction in Long Yangxia Basin at the Upper Yellow River. *Land* 2020, Vol. 9, Page 265, 9(8), 265. <https://doi.org/10.3390/LAND9080265>
- Shivappa Masalvad, S., Patil, C., Pravalika, A., Katageri, B., Bekal, P., Patil, P., ... & Sakare, P. K. (2023). Application of geospatial technology for the land use/land cover change assessment and future change predictions using CA Markov chain model. *Environment, Development and Sustainability*, 1-26. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03657-4>
- Silva, A. M. (2022). Cálculo de métricas de fragmentación para las coberturas naturales presentes en el municipio de Chía Cundinamarca, a partir del uso de imágenes satelitales LANDSAT para los años 2003 y 2022. Recuperado de:

- <http://hdl.handle.net/10654/43676>.
- Singh, M., Sinha, R., Mishra, A., & Babu, S. (2022). Wetlandscape (dis)connectivity and fragmentation in a large wetland (Haiderpur) in west Ganga plains, India. *Earth Surface Processes and Landforms*, 47(7), 1872–1887. <https://doi.org/10.1002/ESP.5352>
- Tola, B., & Deyassa, G. (2024). A modeling approach for evaluating and predicting the impacts of land use land cover changes on groundwater recharge in Walga Watershed, Upper Omo Basin, Central Ethiopia. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2024.101659>
- United States Geological Survey, (2013). *Landsat Missions- Landsat 8*. https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-8?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con
- Vásquez Campos, L. U. (2022). Efecto del incendio de la plantación forestal en las propiedades físicas y químicas del suelo en el centro poblado El Lirio, distrito de Chalamarca-Chota. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/6417>
- Vega, C. & Espinoza, M. (2024). Spatiotemporal changes in land cover and use, and their effect on the economic value of the ecosystem services of Huaraz and Independencia. https://peru.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/14/2024/08/CJ_003_CristhianVega_MariluEspinoza_ArticuloCientifico.pdf?utm_source=chatgpt.com
- Vijayakumar, S., Saravanakumar, R., Arulanandam, M., & Ilakkiya, S. (2024). Google Earth Engine: empowering developing countries with large-scale geospatial data analysis—a comprehensive review. *Arabian Journal of Geosciences*, 17(4), 139. <https://doi.org/10.1007/s12517-024-11948-x>
- Vilca Díaz, L. (2016). *Riqueza, abundancia, diversidad y patrones de distribución espacial de anfibios, en bofedales con distinta intensidad de uso y manejo en la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca, Arequipa, Setiembre 2014-Marzo 2015*. [Tesis de grado, Universidad Nacional de San Agustín]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/bitstream/handle/UNSA/1835/Bividil.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- World Wide Fund for Nature. (2015). *Conectividad ecológica: Importancia, situación en España y criterios para identificar redes ecológicas*. http://awsassets.wwf.es/downloads/buenas_practicas_para_la_definicion_de_redes_ecologicas_en_espana_gr.pdf
- Wunderlich, W., Lang, M., Keating, K., Perez, W. B., & Oshun, J. (2023). The role of peat-forming bofedales in sustaining baseflow in the humid puna. *Journal of Hydrology*:

- Regional Studies*, 47, 101394. <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2023.101394>
- Xia, Y., Fang, C., Lin, H., Li, H., & Wu, B. (2021). Spatiotemporal Evolution of Wetland Eco-Hydrological Connectivity in the Poyang Lake Area Based on Long Time-Series Remote Sensing Images. *Remote Sensing* 2021, Vol. 13, Page 4812, 13(23), 4812. <https://doi.org/10.3390/RS13234812>
- Xu, H. (2006). Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 27(14), 3025-3033. <https://doi.org/10.1080/01431160600589179>
- Xu, Y., Li, D., Ma, H., Lin, R., & Zhang, F. (2022). Modeling forest fire spread using machine learning-based cellular automata in a GIS environment. *Forests*, 13(12), 1974. <https://doi.org/10.3390/f13121974>
- Yao, Y., Jiang, Y., Sun, Z., Li, L., Chen, D., Xiong, K., ... & Guan, Q. (2024). Applicability and sensitivity analysis of vector cellular automata model for land cover change. *Computers, Environment and Urban Systems*, 109, 102090. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2024.102090>
- Yesquen Sernaque, F., Ugaz Cherre, A. F., & Chávez-Villavicencio, C. L. (2020). Mortandad de vertebrados por atropellos en carreteras en Tambogrande, Piura, Perú. *Revista peruana de biología*, 27(2), 131-138. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i2.16827>
- Waleed, M., & Sajjad, M. (2023). On the emergence of geospatial cloud-based platforms for disaster risk management: A global scientometric review of google earth engine applications. *International journal of disaster risk reduction*, 104056. <https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2023.104056>
- Weng, Q. (2002). Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of environmental management*, 64(3), 273-284. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0509>
- Zaffaroni, M., Zamberletti, P., Creed, I. F., Accatino, F., De Michele, C., & DeVries, B. (2019). Safeguarding wetlands and their connections within wetlandscapes to improve conservation outcomes for threatened amphibian species. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 55(3), 641-656. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12751>
- Zeballos H., Ochoa J., López E. (2010). Diversidad biológica de la Reserva Nacional de Salinas y Aguada Blanca. <https://www.researchgate.net/publication/321886708>
- Zhang, Y., & Song, W. (2020). Identify Ecological Corridors and Build Potential Ecological Networks in Response to Recent Land Cover Changes in Xinjiang, China. *Sustainability*

- 2020, Vol. 12, Page 8960, 12(21), 8960. <https://doi.org/10.3390/SU12218960>
- Zhao, F., Feng, S., Xie, F., Zhu, S., & Zhang, S. (2023). Extraction of long time series wetland information based on Google Earth Engine and random forest algorithm for a plateau lake basin-A case study of Dianchi Lake, Yunnan Province, China. *Ecological Indicators*, 146, 109813. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109813>
- Zhou, D., Zhang, L., Hao, L., Sun, G., Xiao, J., & Li, X. (2023). Large discrepancies among remote sensing indices for characterizing vegetation growth dynamics in Nepal. *Agricultural and Forest Meteorology*, 339, 109546. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109546>
- Zimba, H. M., Banda, K. E., Mbewe, S., & Nyambe, I. A. (2024). Integrated use of the CA–Markov model and the Trends. Earth module to enhance the assessment of land cover degradation. *Environmental Systems Research*, 13(1), 25. <https://doi.org/10.1186/s40068-024-00355-6>
- Zou, L., Wang, J., & Bai, M. (2022). Assessing spatial–temporal heterogeneity of China’s landscape fragmentation in 1980–2020. *Ecological Indicators*, 136, 108654. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2022.108654>
- Zurqani, H. A., Post, C. J., Mikhailova, E. A., Schlautman, M. A., & Sharp, J. L. (2018). Geospatial analysis of land use change in the Savannah River Basin using Google Earth Engine. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 69, 175-185. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2017.12.006>

ANEXO 1

Valorización del almacenamiento de carbono como un servicio ecosistémico

(Alvis et al., 2021)

$$VC = CBB \times CSC$$

$$VC = 639,39 \text{ TCO}_2/\text{ha}^* \times 30 \text{ (USD/TCO}_2/\text{ha}^{**}$$

$$VC = 19\,181.7 \text{ USD/ha}$$

Donde:

VC = costo total del C almacenado (en USD)

CBB = contenido total de C en los bofedales (toneladas de CO₂/ha) *

CSC = costo social del C (USD/tonelada de CO₂/ha) **

**CBB* = Valor extraído de Alvis et al., 2021

***CSC* = Valor extraído de MEF, 2024



ANEXO 2

Código GEE Landsat 7 y Landsat 8

```
// === CARGAR ÁREA DE INTERÉS === var roi = ee.FeatureCollection("projects/ee-
mafervvvy/assets/RNSAB_AMORTI"); Map.addLayer(roi, {}, 'Area de interes', true, 0.8);
Map.centerObject(roi, 13);

var resultados = [];

// === FUNCIÓN DE MÁSCARA DE NUBES Y SOMBRAS PARA LANDSAT 7 ===
function maskL7sr(image) { var qa = image.select('QA_PIXEL'); var cloudShadowBitMask =
1 << 3; var cloudsBitMask = 1 << 4; var mask =
qa.bitwiseAnd(cloudShadowBitMask).eq(0).and(qa.bitwiseAnd(cloudsBitMask).eq(0));
return image.updateMask(mask); }

// === PROCESAR LANDSAT 7 === function procesarLandsat7(year) { var
ColeccionLandsat7 = ee.ImageCollection("LANDSAT/LE07/C02/T1_TOA") .filterDate((year
- 1) + '-11-01', year + '-04-30') .filterMetadata('CLOUD_COVER', 'Less_Than', 15)
.map(maskL7sr);

var imagen_mode = ColeccionLandsat7.reduce(ee.Reducer.mode()); var imagen_median =
ColeccionLandsat7.median(); var imagen_final =
imagen_mode.unmask(imagen_median).clip(roi);

var green = imagen_final.select('B2_mode'); var nir = imagen_final.select('B4_mode'); var swir
= imagen_final.select('B5_mode'); var red = imagen_final.select('B3_mode');

var ndwi = green.subtract(nir).divide(green.add(nir)).rename('NDWI'); var ndii =
nir.subtract(swir).divide(nir.add(swir)).rename('NDII'); var ib =
ndii.subtract(ndwi).divide(ndii.add(ndwi)).rename('IB');

var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red)).rename('NDVI'); var suelo_desnudo =
ndvi.lte(0.25);

var ib_filtrado = ib.updateMask(suelo_desnudo.not()); var ib_rango_filtrado =
ib_filtrado.updateMask(ib_filtrado.gte(-3.5).and(ib_filtrado.lte(-1.15)));
```

```

Map.addLayer(ib_rango_filtrado, {min: -3.5, max: -1.15, palette: ['blue', 'cyan', 'green']},
'Índice de Bofedal ' + year);

var areaImage = ib_rango_filtrado.gt(-9999).multiply(ee.Image.pixelArea()); var stats =
areaImage.reduceRegion({ reducer: ee.Reducer.sum(), geometry: roi, scale: 15, crs:
'EPSG:32719', maxPixels: 1e10 });

var area_m2 = ee.Number(stats.get('IB')); var area_ha = area_m2.divide(10000);
area_ha.evaluate(function(ha) { print('Área de IB en hectáreas para ' + year + ':', ha); });

resultados.push(ee.Feature(null, { 'Año': year, 'Área_ha': area_ha }));

var ComposicionRGB = ['B5_mode', 'B4_mode', 'B3_mode']; var RGB2HSV =
imagen_final.select(ComposicionRGB).rgbToHsv(); var Pansharpen = ee.Image.cat([
RGB2HSV.select('hue'), RGB2HSV.select('saturation'), imagen_final.select('B7_mode')
]).hsvToRgb();

Map.addLayer(imagen_final, {min: 0.0, max: 0.3, gamma: 1.0, bands: ComposicionRGB},
'Imagen Landsat 7 ' + year); Map.addLayer(Pansharpen, {min: 0.0, max: 0.2, gamma: 1.0,
bands: ['red', 'green', 'blue']}, 'Imagen Pansharpened ' + year);

Export.image.toDrive({ image: Pansharpen.reproject({crs: 'EPSG:32719', scale: 15}),
description: 'Img_Color_Natural_15m_' + year, maxPixels: 1e10, crs: 'EPSG:32719', region:
roi, scale: 15 });

Export.image.toDrive({ image: ib_rango_filtrado.reproject({crs: 'EPSG:32719', scale: 15}),
description: 'Img_IB_15m_' + year, maxPixels: 1e10, crs: 'EPSG:32719', region: roi, scale: 15
}); }

// === PROCESAR LANDSAT 8 === function procesarLandsat8(year) { var
ColeccionLandsat8 = ee.ImageCollection("LANDSAT/LC08/C02/T1_TOA") .filterDate((year
- 1) + '-11-01', year + '-04-30') .filterMetadata('CLOUD_COVER', 'Less_Than', 15);

var imagen_final = ee.Image(ColeccionLandsat8.median()).clip(roi);

var green = imagen_final.select('B3'); var nir = imagen_final.select('B5'); var swir =
imagen_final.select('B6'); var red = imagen_final.select('B4');

```

```
var ndwi = green.subtract(nir).divide(green.add(nir)).rename('NDWI'); var ndii =
nir.subtract(swir).divide(nir.add(swir)).rename('NDII'); var ib =
ndii.subtract(ndwi).divide(ndii.add(ndwi)).rename('IB');
```

```
var ndvi = nir.subtract(red).divide(nir.add(red)).rename('NDVI'); var suelo_desnudo =
ndvi.lte(0.25);
```

```
var ib_filtrado = ib.updateMask(suelo_desnudo.not()); var ib_rango_filtrado =
ib_filtrado.updateMask(ib_filtrado.gte(-3.5).and(ib_filtrado.lte(-1.15)));
```

```
Map.addLayer(ib_rango_filtrado, {min: -3.5, max: -1.15, palette: ['blue', 'cyan', 'green']},
'Índice de Bofedal ' + year);
```

```
var areaImage = ib_rango_filtrado.gt(-9999).multiply(ee.Image.pixelArea()); var stats =
areaImage.reduceRegion({ reducer: ee.Reducer.sum(), geometry: roi, scale: 15, crs:
'EPSG:32719', maxPixels: 1e10 });
```

```
var area_m2 = ee.Number(stats.get('IB')); var area_ha = area_m2.divide(10000);
area_ha.evaluate(function(ha) { print('Área de IB en hectáreas para ' + year + ':', ha); });
```

```
resultados.push(ee.Feature(null, { 'Año': year, 'Área_ha': area_ha }));
```

```
var ComposicionRGB = ['B6', 'B5', 'B4']; var RGB2HSV =
imagen_final.select(ComposicionRGB).rgbToHsv(); var Pansharpen = ee.Image.cat([
RGB2HSV.select('hue'), RGB2HSV.select('saturation'), imagen_final.select('B8')
]).hsvToRgb();
```

```
Map.addLayer(imagen_final, {min: 0.0, max: 0.3, gamma: 1.0, bands: ComposicionRGB},
'Imagen Landsat 8 ' + year); Map.addLayer(Pansharpen, {min: 0.0, max: 0.2, gamma: 1.0,
bands: ['red', 'green', 'blue']}, 'Imagen Pansharpened ' + year);
```

```
Export.image.toDrive({ image: Pansharpen.reproject({crs: 'EPSG:32719', scale: 15}),
description: 'Img_Color_Natural_15m_' + year, maxPixels: 1e10, crs: 'EPSG:32719', region:
roi, scale: 15 });
```

```
Export.image.toDrive({ image: ib_rango_filtrado.reproject({crs: 'EPSG:32719', scale: 15}),
description: 'Img_IB_15m_' + year, maxPixels: 1e10, crs: 'EPSG:32719', region: roi, scale: 15
}); }
```

```
// === EJECUTAR POR AÑOS === var years = [2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020, 2024];  
  
years.forEach(function(year) { if (year <= 2012) { procesarLandsat7(year); } else {  
procesarLandsat8(year); } });
```



ANEXO 3

Código de GEE para descargar colección de MapBiomias

```
// === 1. CARGAR COLECCIÓN MAPBIOMAS PERÚ v3 === var mapbiomas =
ee.Image("projects/mapbiomas-
public/assets/peru/collection3/mapbiomas_peru_collection3_integration_v1");

// === 2. CARGAR TU ZONA DE INTERÉS (RNSAB + AMORTIGUAMIENTO) === var
rnsab = ee.FeatureCollection("projects/ee-mafervvy/assets/RNSAB_AMORTI"); var region =
rnsab.geometry();

// === 3. AÑOS A EXPORTAR === var anios = [2000, 2004, 2008, 2012, 2016, 2020, 2024];

// === 4. SÍMBOLOS PERSONALIZADOS (SEGÚN TU TABLA) === var visParams = {
min: 1, max: 72, palette: [ // 1. Formación boscosa '#1f8d49', '#1f8d49', '#7dc975', '#04381d',
'#026975', // 2. Formación natural no boscosa '#d6bc74', '#519799', '#d6bc74', '#ffaa5f',
'#a89358', '#be9e00', '#d89f5c', // 3. Área agropecuaria '#ffefc3', '#edde8e', '#e974ed', '#9065d0',
'#c71585', '#910046', '#7a5900', '#ffefc3', // 4. Área sin vegetación '#d4271e', '#ffa07a',
'#d4271e', '#9c0027', '#fc8114', '#f5d5d5', '#E97A7A', '#db4d4f', // 5. Cuerpo de agua '#2532e4',
'#2532e4', '#091077', '#93dfe6', // 6. No observado '#ffffff' ] };

// === 5. MOSTRAR Y EXPORTAR POR CADA AÑO (REPROYECTADO A UTM 19S)
=== anios.forEach(function(anio) { var capa = mapbiomas.select('classification_' +
anio).clip(region);

// Reproyección a EPSG:32719 (UTM zona 19 Sur) var capa_utm = capa.reproject({ crs:
'EPSG:32719', scale: 30 });

Map.addLayer(capa_utm, visParams, 'MapBiomias ' + anio + ' - UTM 19S');

Export.image.toDrive({ image: capa_utm, description: 'MapBiomias_' + anio +
'RNSAB_UTM19S', folder: 'GEE_Exports', fileNamePrefix: 'mapbiomas' + anio +
'_rnsab_utm19s', region: region, scale: 30, crs: 'EPSG:32719', maxPixels: 1e13 }); });

// === 6. CENTRAR MAPA EN LA ZONA DE INTERÉS === Map.centerObject(region, 9);
```

ANEXO 4

Coordenadas de validación

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|-----|--------|---------|------|----------------------|-----|
| 1 | 252364 | 8186089 | 2023 | Bosque | 3 |
| 2 | 291273 | 8222670 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 3 | 266247 | 8190624 | 2023 | Salar | 61 |
| 4 | 279563 | 8209645 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 5 | 244438 | 8185194 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 6 | 270219 | 8193664 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 7 | 260018 | 8249329 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 8 | 279334 | 8195949 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 9 | 262037 | 8249793 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 10 | 279673 | 8190043 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 11 | 273668 | 8236440 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 12 | 240831 | 8224879 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 13 | 273858 | 8220169 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 14 | 263208 | 8240355 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 15 | 240619 | 8219030 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 16 | 257097 | 8178903 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 17 | 296959 | 8210248 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 18 | 237357 | 8228257 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 19 | 262926 | 8217318 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 20 | 274003 | 8207617 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 21 | 264701 | 8232252 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 22 | 253642 | 8211672 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 23 | 295717 | 8212346 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 24 | 279951 | 8228798 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 25 | 253291 | 8250128 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 26 | 265643 | 8233485 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 27 | 258740 | 8216349 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 28 | 245062 | 8234273 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 29 | 263682 | 8193219 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|-------------------|------------|
| 30 | 250970 | 8226938 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 31 | 271880 | 8236095 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 32 | 279850 | 8187295 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 33 | 266132 | 8224991 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 34 | 233917 | 8227472 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 35 | 277452 | 8220391 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 36 | 286152 | 8227032 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 37 | 258667 | 8226318 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 38 | 276614 | 8225389 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 39 | 250613 | 8224370 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 40 | 267453 | 8218057 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 41 | 259635 | 8206712 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 42 | 263048 | 8241901 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 43 | 276109 | 8194402 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 44 | 254245 | 8199824 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 45 | 284740 | 8247343 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 46 | 291759 | 8218360 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 47 | 259729 | 8215073 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 48 | 266603 | 8217908 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 49 | 272053 | 8215800 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 50 | 262978 | 8240706 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 51 | 247775 | 8246586 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 52 | 250273 | 8242538 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 53 | 271893 | 8230294 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 54 | 232155 | 8239315 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 55 | 259455 | 8213742 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 56 | 286839 | 8212791 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 57 | 276059 | 8255029 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 58 | 276613 | 8212404 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 59 | 229186 | 8218980 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 60 | 240118 | 8244288 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 61 | 279861 | 8251140 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|-------------------|------------|
| 62 | 254547 | 8221248 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 63 | 266840 | 8193927 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 64 | 250636 | 8215817 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 65 | 265267 | 8234689 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 66 | 249749 | 8236289 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 67 | 278963 | 8217302 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 68 | 276215 | 8191555 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 69 | 290279 | 8218950 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 70 | 234063 | 8248109 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 71 | 270607 | 8209911 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 72 | 272454 | 8211400 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 73 | 246846 | 8241157 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 74 | 248654 | 8242100 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 75 | 252720 | 8220560 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 76 | 287043 | 8224098 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 77 | 269940 | 8210831 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 78 | 257086 | 8224618 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 79 | 277610 | 8223425 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 80 | 279659 | 8211662 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 81 | 272861 | 8212782 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 82 | 241580 | 8249644 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 83 | 279702 | 8223203 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 84 | 274803 | 8194903 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 85 | 297536 | 8217026 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 86 | 267023 | 8249154 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 87 | 263959 | 8203838 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 88 | 274472 | 8199261 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 89 | 281577 | 8219710 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 90 | 299621 | 8211504 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 91 | 280095 | 8202442 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 92 | 270219 | 8193664 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 93 | 291273 | 8222670 | 2023 | Bofedal | 11 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|------------------|------------|
| 94 | 289792 | 8220885 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 95 | 279627 | 8209787 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 96 | 281326 | 8237503 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 97 | 294031 | 8198703 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 98 | 279440 | 8268099 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 99 | 256571 | 8264911 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 100 | 233357 | 8240414 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 101 | 286512 | 8207185 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 102 | 218654 | 8255073 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 103 | 271302 | 8185428 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 104 | 252354 | 8261506 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 105 | 278908 | 8183247 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 106 | 279648 | 8244857 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 107 | 263819 | 8238742 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 108 | 279900 | 8258256 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 109 | 231309 | 8248534 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 110 | 301616 | 8195556 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 111 | 251055 | 8266990 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 112 | 251448 | 8260150 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 113 | 278277 | 8186591 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 114 | 289667 | 8218508 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 115 | 235256 | 8243762 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 116 | 306193 | 8194786 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 117 | 279400 | 8184180 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 118 | 291781 | 8200877 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 119 | 271103 | 8202907 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 120 | 287614 | 8259945 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 121 | 283398 | 8257652 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 122 | 288990 | 8222389 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 123 | 240931 | 8262382 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 124 | 221638 | 8237098 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 125 | 290063 | 8194494 | 2023 | Bofedal | 11 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|------------------|------------|
| 126 | 245684 | 8264987 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 127 | 257428 | 8252963 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 128 | 303195 | 8235561 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 129 | 264020 | 8242860 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 130 | 289181 | 8256260 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 131 | 283614 | 8195746 | 2023 | Bofedal | 11 |
| 132 | 236549 | 8192835 | 2023 | Matorral | 66 |
| 133 | 252364 | 8186089 | 2023 | Matorral | 66 |
| 134 | 221398 | 8206240 | 2023 | Matorral | 66 |
| 135 | 252926 | 8184748 | 2023 | Matorral | 66 |
| 136 | 244986 | 8183959 | 2023 | Matorral | 66 |
| 137 | 222527 | 8198705 | 2023 | Matorral | 66 |
| 138 | 221128 | 8205534 | 2023 | Matorral | 66 |
| 139 | 251630 | 8184186 | 2023 | Matorral | 66 |
| 140 | 241326 | 8192905 | 2023 | Matorral | 66 |
| 141 | 250449 | 8188387 | 2023 | Matorral | 66 |
| 142 | 237637 | 8197987 | 2023 | Matorral | 66 |
| 143 | 219708 | 8235878 | 2023 | Matorral | 66 |
| 144 | 254350 | 8182625 | 2023 | Matorral | 66 |
| 145 | 236476 | 8197212 | 2023 | Matorral | 66 |
| 146 | 246899 | 8189929 | 2023 | Matorral | 66 |
| 147 | 253564 | 8183505 | 2023 | Matorral | 66 |
| 148 | 253901 | 8178395 | 2023 | Matorral | 66 |
| 149 | 230051 | 8201735 | 2023 | Matorral | 66 |
| 150 | 242501 | 8192656 | 2023 | Matorral | 66 |
| 151 | 235710 | 8201250 | 2023 | Matorral | 66 |
| 152 | 221366 | 8204590 | 2023 | Matorral | 66 |
| 153 | 229587 | 8201864 | 2023 | Matorral | 66 |
| 154 | 224716 | 8215937 | 2023 | Matorral | 66 |
| 155 | 219705 | 8236192 | 2023 | Matorral | 66 |
| 156 | 228687 | 8201049 | 2023 | Matorral | 66 |
| 157 | 231856 | 8199722 | 2023 | Matorral | 66 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|--------------------------|------------|
| 158 | 302369 | 8190561 | 2023 | Matorral | 66 |
| 159 | 252049 | 8181102 | 2023 | Matorral | 66 |
| 160 | 237895 | 8194775 | 2023 | Matorral | 66 |
| 161 | 225830 | 8202219 | 2023 | Matorral | 66 |
| 162 | 231823 | 8194985 | 2023 | Matorral | 66 |
| 163 | 298291 | 8187259 | 2023 | Matorral | 66 |
| 164 | 219585 | 8235267 | 2023 | Matorral | 66 |
| 165 | 240238 | 8203055 | 2023 | Matorral | 66 |
| 166 | 242790 | 8203039 | 2023 | Matorral | 66 |
| 167 | 256162 | 8175924 | 2023 | Matorral | 66 |
| 168 | 238644 | 8196456 | 2023 | Matorral | 66 |
| 169 | 247372 | 8185149 | 2023 | Matorral | 66 |
| 170 | 304688 | 8186892 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 171 | 244438 | 8185194 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 172 | 244362 | 8184867 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 173 | 244431 | 8185179 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 174 | 231359 | 8192188 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 175 | 229902 | 8195923 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 176 | 228447 | 8194762 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 177 | 230452 | 8196052 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 178 | 228126 | 8195579 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 179 | 229637 | 8196200 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 180 | 227951 | 8194882 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 181 | 228699 | 8193899 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 182 | 245680 | 8184523 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 183 | 279563 | 8209645 | 2023 | Infraestructura | 24 |
| 184 | 296242 | 8218027 | 2023 | Río, lago u océano | 33 |
| 185 | 249938 | 8204974 | 2023 | Río, lago u océano | 33 |
| 186 | 266263 | 8213790 | 2023 | Río, lago u océano | 33 |
| 187 | 283852 | 8235601 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 188 | 282347 | 8239191 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 189 | 304275 | 8194200 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|-------------------------------|------------|
| 190 | 296278 | 8182117 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 191 | 246796 | 8223114 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 192 | 285887 | 8229220 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 193 | 294443 | 8231001 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 194 | 255472 | 8248848 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 195 | 285543 | 8214630 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 196 | 268196 | 8263930 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 197 | 284187 | 8259202 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 198 | 265370 | 8186858 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 199 | 271515 | 8184042 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 200 | 282387 | 8178941 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 201 | 292482 | 8223193 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 202 | 290510 | 8225763 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 203 | 279546 | 8242768 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 204 | 273983 | 8209652 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 205 | 290816 | 8226464 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 206 | 259436 | 8192301 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 207 | 258812 | 8198518 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 208 | 295842 | 8200741 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 209 | 266597 | 8239765 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 210 | 280278 | 8241897 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 211 | 282871 | 8247253 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 212 | 299796 | 8213273 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 213 | 251406 | 8247398 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 214 | 266313 | 8198193 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 215 | 225045 | 8206182 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 216 | 282387 | 8236190 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 217 | 267898 | 8178279 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 218 | 266953 | 8235637 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 219 | 213300 | 8250545 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 220 | 289944 | 8231178 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 221 | 296548 | 8199954 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|-------------------------------|------------|
| 222 | 273241 | 8184459 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 223 | 229695 | 8239142 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 224 | 256979 | 8248919 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 225 | 284771 | 8237599 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 226 | 235393 | 8252471 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 227 | 258661 | 8245299 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 228 | 297368 | 8229911 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 229 | 259317 | 8184954 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 230 | 286937 | 8234430 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 231 | 295845 | 8231422 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 232 | 296748 | 8224773 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 233 | 250772 | 8246280 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 234 | 248328 | 8264510 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 235 | 282490 | 8217551 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 236 | 249835 | 8251893 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 237 | 284073 | 8229211 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 238 | 282163 | 8213521 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 239 | 287701 | 8246162 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 240 | 267120 | 8239068 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 241 | 258148 | 8193748 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 242 | 256029 | 8192616 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 243 | 271233 | 8255154 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 244 | 265202 | 8185625 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 245 | 230114 | 8238299 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 246 | 264178 | 8235732 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 247 | 297899 | 8189483 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 248 | 234619 | 8235411 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 249 | 218010 | 8224525 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 250 | 265467 | 8195625 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 251 | 230862 | 8236435 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 252 | 249156 | 8197587 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 253 | 286591 | 8244113 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|----------|----------|------------|-------------------------------|------------|
| 254 | 229606 | 8216283 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 255 | 296535 | 8229526 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 256 | 252828 | 8248695 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 257 | 250742 | 8250253 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 258 | 284604 | 8221164 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 259 | 294822 | 8195838 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 260 | 277984 | 8179398 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 261 | 303277 | 8201317 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 262 | 274523 | 8251171 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 263 | 290151 | 8190281 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 264 | 297805 | 8194539 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 265 | 251281 | 8216203 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 266 | 260369 | 8182491 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 267 | 276202 | 8230671 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 268 | 288400 | 8178277 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 269 | 255666 | 8193664 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 270 | 247231 | 8264480 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 271 | 300449 | 8237218 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 272 | 277234 | 8178511 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 273 | 226203 | 8207394 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 274 | 259487 | 8236396 | 2023 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 275 | 276886 | 8186041 | 2023 | Salar | 61 |
| 276 | 267808 | 8187960 | 2023 | Salar | 61 |
| 277 | 276750 | 8188178 | 2023 | Salar | 61 |
| 278 | 270865 | 8186629 | 2023 | Salar | 61 |
| 279 | 276863 | 8188411 | 2023 | Salar | 61 |
| 280 | 271934 | 8193876 | 2023 | Salar | 61 |
| 281 | 271228 | 8194027 | 2023 | Salar | 61 |
| 282 | 271660 | 8192753 | 2023 | Salar | 61 |
| 283 | 266247 | 8190624 | 2023 | Salar | 61 |
| 284 | 271575 | 8191846 | 2023 | Salar | 61 |
| 285 | 242936 | 8263146 | 2018 | Bofedal | 11 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|--------------------------|------------|
| 286 | 243473 | 8262609 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 287 | 243523 | 8261654 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 288 | 244814 | 8262324 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 289 | 242215 | 8259860 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 290 | 242383 | 8259089 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 291 | 245300 | 8258435 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 292 | 247043 | 8259324 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 293 | 247144 | 8258385 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 294 | 250564 | 8260447 | 2018 | Otra área sin vegetación | 68 |
| 295 | 245752 | 8260967 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 296 | 249675 | 8257278 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 297 | 250228 | 8259240 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 298 | 253531 | 8266750 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 299 | 254067 | 8268242 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 300 | 253464 | 8268284 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 301 | 250648 | 8267312 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 302 | 252827 | 8268200 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 303 | 252408 | 8266356 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 304 | 244791 | 8266871 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 305 | 255401 | 8258217 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 306 | 254417 | 8258852 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 307 | 270974.94 | 8194915.73 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 308 | 268431.38 | 8192457.5 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 309 | 270861.44 | 8185644.62 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 310 | 280473.85 | 8183052.64 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 311 | 272436.81 | 8195134.04 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 312 | 270431.55 | 8192267.25 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 313 | 265745.26 | 8191088.99 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 314 | 277607.92 | 8186168.7 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 315 | 279071.32 | 8186983.86 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 316 | 270310 | 8194649 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 317 | 270351 | 8194572 | 2021 | Bofedal | 11 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|------------------|------------|
| 318 | 271107 | 8191216 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 319 | 227958 | 8210279 | 2022 | Glaciar | 34 |
| 320 | 229815 | 8209865 | 2022 | Glaciar | 34 |
| 321 | 229266.02 | 8207809.88 | 2019 | Glaciar | 34 |
| 322 | 232161 | 8200853 | 2023 | Bosque | 3 |
| 323 | 235358 | 8201513 | 2023 | Bosque | 3 |
| 324 | 252565 | 8186725 | 2023 | Bosque | 3 |
| 325 | 226373 | 8223628 | 2023 | Bosque | 3 |
| 326 | 235222 | 8201588 | 2023 | Bosque | 3 |
| 327 | 252928 | 8181425 | 2023 | Bosque | 3 |
| 328 | 252920 | 8181430 | 2023 | Bosque | 3 |
| 329 | 252905 | 8181424 | 2023 | Bosque | 3 |
| 330 | 252902 | 8181421 | 2023 | Bosque | 3 |
| 331 | 252915 | 8181415 | 2023 | Bosque | 3 |
| 332 | 252910 | 8181420 | 2023 | Bosque | 3 |
| 333 | 252894 | 8181411 | 2023 | Bosque | 3 |
| 334 | 252894 | 8181414 | 2023 | Bosque | 3 |
| 335 | 252899 | 8181390 | 2023 | Bosque | 3 |
| 336 | 252892 | 8181391 | 2023 | Bosque | 3 |
| 337 | 253007 | 8181329 | 2023 | Bosque | 3 |
| 338 | 253023 | 8181324 | 2023 | Bosque | 3 |
| 339 | 253012 | 8181331 | 2023 | Bosque | 3 |
| 340 | 253025 | 8181333 | 2023 | Bosque | 3 |
| 341 | 253042 | 8181327 | 2023 | Bosque | 3 |
| 342 | 253063 | 8181332 | 2023 | Bosque | 3 |
| 343 | 253061 | 8181302 | 2023 | Bosque | 3 |
| 344 | 253067 | 8181319 | 2023 | Bosque | 3 |
| 345 | 253073 | 8181339 | 2023 | Bosque | 3 |
| 346 | 251300 | 8181504 | 2023 | Bosque | 3 |
| 347 | 251316 | 8181523 | 2023 | Bosque | 3 |
| 348 | 251315 | 8181496 | 2023 | Bosque | 3 |
| 349 | 251329 | 8181515 | 2023 | Bosque | 3 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|----------------------|------------|
| 350 | 251340 | 8181525 | 2023 | Bosque | 3 |
| 351 | 251369 | 8181503 | 2023 | Bosque | 3 |
| 352 | 251356 | 8181494 | 2023 | Bosque | 3 |
| 353 | 251354 | 8181503 | 2023 | Bosque | 3 |
| 354 | 251315 | 8181404 | 2023 | Bosque | 3 |
| 355 | 251342 | 8181412 | 2023 | Bosque | 3 |
| 356 | 251354 | 8181417 | 2023 | Bosque | 3 |
| 357 | 301494.5 | 8186333 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 358 | 303662.91 | 8187111.44 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 359 | 300760.65 | 8185740.78 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 360 | 302108.41 | 8185755.35 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 361 | 302062.68 | 8185744.41 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 362 | 299778.24 | 8186744.42 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 363 | 300017.62 | 8186019.81 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 364 | 301059.01 | 8185952.81 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 365 | 302074.63 | 8185816.57 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 366 | 304079.44 | 8186937.46 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 367 | 301896.27 | 8185892.42 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 368 | 304546.46 | 8186625.03 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 369 | 299733.56 | 8185012.45 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 370 | 301053.23 | 8185837.65 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 371 | 300912.24 | 8185961.98 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 372 | 301140.89 | 8185772.72 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 373 | 302111.97 | 8185869.37 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 374 | 301106.72 | 8186003.61 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 375 | 299094.47 | 8186064.84 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 376 | 301326.96 | 8186231.19 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 377 | 304717.41 | 8186741.57 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 378 | 299255.18 | 8185922.78 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 379 | 302010.45 | 8185813.44 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 380 | 300736.07 | 8185799.76 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 381 | 300806.36 | 8185382.38 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|----------------------|------------|
| 382 | 301440.38 | 8186106.94 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 383 | 302043.41 | 8185725.2 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 384 | 302001.25 | 8185814.46 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 385 | 301226.97 | 8185764.43 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 386 | 299773.24 | 8186417.43 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 387 | 303702.56 | 8187038.86 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 388 | 301509.9 | 8185900.28 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 389 | 301306.48 | 8186343.56 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 390 | 303853.75 | 8186801.06 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 391 | 299843.63 | 8186488.7 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 392 | 299796.99 | 8185212.48 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 393 | 301743.52 | 8185552.68 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 394 | 302091.02 | 8185905.6 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 395 | 301754.04 | 8186025.26 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 396 | 302140.18 | 8185797.8 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 397 | 301971.73 | 8186040.86 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 398 | 301484.15 | 8185841.94 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 399 | 300750.82 | 8185682.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 400 | 304621.21 | 8186984.52 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 401 | 300053.54 | 8185727.07 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 402 | 302303.38 | 8185614.8 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 403 | 299936.17 | 8187146.87 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 404 | 301561.36 | 8185915.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 405 | 301617.42 | 8186058.43 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 406 | 301997.13 | 8185763.18 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 407 | 300370.44 | 8185920.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 408 | 301863.35 | 8185987.85 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 409 | 300572.45 | 8185643.31 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 410 | 300152.96 | 8187504.25 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 411 | 301588.92 | 8186032.05 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 412 | 301230.64 | 8187484.61 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 413 | 300728.75 | 8185724.21 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|----------------------|------------|
| 414 | 299499.65 | 8185388.47 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 415 | 301493.51 | 8186067.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 416 | 301445.96 | 8186255.08 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 417 | 300552.84 | 8185649.66 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 418 | 301708.84 | 8185956.78 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 419 | 301104.23 | 8185890.8 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 420 | 301715.56 | 8186354.39 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 421 | 300192.8 | 8185663.72 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 422 | 299887.32 | 8184986.31 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 423 | 301186.89 | 8187256.32 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 424 | 300719.54 | 8185842.89 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 425 | 301367.67 | 8187291.07 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 426 | 301113.82 | 8187476.68 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 427 | 302125.02 | 8185820.46 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 428 | 302006.68 | 8187103.23 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 429 | 298115.16 | 8187344.37 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 430 | 301393.72 | 8186196.49 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 431 | 304117.84 | 8186754.42 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 432 | 301971.63 | 8185795.16 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 433 | 301356.11 | 8186302.07 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 434 | 303484.47 | 8187585.95 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 435 | 301381.05 | 8186331.63 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 436 | 302065.88 | 8185897.4 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 437 | 303706.14 | 8187021.85 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 438 | 299898.45 | 8185030.02 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 439 | 300883.16 | 8185883.13 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 440 | 302967.71 | 8185913.59 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 441 | 301792.87 | 8187176.43 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 442 | 301904.04 | 8186047.44 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 443 | 304491.98 | 8186695.15 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 444 | 303741.3 | 8187067.54 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 445 | 302130.25 | 8185751.01 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|----------------------|------------|
| 446 | 301894.57 | 8185950.51 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 447 | 300134.59 | 8186762.54 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 448 | 301044.3 | 8186053.17 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 449 | 303873.78 | 8186866.09 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 450 | 302152.02 | 8185753.2 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 451 | 299827.89 | 8184966.62 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 452 | 302263.13 | 8185635.79 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 453 | 301693.79 | 8186094.43 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 454 | 301672.34 | 8185811.79 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 455 | 300859.44 | 8185464.88 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 456 | 299801.07 | 8185140.69 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 457 | 301395.61 | 8186246.65 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 458 | 302158.06 | 8185840.13 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 459 | 301765.83 | 8187119.18 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 460 | 304695.91 | 8186957.85 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 461 | 301820.06 | 8186831.48 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 462 | 301161.35 | 8186046.28 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 463 | 300421.38 | 8185992.77 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 464 | 300384.22 | 8185793.09 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 465 | 300832.07 | 8185455.44 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 466 | 301650.23 | 8185473.24 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 467 | 304716.19 | 8186746.2 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 468 | 300822.32 | 8185389.28 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 469 | 301796.5 | 8185775.29 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 470 | 301672.38 | 8185679.64 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 471 | 301570.04 | 8185970.34 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 472 | 299729.98 | 8186763.79 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 473 | 300355.94 | 8185871.41 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 474 | 302829.76 | 8186340.32 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 475 | 301792.91 | 8185793.52 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 476 | 302668.54 | 8187431.67 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 477 | 302004.69 | 8186314.87 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|----------------------|------------|
| 478 | 299103.33 | 8186100.23 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 479 | 302349.04 | 8187777.06 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 480 | 301404.88 | 8185236.36 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 481 | 301035.37 | 8185780.82 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 482 | 301367.67 | 8187291.07 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 483 | 300891.65 | 8186075.67 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 484 | 300873.43 | 8185942.25 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 485 | 299937.19 | 8184930.11 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 486 | 244204.39 | 8184820.76 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 487 | 243585.62 | 8184920.62 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 488 | 247685.05 | 8181236.29 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 489 | 244313.48 | 8185021.56 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 490 | 243773.88 | 8184363.95 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 491 | 242948.31 | 8184627.97 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 492 | 242128.14 | 8184991.78 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 493 | 242539.57 | 8184849.64 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 494 | 244025.19 | 8184909.21 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 495 | 245677.58 | 8185018.25 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 496 | 243225.97 | 8185175.77 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 497 | 244195.2 | 8184757.21 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 498 | 246062.38 | 8187474.31 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 499 | 243268.43 | 8185109.73 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 500 | 237837.98 | 8200152.53 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 501 | 237821.52 | 8200187.32 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 502 | 238104.19 | 8200437.06 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 503 | 247659.44 | 8181288.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 504 | 244120.66 | 8184888.75 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 505 | 238385.82 | 8200398.25 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 506 | 243759.78 | 8185095.18 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 507 | 244086.84 | 8185055.09 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 508 | 245882.52 | 8186880.33 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 509 | 246118.56 | 8187295.5 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------------------|------------|
| 510 | 244163.84 | 8185340.1 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 511 | 242846.73 | 8184443.3 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 512 | 243243.09 | 8185210.18 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 513 | 238362.7 | 8200409.38 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 514 | 247565.26 | 8182500.23 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 515 | 246047.15 | 8185645.58 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 516 | 243670.33 | 8184995.36 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 517 | 247232.34 | 8184482.22 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 518 | 238119.26 | 8200428.94 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 519 | 243044.72 | 8184527.03 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 520 | 247352.07 | 8182209.45 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 521 | 244181.2 | 8184911.06 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 522 | 242490.98 | 8184793.26 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 523 | 243409.23 | 8184834.94 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 524 | 241982.58 | 8185530.68 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 525 | 257903.78 | 8268081.57 | 2023 | Mosaico agropecuario | 21 |
| 526 | 231869.73 | 8198575.48 | 2018 | Matorral | 66 |
| 527 | 250395.21 | 8186934.3 | 2018 | Matorral | 66 |
| 528 | 252402.49 | 8186195.08 | 2018 | Matorral | 66 |
| 529 | 249958.87 | 8187191.88 | 2018 | Matorral | 66 |
| 530 | 245257.1 | 8238325.73 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 531 | 250633.63 | 8259594.04 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 532 | 232001.89 | 8199745.57 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 533 | 234287.91 | 8200284.25 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 534 | 250897.93 | 8260189.21 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 535 | 265630.72 | 8190550.1 | 2020 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 536 | 227108.91 | 8229390.07 | 2022 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 537 | 231997.46 | 8199732.01 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 538 | 234281.63 | 8200264.14 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 539 | 289819.02 | 8215175.29 | 2021 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 540 | 252413.94 | 8186212.37 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 541 | 247127.44 | 8220062.8 | 2023 | Pastizal/herbazal | 12 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------|------------|
| 542 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 543 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 544 | 282295.94 | 8183921.33 | 2022 | Bofedal | 11 |
| 545 | 301368.12 | 8186926.95 | 2022 | Bofedal | 11 |
| 546 | 237670 | 8246331.22 | 2021 | Matorral | 66 |
| 547 | 284882.26 | 8196050.81 | 2021 | Matorral | 66 |
| 548 | 282667.42 | 8208458.33 | 2021 | Matorral | 66 |
| 549 | 279763.7 | 8202506.78 | 2021 | Matorral | 66 |
| 550 | 231840.92 | 8198587.97 | 2018 | Matorral | 66 |
| 551 | 252368.99 | 8186199.9 | 2018 | Matorral | 66 |
| 552 | 247141.73 | 8220086.88 | 2023 | Matorral | 66 |
| 553 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Matorral | 66 |
| 554 | 234282.24 | 8200240.67 | 2021 | Matorral | 66 |
| 555 | 230939.76 | 8197342.19 | 2018 | Matorral | 66 |
| 556 | 252402.66 | 8186199.18 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 557 | 289810.77 | 8215188.05 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 558 | 301368.12 | 8186926.95 | 2022 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 559 | 246190.61 | 8184338.39 | 2019 | Matorral | 66 |
| 560 | 232000.27 | 8199747.21 | 2018 | Matorral | 66 |
| 561 | 232006.06 | 8199710.52 | 2018 | Matorral | 66 |
| 562 | 252406.18 | 8186199.44 | 2018 | Matorral | 66 |
| 563 | 252406.4 | 8186199.22 | 2018 | Matorral | 66 |
| 564 | 279763.95 | 8202503.01 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 565 | 233517.47 | 8220893.65 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 566 | 249888.59 | 8186836.02 | 2021 | Matorral | 66 |
| 567 | 234610.8 | 8200601.41 | 2021 | Matorral | 66 |
| 568 | 231849.53 | 8198583.31 | 2018 | Matorral | 66 |
| 569 | 246583.56 | 8183853.31 | 2019 | Matorral | 66 |
| 570 | 249889.03 | 8186834.91 | 2021 | Matorral | 66 |
| 571 | 250361.1 | 8186954.61 | 2018 | Matorral | 66 |
| 572 | 249973.52 | 8187172.67 | 2018 | Matorral | 66 |
| 573 | 301368.12 | 8186926.95 | 2022 | Matorral | 66 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------------------|------------|
| 574 | 252387.1 | 8186438.69 | 2018 | Matorral | 66 |
| 575 | 249817.93 | 8187180.62 | 2018 | Bosque | 3 |
| 576 | 231987.65 | 8199729.34 | 2018 | Bosque | 3 |
| 577 | 234301.37 | 8200303.02 | 2021 | Bosque | 3 |
| 578 | 242664.45 | 8186518.85 | 2017 | Bosque | 3 |
| 579 | 232012.99 | 8199686.8 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 580 | 279769.31 | 8202512.26 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 581 | 235498.3 | 8202350.82 | 2018 | Matorral | 66 |
| 582 | 234753.43 | 8199802.85 | 2021 | Matorral | 66 |
| 583 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Matorral | 66 |
| 584 | 235498.3 | 8202350.82 | 2018 | Matorral | 66 |
| 585 | 250398.71 | 8186936.78 | 2018 | Matorral | 66 |
| 586 | 235607.06 | 8202264.11 | 2018 | Matorral | 66 |
| 587 | 231988.62 | 8199729.02 | 2018 | Matorral | 66 |
| 588 | 232001.78 | 8199745.79 | 2018 | Matorral | 66 |
| 589 | 234747.66 | 8199802.78 | 2021 | Matorral | 66 |
| 590 | 242901.37 | 8224631.9 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 591 | 245265.02 | 8238335.34 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 592 | 279770.23 | 8202505.96 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 593 | 249967.23 | 8187180.9 | 2018 | Matorral | 66 |
| 594 | 282688.88 | 8208440.28 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 595 | 231440.59 | 8197530.28 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 596 | 282697.06 | 8208467.59 | 2021 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 597 | 252405.44 | 8186189.25 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 598 | 249935.49 | 8187199.14 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 599 | 249737.41 | 8182071.89 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 600 | 252410 | 8186192.4 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 601 | 250401.11 | 8186950.97 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 602 | 235498.3 | 8202350.82 | 2018 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 603 | 299870.31 | 8183972.56 | 2022 | Matorral | 66 |
| 604 | 249817.71 | 8187180.51 | 2018 | Matorral | 66 |
| 605 | 235607.06 | 8202264.33 | 2018 | Matorral | 66 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------|------------|
| 606 | 286096.22 | 8182399.98 | 2020 | Bofedal | 11 |
| 607 | 244404.28 | 8221452.69 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 608 | 232001.89 | 8199745.79 | 2018 | Matorral | 66 |
| 609 | 234287.56 | 8200313.26 | 2021 | Matorral | 66 |
| 610 | 231508.42 | 8197536.87 | 2018 | Matorral | 66 |
| 611 | 279766.3 | 8202503.37 | 2021 | Matorral | 66 |
| 612 | 266222.51 | 8190897.87 | 2020 | Matorral | 66 |
| 613 | 231989.27 | 8199728.03 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 614 | 250384.89 | 8186948.79 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 615 | 245744.71 | 8184334.27 | 2021 | Bosque | 3 |
| 616 | 234744.36 | 8199792.44 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 617 | 264761.58 | 8189661.42 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 618 | 264983.07 | 8190596.24 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 619 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Bofedal | 11 |
| 620 | 286127.5 | 8182294.58 | 2020 | Bofedal | 11 |
| 621 | 267446.1 | 8191245.54 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 622 | 233517.47 | 8220893.65 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 623 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 624 | 235348.94 | 8198186.45 | 2019 | Matorral | 66 |
| 625 | 245706.93 | 8184293.52 | 2021 | Matorral | 66 |
| 626 | 250404.98 | 8186949.25 | 2018 | Matorral | 66 |
| 627 | 245257.1 | 8238325.73 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 628 | 245265.02 | 8238335.34 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 629 | 288175.63 | 8214742.61 | 2017 | Bofedal | 11 |
| 630 | 233517.47 | 8220893.65 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 631 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 632 | 282681.05 | 8208475.18 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 633 | 284564.05 | 8214211.73 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 634 | 250867.72 | 8260156.77 | 2019 | Matorral | 66 |
| 635 | 242914.35 | 8224676 | 2019 | Matorral | 66 |
| 636 | 233517.47 | 8220893.65 | 2019 | Matorral | 66 |
| 637 | 284538.41 | 8214175.51 | 2017 | Matorral | 66 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------|------------|
| 638 | 218834.47 | 8221734.38 | 2018 | Matorral | 66 |
| 639 | 279762.51 | 8202508.2 | 2021 | Matorral | 66 |
| 640 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Matorral | 66 |
| 641 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 642 | 294155.92 | 8213530.03 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 643 | 250403.91 | 8186949.35 | 2018 | Matorral | 66 |
| 644 | 232001.79 | 8199745.35 | 2018 | Matorral | 66 |
| 645 | 245257.1 | 8238325.73 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 646 | 282295.94 | 8183921.33 | 2022 | Bofedal | 11 |
| 647 | 234283.87 | 8201672.77 | 2018 | Matorral | 66 |
| 648 | 231440.59 | 8197530.28 | 2018 | Matorral | 66 |
| 649 | 231210.96 | 8198070.89 | 2018 | Matorral | 66 |
| 650 | 234352.43 | 8199860.09 | 2021 | Matorral | 66 |
| 651 | 234755.71 | 8199800.55 | 2021 | Matorral | 66 |
| 652 | 233398.87 | 8193396.2 | 2019 | Matorral | 66 |
| 653 | 235498.3 | 8202350.82 | 2018 | Matorral | 66 |
| 654 | 250328.91 | 8186965.64 | 2018 | Matorral | 66 |
| 655 | 231963.11 | 8199724.28 | 2018 | Matorral | 66 |
| 656 | 247239.5 | 8185773.33 | 2021 | Matorral | 66 |
| 657 | 241897.96 | 8192288.62 | 2021 | Matorral | 66 |
| 658 | 248588.81 | 8184771.92 | 2019 | Matorral | 66 |
| 659 | 235498.3 | 8202350.82 | 2018 | Matorral | 66 |
| 660 | 252414.07 | 8186210.6 | 2018 | Matorral | 66 |
| 661 | 235575.73 | 8202272.04 | 2018 | Matorral | 66 |
| 662 | 252392.27 | 8186201.5 | 2018 | Matorral | 66 |
| 663 | 250398.37 | 8186938.21 | 2018 | Matorral | 66 |
| 664 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Matorral | 66 |
| 665 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Bofedal | 11 |
| 666 | 234306.07 | 8200295.22 | 2021 | Matorral | 66 |
| 667 | 244405.66 | 8221453.82 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 668 | 245265.02 | 8238335.34 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 669 | 268832.57 | 8186288.78 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------------------|------------|
| 670 | 264761.58 | 8189661.42 | 2021 | Matorral | 66 |
| 671 | 265591.92 | 8190560.86 | 2020 | Matorral | 66 |
| 672 | 252125.72 | 8179545.65 | 2019 | Matorral | 66 |
| 673 | 252390.15 | 8186199.59 | 2018 | Matorral | 66 |
| 674 | 250384.89 | 8186949.02 | 2018 | Matorral | 66 |
| 675 | 235615.53 | 8202271.74 | 2018 | Matorral | 66 |
| 676 | 289817.46 | 8215148.6 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 677 | 279767.19 | 8202499.84 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 678 | 282714.07 | 8208456.91 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 679 | 252393.15 | 8186189.88 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 680 | 245265.02 | 8238335.34 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 681 | 252386.6 | 8186435.58 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 682 | 270665.04 | 8191141.7 | 2021 | Bofedal | 11 |
| 683 | 282650.76 | 8208444.89 | 2021 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 684 | 234581.18 | 8200601.05 | 2021 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 685 | 250394.68 | 8186933.96 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 686 | 250636.06 | 8259596.94 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 687 | 231831.99 | 8198575.12 | 2018 | Matorral | 66 |
| 688 | 247081.28 | 8182056.48 | 2019 | Bosque | 3 |
| 689 | 235532.44 | 8202332.19 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 690 | 235559.86 | 8202284.58 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 691 | 227790.68 | 8200815.94 | 2023 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 692 | 289801.29 | 8215183.53 | 2021 | Matorral | 66 |
| 693 | 232053.17 | 8199549.99 | 2018 | Matorral | 66 |
| 694 | 274656.43 | 8243447.15 | 2022 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 695 | 244419.98 | 8221456.08 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 696 | 289804.08 | 8215205.58 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 697 | 235487.85 | 8202393.1 | 2018 | Matorral | 66 |
| 698 | 252414.59 | 8186212.05 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 699 | 252395.47 | 8186201.53 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 700 | 252413.02 | 8186209.26 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 701 | 237670 | 8246331.22 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |

| N.º | X | Y | AÑO | COBERTURA | CÓD |
|------------|-----------|------------|------------|-------------------------------|------------|
| 702 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Matorral | 66 |
| 703 | 231589.43 | 8220921.61 | 2022 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 704 | 266207.11 | 8190919.18 | 2020 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 705 | 252410.54 | 8186211.23 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 706 | 235628.2 | 8202267.69 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 707 | 231992.71 | 8199726.85 | 2018 | Matorral | 66 |
| 708 | 252414.27 | 8186211.49 | 2018 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 709 | 275112.3 | 8217637.89 | 2017 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 710 | 245697.48 | 8184316.22 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 711 | 234273.86 | 8200208.9 | 2021 | Matorral | 66 |
| 712 | 231983.32 | 8199751.43 | 2018 | Matorral | 66 |
| 713 | 234305.79 | 8200318.24 | 2021 | Matorral | 66 |
| 714 | 231476.33 | 8197511.56 | 2018 | Matorral | 66 |
| 715 | 279770.26 | 8202502.52 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 716 | 234276.51 | 8200280.46 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 717 | 233517.47 | 8220893.65 | 2019 | Matorral | 66 |
| 718 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Matorral | 66 |
| 719 | 234748.62 | 8199820.39 | 2021 | Matorral | 66 |
| 720 | 277030.27 | 8248864.3 | 2019 | Pastizal/herbazal | 12 |
| 721 | 252413.73 | 8186212.04 | 2018 | Bofedal | 11 |
| 722 | 299868.8 | 8183962.59 | 2022 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 723 | 299868.8 | 8183962.59 | 2022 | Otras formaciones no boscosas | 13 |
| 724 | 279765.42 | 8202506.24 | 2021 | Pastizal/herbazal | 12 |