



## **Análisis multitemporal de humedales en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, mediante escenas Sentinel-2 (2016 - 2022)**

Multitemporal analysis of wetlands in the city of San Cristóbal de las Casas, Chiapas using Sentinel-2 scenes (2016 - 2022)

Análise multitemporal de zonas úmidas na cidade de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, usando imagens Sentinel-2 (2016 - 2022)

*Braulio Núñez Ortiz<sup>1</sup>*

*Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH)*

*Roberto Moreno Ceballos<sup>2</sup>*









*Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH)*

*Jorge Antonio Paz Tenorio<sup>3</sup>*

*Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH)*

*Hugo Alejandro Nájera-Aguilar<sup>4</sup>*

*Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas (UNICACH)*

- 1 Ingeniero Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México.  [al084115049@unicach.mx](mailto:al084115049@unicach.mx),  0009-0005-7105-5169
- 2 Maestro en Ciencias en Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos, Laboratorio de Sistemas de Información Geográfica, Escuela de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México.  [roberto.moreno@unicach.mx](mailto:roberto.moreno@unicach.mx),  0000-0003-3542-122X
- 3 Doctor en Desarrollo Sustentable, académico de la Maestría en Ciencias en Desarrollo Sustentable y Gestión de Riesgos, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México.  [jorge.paz@unicach.mx](mailto:jorge.paz@unicach.mx),  0000-0001-7071-7558
- 4 Doctor en Desarrollo Sustentable, académico de la Escuela de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas, Chiapas, México.  [hugo.najera@unicach.mx](mailto:hugo.najera@unicach.mx),  0000-0002-9337-8242



### Resumen

Los humedales brindan diversos servicios ecosistémicos, gracias a sus procesos hidrológicos, bioquímicos y biológicos, lo cual los convierte en ecosistemas fundamentales para la vida en el planeta. A pesar de su importancia se encuentran amenazados, principalmente en áreas urbanas, debido a su acelerado crecimiento demográfico y a diversas actividades antropogénicas. En este estudio se emplean técnicas de percepción remota para analizar la pérdida de humedales en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, entre los años 2016 y 2022 mediante escenas multiespectrales Sentinel-2. Los resultados evidencian una alta precisión en la clasificación de las coberturas de suelo (98.60 % en el 2016 y 99.29 % en el 2022). Las áreas de humedales disminuyeron principalmente por la transición a áreas urbanas y suelos agrícolas, con una pérdida de 84.42 ha y una tasa de cambio anual de un 2.58 % en un periodo de seis años; sin la implementación de políticas de desarrollo sustentable, estos ecosistemas podrían desaparecer y con ellos los servicios ecosistémicos que proveen.

**Palabras clave:** humedales; percepción remota; Sentinel-2; cambio de coberturas de suelo.



### Abstract

Wetlands provide various ecosystem services, thanks to their hydrological, biochemical and biological processes, which makes them fundamental ecosystems for the earth. Despite their importance, they are threatened, mainly in urban areas due to their accelerated population growth and various anthropogenic activities. In this study, remote sensing techniques are used to analyze the loss of wetlands in the city of San Cristóbal de las Casas, Chiapas, Mexico between 2016 and 2022 using Sentinel-2 multispectral scenes. Wetland areas decreased, mainly due to the transition to urban areas and agricultural soils, with a loss of 84.42 ha and an annual rate of change of 2.58% over a six-year period; without the implementation of sustainable development policies, these ecosystems could disappear and with them the ecosystem services they provide.

**Keywords:** Wetlands; Remote sensing; Sentinel-2; Land Cover Change



### Resumo

Os pântanos fornecem diversos serviços ecossistêmicos por meio de seus processos hidrológicos, bioquímicos e biológicos, tornando-os ecossistemas fundamentais para a vida no planeta. Apesar de sua importância, eles estão ameaçados, principalmente em áreas urbanas, devido ao rápido crescimento populacional e a diversas atividades antropogênicas. Este estudo utiliza técnicas de sensoriamento remoto para analisar a perda de pântanos na cidade de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, entre 2016 e 2022, utilizando imagens multiespectrais do Sentinel-2. Os resultados mostram alta precisão na classificação da cobertura do solo (98,60% em 2016 e 99,29% em 2022). As áreas de pântano diminuíram principalmente devido à transição para áreas urbanas e terras agrícolas, com uma perda de 84,42 ha e uma taxa anual de mudança de 2,58% ao longo de um período de seis anos. Sem a implementação de políticas de desenvolvimento sustentável, esses ecossistemas podem desaparecer, juntamente com os serviços ecossistêmicos que fornecem.

**Palavras-chave:** pântanos; sensoriamento remoto; Sentinel-2; mudança na cobertura do solo.

## INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, los humedales han sido reconocidos entre los ecosistemas más productivos y diversos por la variedad de funciones ecológicas que se llevan a cabo en ellos y por los servicios ecosistémicos que brindan, estimándose que ocupan una extensión del 5-7 % de la superficie terrestre. Existen tres atributos que los distinguen de otros ecosistemas acuáticos y de las tierras altas adyacentes: (1) presentan aguas poco profundas o suelos saturados, (2) sustratos únicos que difieren de las tierras altas adyacentes, y (3) especies hidrófitas adaptadas a condiciones de saturación (Mitsch y Gosselink, 2015).

Particularmente, los humedales ubicados en zonas urbanas se consideran elementos importantes en el paisaje, pues son capaces de proveer aprovisionamiento de agua, recarga de acuíferos, regulación climática, secuestro de carbono, hábitat para vida silvestre, control de erosión, entre otros (Alikhani *et al.*, 2021; Camacho-Valdez *et al.*, 2019).

Debido a la degradación y pérdida de los humedales, se considera necesario conocer su extensión y distribución en el paisaje (Wu, 2017); en este sentido, los diversos programas e iniciativas de carácter gubernamental y privado enfocados en la observación de la tierra han permitido llevar a cabo el monitoreo de la composición paisajística en la superficie terrestre a diversas escalas de detalle, obteniendo datos de forma periódica y continua que han facilitado la elaboración de cartografía para la generación de políticas y estrategias enfocadas al manejo adecuado y al uso racional de los recursos naturales.

En las últimas décadas el uso de técnicas de teledetección se ha incrementado, especialmente en humedales, lo cual ha permitido monitorear y analizar la dinámica de cambio de estos ecosistemas a lo largo del tiempo, así como la composición de las diferentes coberturas y usos de suelo que los rodean. Como resultado, se pueden obtener inventarios y cartografía que aportan información crucial para el desarrollo de estrategias que permitan llevar a cabo un mejor manejo de estos ecosistemas, así como marcos de referencia para implementar programas y planes de conservación, enfocados en su protección y restauración (Ozsmi y Bauer, 2002; Wu, 2017).

Los humedales en zonas urbanas juegan un papel importante en el paisaje como consecuencia de las interacciones entre factores sociales y naturales, siendo capaces de proveer diversos sistemas ecosistémicos

producto de los procesos hidrológicos, bioquímicos y biológicos que llevan a cabo, por lo que su función ecológica es fundamental en el desarrollo del medio ambiente en donde se encuentran (Aber *et al.*, 2012; Cohen *et al.*, 2016). Dentro de zonas urbanizadas, estos ecosistemas son degradados, convertidos y drenados para dar lugar a entornos que permitan el desarrollo de infraestructura industrial, comercial, vial y residencial (Boyer y Polasky, 2004), creando condiciones aptas para el establecimiento de actividades antropogénicas. Como consecuencia, se presentan afectaciones en los humedales remanentes dentro del tejido urbano, los cuales fragmentan el paisaje, generan cambios geomorfológicos, alteraciones hidrológicas en las fuentes y sumideros de agua, variaciones en cargas de nutrientes y contaminantes hacia el sustrato y la biota, extinción de especies nativas y proliferación de especies invasoras (Boyer y Polasky, 2004; Brinson y Malvárez, 2002).

Particularmente, en la ciudad de San Cristóbal de las Casas (SCLC), Chiapas, se encuentran humedales de montaña, los cuales son escasos no solo en ese Estado, sino en todo el mundo (Santiago-Lastra *et al.*, 2016). De forma concreta, la Convención de Ramsar (2002) reconoce a estos humedales como ecosistemas únicos, debido a que desempeñan un papel crucial en el ciclo hidrológico, al capturar y retener agua para liberarla progresivamente, fungiendo como proveedores y reguladores para las cuencas hidrográficas; además de poseer una rica biodiversidad, con especies endémicas.

En un esfuerzo por preservar estos ecosistemas, la Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural del Estado de Chiapas (SEMAHN), decretó dos áreas naturales protegidas con carácter de zonas sujetas a conservación ecológica en el año 2008: Humedales de Montaña “La Kistt” y “María Eugenia” (Figura 1), y de manera simultánea, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) incluyó estos dos sitios como humedales de importancia internacionales bajo la Convención de Ramsar (2002).

**Figura 1.** Humedales de Montaña “La Kisst” y “María Eugenia” en SCLC



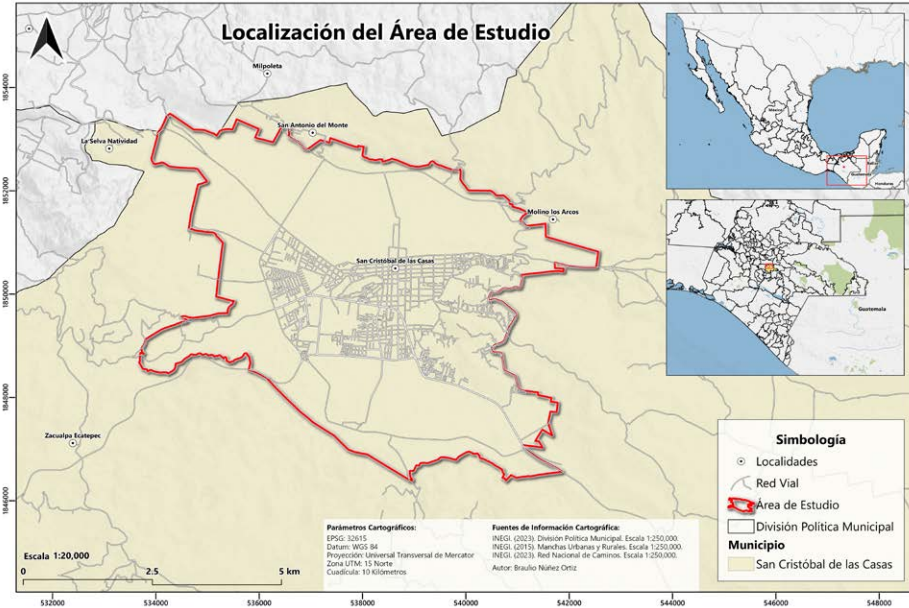
Fuente: Elaboración propia

A pesar de conocer los diversos servicios ecosistémicos que proveen hacia la Ciudad de SCLC y a la cuenca hidrológica a la que pertenece, estos han sido degradados desmedidamente, como consecuencia de una acelerada expansión urbana que se ha suscitado en las últimas décadas, y ha ocasionado que estos se encuentren inmersos en la mancha urbana (Cruz Morales y Hernández Pérez, 2010), estimándose una pérdida de 206.83 ha tan solo en el periodo 2001-2018 (Camacho-Valdez *et al.*, 2019).

### **CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO**

El área de estudio abarca la zona urbana de SCLC (Figura 2), ubicada en la región Altos Tsotsil-Tseltal de Chiapas, con una extensión de 3,543.67 ha. Geográficamente, se sitúa en una provincia fisiográfica caracterizada por valles, sierras y mesetas con altitudes de hasta 2,380 m s. n. m. (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2001). Su geología incluye formaciones de caliza y lutita, que permiten la retención de agua, condiciones propicias para el desarrollo de humedales, de acuerdo con el Servicio Geológico Mexicano (2015).

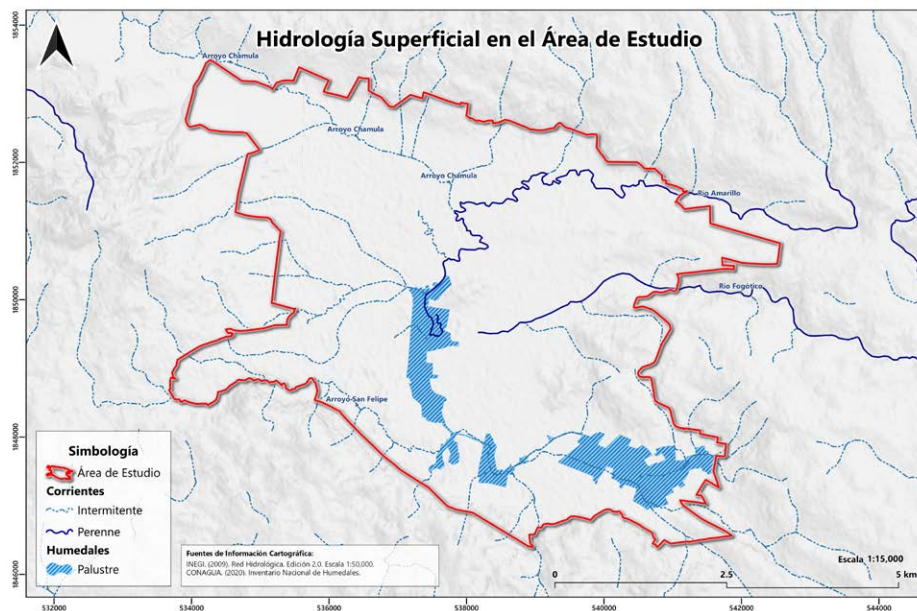
**Figura 2.** Localización de la zona de estudio: San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México



Fuente: Elaboración propia.

El área se localiza dentro la Subcuenca Río Alto Grijalva (RH30Eb), la cual forma parte de la Cuenca Río Grijalva-Tuxtla Gutiérrez (RH30E), dentro de la Región Hidrológica Grijalva-Usumacinta (RH30) (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2010). La hidrología superficial se conforma de redes de arroyos y corrientes de tipo perennes e intermitente, provenientes de los ríos Chamula, Sumidero, Fogótico y Amarillo, así como de zonas pantanosas, resultado de la dinámica hidrológica superficial de los afluentes que desbordan sus aguas en suelos que permiten la saturación de forma permanente o temporal, formando humedales (Bencala *et al.*, 2006; Comisión Nacional del Agua, 2020; Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2010) (Figura 3).

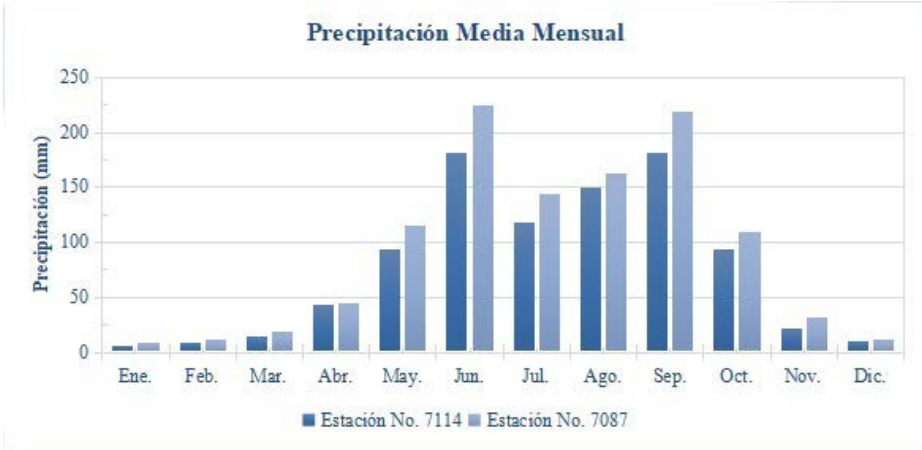
**Figura 3.** Hidrología superficial de San Cristóbal de las Casas,  
Chiapas, México



Fuente: Elaboración propia

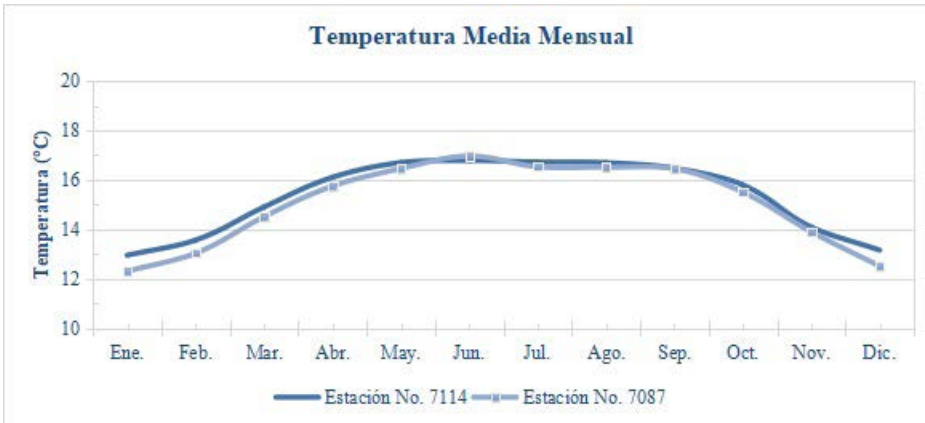
De acuerdo con los registros climatológicos de las últimas tres décadas (1991-2020), obtenidos de las estaciones meteorológicas N.º 7114 y N.º 7087, ubicadas dentro del área de estudio; se reporta una temperatura media mensual de 15.18 °C y una precipitación promedio anual de 1,013.13 mm (Comisión Nacional del Agua, 2020) (Figuras 4 y 5).

**Figura 4.** Precipitación media mensual de las estaciones N.º 7114 y N.º 7087, correspondientes al periodo 1991-2020



Fuente: Elaboración propia

**Figura 5.** Temperatura media mensual de las estaciones N.º 7114 y N.º 7087, correspondientes al periodo 1991-2020

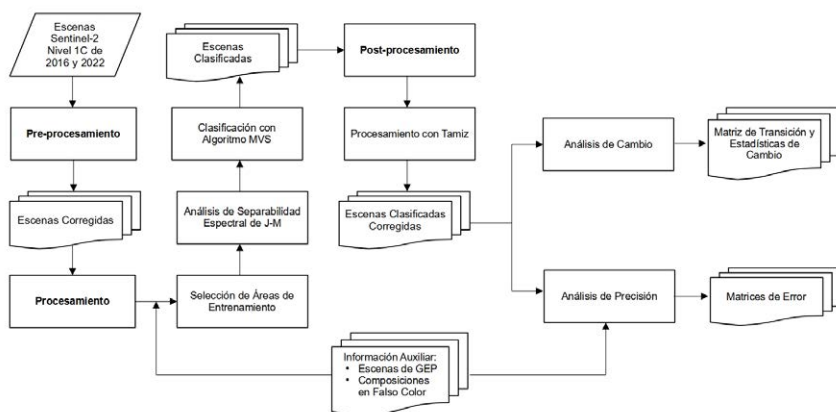


Fuente: Elaboración propia

## MATERIALES Y MÉTODOS

El procedimiento metodológico para llevar a cabo el presente estudio se basó en un enfoque de clasificación supervisada con el Software QGIS versión 3.28.4 y los complementos Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) y Accuracy Assessment of Thematic Maps (AcATaMa), desarrollados por Congedo (2021) y Llano (2022), respectivamente. El desarrollo metodológico se dividió en cuatro etapas, las cuales son detalladas en la Figura 6.

**Figura 6.** Flujo metodológico de trabajo



Fuente: Elaboración propia.

### Obtención de insumos

En esta etapa se llevó a cabo la adquisición de las escenas derivadas de los satélites multispectrales Sentinel-2 (S-2), por medio de la plataforma web Copernicus de la Agencia Espacial Europea (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>). Los insumos obtenidos consistían en capas tipo ráster, con una resolución espacial de 10, 20 y 60 metros, con una frecuencia de adquisición de 10 y 5 días, para el 2016 y el 2022, respectivamente. La selección de datos a utilizar se basó en la recomendación de Lang *et al.* (2015), quienes indican que, en zonas tropicales, el periodo óptimo para la identificación de humedales corresponde a la estación húmeda.

Las imágenes utilizadas corresponden a la cuadrícula 15QWU de la malla de barrido, con nivel de procesamiento 1C y cobertura de nubosidad < 20 %. Como último paso, se seleccionaron las bandas espectrales a

utilizar, siendo estas un total de 10, las cuales se encuentran en las regiones del Visible (B2, B3, B4), Infrarrojo Cercano (B5, B6, B7, B8 y B8A) e Infrarrojo de Onda Corta (B11 y B12). Las características de la escena utilizada se presentan en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Características de las escenas usadas en el estudio

Fecha de adquisición	Cuadrícula	Nivel de procesamiento	Porcentaje de nubosidad
11/08/2016	15QWU	1C	2.76
11/06/2022	15QWU	1C	11.84

Fuente: Elaboración propia.

### Procesamiento de escenas

En primera instancia, se llevó a cabo la corrección atmosférica de bandas que componen las escenas, mediante el método de substracción de objetos oscuros (DOS) que propone [Chávez \(1996\)](#). Posteriormente, se realizó la interpretación visual de las coberturas de suelo dentro del área de estudio, se identificaron de forma preliminar los objetos presentes en las escenas con información auxiliar obtenida en Google Earth Pro (Tabla 3) y composiciones en falso color de las escenas S-2 (Figura 7). De forma complementaria, se utilizaron datos vectoriales obtenidos a partir de la Red Hidrológica del [INEGI \(2010\)](#), cobertura del suelo del Estado de Chiapas ([Comisión Nacional Forestal, 2022](#)), así como una bibliografía referente a la vegetación de la zona, de acuerdo con los trabajos realizados de la Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda ([Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda, 2010, 2011](#)), [Chediack et al. \(2018\)](#) y [Galindo-Jaimes et al. \(2008\)](#). De acuerdo con lo anterior, en el presente estudio se propusieron ocho clases, las cuales se describen en la siguiente tabla.





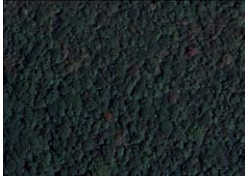


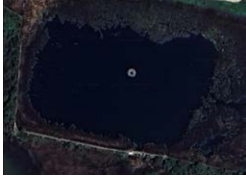
**Tabla 2.** Coberturas de suelo propuestas para el estudio

Clave	Clase	Descripción
IA	Infraestructura antropogénicas	Superficies cubiertas por instalaciones de origen humano como calles, carreteras, viviendas, edificios, entre otros equipamientos urbanos.
RE	Roca expuesta	Áreas donde la superficie terrestre está predominantemente compuesta por afloramientos o áreas donde la roca es evidente y no está oculta por otras coberturas de suelo.
AB	Área boscosa	Zonas que se caracterizan por asociaciones de bosques de coníferas, encinos y de galería.

Clave	Clase	Descripción
HU	Humedales	Áreas terrestres que exhiben condiciones hídricas donde se desarrollan comunidades vegetales ligadas a medios acuáticos.
PA	Pastizales	Áreas donde predomina vegetación herbácea como pastos y hierbas.
AG	Área agrícola	Engloba terrenos utilizados para la producción de cultivos agrícolas.
SD	Suelo desnudo	Zonas donde la superficie está expuesta y carece de vegetación u otra cobertura de suelo.
CA	Cuerpos de agua	Incluye áreas como lagos, ríos, arroyos, estanques, así como zonas de inundación estacionales y perennes.

Fuente: Elaboración propia.

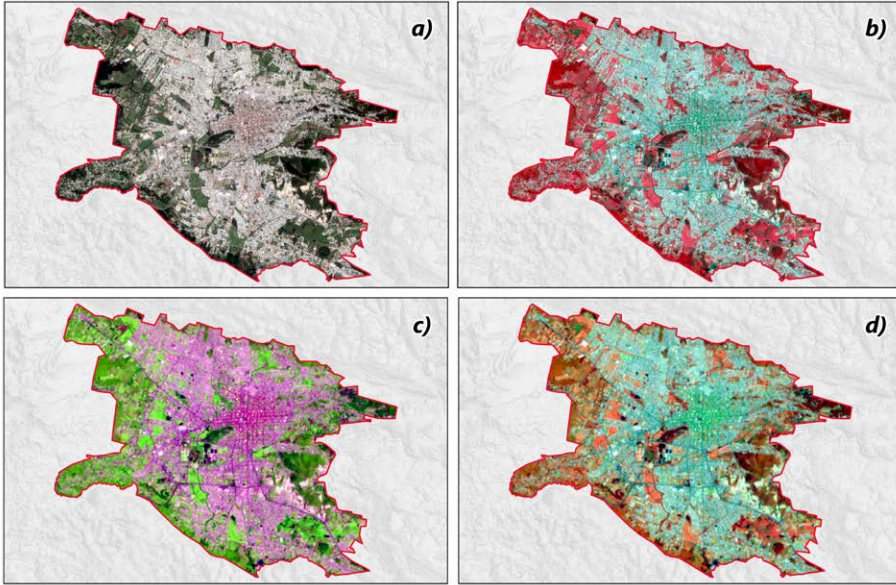
**Tabla 3.** Representación visual de las clases propuestas en el estudio

Clase	Representación visual	Clase	Representación visual
Infraestructura antropogénicas		Pastizales	
Roca expuesta		Área agrícola	
Área boscosa		Suelo desnudo	
Humedales		Cuerpos de agua	

Fuente: Elaboración propia

**Figura 7.** Composiciones en falso color usadas en el estudio. a) RGB: B4, B3, B2; b) RGB: B8, B4, B3; c) RGB: B12, B8, B4; d) RGB: B8, B11, B4

**Composiciones en Falso Color**



Fuente: Elaboración propia.

Al utilizar métodos supervisados, es importante considerar la separabilidad espectral entre las clases, pues, al analizar esto se puede corroborar si las áreas de entrenamiento presentan similitud espectral que ocasionaría errores en los procesos de clasificación. Con los resultados obtenidos en este análisis, el intérprete puede decidir si se eliminan y asignan otras áreas de entrenamiento (Schowengerdt, 2007), que permitan tener una mejor precisión durante el proceso de clasificación. Para evaluar la separabilidad espectral de las clases, se puede utilizar la Distancia de Jeffries-Matusita (JM), la cual calcula la distancia entre un par de distribuciones de probabilidad y se define como (Richards, 2013; Schowengerdt, 2007):

$$J_{ij} = 2(1 - e^{-B_{ij}}) \quad 1)$$

donde B es la distancia de Bhattacharyya expresada como (Richards, 2013; Schowengerdt, 2007):

$$B_{ij} = \frac{1}{8} (m_i - m_j)^T \left\{ \frac{C_i + C_j}{2} \right\}^{-1} (m_i - m_j) + \frac{1}{2} \ln \left\{ \frac{\left| \frac{C_i + C_j}{2} \right|}{|C_i C_j|^{\frac{1}{2}}} \right\} \quad (2)$$

donde:

$i$  = Primer vector de firma espectral;

$j$  = Segundo vector de firma espectral;

$C_i$  = La matriz de covarianza de la muestra  $i$ ;

$C_j$  = es la matriz de covarianza de la muestra  $j$ .

La distancia JM varía entre 0 y 2, con un comportamiento asintótico hacia 2, indicando una separabilidad entre las clases espectrales, y teniendo a 0 cuando estas son idénticas (Richards, 2013); por lo tanto, tener valores cercanos a 2 incrementa la precisión del proceso de clasificación, por lo que es recomendable emplear umbrales mínimos  $\geq 1.8$ , como lo sugieren López-Caloca *et al.* (2021).

Una vez concluida la digitalización de las áreas de entrenamiento, se realizó un análisis de separabilidad espectral en SCP, mediante el método de distancia de Jeffries-Matusita (Richards, 2013), considerando un valor mínimo de 1.8, de acuerdo con lo que sugiere Richards (2013), pues los valores cercanos a 2.0 indican que las clases están diferenciadas, minimizando los errores de clasificación. Seguidamente, al determinar que estas presentaban buena separabilidad espectral ( $J-M > 1.8$ ), se procedió a realizar la clasificación temática de las escenas con el algoritmo de máxima verosimilitud en SCP, obteniéndose así dos archivos tipo rásters, uno correspondiente al año 2016 y otro al 2022.

## Posprocesamiento

Obtenidos los archivos tipo ráster de los procesos de corrección, se efectuó al análisis de la calidad temática de forma cuantitativa, por medio de matrices de error. Para tal fin, se llevaron a cabo dos análisis, correspondientes a los periodos clasificados (2016 y 2022), empleando el complemento AcATaMa (Llano, 2022), el cual permitió llevar a cabo el diseño de muestreo, protocolo de respuesta y obtención de las estadísticas de precisión.

Para el diseño del muestreo, se utilizó el método aleatorio estratificado (Olofsson *et al.*, 2014; Stehman y Foody, 2009), considerando como estratos las clases de los mapas, que para este estudio, fueron un total de ocho (Tabla 2). Respecto al tamaño de la muestra para cada ráster, se determinó la cantidad necesaria empleando la fórmula de Cochran (1977), considerado un error estándar de 0.01, de acuerdo con Olofsson *et al.* (2014).

La distribución de las unidades muestrales por estrato fue de forma proporcional, considerando un tamaño mínimo de 30 para las clases con menor proporción dentro de los mapas (por ejemplo, cuerpos de agua), de acuerdo con Congalton y Green (2019), para garantizar una representación estadística. La generación de los puntos de validación se hizo con base en el módulo de diseño de muestreo de AcATaMa, lo cual facilitó la creación de puntos vectoriales para cada estrato, según el tamaño de determinado previamente.

Por último, una vez ejecutada la validación temática, en el módulo de análisis de AcATaMa se obtuvieron las matrices de error, así como las estadísticas de precisión para cada ráster utilizando un estimador estratificado, con un intervalo de confianza del 95 % ( $Z=1.96$ ), acorde con lo que sugiere Olofsson *et al.* (2014).

### **Análisis de cambio de coberturas de suelo**

Se realizó una matriz de transición y estadísticas de cambio para analizar e identificar los cambios espaciales de las coberturas del suelo que tuvieron lugar en el periodo analizado, esta fue obtenida por medio del módulo de posprocesamiento, usando la herramienta de cambio de coberturas de suelo (Land Cover Change), en la cual, se ingresaron los rústers correspondientes al 2016 ( $t_1$ ) y el 2022 ( $t_2$ ), para obtener un mapa que evidencia las áreas que cambiaron durante el periodo analizado y aquellas que permanecieron iguales.

Las métricas para cuantificar y analizar los cambios en la distribución y composición de las coberturas de suelo fueron obtenidas a partir de los rústers de  $t_1$  y  $t_2$ , con el módulo de R-Studio dentro de QGIS, por medio del Script “Estadísticas de Cambio” (Change Statistics) desarrollado por Mas *et al.* (2022), obteniéndose como resultado la tasa de cambio y el cambio relativo de cada clase.

## RESULTADOS

El procesamiento de las imágenes satelitales resultó en dos archivos tipo rásters con una resolución espacial de 10 m, identificando ocho clases de coberturas de suelo: infraestructura antropogénica (IA), rocas expuestas (RE), áreas boscosas (AB), humedales (HU), pastizales (PA), áreas agrícolas (AG), suelos desnudos (SD) y cuerpos de agua (CA) usando el algoritmo de máxima verosimilitud (Figuras 9 y 10).

### Superficie y distribución de coberturas

Los resultados muestran cambios importantes en la distribución de las diferentes clases, lo cual indica una tendencia hacia la expansión de IA, mientras que las áreas naturales como AB y HU tuvieron una reducción significativa. Por otro lado, se observó crecimiento en PA, lo cual podría indicar la transformación e inducción de cambio de uso de suelos.

En la Tabla 4 se presentan las áreas obtenidas por clase para cada año, las clases que presentaron una mayor proporción dentro del área de estudio fueron infraestructura IA, AB y HU, mientras que las que menos ocupación tuvieron fueron SD y CA (Figura 8).

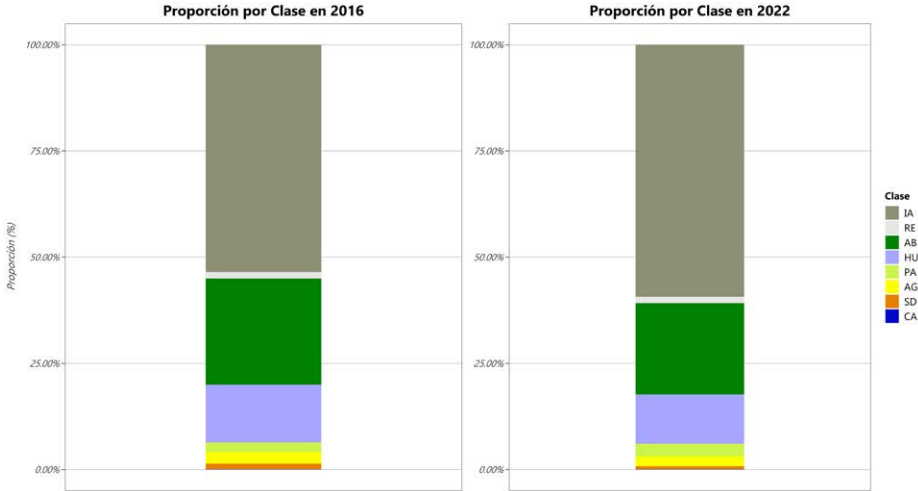
**Tabla 4.** Superficie y proporción ocupada por clases en el área de estudio

Clase	2016		2022	
	Superficie (ha)	Proporción (%)	Superficie (ha)	Proporción (%)
<b>IA</b>	1,879.88	53.54	2,083.17	59.33
<b>RE</b>	53.12	1.51	53.19	1.51
<b>AB</b>	878.38	25.02	754.61	21.49
<b>HU</b>	477.02	13.59	407.66	11.61
<b>PA</b>	80.44	2.29	104.86	2.99
<b>AG</b>	94.56	2.69	81.02	2.31
<b>SD</b>	46.20	1.32	24.63	0.70
<b>CA</b>	1.82	0.05	2.28	0.06
<b>Total</b>	<b>3,511.42</b>	<b>100.00</b>	<b>3,511.42</b>	<b>100.00</b>

Donde: **IA** – infraestructura antropogénica, **RE** – roca expuesta, **AB** – área boscosa, **HU** – humedales, **PA** – pastizales, **AG** – agricultura, **SD** – suelo desnudo, **CA** – cuerpos de agua

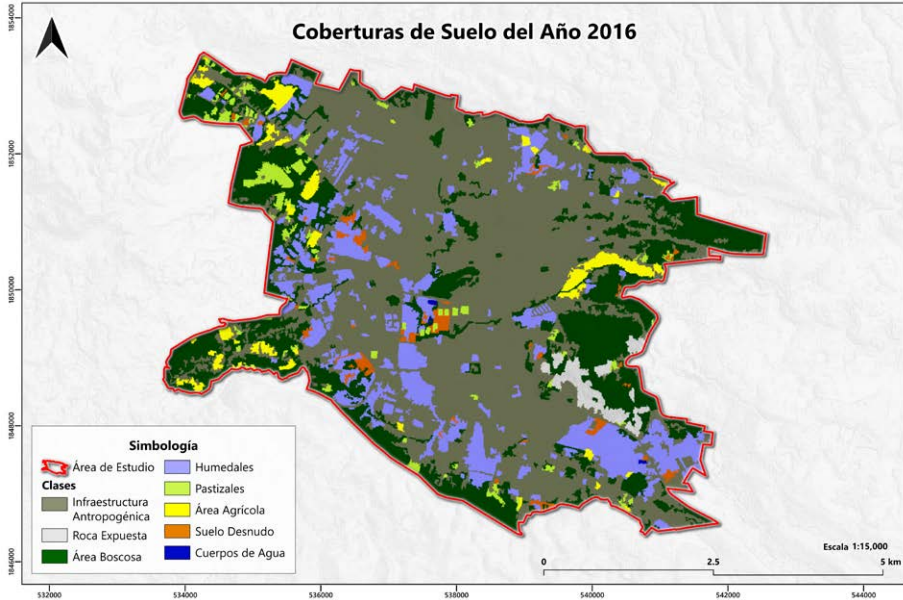
Fuente: Elaboración propia.

**Figura 8.** Proporción de las coberturas de suelo para el 2016 y el 2022



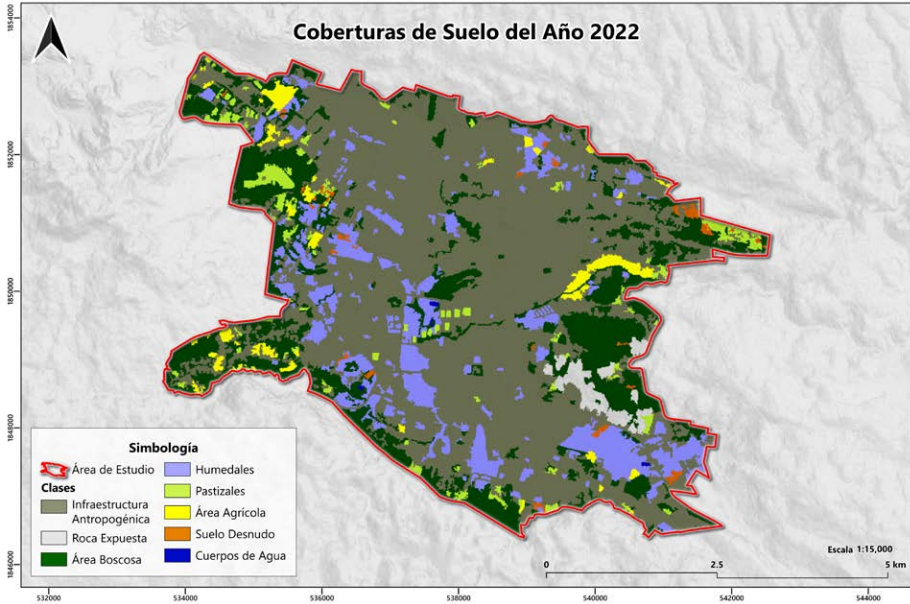
Fuente: Elaboración propia

**Figura 9.** Coberturas de suelo en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, 2016



Fuente: Elaboración propia.

**Figura 10.** Coberturas de suelo en la ciudad de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México, 2022



Fuente: Elaboración propia.

### Precisión temática

El análisis cuantitativo de la clasificación temática se realizó para las dos capas ráster generadas usando matrices de error (Tablas 5 y 6), y sus respectivas métricas de precisión, con lo cual se obtuvo la precisión general, que, para ambos años fue alta, con 98.60 % y 99.29 %, para el 2016 y el 2022, respectivamente.

De acuerdo con el análisis de las matrices de error, se tuvo un aumento en la precisión general entre el 2016 y el 2022. La mayoría de las clases mejoraron significativamente, tanto en PP como PU; sin embargo, las clases PA y SD experimentaron una ligera disminución para el 2022. A pesar de estos descensos, la precisión general mejoró, lo que sugiere una mejora global en la exactitud del modelo de clasificación.

**Tabla 5.** Matriz de error para el año 2016

Matriz de error de 2016											
	Clase	Datos de validación								Total	PU (%)
		IA	RE	AB	HU	PA	AG	SD	CA		
Datos de Clasificación	IA	148	0	1	1	0	0	0	0	150	98.67
	RE	1	49	0	0	0	0	0	0	50	98.00
	AB	0	0	147	3	0	0	0	0	150	98.00
	HU	0	0	0	135	0	0	0	0	135	100.00
	PA	0	0	0	0	49	1	0	0	50	98.00
	AG	0	0	1	1	0	48	0	0	50	96.00
	SD	0	0	0	0	0	0	30	0	30	100.00
	CA	0	0	0	0	0	0	0	30	30	100.00
	<b>Total</b>	<b>149</b>	<b>49</b>	<b>149</b>	<b>140</b>	<b>49</b>	<b>49</b>	<b>30</b>	<b>30</b>	<b>645</b>	
	PP (%)	99.94	100.00	98.35	93.72	100.00	98.26	100.00	100.00		
<b>Precisión general: 98.60 %</b>											

Fuente: Elaboración propia.

**Tabla 6.** Matriz de error para el año 2022

Matriz de error de 2022											
	Clase	Datos de validación								Total	PU (%)
		IA	RE	AB	HU	PA	AG	SD	CA		
Datos de Clasificación	IA	140	0	0	0	0	0	0	0	140	100.00
	RE	0	50	0	0	0	0	0	0	50	100.00
	AB	0	0	137	1	2	0	0	0	140	97.86
	HU	0	0	0	135	0	0	0	0	135	100.00
	PA	0	0	2	0	47	1	0	0	50	94.00
	AG	0	0	1	0	0	49	0	0	50	98.00
	SD	1	0	0	0	0	0	29	0	30	96.67
	CA	0	0	0	0	0	0	0	30	30	100.00
	<b>Total</b>	<b>141</b>	<b>50</b>	<b>140</b>	<b>136</b>	<b>49</b>	<b>50</b>	<b>29</b>	<b>30</b>	<b>625</b>	
	PP (%)	99.96	100.00	99.22	98.70	90.14	97.43	100.00	100.00	99.96	
<b>Precisión general: 99.29 %</b>											

Fuente: Elaboración propia.

### Cambios de coberturas de suelo

Los resultados de la matriz de transición (Tabla 7) muestran un notable aumento en la infraestructura antropogénica entre el 2016 y el 2022, al pasar de 1,879.88 ha a 2,083.17 ha, ganando 204.20 ha, principalmente sobre las áreas boscosas y humedales. En contraste, las áreas de bosque y los humedales sufrieron importantes disminuciones, con una pérdida de 129.65 ha en AB y 84.42 ha en HU, principalmente por el avance de

IA y la conversión a otras clases como suelos desnudos (SD), pastizales (PA) y agricultura (AG). Sin embargo, los HU también mostraron una leve recuperación de 14.71 ha, posiblemente debido a procesos naturales de sucesión ecológica en suelos degradados.

En cuanto a las otras clases, los pastizales (PA) aumentaron de 80.44 ha en el 2016 a 104.86 ha en el 2022, con una ganancia de 40.26 ha sobre áreas boscosas y suelo desnudo, aunque también hubo una pérdida de 15.84 ha por expansión de infraestructura antropogénica. La agricultura y los suelos desnudos registraron disminuciones importantes, con pérdidas de 16.84 ha y 21.57 ha, respectivamente. Estos resultados reflejan el impacto del crecimiento urbano en las distribuciones de las coberturas naturales y destacan la vulnerabilidad de ecosistemas como los humedales.

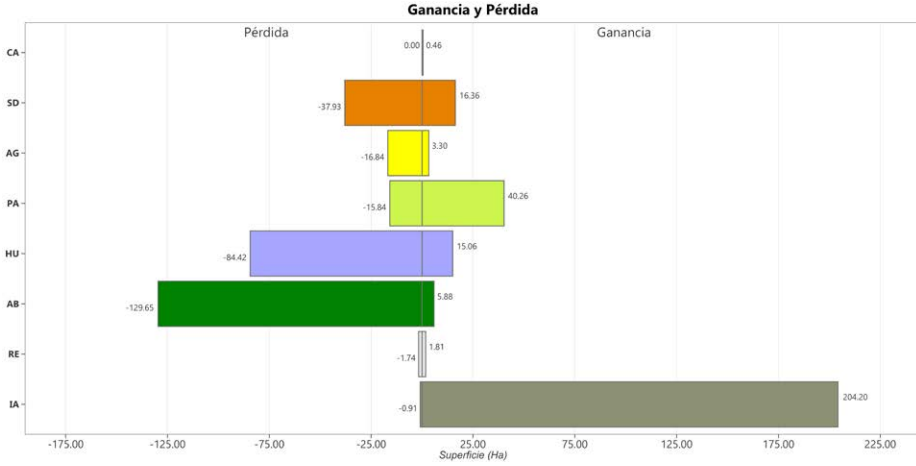
**Tabla 7.** Matriz de transición para el periodo 2016-2022

	Clase	2022								Total	Pérdida
		IA	RE	AB	HU	PA	AG	SD	CA		
2016	IA	1,878.97	0.02	0.35	0.00	0.52	0.00	0.02	0.00	1,879.88	0.91
	RE	1.53	51.38	0.00	0.00	0.19	0.00	0.02	0.00	53.12	1.74
	AB	81.87	1.65	748.73	0.35	32.33	2.02	11.10	0.33	878.38	129.65
	HU	77.29	0.00	0.84	392.60	0.00	0.95	5.21	0.13	477.02	84.42
	PA	11.92	0.14	3.73	0.00	64.60	0.05	0.00	0.00	80.44	15.84
	AG	12.44	0.00	0.93	0.00	3.46	77.72	0.01	0.00	94.56	16.84
	SD	19.15	0.00	0.03	14.71	3.76	0.28	8.27	0.00	46.20	37.93
	CA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.82	1.82	0.00
<b>Total</b>		<b>2,083.17</b>	<b>53.19</b>	<b>754.61</b>	<b>407.66</b>	<b>104.86</b>	<b>81.02</b>	<b>24.63</b>	<b>2.28</b>	<b>3,511.42</b>	
<b>Ganancia</b>		<b>204.20</b>	<b>1.81</b>	<b>5.88</b>	<b>15.06</b>	<b>40.26</b>	<b>3.30</b>	<b>16.36</b>	<b>0.46</b>		

Fuente: Elaboración propia.

Entre el 2016 y el 2022, las estadísticas de cambio indican variaciones significativas en varias clases de coberturas de suelo (Figura 11). La IA experimentó un aumento considerable, con un cambio relativo (CRE) de 10.81 % y una tasa anual de cambio (TAC) de 1.73 %; este crecimiento indica una expansión de la zona urbana. En contraste, una de las clases que experimentó un crecimiento imperceptible fue RE, presentando un CRE de 0.13 % y un TAC de 0.02 %, lo cual indica una estabilidad en esta clase.

**Figura 11.** Ganancia y pérdida de superficies del periodo 2016-2022



Fuente: Elaboración propia.

Las AB sufrieron una disminución considerable, reportando un CRE de -14.09 % y TAC de -2.50 %, esto refleja una pérdida considerable de las zonas forestales. Otra de las clases naturales que presentó una transición significativa fue HU, con un CRE de -14.54 %, lo cual indica una pérdida de estas áreas, principalmente para el desarrollo de áreas urbanas, en cuanto a su TAC, indica una pérdida constante de estas zonas, con -2.58 %.

**Tabla 8.** Tasa de cambio anual y relativo

Clase	Cambio relativo (%)	Tasa anual de cambio (%)
Infraestructura antropogénica	10.81 %	1.73 %
Roca expuesta	0.13 %	0.02 %
Áreas boscosas	-14.09 %	-2.50 %
Humedales	-14.54 %	-2.58 %
Pastizales	30.36 %	4.52 %
Agricultura	-14.32 %	-2.54 %
Suelo desnudo	-46.69 %	-9.95 %
Cuerpos de agua	25.27 %	3.83 %

Los resultados de este estudio demuestran que el uso de escenas del satélite Sentinel-2 es altamente efectivo para el mapeo de las coberturas de suelo principalmente por la resolución espacial, espectral y temporal (Belenok *et al.*, 2021; Mancino *et al.*, 2023; Phiri *et al.*,

2020; Sánchez-Espinosa y Schröder, 2019). En cuanto al desempeño del algoritmo de clasificación, MV mostró una precisión general alta para ambos años, con 98.60 % y 99.29 % en el 2016 y el 2022, respectivamente.

Durante el periodo analizado, se tuvo un aumento de las áreas artificiales por sobre coberturas naturales, lo cual refleja una tendencia continua por la expansión urbana, con una ganancia de 204.20 Ha de IA. Estos resultados son similares a los hallazgos de Hideyah et al. (2022), quienes reportan la expansión urbana y disminución de áreas naturales, principalmente por deforestación.

## CONCLUSIONES

Estos resultados sugieren que el uso de escenas S-2 es adecuado para la identificación precisa de diversas coberturas de suelo en un paisaje urbano. Sin embargo, futuras investigaciones podrían considerar la integración de otras fuentes de datos, como escenas obtenidas por sensores activos que permitan una mejor discriminación en las coberturas de suelo, así como la implementación de series temporales para mejorar la clasificación y permitir un análisis más detallado de las variaciones estacionales en humedales.

La conversión de humedales a otros usos de suelo es motivo de preocupación, pues en el periodo estudiado, se reportó una pérdida de 84.42 ha (aproximadamente el 17.69 % del área total que existía en el 2016) en solo seis años. Esto indica una presión constante sobre estos ecosistemas, principalmente por la expansión de zonas urbanas. Esta tasa de pérdida, que equivale a 14.07 ha/año, sugiere que, de continuar esta tendencia, se podrían perder las 407.66 ha, en aproximadamente 29 años. Esto subraya la urgencia de abordar la degradación de estos ecosistemas, antes de que se presenta una pérdida más significativa.

La reducción de los humedales no solo disminuye la capacidad del paisaje para brindar servicios ecosistémicos, sino también aumenta la vulnerabilidad ante los efectos del cambio climático. Estos hallazgos destacan la necesidad urgente de estrategias enfocadas en la conservación y restauración de humedales y la promoción de políticas públicas enfocadas en el uso racional de los recursos naturales, que permitan garantizar la sostenibilidad ecológica y la resiliencia ante desafíos ambientales futuros.

## REFERENCIAS

- Aber, J. S., Pavri, F. y Aber, S. W. (2012). Wetland environments: A Global Perspective. En *Wetland Environments: A Global Perspective*. Wiley. <https://doi.org/10.1002/9781118349540>
- Alikhani, S., Nummi, P. y Ojala, A. (2021). Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Bencala, K., Hains, R., Liu, E., Nogueira, T., Segan, D. y Stevens, S. (2006). Desarrollo de un Plan de Administración Sostenible para la Cuenca de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. University of California Santa Barbara.
- Belenok, V., Noszczyk, T., Hebryn-Baidy, L., & Kryachok, S. (2021). Investigating anthropogenically transformed landscapes with remote sensing. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 24 (June), 100635. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2021.100635>.
- Boyer, T. y Polasky, S. (2004). Valuing urban wetlands: A review of non-market valuation studies. *Wetlands*, 24(4), 744-755. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0744:VUWARO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0744:VUWARO]2.0.CO;2)
- Brinson, M. M. y Malvárez, A. I. (2002). Temperate freshwater wetlands: Types, status, and threats. *Environmental Conservation*, 29(2), 115-133. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000085>
- Camacho-Valdez, V., Tello-Alcaide, E. M., Wootton, A. y Valencia-Barera, E. (2019). Land Use Change and Urban Ecosystem Services: A Case Study of Urban Wetlands in a Rapidly Sprawling City in the Highlands of Chiapas, Mexico. *Journal of Management and Sustainability*, 9(1), 67. <https://doi.org/10.5539/jms.v9n1p67>
- Chavez, P. S. (1996). Image-based atmospheric corrections - Revisited and improved. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 62(9), 1025-1036.
- Chediack, S. E., Ramírez-marcial, N., Martínez-icó, M. y Castañeda-Ocaña, H. E. (2018). Macrófitos de los humedales de montaña de San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89, 757-768.
- Cochran, W. G. (1977). *Sampling techniques* (3rd ed.). John Wiley & Sons, Inc.

- Cohen, M. J., Creed, I. F., Alexander, L., Basu, N. B., Calhoun, A. J. K., Craft, C., D'Amico, E., DeKeyser, E., Fowler, L., Golden, H. E., Jawitz, J. W., Kalla, P., Kirkman, L. K., Lane, C. R., Lang, M., Leibowitz, S. G., Lewis, D. B., Marton, J., McLaughlin, D. L., ... Walls, S. C. (2016). Do geographically isolated wetlands influence landscape functions? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(8), 1978-1986. <https://doi.org/10.1073/pnas.1512650113>
- Comisión Nacional del Agua. (2020). *Inventario Nacional de Humedales*. <https://sigagis.conagua.gob.mx/humedales/>
- Comisión Nacional Forestal. (2022). *Mapa de Cobertura del Suelo del Estado de Chiapas al año base 2016 Versión 1.4*.
- Congalton, R. G. y Green, K. (2019). *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data* (3rd ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780429052729>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64), 3172. <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Cruz Morales, J. y Hernández Pérez, F. (2010). Los humedales de San Cristóbal de Las Casas, Chiapas: actores y disputas. *Revista de Geografía Agrícola*, 44, 91-104.
- Galindo-Jaimes, L., Martínez-Icó, M., López-Carmona, M., Camacho-Cruz, A., Ramírez-Marcial, N. y Santiago-Lastra, J. A. (2008). *Humedales de montaña en Chiapas: reconocimiento de la flora y avifauna asociada*. El Colegio de la Frontera Sur. Departamento de Ecología y Sistemática Terrestres.
- Hidayah, Z., Armono, H. D., Wardhani, M. K., & Wiyanto, D. B. (2022). The Application of Multi Temporal Satellite Data For Land Cover Mapping of Bawean Island, East Java. *Geosfera Indonesia*, 7(3), 207. <https://distantreader.org/stacks/journals/geosi/geosi-30797.pdf>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía - INEGI. (2001). *Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos. Continuo Nacional serie I. Provincias fisiográficas*.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía- INEGI. (2010). *Red hidrográfica. Escala 1:50 000. Edición 2.0*.

- Lang, M. W., Bourgeau-Chavez, L. L., Tiner, R. W. y Klemas, V. V. (2015). Advances in Remotely Sensed Data and Techniques for Wetland Mapping and Monitoring. En R. W. Tiner, M. W. Lang y V. V. Klemas (Eds.), *Remote Sensing of Wetlands: Applications and Advances* (1st ed., pp. 79-116). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b18210>
- Llano, X. (2022). *AcATaMa. QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps* (22.10.23). <https://smbyc.github.io/AcATaMa/>
- López-Caloca, A. A., Morales Gamas, A. y López Aguilar, M. G. (2021). Wetland landscape based on Sentinel-2 images and geo-tagged photographs in Centla, Tabasco. *Terra Digitalis*, 5(2), 1-14. <https://doi.org/10.22201/igg.25940694e.2021.2.88>
- Mancino, G., Falciano, A., Console, R. y Trivigno, M. L. (2023). Comparison between Parametric and Non-Parametric Supervised Land Cover Classifications of Sentinel-2 MSI and Landsat-8 OLI Data. *Geographies*, 3(1), 82-109. <https://doi.org/10.3390/geographies3010005>
- Mas, J.-F., García-Álvarez, D., Paegelow, M., Domínguez-Vera, R. y Castillo-Santiago, M. Á. (2022). Metrics Based on a Cross-Tabulation Matrix to Validate Land Use Cover Maps. En D. García-Álvarez, M. T. Camacho, M. Paegelow y J.-F. Mas (Eds.), *Land Use Cover Datasets and Validation Tools* (1st ed., pp. 127-151). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-90998-7\\_8](https://doi.org/10.1007/978-3-030-90998-7_8)
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th Ed.). John Wiley & Sons, Inc.
- Olofsson, P., Foody, G. M., Herold, M., Stehman, S. V., Woodcock, C. E. y Wulder, M. A. (2014). Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sensing of Environment*, 148, 42-57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Ozesmi, S. L. y Bauer, M. E. (2002). Satellite remote sensing of wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 10(5), 381-402. <https://doi.org/10.1023/A:1020908432489>
- Phiri, D., Simwanda, M., Salekin, S., Nyirenda, V., Murayama, Y. y Ranagalage, M. (2020). Sentinel-2 Data for Land Cover/Use Mapping: A Review. *Remote Sensing*, 12(14), 2291. <https://doi.org/10.3390/rs12142291>

- Ramsar. (2002). Resolution VIII. 12: Enhancing the wise use and conservation of mountain wetlands. *Wetlands: water, life, and culture. 8th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), November 2002*, 12-14.
- Richards, J. A. (2013). Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. En *Remote Sensing Digital Image Analysis* (5th ed.). Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-30062-2>
- Sánchez-Espinosa, A. y Schröder, C. (2019). Land Use and Land Cover Mapping in Wetlands One Step Closer to the Ground: Sentinel-2 Versus Landsat 8. *Journal of Environmental Management*, 247(June), 484–498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.06.084>
- Santiago-Lastra, J. A., Faustino, J., Choque, B., Ramírez, C. A. y Valencia, E. (2016). Modelación de los Efectos del Cambio Climático en la Cuenca Valle de Jovel, Chiapas, México. *Caos Conciencia*, 10(1), 1-12.
- Schowengerdt, R. A. (2007). *Remote Sensing: Models and Methods for Image Processing* (3rd ed.). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-369407-2.X5000-1>
- Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda. (2010). *Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica “Humedales de Montaña La Kisst”*.
- Secretaría de Medio Ambiente y Vivienda. (2011). *Programa de Manejo de la Zona Sujeta a Conservación Ecológica “Humedales de Montaña María Eugenia”*.
- Servicio Geológico Mexicano. (2015). *Cartografía Geológica de la República Mexicana escala 1:250,000*.
- Stehman, S. V. y Foody, G. M. (2009). Accuracy Assessment. En T. A. Warner, D. M. Nellis G. M. Foody (Eds.), *The SAGE Handbook of Remote Sensing* (1st ed., pp. 297-309). SAGE Publications, Inc. <https://doi.org/10.4135/9780857021052.n21>
- Wu, Q. (2017). GIS and Remote Sensing Applications in Wetland Mapping and Monitoring. *Comprehensive Geographic Information Systems*, 3(September 2017), 140-157. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10460-9>

