

## ANÁLISIS ESPACIO-TEMPORAL DE CUERPOS DE AGUA Y SU PREDICCIÓN AL 2031 EN AMAZONAS, PERÚ

### SPATIO-TEMPORAL ANALYSIS OF WATER BODIES AND THEIR PREDICTION TO 2031 IN AMAZONAS, PERU

Elgar Barboza Castillo<sup>1</sup>  David Camán Aliaga<sup>2</sup>  Ruth Guiop Servan<sup>2</sup>   
Jhoivi Puerta Culqui<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Universidad Tecnológica de los Andes, Abancay, Perú

<sup>2</sup>Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas (UNTRMA), Chachapoyas, Perú

#### Correspondencia:

Dr. Elgar Barboza Castillo  
[ebarbozac@utea.edu.pe](mailto:ebarbozac@utea.edu.pe)

#### Como citar este artículo:

Barboza, E., Camán, D., Guiop, R., & Puerta, J. (2025). Análisis espacio-temporal de cuerpos de agua y su predicción al 2031 en Amazonas, Perú. *Revista de Investigación Hatun Yachay Wasi*, 4(1), 7-23. <https://doi.org/10.57107/hyw.v4i1.81>

#### RESUMEN

Los cuerpos de agua son ecosistemas importantes que albergan una gran biodiversidad y son el sustento de muchas poblaciones. El objetivo de este estudio fue analizar el espacio temporal de cuerpos de agua y su predicción al 2031, mediante técnicas de teledetección en Amazonas. Se utilizaron imágenes satelitales Landsat de los años 1988, 1998, 2007 y 2019; así como, el Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI), para la creación de reportes y representaciones cartográficas del Cambios de Cobertura y Uso de Suelo (CCUS). El procesamiento de datos se realizó en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG) y modelo MOLUSCE, para predecir los CCUS para 2031. Los resultados reportaron precisiones cartográficas entre 81 y 91 % y a nivel de cuerpos de agua, el lago Pomacochas, laguna Burlan y de los Cóndores se reducirán a 425,10; 45,24 y 121.54 ha, respectivamente. En los últimos años, la temperatura superficial ha aumentado, principalmente en espacios urbanos y carentes de vegetación. Se concluye que para el año 2031, los cuerpos de agua se reducirán debido a las actividades humanas y efecto del cambio climático, impactando negativamente a la población y los ecosistemas.

**Palabras clave:** hidrología; ecosistemas acuáticos, modelamiento espacial, cuerpos de agua, microcuencas.

#### ABSTRACT

Water bodies are important ecosystems that host great biodiversity and are the livelihood of many populations. The aim of this study was to analyze the temporal space of water bodies and their prediction to 2031, using remote sensing techniques in Amazonas. Landsat satellite images from the years 1988, 1998, 2007 and 2019 were used; as well as the Normalized Difference Water Index (NDWI), for the creation of reports and cartographic representations of Land Cover and Use Change (CCUS). The data processing was carried out in a Geographic Information Systems (GIS) environment and MOLUSCE model, to predict the CCUS for 2031. The results reported cartographic accuracies between 81 and 91 % and at the level of water bodies, Lake Pomacochas, Laguna Burlan and Laguna de los Cóndores will be reduced to 425,10; 45,24 and 121,54 ha, respectively. In recent years, surface temperature



has increased, mainly in urban and vegetation-free areas. It is concluded that by 2031, water bodies will shrink due to human activities and the effect of climate change, negatively impacting the population and ecosystems.

**Keywords:** hydrology, aquatic ecosystems, spatial modeling, bodies of water, microbasins.

## INTRODUCCIÓN

La preservación de la biodiversidad está estrechamente vinculada a los lagos y lagunas, los cuales son altamente susceptibles a la alteración por causas naturales, actividades antropogénicas y efectos del cambio climático (Li et al., 2019). Estos ecosistemas son adaptables y sensibles a la naturaleza (Turner et al., 2000). Así pues, la dinámica de los cuerpos de agua de alta montaña está fuertemente influenciada por el cambio climático, en muchas zonas del mundo (Pepin et al., 2022). Las alteraciones en la cobertura y el uso del suelo (CUS) podrían ser un problema importante para las poblaciones locales que dependen de estos recursos naturales; así como, para numerosas especies de flora y fauna (Orimoloye et al., 2020).

La reducción de la diversidad biológica, contaminación del agua, disminución de los flujos de agua de escorrentía son efectos de los CCUS a escala espacial y temporal en cuencas hidrográficas de lagos y lagunas (Qiu et al., 2019). Por ende, es fundamental que los investigadores y los encargados de las políticas se enfoquen en vigilar y mitigar los efectos adversos de estos cambios, mediante un monitoreo regular y sistemático (Shukla et al., 2018). Por ende, en los últimos tiempos se han venido utilizado las Tecnologías de Información Geográfica (TIG), a través del análisis espacial y desarrollo de imágenes digitales (Garg, 2015).

En muchos países, han estudiado el cambio temporal y espacial de los lagos y lagunas debido a agentes naturales y humanos; así como, sobre la dinámica multitemporal del espejo de agua (Zhang et al., 2019). Tal es el caso que, para determinar las categorías de uso del suelo en la región semidesértica de Yibuti, Pandit et al. (2024) utilizaron la clasificación supervisada por

aprendizaje automático en Google Earth Engine (GEE) utilizando imágenes Landsat de 1990, 2002, 2012 y 2023, con una precisión de clasificación entre 89 a 95 %, observaron siete clases principales de cobertura terrestre, lo que reveló cambios significativos en el paisaje. Por otro lado, se examinan también los controles biofísicos y la dinámica de la pérdida de agua nocturna (PNH) en un sistema agrícola de rotación de trigo de invierno y maíz de verano en la planicie del norte de China, durante un período de cinco años (2008-2012) (Guo et al., 2023). Donde la PNH disminuye durante la noche, desde las 20:00 hasta las 05:00, según las mediciones de covarianza del flujo de calor latente, indicando que la variación de la pérdida de agua nocturna, promedio interanual coinciden con el aumento del trigo. Así también, estudios relacionados examinaron el comportamiento de cuerpos de agua a lo largo del tiempo (Debnath et al., 2017; Polishchuk & Sharonov, (2013); mientras que, en otras investigaciones, utilizaron probabilidades de transición de Markov, Autómatas Celulares y Redes Neuronales para predecir los de Cobertura y Uso de Suelo (CCUS) (Nery et al., 2018; Orimoloye et al., 2020).

Los CCUS muestran un acelerado desarrollo de los límites agrícolas en el departamento de Amazonas, lo que resulta en una expansión o disminución acelerada de los cuerpos de agua a mediano o largo plazo, debido a la implementación de nuevas parcelas de cultivo y vegetación herbácea, y aumento de áreas urbanas (Barboza et al., 2020). En esta investigación se analizó la dinámica espacial y temporal de tres principales cuerpos de agua del departamento de Amazonas utilizando técnicas de teledetección y su predicción al 2031.

## MATERIALES Y MÉTODOS

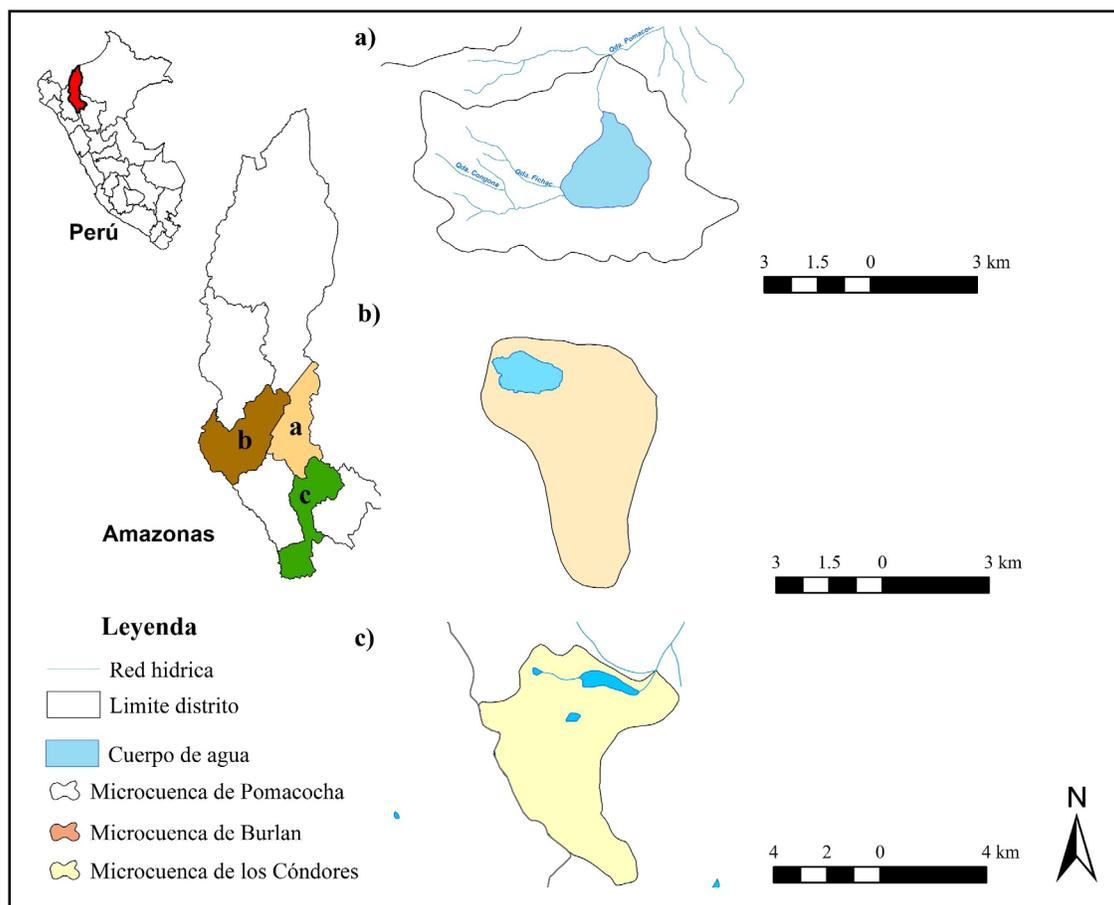
### Área de estudio

La investigación fue llevada a cabo en las microcuencas del lago Pomacochas y las lagunas de Burlan y de los Cóndores, localizadas en el departamento de Amazonas (Fig. 1). El lago Pomacochas, es un lago altoandino, ubicado a una altitud de 2233 m s.n.m, con un área alrededor de 425,10 ha y una profundidad estimada de 75,5 m (Leiva-Tafur et al., 2022). Presenta un clima templado cálido húmedo con una temperatura promedio de 15 °C y precipitación anual de 1.104,5 mm (Barboza et al, 2014; Leiva et al., 2022). El suelo se caracteriza por estar destinado, para pastos y cultivos con su zona urbana de la ciudad de Pomacochas con una población de 5.999 personas (INEI, 2018).

La laguna Burlan, localizada a los 450 m s.n. m, tiene una superficie de 45.93 ha con 9 m de profundidad. Es un ecosistema de bosque seco con clima cálido y temperatura promedio anual de 24.9 °C (Gómez et al., 2022). El uso del suelo se caracteriza por ser de tipo agrícola (principalmente cultivo de arroz), con una zona urbana que alberga una población de 686 habitantes (INEI, 2018); mientras que, la laguna de los Cóndores se encuentra a una altitud de 2.870 m s.n.m con una superficie de 121.54 ha y profundidad de 61,8 m, aproximadamente, con características de ecosistema de Jalca y Bosque altimontano (Pluvial) de Yunga (MINAM, 2019).

**FIGURA 1**

*Localización de las microcuencas del lago Pomacochas y las lagunas Burlan y de los Cóndores*

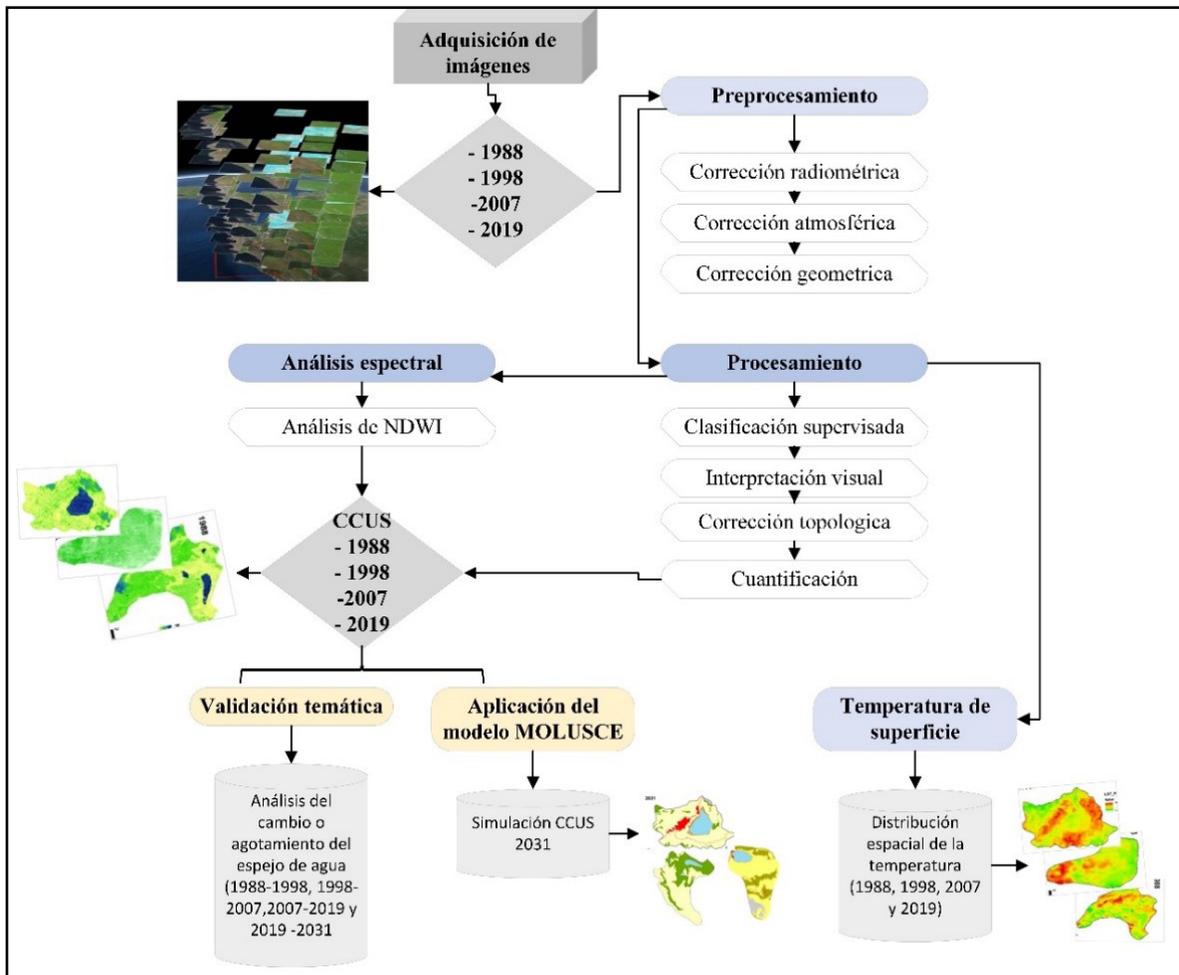


En la Figura 2, se muestra el proceso metodológico, para realizar el espacio-temporal de cuerpos de agua y su predicción al 2031, mediante técnicas de teledetección en Amazonas. El primer paso fue adquirir las imágenes satelitales para cada año de

análisis; luego se realizó el preprocesamiento y procesamiento (análisis espectral y clasificación supervisada) de información satelital. Finalmente, se realizó la validación de la información obtenida y su predicción de los CCUS al 2031.

## FIGURA 2

*Flujograma metodológico para la evaluación de la dinámica multitemporal del lago Pomacochas y las lagunas Burlan y de los Cóndores (1988 – 2031)*



### Determinación de la tasa interanual de los cambios del espejo de agua, dinámica de los CCUS y temperatura superficial

Se descargaron imágenes Landsat 5 TM y Landsat 8 OLI/TIRS del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>) para 1988, 1998, 2007 y 2019, modelo digital de elevación de elevación digital (Hennig et al., 2007) y la cartografía fundamental del Instituto Geográfico Nacional (IGN) (<https://www.idep.gob.pe/geovisor/SNCP/>).

En el preprocesamiento cada imagen satelital fue calibrada radiométrica, atmosférica y geométrica mediante el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) de QGIS; así como, la conversión de

Números Digitales (DN *del inglés Digital Number*) a la reflectancia en el techo de la atmósfera (TOA *del inglés Top of Atmosphere*) (Yulianto et al., 2016).

Posteriormente, se modificó mediante la técnica de Substracción de Objetos Oscuros (DOS1) basada en imágenes (Chuvieco, 2016; Congedo, 2024). Esto permitió obtener imágenes corregidas y listas, para realizar la clasificación supervisada de las clases de Cobertura y Uso de Suelo (CUS).

El Índice de Agua de Diferencia Normalizada (NDWI *del inglés Normalized differential water index*) se utilizó para calcular el espejo de agua (Campos et al., 2012). Los cuerpos de agua se distinguieron de los usos de la tierra con la aplicación del NDWI (Ecuación 1) (Orimoloye et al., 2020).

$$NDWI = \frac{(GREEN - NIR)}{(GREEN + NIR)} \quad \text{Ecuación 1}$$

El NDWI se calculó utilizando la reflectancia de la banda verde (B2 en Landsat 5 y B3 en Landsat 8) y de la banda infrarroja cercana (B4 en Landsat 5 y B5 en Landsat 8).

Las clases de CUS se clasificaron utilizando firmas espectrales y zonas de entrenamiento seleccionadas a través de salidas a campo en el área de investigación (Obodai et al., 2019).

Asimismo, para cada una de las microcuencas, se utilizaron imágenes de alta resolución de Google Earth Pro y Sentinel 2A; así como, la evaluación visual utilizando combinaciones RGB, para complementar y validar las áreas de entrenamiento (Barboza & Salas, 2018).

En el SCP se empleó la herramienta de trama de edición de post procesamiento para corregir las clasificaciones incorrectas de las imágenes (Pei et al., 2017). Siguiendo la metodología de Corine

Land Cover adaptada para Perú (MINAM, 2016), se determinaron las clases de CCUS, incluyendo: arbustal y herbazal (AH), bosque (B), bosque seco (BC), cuerpo de agua (CA), cultivos (C), pastos y cultivos (PC), zona urbana (ZU), zona pantanosa (ZP) y zona sin vegetación (ZSV).

Para calcular la temperatura de la superficie de la tierra (LST *en inglés Land Surface Temperature*) en los diferentes períodos de análisis, se emplearon la banda térmica 6 de Landsat 5 TM y la banda 10 de Landsat 8 TIRS, para encontrar la temperatura superficial. Para igualar el tamaño de píxel de las otras bandas espectrales, se utilizó el algoritmo de vecino más cercano para remuestrear las bandas térmicas, que tenían tamaños de píxel originales de 120 m para TIRS y 100 m para TM. Asimismo, utilizando el complemento SCP en QGIS, la opción de temperatura de brillo y la metodología sugerida por Ogunjobi et al. (2018), se calculó el LST de manera automatizada.

### **Pronóstico de los cambios espaciales en la superficie del espejo de agua y los CCUS**

El complemento MOLUSCE (*Modules for Land Use Change Evaluation*) en QGIS se utilizó para validar y proyectar el aumento o la disminución de los cuerpos de agua (NextGIS, 2016). Los mapas de 1998 y 2007 se emplearon para verificar los parámetros de CCUS; así también, se incluyeron variables espaciales, como la distancia a los ríos y a la red vial. Con la estimación del índice de Kappa, se llevó a cabo este proceso para determinar cómo se relacionan el mapa real y el mapa simulado para 2019. Además, se utilizaron los mapas de uso del suelo de 2007 y 2019, con las variables utilizadas en la validación de 2019, para simular una proyección futura hacia 2031.

La pérdida de la cobertura boscosa (zonas de deforestación) para el 2019 - 2031 se analizó mediante la generación de mapas de densidad Kernel, con resolución espacial y ancho de banda de

30 y 500 m, respectivamente (MINAM, 2014a). Esto con la finalidad de proponer algunas acciones para reducir la deforestación futura en las microcuencas de estudio.

### Análisis de las causas de la dinámica multitemporal

En estas etapas, de 1988 a 1998, de 1998 a 2007 y de 2007 a 2019, se estudiaron los cambios en los cuerpos de agua, permitiendo la evaluación de la transformación de la clase de uso de suelo en cada intervalo de análisis. Con la ayuda de la ecuación 2, propuesta por la FAO (1996), se calculó la tasa anual de cambio (s) de los usos del suelo y del área de los cuerpos de agua.

$$s = \left( \frac{S_2}{S_1} \right)^{1/t_2-t_1} - 1 \quad \text{Ecuación 2}$$

En la cual, las áreas de uso de suelo en la fecha  $t_1$  y  $t_2$ , se representan por  $S_1$  y  $S_2$ . En la clase de uso de suelo, un valor de s superior a cero (0) indica

un aumento, mientras que, un valor negativo de s indica una disminución.

Por otro lado, se requirió la creación de matrices de confusión para validar la exactitud temática según Chuvieco, (2016) y para calcular las métricas de precisión de la cartografía (errores de omisión y comisión). La exactitud del productor y del usuario; así como, el Índice Kappa, se utilizaron para la evaluación de la exactitud a nivel de clases de uso de suelo (MINAM, 2014b).

## RESULTADOS

### Dinámica multitemporal del espejo de agua

La aplicación del NDWI permitió determinar la dinámica de los cuerpos de agua. En la Tabla 1, se revela que la extensión del lago Pomacochas disminuyó de 429,43 a 425,10 ha desde 1988 al 2019. Por otro lado, las lagunas Burlan y de los Cóndores reportaron patrones similares reduciéndose de 55,14 a 45,93 ha y de 131,47 a 121,67 ha, respectivamente, según el período de análisis.

**TABLA 1**

*Superficie de cuerpo de agua en 1988, 1998, 2007 y 2019*

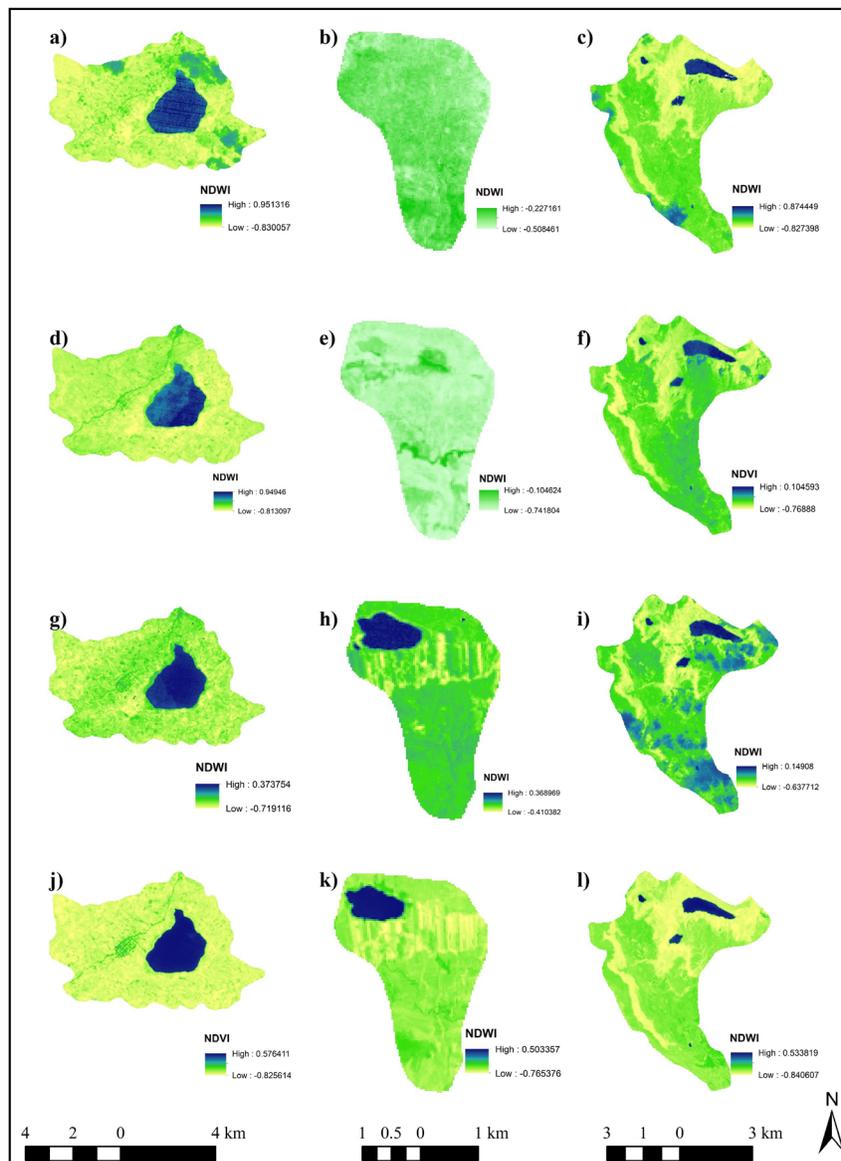
Cuerpo de agua	Superficie (ha) por año			
	1988	1998	2007	2019
Lago Pomacochas	429,43	424,22	431,13	425,10
Laguna Burlan	-	-	55,14	45,93
Laguna de los Cóndores	131,47	131,61	125,61	121,67

La distribución espacial de la implementación del NDWI se muestra en la Figura 3, indicando cada cuerpo de agua por cada año de análisis. Los valores del NDWI fluctuaron de -84 hasta 95 %, que permitió determinar la superficie del espejo de agua. Para la laguna Burlan, a partir de 2007, se puede visualizar el espejo de agua, esto debido a que se formó entre

1998 y 2007, producto del embalsamiento de agua para el cultivo de arroz.

**FIGURA 3**

*Distribución espacial y temporal NDWI para Las lagunas Burlan y de los Cóndores, y el lago Pomacochas*



Nota: a-b)1988, d-f) 1998, g-i) 2007 y j-l) 2019

**Cambios de cobertura y uso de suelo (CCUS)**

Para determinar los cambios de CUS fue necesario delimitar la microcuenca de cada cuerpo de agua. La precisión de la cartografía en términos de precisión global e índice de Kappa oscilaron en entre 81 y 91 %. En la microcuenca del lago Pomacochas en 1988 las clases de B, PC y CA mostraron la mayor superficie con 602,62 ha (17,04 %), 434,33 ha

(68,83 %) y 429,35 ha (12,14 %), respectivamente.

Para 2019, la clase de bosque se redujo (7,96 %); mientras que, las clases de PC (72,82 %), ZU (4,07 %) y ZP (2,60 %) se incrementaron (Tabla 2). En 1988, las categorías de uso de suelo en la microcuenca Burlan eran B (91,85 %), ZSV (7,50 %) y ZU (0,65 %), que posteriormente se incrementaron en

cultivos de 16,28 % (1998), 49,55 % (2007) y 36,26 % (2019). Así también, las zonas sin vegetación se incrementaron de 2,96 % en el 2007 y 7,97 % en 2019. En la microcuenca de la laguna de los Cóndores solo se identificaron tres clases de CUS. La

clase de B se redujo de 39,50 % a 38,65 %; mientras que, AH aumentó de 56,50 % a 57,66 % entre 1988 y 2019, respectivamente. Los cuerpos de agua, por otro lado, disminuyeron de 3,98 % al 3,70 % en el mismo período de análisis (Tabla 2).

**TABLA 2**

*Superficie según CCUS de las microcuencas Pomacochas, Burlan y de los Cóndores en 1988, 1998, 2007 y 2019*

Microcuenca	Clase de CCUS	Superficie (ha)							
		1988	%	1998	%	2007	%	2019	%
Pomacochas	AH	-	-	9,25	0,26	19,65	0,56	18,86	0,53
	B	602,62	17,04	394,93	11,17	278,28	7,87	281,51	7,96
	CA	429,35	12,14	424,14	11,99	431,05	12,19	425,10	12,02
	PC	2 434,33	68,83	2 570,19	72,67	2 641,86	74,70	2 575,22	72,82
	ZU	29,27	0,83	81,70	2,31	72,33	2,05	143,80	4,07
	ZP	41,04	1,16	56,40	1,59	93,44	2,64	92,11	2,60
	<b>Total</b>		<b>3 536,61</b>	<b>100,00</b>	<b>3 536,61</b>	<b>100,00</b>	<b>3 536,61</b>	<b>100,00</b>	<b>3 536,61</b>
Burlan	BS	566,40	91,85	486,34	78,86	213,07	34,55	283,69	46,00
	CA	-	-	-	-	55,14	8,94	45,93	7,45
	C	-	-	100,40	16,28	305,56	49,55	223,58	36,26
	ZSV	46,26	7,50	18,27	2,96	24,04	3,90	49,14	7,97
	ZU	4,03	0,65	11,68	1,89	5,30	0,86	6,77	1,10
	ZP	-	-	-	-	13,59	2,20	7,58	1,23
	<b>Total</b>		<b>616,69</b>	<b>100,00</b>	<b>616,69</b>	<b>100,00</b>	<b>616,69</b>	<b>100,00</b>	<b>616,69</b>
Los Cóndores	AH	1858,33	56,50	1927,76	58,61	1989,18	60,48	1896,27	57,66
	B	1299,22	39,50	1229,65	37,39	1174,22	35,70	1271,07	38,65
	CA	131,32	3,99	131,47	4,00	125,47	3,81	121,54	3,70
	<b>Total</b>		<b>3288,87</b>	<b>100,00</b>	<b>3288,87</b>	<b>100,00</b>	<b>3288,87</b>	<b>100,00</b>	<b>3288,87</b>

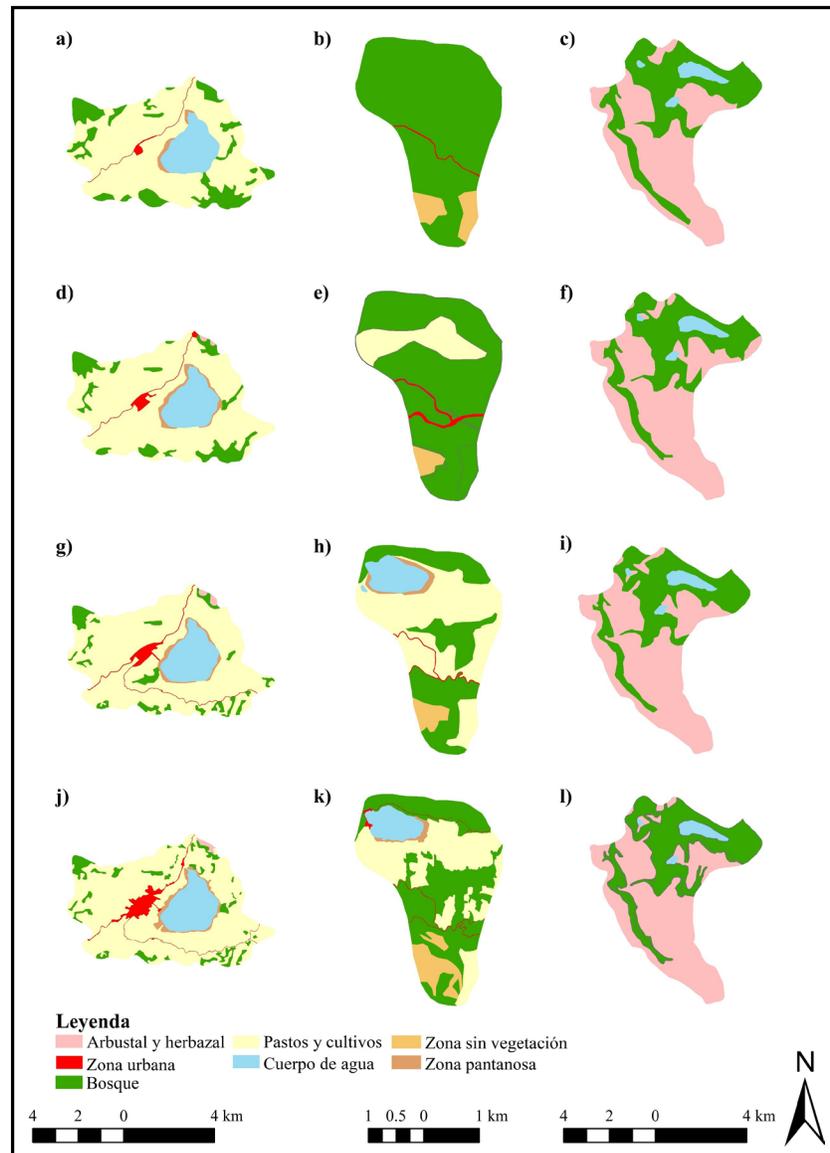
Nota: **AH**: arbustal y herbazal; **B**: bosque; **C**: cuerpo de agua; **PC**: pastos y cultivos; **ZU**: zona urbana; **ZP**: zona pantanosa; **BS**: bosque seco; **C**: cultivo; **ZSV**: zona sin vegetación

En la Figura 4, se visualiza el reparto espacial de la clasificación de CUS en la zona de investigación. En todas las microcuencas se observan patrones similares de cambios, donde el bosque y los cuerpos

de agua se reducen, para incrementarse las clases de pastos, cultivos, área urbana.

**FIGURA 4**

Distribución espacial de las clases de CUS para las microcuencas de Pomacochas, Burlan y de los Cóndores



Nota: a-b)1988; d-f) 1998; g-i) 2007 y j-l) 2019

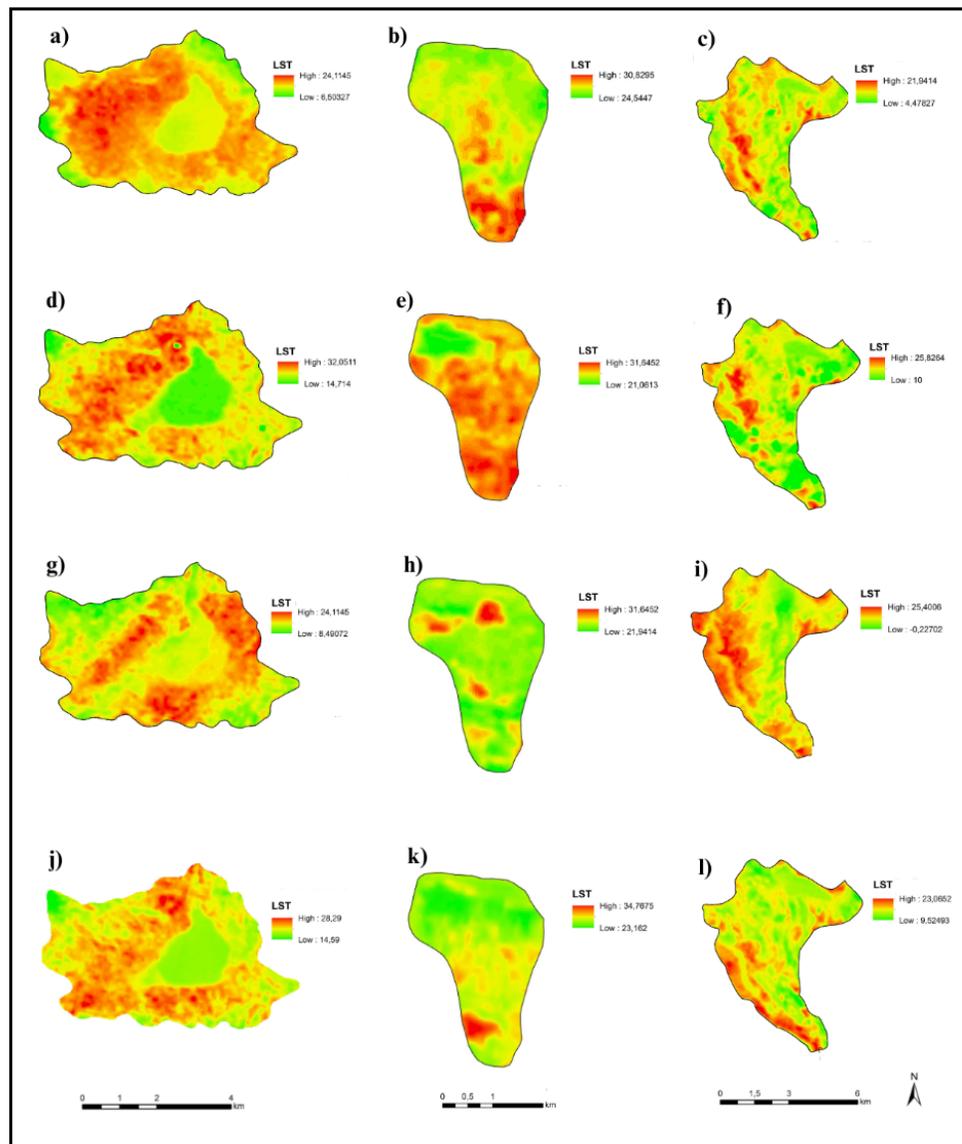
**Temperatura de la capa superficial**

La Figura 5, presenta la distribución espacial de la temperatura superficial en la microcuenca Pomacochas, la temperatura mínima osciló entre 6,5 a 14,59 °C y la máxima entre 24,11 a 28,29 °C para 1988 y 2019, respectivamente. La mayor temperatura se registró en las clases de pastos, cultivos y área urbana. En la microcuenca Burlan,

la temperatura superficial máxima se registró en zonas sin vegetación y cultivos (30,83 a 34,35 °C); mientras que, la temperatura mínima fue de 23,16 °C para el 2019. Por otro lado, la microcuenca de laguna de los Cóndores reportó temperaturas mínimas de 4,47 a 9,52 °C y máximas de 21,94 a 23,07 °C entre 1988 y 2019.

**FIGURA 5**

Temperatura superficial para las microcuencas de las lagunas Burlan y de los Cóndores y el lago Pomacochas



Nota: a-b)1988, d-f) 1998, g-i) 2007 y j-l) 2019.

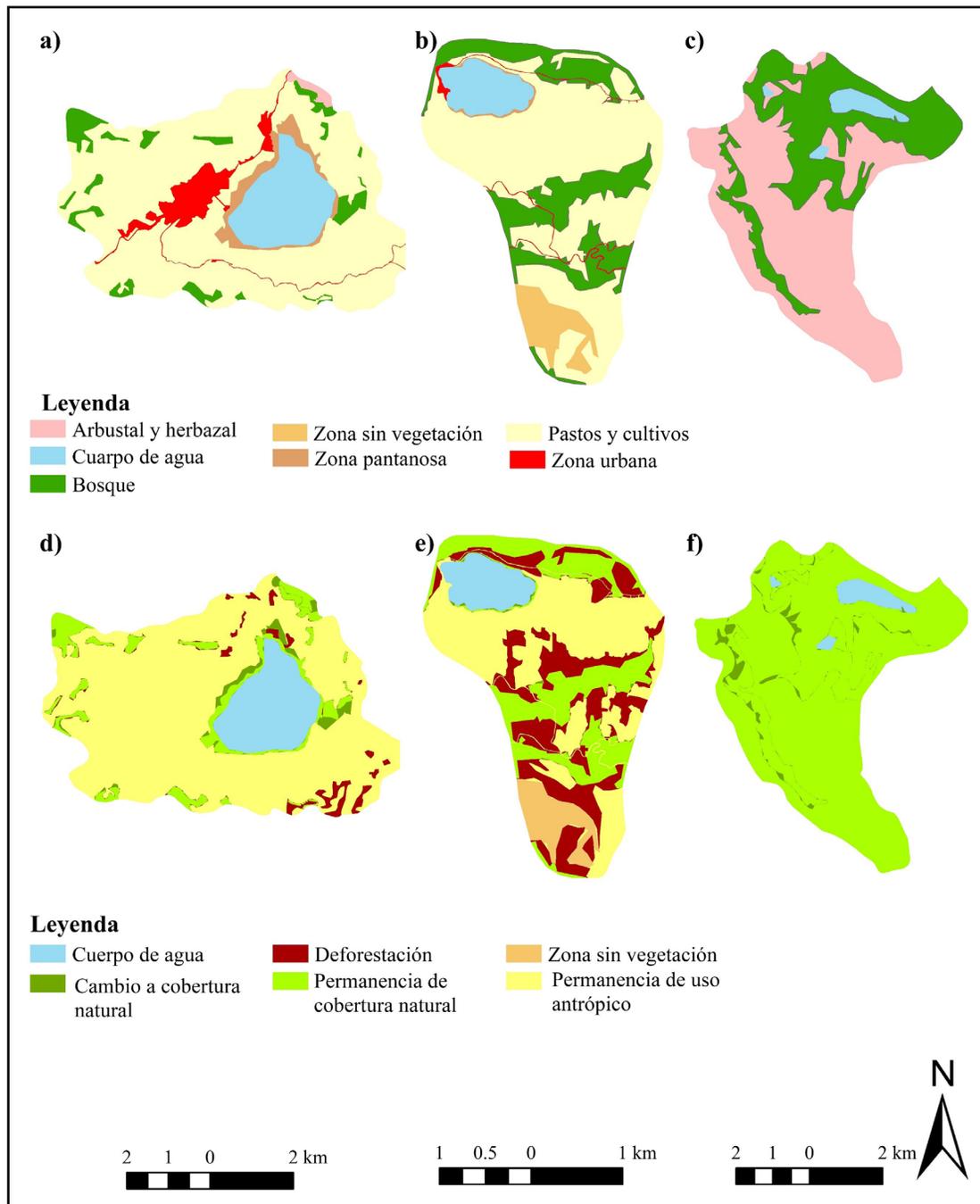
**Pronóstico de los CCUS para el año 2031**

El pronóstico para la clasificación de CCUS permitió conocer la tendencia hacia el 2031 (Fig. 6). Para la microcuenca Pomacochas se reportó que se perderá 32,41 % de la superficie del bosque, con el cambio a la clase de PC y ZP. En consecuencia, la ZU y la ZP tendrán un incremento del 3,08 % y del 3,06

% de su superficie actual, respectivamente. En la microcuenca Burlan la pérdida al 2031 del bosque seco será del 50,32 %, que será reemplazado por las clases de cultivos y zona urbana. Finalmente, la microcuenca de los Cóndores tendrá un aumento de la clase AH (4,51 %) y el B disminuirá un 6,77 %, respectivamente.

**FIGURA 6**

Cobertura y uso de suelo (CCUS) entre 2019 – 2031



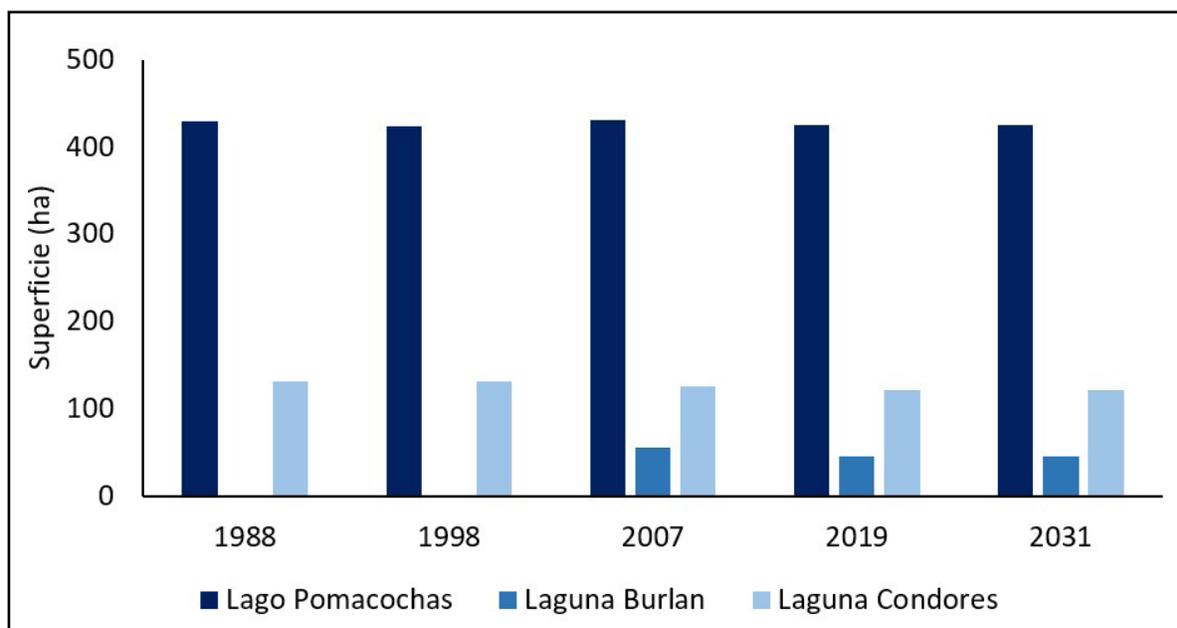
Nota: a) microcuenca Pomacochas, b) microcuenca Burlan, c) microcuenca de los Cóndores, d) microcuenca Pomacochas, e) microcuenca Burlan y f) microcuenca de los Cóndores.

Tanto la extensión del cuerpo de agua; así como, la microcuenca propia del mismo, han experimentado varios cambios espaciales en el lago Pomacochas,

donde el área del territorio pasó de 429,43 ha en 1988 a 425,20 ha en 2019 (Fig. 7).

**FIGURA 7**

*Superficie (ha) entre 1988 – 2019 del lago Pomacochas y las lagunas Burlan y Los Cóndores.*

**DISCUSIÓN**

*Agotamiento hídrico en los cuerpos de agua entre 1988 a 2019*

La reducción de la superficie del lago y lagunas, aunque moderada, es consistente con los hallazgos de Zhang et al. (2019), quienes observaron que los cuerpos de agua en regiones montañosas están reduciéndose, debido a la evaporación acelerada y la disminución de la precipitación; así como, exacerbadas condiciones climáticas (precipitación y evaporación) y variaciones en el clima (sequías constantes) que influyen en este cambio.

Además, los hallazgos de Zhang et al. (2011), también muestran una disminución de la superficie de agua como resultado de la crisis climática y el incremento de la necesidad de agua, para actividades agrícolas. Asimismo, en la microcuenca, los CCUS en zonas urbanas, pastos, cultivos, arbustales y herbazales han aumentado, pudiendo ser el resultado de acciones humanas, tales como la deforestación y la urbanización y eventos naturales, como las condiciones climáticas (Orimoloye et al., 2020).

La dinámica de la laguna Burlan es distinta a la del lago Pomacochas. Según los datos proporcionados por los residentes y la información de la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana (IIRSA). La laguna se formó en 2003 como resultado de las lluvias; posteriormente, en 2005, después de una explosión, se consolidó como una laguna (IIRSA, 2016). Por esta razón, el cuerpo de agua no fue identificado por medio del NDWI en 1988 y 1998; no obstante, en 2007 la superficie de la laguna fue de 55,14 ha, pero en 2019 se redujo a 45,93 ha (Fig.2).

Ogunjobi et al. (2018) mencionan que las interrelaciones superficie-atmósfera pueden verse ampliamente afectadas o alteradas por diversas formas de uso del suelo; además, el resultado de las actividades antropogénicas a través del crecimiento urbano, junto con sus posibles efectos en el clima urbano, se intensifican por los cambios constantes del espacio. Igualmente, en la microcuenca estudiada, los usos del suelo también cambiaron desde 1998, donde se empleaba la tierra para áreas

urbanas (ocupadas por vías de acceso que llevaban a plantaciones), bosque seco y áreas sin vegetación (afloramiento rocoso), teniendo como resultado en 2019, una disminución de bosque seco y un incremento en cultivos, especialmente de arroz.

En cambio, la dinámica de la superficie del cuerpo de agua de la laguna de los Cóndores tuvo una variación notable; en 1988, el área era de 131,47 ha, pero en 2019, se redujó a 121,67 ha. Además, en 2019, se observó una disminución del bosque y un aumento de la cobertura arbustal herbazal; estos cambios podrían estar relacionados con la agricultura y la ganadería, que podrían afectar, tanto el volumen como la calidad de agua; así como, la degradación y pérdida de hábitats, tal y como resalta Berteaux et al. (2017), indicando que, con una variación térmica dentro de la fase del agua, generará momentos críticos en la vida silvestre.

#### *Temperatura superficial entre 1988 a 2019*

La transformación del paisaje natural ha suscitado inquietud a nivel local, nacional y global debido a su influencia en la biodiversidad, el cambio del clima regional y la formación de islas de calor urbano (UHI) en las ciudades (Aguilar & Ward, 2003), en donde la temperatura del espacio terrestre resulta amenazada por la urbanización acelerada (Ogunjobi et al., 2018).

En comparación con los pastos y cultivos, el cuerpo de agua, las áreas sin vegetación, y los bosques, los sectores urbanos tienen las temperaturas de superficie terrestre más altas, según el estudio. Estos hallazgos corroboran los de Xiao et al. (2018), quienes descubrieron que, en diferencia con los cuerpos de agua y la cobertura vegetal, los entornos urbanos y áreas desprovistas de vegetación tienen una LST más alta. Esto sugiere una conexión entre las propiedades térmicas de la superficie terrestre y la dinámica de las aplicaciones en la tierra (Ogunjobi et al., 2018), reafirmando que las zonas sin vegetación y con cultivos son áreas en donde se

registran mayores niveles de temperatura.

La zona urbana, los pastos y los cultivos están creciendo en la microcuenca Pomacochas, lo que podría aumentar la LST; de la misma manera que en la microcuenca Burlan, la LST aumentaría significativamente debido al incremento de la actividad agrícola y al desarrollo de áreas sin vegetación, debido a la pérdida de cobertura vegetal, corroborando lo referido por Ogunjobi et al. (2018), quienes mencionan que con un aumento de las tierras de cultivo, se incrementa la LST, provocando la disminución de cuerpos de agua. Por otro lado, la LST en la laguna de los Cóndores ha aumentado, en particular en los arbustales y los herbazales, lo que podría estar relacionado con las repercusiones del cambio climático y el incremento térmico global, según lo señala Xiao et al. (2018).

#### *Evolución de los cuerpos de agua para el año 2031*

La proyección del reparto potencial de los CCUS para el año 2031 indica un aumento de las zonas urbanas y una expansión de las áreas dedicadas a cultivos y pastos. Debido a su accesibilidad, la explotación de recursos arbóreos y el desarrollo de infraestructuras, la mayor parte de estos cambios son causados por actividades antropogénicas; fenómeno ya consistente en estudios previos como el de Halmy et al. (2015), en donde afirma que estos factores impactan negativamente a los recursos hídricos.

Por otro lado, según Orimoloye et al. (2020) los factores clave de la disminución de cuerpos de agua, son las actividades antrópicas y el cambio climático, la cual es corroborada en este estudio mediante los mapas simulados, que facilitaron la comprensión de los efectos futuros de las modificaciones en el uso del suelo, pronosticando que los cuerpos de agua estudiados disminuyan para el año 2031.

## CONCLUSIONES

Los hallazgos revelaron una reducción significativa de la amplitud de los cuerpos de agua en 2019 y continuará hasta el 2031.

Se observó un aumento de la temperatura superficial, particularmente en zonas urbanas y sin vegetación, atribuido a las intervenciones humanas en la zona de estudio.

Este estudio fomenta una gestión eficiente y sostenible de los cuerpos de agua, ya que su evolución es esencial, para la biodiversidad y las comunidades locales.

La precisión de las clasificaciones supervisadas y la dependencia de la resolución de imágenes satelitales son limitadas.

Los resultados de esta investigación sugieren que, para mitigar las consecuencias adversas en la población y el medio ambiente, se requieren medidas de conservación y estrategias de gestión sostenibles. La implementación de métodos sofisticados de monitoreo y conservación; así como, la creación de modelos más precisos, con la finalidad de anticipar las alteraciones causadas por las modificaciones climáticas y la intervención antropogénica en estos ecosistemas, podrían ser temas de investigaciones futuras.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar, A., & Ward, P. (2003). Globalization, regional development, and mega-city expansion in Latin America: Analyzing Mexico City's peri-urban hinterland. *Cities*, 20(1), 3–21. [https://doi.org/10.1016/S0264-2751\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0264-2751(02)00092-6)

Barboza, E., Maicelo, J., Vigo, C., Castro, J. & Oliva, M. (2014). Análisis morfométrico y batimétrico del lago Pomacochas (Perú). *INDES Revista de Investigación para el Desarrollo Sustentable* 2 (2), 90-97. <https://doi.org/10.25127/>

indes.201402.009

Barboza, E., Turpo, E., de Almeida, C., Salas, R., Rojas, N., Silva, J., Barrena, M., Oliva, M., & Espinoza, R. (2020). Monitoring Wildfires in the Northeastern Peruvian Amazon Using Landsat-8 and Sentinel-2 Imagery in the GEE Platform. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(10), 564 DOI:10.3390/ijgi9100564

Barboza, E., Salas, R., Mendoza, M., Oliva, M., & Corroto, F. (2018). Uso actual del suelo y calidad hidrogeomorfológica del río San Antonio: alternativas para la restauración fluvial en el Norte de Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 20(2), 203–214. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.364>

Berteaux, D., Gauthier, G., Domine, F., Ims, R., Lamoureux, S., Lévesque, E., & Yoccoz, N. (2017). Effects of changing permafrost and snow conditions on tundra wildlife: critical places and times. *Arctic Science*, 3(2), 65-90. <https://doi.org/10.1139/as-2016-0023>

Campos, J., Sillero, N., & Brito, J. (2012). Normalized difference water indexes have dissimilar performances in detecting seasonal and permanent water in the Sahara–Sahel transition zone. *Journal of Hydrology*, 464–465, 438-446. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.042>

Chuvieco, E. (2016). Fundamentals of Satellite Remote Sensing: An Environmental Approach. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press. *Taylor & Francis Online, 2nd Edition*.

Congedo, L. (2024). *Semi-Automatic Classification Plugin Documentation Release 8.1.3.1*.

Debnath, M., Syiemlieh, H., Sharma, M., Kumar, R., Chowdhury, A., & Lal, U. (2017). Glacial

- Lake Dynamics and Lake Surface Temperature Assessment along the Kangchengayo-Pauhunri Massif, Sikkim Himalaya, 1988–2014. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 9, 26–41. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2017.11.002>
- Garg, J. (2015). Wetland assessment, monitoring and management in India using geospatial techniques. *Journal of Environmental Management*, 148, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.018>
- Gómez, D., Salas, R., Rojas, N., Silva, J., & Oliva, M. (2022). Dynamics of the Burlan and Pomacochas Lakes Using SAR Data in GEE, Machine Learning Classifiers, and Regression Methods. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 11(11), 534. <https://doi.org/10.3390/ijgi11110534>
- Guo, X., Xiao, J., Zha, T., Shang, G., Liu, P., Jin, C., & Zhang, Y. (2023). Dynamics and biophysical controls of nocturnal water loss in a winter wheat-summer maize rotation cropland: a multi-temporal scale analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, 342, 109701. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109701>
- Halmy, M., Gessler, P., Hicke, J., & Salem, B. (2015). Land use/land cover change detection and prediction in the north-western coastal desert of Egypt using Markov-CA. *Applied Geography*, 63, 101–112. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.015>
- Hennig, T., Kretsch, J., Pessagno, C., Salamonowicz, P., & Stein, W. (2007). The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics*, 45, 1–33. <https://doi.org/10.1029/2005RG000183>
- IIRSA. (2016). *La laguna Burlan*. <https://www.iirsanorte.com.pe/la-laguna-burlan/> (Accedido el 08 agosto 2024).
- (INEI). (2018). *Amazonas-resultados definitivos*. [https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones\\_digitales/Est/Lib1567/01TOMO\\_01.pdf](https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitales/Est/Lib1567/01TOMO_01.pdf) (Accedido el 08 agosto 2024).
- Leiva, D., Goñas, M., Culqui, L., Santa Cruz, C., Rascón, J., & Oliva, M. (2022). Spatiotemporal distribution of physicochemical parameters and toxic elements in Lake Pomacochas, Amazonas, Peru. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.885591>
- Li, Y., Zhang, Q., Cai, Y., Tan, Z., Wu, H., Liu, X., & Yao, J. (2019). Hydrodynamic investigation of surface hydrological connectivity and its effects on the water quality of seasonal lakes: Insights from a complex floodplain setting (Poyang Lake, China). *Science of The Total Environment*, 660. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.015>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (20 de julio de 2024). (2014a). *Protocolo: Evaluación de la Exactitud Temática del Mapa de Deforestación. Dirección General de Ordenamiento Territorial*. <https://www.minam.gob.pe/ordenamientoterritorial/wp-content/uploads/sites/18/2013/10/Protocolo-Validacion-Mapa-Deforestacion.pdf>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (20 de julio de 2024) (2014b). *Mapas kernel como indicador de la concentración de la pérdida de bosques húmedos amazónicos del Perú.* <http://geobosques.minam.gob.pe/geobosque/>
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (30 de julio de 2024) (2016). *Procedimiento Técnico y Metodológico para la Elaboración del Estudio Especializado de Análisis de los Cambios de la Cobertura y Uso de la Tierra. Lima. Perú.* <https://>

- www.minam.gob.pe/disposiciones/resolucion-ministerial-n-081-2016-minam/
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (15 de julio de 2024) (2019). *Mapa nacional de ecosistemas 3 memoria descriptiva*. www.minam.gob.pe
- Nery, T., Sadler, R., White, B., & Polyakov, M. (2018). Predicting future plantation forest development in response to policy initiatives: A case study of the Warren River Catchment in Western Australia. *Environmental Science & Policy*, 92. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.11.021>
- NextGIS. (2016). *Landscape Change Analysis with MOLUSCE - Methods and Algorithms*.
- Obodai, J., Adjei, K., Odai, S., & Lumor, M. (2019). Land use/land cover dynamics using landsat data in a gold mining basin-the Ankobra, Ghana. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 13, 247–256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.10.007>
- Ogunjobi, K., Adamu, Y., Akinsanola, A., & Orimoloye, I. (2018). Spatio-temporal analysis of land use dynamics and its potential indications on land surface temperature in Sokoto Metropolis, Nigeria. *Royal Society Open Science*, 5, 1–10. <https://doi.org/10.1098/rsos.180661>
- Orimoloye, I., Kalumba, A., Mazinyo, S., & Nel, W. (2020). Geospatial analysis of wetland dynamics: Wetland depletion and biodiversity conservation of Isimangaliso Wetland, South Africa. *Journal of King Saud University - Science*, 32(1), 90–96. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.03.004>
- Pandit, S., Shimada, S., & Dube, T. (2024). Comprehensive analysis of land use and cover dynamics in djibouti using machine learning technique: A multi-temporal assessment from 1990 to 2023. *Environmental Challenges*, 15, 100920. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envc.2024.100920>
- Pei, W., Yao, S., Knight, J., Dong, S., Pelletier, K., Rampi, L., Wang, Y., & Klassen, J. (2017). Mapping and detection of land use changes in a coal mining area using object-based image analysis. *Environmental Earth Sciences*, 76(3). DOI:10.1007/s12665-017-6444-9
- Pepin, N., Arnone, E., Gobiet, A., Haslinger, K., Kotlarski, S., Notarnicola, C., Palazzi, E., Seibert, P., Serafin, S., Schöner, W., Terzago, S., Thornton, J., Vuille, M., & Adler, C. (2022). Climate Changes and Their Elevational Patterns in the Mountains of the World. *Reviews of Geophysics*, 60(1), e2020RG000730. <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2020RG000730>
- Polishchuk, Y., & Sharonov, D. (2013). Studying the dynamics of thermokarst lake fields in Altai Mountain valleys. *Atmospheric and Oceanic Physics*, 49(9), 1074–1077.
- Qiu, J., Shen, Z., Chen, L., & Hou, X. (2019). Quantifying effects of conservation practices on non-point source pollution in the Miyun Reservoir Watershed, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 191(9), 582. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7747-y>
- Shukla, A., Garg, P., & Srivastava, S. (2018). Evolution of Glacial and High-Altitude Lakes in the Sikkim, Eastern Himalaya Over the Past Four Decades (1975–2017). *Frontiers in Environmental Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00081>
- Turner, R., van den Bergh, J., Soderqvist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E., & van Lerland, E. (2000). Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics*,

35, 7–23. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00164-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00164-6)

Xiao, H., Kopecka, M., Guo, S., Guan, Y., Cai, D., Zhang, C., Zhang, X., & Wutao, Y. (2018). Responses of Urban Land Surface Temperature on Land Cover: A Comparative Study of Vienna and Madrid. *Sustainability*, *10*, 260. <https://doi.org/10.3390/su10020260>

Yulianto, F., Prasasti, I., Pasaribu, J., Listi, H., Zylshal, Z., Haryani, N., & Sofan, P. (2016). The dynamics of land use/land cover change modeling and their implication for the flood damage assessment in the Tondano watershed, North Sulawesi, Indonesia. *Modeling Earth Systems and Environment*, *2*. <https://doi.org/10.1007/s40808-016-0100-3>

Zhang, Y., Guan, D., Jin, C., Wang, A., Wu, J., & Yuan, F. (2011). Analysis of impacts of climate variability and human activity on streamflow for a river basin in northeast China. *Journal of Hydrology*, *410*(3), 239–247. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.09.023>

Zhang, Y., Liang, W., Liao, Z., Han, Z., Xu, X., Jiao, R., & Liu, H. (2019). Effects of climate change on lake area and vegetation cover over the past 55 years in Northeast Inner Mongolia grassland, China. *Theoretical and Applied Climatology*, *138*. <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02802-2>