

Artículo original

¿Se están reduciendo los humedales de la costa del Pacífico suramericano? El caso de los humedales de Lima

Are the wetlands on the Pacific coast of South America shrinking? The case of Lima wetlands

✉ Daneska Urbina^{1,2}, ✉ Flavia Rivera-Cáceda², ✉ Héctor Aponte^{1,2,*}

¹ Carrera de Biología Marina, Facultad de Ciencias Veterinarias y Biológicas, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

² Coastal Ecosystems of Peru Research Group, Lima, Perú

Resumen

Los humedales costeros se ven amenazados por las actividades antropogénicas, lo que ha ocasionado cambios en su área. En este estudio se evaluaron los cambios en las áreas totales y la cobertura vegetal de seis humedales costeros de Lima entre el 2002 y el 2019. Para ello, se utilizaron imágenes satelitales, teledetección y un sistema de información geográfica (SIG). Los resultados evidenciaron un incremento en el área de los humedales Albufera de Medio Mundo (+37,51 %) y Laguna El Paraíso (+6,40 %), en tanto que el área de los humedales de Ventanilla (-21,88 %), Puerto Viejo (-7,37 %) y Santa Rosa (-3,17 %) disminuyó. La tasa de cambio promedio del área de estudio (+0,14 % anual) fue mayor al cambio promedio mundial (-1,08 % anual). En cuanto a la cobertura vegetal, tres humedales presentaron un aumento: Albufera de Medio Mundo (+51,54 %), Laguna El Paraíso (+26,03 %) y Humedal Santa Rosa (+12,36 %), pero se apreció una disminución en los humedales de Puerto Viejo (-1,34 %), Ventanilla (-6,62 %) y Los Pantanos de Villa (-18,13 %). Las reducciones pueden deberse a las actividades antropogénicas (agricultura, desecho del desmonte o ganadería) reportadas en estudios previos en las áreas evaluadas, en tanto que el aumento en la cobertura y en el área estaría relacionado con el desarrollo propio de estos ecosistemas cuando están alejados de la población o cuando la vegetación aumenta en los espejos de agua producto de procesos de eutrofización. Sugerimos evaluar la evolución de estos humedales por separado para que no se pierda información sobre el aumento o reducción de sus áreas.

Palabras clave: Clasificación no supervisada; Cobertura vegetal; Humedales costeros; Imágenes satelitales; Índice de vegetación diferencial normalizada-NDVI.

Abstract

Coastal wetlands are threatened by anthropogenic activities that cause changes in the area. The present study evaluated the potential changes in the total areas and the vegetation cover of six coastal wetlands of Lima from 2002 to 2019 using remote sensing and GIS. The results showed an increase in the area of two wetlands: Albufera de Medio Mundo (+ 37.51%) and Laguna El Paraíso (+ 6.40%). On the other hand, the wetlands of Ventanilla (-21.88%), Puerto Viejo (-7.37%), and Santa Rosa (-3.17%) showed a decrease. The average exchange rate of the area (+ 0.14% per year) was higher than the world average change (-1.08% per year). Regarding vegetation cover, three wetlands showed an increase: Albufera de Medio Mundo (+ 51.54%), Laguna El Paraíso (+ 26.03%), and Humedal Santa Rosa (+ 12.36%). On the contrary, a decrease was registered in the wetlands of Puerto Viejo (-1.34%), Ventanilla (-6.62%), and Los Pantanos de Villa (-18.13%). The reductions may be due to anthropogenic activities (agriculture, dumping of construction waste, or livestock) reported in previous studies for these areas. The increases in the coverage and the area may be related to the expected development of ecosystems when they are far from the population while vegetation increases in water bodies may respond to eutrophication processes. We suggest evaluating the evolution of these wetlands independently to avoid losing information about their increase or decrease.

Keywords: Coastal wetlands; Normalized Difference Vegetation Index-NDVI; Satellite images; Unsupervised classification; Vegetal cover.

Citación: Urbina D, Rivera-Cáceda F, Aponte H. ¿Se están reduciendo los humedales de la costa del Pacífico suramericano? El caso de los humedales de Lima. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 46(181):985-998, octubre-diciembre de 2022. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1699>

Editor: Gabriel Roldan

***Correspondencia:**

Héctor Aponte;
haponte@cientifica.edu.pe

Recibido: 6 de septiembre de 2022

Aceptado: 22 de noviembre de 2022

Publicado en línea: 30 de noviembre de 2022



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Los humedales se consideran uno de los ecosistemas más productivos del mundo (Mitsch & Gosselink, 1993), pues favorecen al reciclaje de nutrientes, brindan seguridad alimentaria y almacenan carbono, su presencia disminuye el impacto de las inundaciones y, además, proporcionan agua dulce y brindan alimento a las especies, incluida la población humana (Constanza *et al.*, 1997, 2014; Farber *et al.*, 2002). Muchos humedales también tienen un gran valor cultural, espiritual y recreativo, y son fuente de inspiración (De Groot *et al.*, 2007; Ramsar, 2018). Por todo ello, es importante establecer medidas para su gestión y conservación, de manera que se preserven dichos servicios ecosistémicos para las generaciones futuras (De Groot *et al.*, 2007).

En Perú los humedales costeros se alimentan del agua proveniente de las cuencas de la vertiente occidental de los Andes, la cual puede llegar directamente a la costa o filtrarse para formar parte de la napa freática, pasando inclusive por irrigaciones, campos agrícolas y urbanizaciones (Aponte *et al.*, 2020). Forman parte de un corredor biológico a lo largo de la costa desértica del Perú (Aponte & Ramírez, 2011) con una gran cantidad de organismos que suman más de 300 especies inventariadas (Pacheco *et al.*, 2015; Aponte & Apeño, 2019; Castillo & Huamantínco, 2020; Pulido *et al.*, 2020). Los humedales se encuentran amenazados por actividades antropogénicas como el crecimiento urbano, el exceso de pastoreo, los incendios, la disposición de desmonte y la introducción de especies exóticas (Ramírez & Cano, 2010; Aponte *et al.*, 2020), lo que genera cambios en el área que ocupan.

El uso de sistemas de información geográfica (SIG) y de teledetección permite evidenciar cambios en los ecosistemas (Lowry, 2007; Flores *et al.*, 2020). El análisis de los índices espectrales más comunes, conocidos como índices de vegetación, resalta las diferencias en la cobertura vegetal (Chuvienco *et al.*, 1999). Uno de ellos, el índice de vegetación normalizada (*Normalized Difference Vegetation Index*, NDVI), determina tanto la presencia como el estado de la vegetación mediante la diferencia en la reflectividad entre bandas espectrales (Hernández *et al.*, 2014); este índice arroja valores del verdor y proporciona la cantidad de vegetación presente en una superficie midiendo las relaciones entre la energía absorbida y la emitida por los objetos terrestres (Tovar, 2012), con lo cual se puede calcular el área de la cobertura vegetal para una determinada zona, así como sus variaciones en el tiempo.

Ya se han hecho algunas aproximaciones sobre el área que ocupan los humedales de la costa peruana. Por ejemplo, en el Atlas de los humedales costeros del Pacífico se registra el área de cada uno de los humedales de la costa (<https://humedalescosteros.org/atlas/>), y en algunos otros estudios, publicados como artículos científicos e informes técnicos, se aborda la variación del área y la cobertura vegetal de los humedales marino-costeros, por ejemplo, en los manglares de Tumbes-Perú (Príncipe & Céspedes, 2014) y en Los Pantanos de Villa (Flores *et al.*, 2020; Rojas *et al.*, 2020); en estos dos casos el patrón de reducción de las áreas con vegetación es coincidente. Dado que los métodos de evaluación de la extensión, las estimaciones de la tasa de pérdida y la degradación de los humedales a nivel mundial no siempre concuerdan (Lehner & Döll, 2004; Finlayson *et al.*, 2005), es importante saber si los patrones del cambio del área se cumplen también en otros humedales aún no evaluados, así como comparar si tales cambios siguen las tendencias globales (Lehner & Döll, 2004; MacKay *et al.*, 2009; Rebelo *et al.*, 2018).

En ese marco, el objetivo de la presente investigación fue determinar las áreas totales y la cobertura vegetal de seis humedales de la costa de Lima mediante el uso de teledetección y SIG, así como evaluar los cambios entre el 2002 y el 2019.

Materiales y métodos

Área de estudio

Se comparó el área de seis humedales ubicados a lo largo de la costa de Lima: Albufera de Medio Mundo (MM), Laguna El Paraíso (PAR), Humedales de Puerto Viejo (PV), Humedal Santa Rosa (SR), Humedales de Ventanilla (VEN) y Pantanos de Villa (PAN), entre las

latitudes $10^{\circ}58'05.15''$ S y $12^{\circ}34'16.77''$ S (**Figura 1**). Estos humedales forman una franja costera en medio del desierto, son contiguos o cercanos a urbanizaciones, y la mayoría está atravesada por carreteras. Las formaciones vegetales comunes en estos ecosistemas son los juncales (con predominio de *Schoenoplectus americanus* (Pers.)), los gramadales (especialmente especies del género *Sporobolus* o la especie *Distichlis spicata* (L. Greene)), y los totorales de *Typha domingensis* (Pers.) o *Schoenoplectus californicus* (C. A. Mey), que rodean uno o varios espejos de agua (Aponte & Ramírez, 2011; Gonzales *et al.*, 2019). Tres de estos humedales han sido declarados como zonas protegidas por el Estado peruano a través de decretos supremos (D.S.): D. S. 055-2006-AG para el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa; D. S. 074-2006-AG para el Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla y D.S. 006-2007-AG para el Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.

El procedimiento descrito a continuación se siguió para el análisis del área de todos los humedales en estudio, con excepción de Pantanos de Villa, donde se calculó solamente la variación de la cobertura y la tasa de cambio a partir de la información disponible en el estudio de Flores *et al.* (2020).

Búsqueda y adquisición de imágenes satelitales e información cartográfica básica

Se adquirieron imágenes satelitales Landsat 7 ETM+ y 8 OLI-TIRS de los humedales estudiados durante el periodo 2002-2019 (**Tabla 1**). Para ello se utilizó la plataforma Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov>) del Servicio Geológico de los Estados Unidos (*United States Geological Service*, USGS) de donde se descargaron las imágenes en formato GeoTIFF. Se seleccionaron aquellas que mostraban poca nubosidad y se procuró que fueran de la misma época del año (por tener la menor nubosidad, se eligieron las de los meses de verano). Todas las imágenes Landsat 7 ETM+ y 8 OLI-TIRS cuentan con una resolución multiespectral de 30 m y una resolución pancromática de 15 m. Como cartografía de base se utilizaron fuentes secundarias a partir de revisiones bibliográficas y se descargó información geopolítica y demográfica del portal del Ministerio de Educación (<http://sigmed.minedu.gob.pe/>).

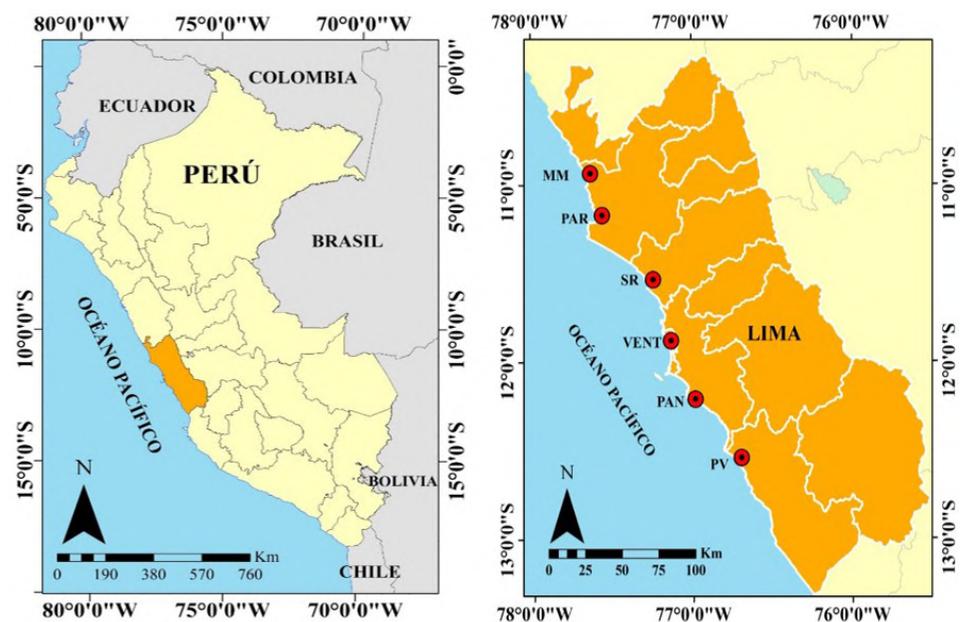


Figura 1. Mapa de ubicación del área de estudio. A la izquierda, el mapa del Perú y en naranja el departamento de Lima. La ubicación de los humedales costeros se encuentra señalados en el mapa de la derecha, donde MM: Albufera de Medio Mundo; PAR: Laguna El Paraíso; PV: Humedales de Puerto Viejo; SR: Humedal Santa Rosa; VEN: Humedales de Ventanilla y PAN: Pantanos de Villa.

Análisis, interpretación digital y cálculo del área total

La delimitación de los humedales se basó en el procedimiento explicado por **Condori et al.** (2018): el área se delimita a mano alzada mediante una interpretación visual de las imágenes satelitales en el programa informático Google Earth, con una escala entre 1:400 y 1:1400 dependiendo del humedal (**Tabla 1**), y su función de delimitación de polígonos. Se estableció como límite del humedal el de la distribución de la vegetación de los humedales; los lagos, lagunas y canales asociados se consideraron como parte del humedal. No se consideraron los campos agrícolas.

A continuación se procedió a convertir el polígono digitalizado en un formato shapefile en el programa ARCGIS 10.5. Posteriormente se agregaron las imágenes satelitales y se hizo su respectivo geoprocesamiento (composición de bandas y corrección atmosférica y de calidad de la imagen cada vez que fue necesario). Todos los datos se proyectaron en el sistema de coordenadas UTM del datum WGS84 de la zona 18S. El área se calculó utilizando las capas de polígono para cada humedal.

Cálculo del índice NDVI

Para el cálculo del NDVI se utilizó el programa ARCGIS 10.5 y la herramienta calculadora de trama (*raster calculator*) siguiendo la ecuación (1):

$$NDVI = \frac{(IRCercano - IRRojo)}{(IRCercano + IRRojo)} \quad (1)$$

El rango de valores de este índice fluctúa entre -1 y 1 (de -1 a 0 se considera suelo sin vegetación o cuerpo de agua; de 0 a 1, generalmente suelo con vegetación). Mediante el método de clasificación no supervisada y el índice se clasificó cada imagen utilizando los cinco rangos de la **tabla 2** con base en la clasificación propuesta por **Mohamed Eid et al.** (2020) para diferenciar entre suelos sin vegetación y con vegetación.

Una vez obtenidos los valores de los índices de vegetación para cada imagen, se hizo un proceso de filtrado y suavizado para, posteriormente, sectorizarlos haciendo la conversión de trama a polígono en el programa ARCGIS 10.5 y calcular la cobertura vegetal en las imágenes.

Tabla 1. Fecha de obtención de imágenes satelitales y escala (Google Earth) de cada humedal, 2002 y 2019

Humedales	Landsat 7 ETM+	Escala 2002	Landsat 8 OLI-TIRS	Escala 2019
Albufera de Medio Mundo	9/02/2002	1:800	16/02/2019	1:700
Laguna El Paraíso	22/03/2002	1:1300	16/02/2019	1:1300
Humedal Santa Rosa	9/02/2002	1:700	16/02/2019	1:700
Humedales de Ventanilla	9/02/2002	1:500	16/02/2019	1:400
Humedales de Puerto Viejo	9/02/2002	1:700	14/04/2019	1:500

Tabla 2. Clasificación del NDVI

Valor de NDVI	Clase
-1 a 0	Cuerpo de agua o suelo sin vegetación
0 a 0,4	Vegetación escasa
0,4 a 0,6	Vegetación moderada
0,6 a 1	Vegetación densa

Fuente: **Mohamed Eid et al.** (2020)

Comparación temporal y tasa de cambio anual del área de los humedales

Se comparó el área total de cada humedal en el periodo establecido (2002-2019) con base en los resultados obtenidos previamente y la información actual de su área. La cobertura vegetal obtenida a través de los años servirá para estimar las tasas de cambio anual (T) mediante la ecuación (2):

$$T (\%/año) = \frac{\left(\frac{\text{Área en el año 2}}{\text{Área en el año 1}} \times 100 \right) - 100}{(\Delta \text{tiempo Año2} - \text{Año 1})} \quad (2)$$

Resultados

Área de los humedales

Con base a la delimitación generada mediante el análisis visual de las imágenes satelitales, se obtuvieron las áreas totales de cada humedal en cada año evaluado, la variación multitemporal y la tasa de cambio (**Tabla 3**).

El humedal con mayor área actual es Laguna El Paraíso (652,56 ha), seguido de la Albufera de Medio Mundo (606,34 ha), los Humedales de Ventanilla (278,04 ha), lod de Puerto Viejo (270,45 ha) y el Humedal Santa Rosa (61 ha). Las **figuras 2 y 3** corresponden a los mapas de los humedales en el periodo evaluado (2002-2019); el humedal con mayor variación del área total fue la Albufera de Medio Mundo, con un aumento de 38 % (principalmente en las zonas norte y oeste), seguido del humedal de Ventanilla, donde el área se redujo en 22 % (en las zonas norte y este y en la zona del ACR, con -59,88 ha, -14,26 ha y -3,24 ha, respectivamente); el humedal con menor variación fue el Santa Rosa, que solo se redujo en 2 ha, es decir, el 3 % del área total (en la zona este).

La tasa de cambio siguió la misma tendencia que la variación del área, siendo la mayor tasa (+2,21 % por año) y la menor (-1,29 % por año) la de los humedales de Albufera de Medio Mundo y de Ventanilla, respectivamente. La tasa de cambio estimada para los humedales que han disminuido (Santa Rosa, Puerto Viejo y Ventanilla) fue de -0,64 % al año en promedio; la tasa promedio de todos los humedales evaluados fue de +0,14 % anual.

Cobertura vegetal

La variación multitemporal de la cobertura y la tasa de cambio de cada humedal por cada año evaluado se encuentran en la **tabla 4**.

En la **figura 4** y en la **5** se pueden apreciar los cambios multitemporales de la cobertura vegetal, con patrones similares a los descritos para el área total, lo que evidencia variaciones positivas para los humedales de Albufera de Medio Mundo (+123,24 ha), Laguna El Paraíso (+95,64 ha) y el Humedal Santa Rosa (+5,22 ha), en tanto que los humedales de Puerto Viejo, Ventanilla y Pantanos de Villa presentaron reducciones en su cobertura vegetal (con -3,55 ha, -19,01 ha y -41,76 ha, respectivamente). Por otro lado, la mayor tasa de cambio correspondió a la Albufera de Medio Mundo (+3,03 % por año) y la menor (-1,07 % por año) a Los Pantanos de Villa.

Tabla 3. Área total, variación multitemporal y tasa de cambio de los humedales, 2002 y 2019

Humedales	Superficie (ha)		Variación del área		Tasa de Cambio
	2002	2019	Ha	%	%/año
Albufera de Medio Mundo	440,95	606,34	+165,39	+ 37,51	+2,21
Laguna El Paraíso	613,3	652,56	+39,26	+ 6,40	+0,38
Humedal Santa Rosa	63	61	-2	-3,17	-0,19
Humedales de Ventanilla	355,9	278,04	-77,86	-21,88	-1,29
Humedales de Puerto Viejo	291,98	270,45	-21,53	-7,37	-0,43

ha: hectáreas

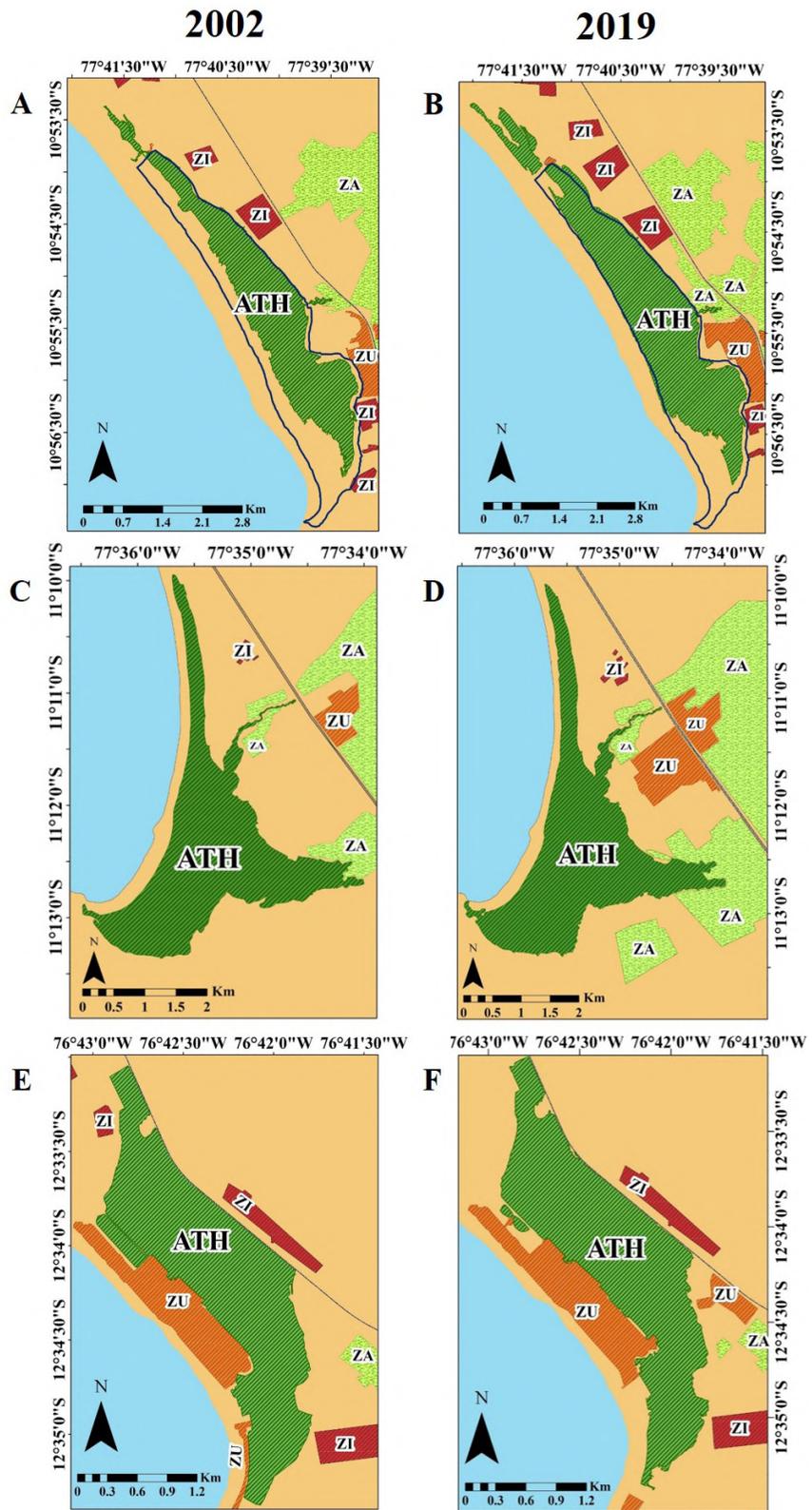


Figura 2. Mapa multitemporal del área total de los humedales (ATH): Albufera de Medio Mundo (A y B), Laguna El Paraíso (C y D) y Humedales de Puerto Viejo (E y F). Las siglas hacen referencia a: ZU= Zona Urbana; ZI= Zona Industrial; ZA= Zona Agrícola y el trazo azul corresponde al territorio categorizado como Área de Conservación Regional (ACR).

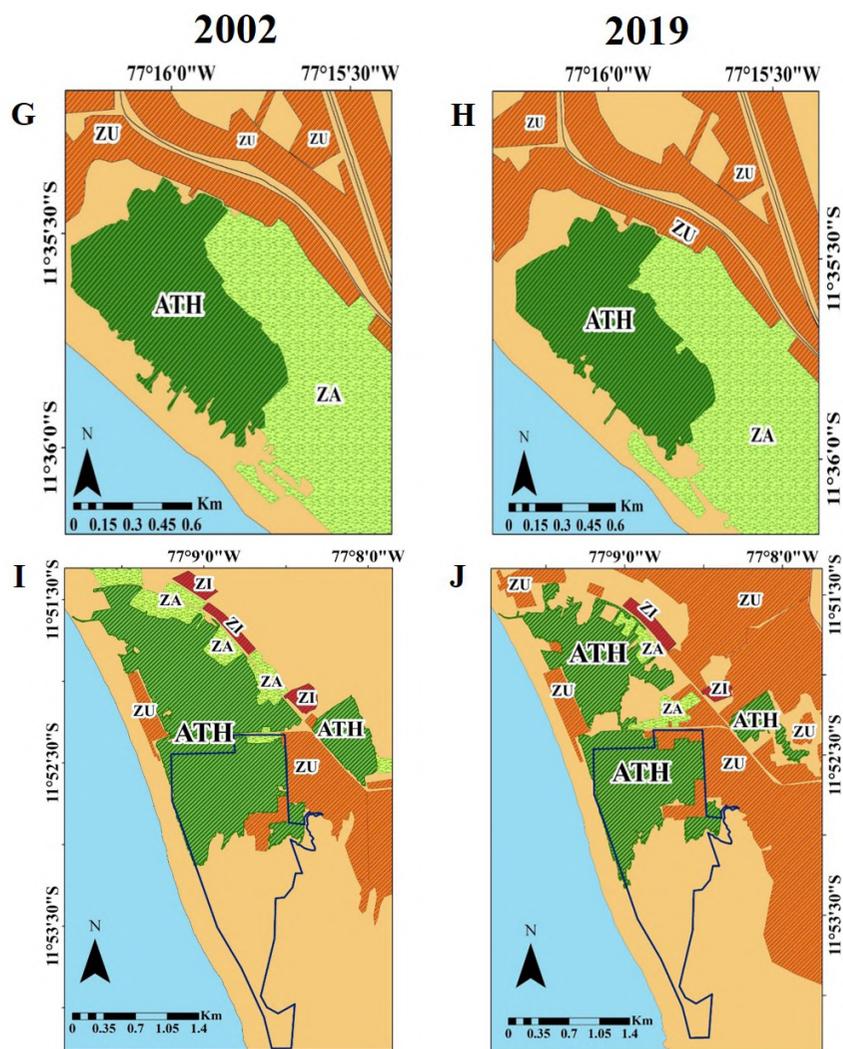


Figura 3. Mapa multitemporal del área total de los humedales (ATH): Humedal Santa Rosa (G y H) y Humedales de Ventanilla (I y J). Las siglas hacen referencia a: ZU= Zona Urbana; ZI= Zona Industrial; ZA= Zona Agrícola. El Humedal de Santa Rosa contiene algunos parches de desmonte y restos arqueológicos; el trazo azul corresponde al territorio categorizado como Área de Conservación Regional (ACR).

Tabla 4. Cobertura vegetal, variación multitemporal y tasa de cambio de los humedales, 2002 y 2019

Humedales	Cobertura vegetal (ha)		Variación de la cobertura		Tasa de Cambio
	2002	2019	Ha	%	%/año
Albufera de Medio Mundo	239,11	362,35	+123,24	+51,54	+3,03
Laguna El Paraíso	367,36	463	+95,64	+26,03	+1,53
Humedal Santa Rosa	42,25	47,47	+5,22	+12,36	+0,73
Humedales de Ventanilla	286,96	267,95	-19,01	-6,62	-0,39
Los Pantanos de Villa	230,39*	188,63*	-41,76	-18,13	-1,07
Humedales de Puerto Viejo	265,11	261,56	-3,55	-1,34	-0,08

ha: hectáreas; *Datos tomados de Flores *et al.* (2020)

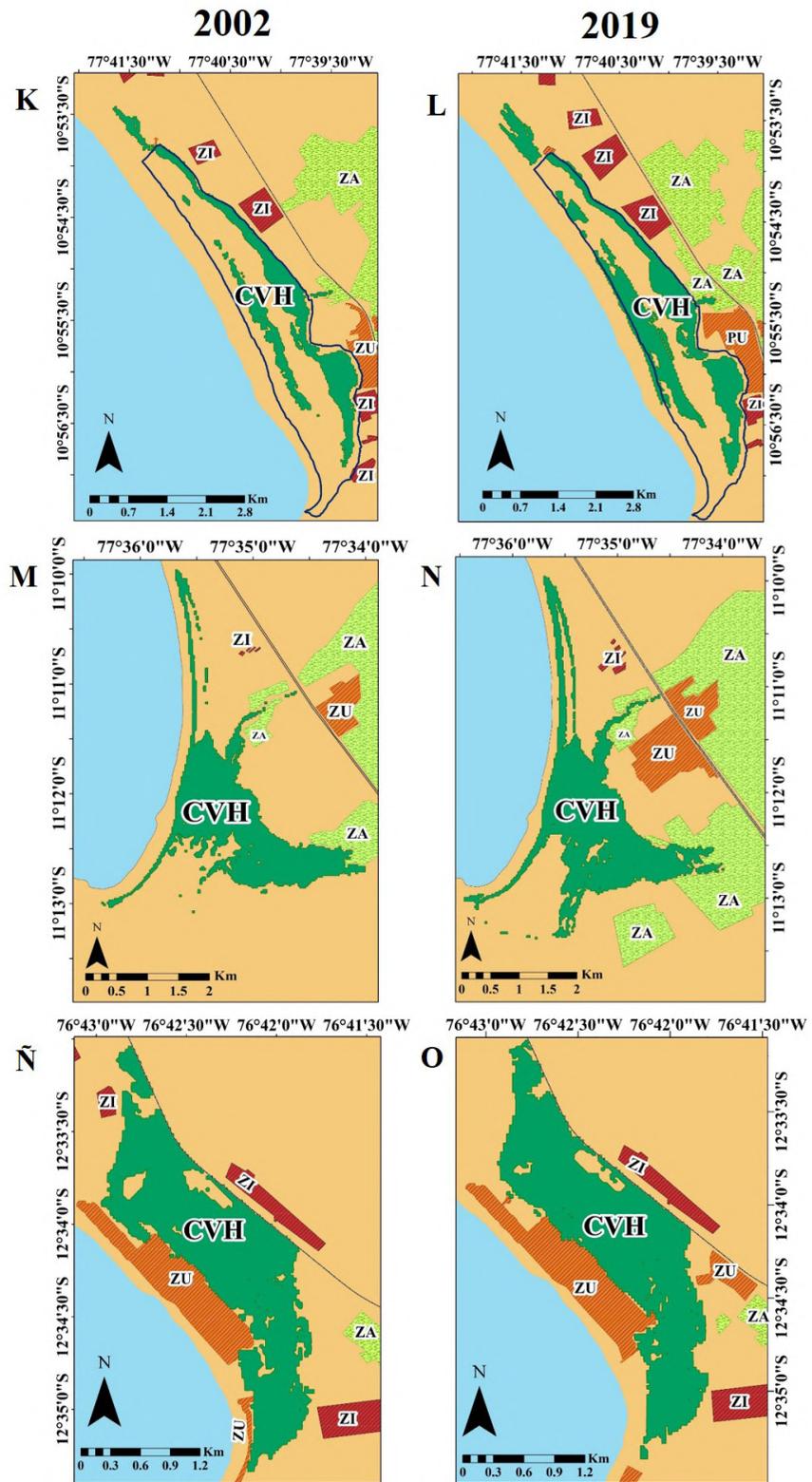


Figura 4. Mapa multitemporal de la cobertura vegetal (CVH) de los humedales de Albufera de Medio Mundo (K y L), Laguna El Paraíso (M y N), Humedales de Puerto Viejo (Ñ y O). Las siglas hacen referencia a: ZU= Zona Urbana; ZI= Zona Industrial; ZA= Zona Agrícola y el trazo azul corresponde al territorio categorizado como Área de Conservación Regional (ACR).

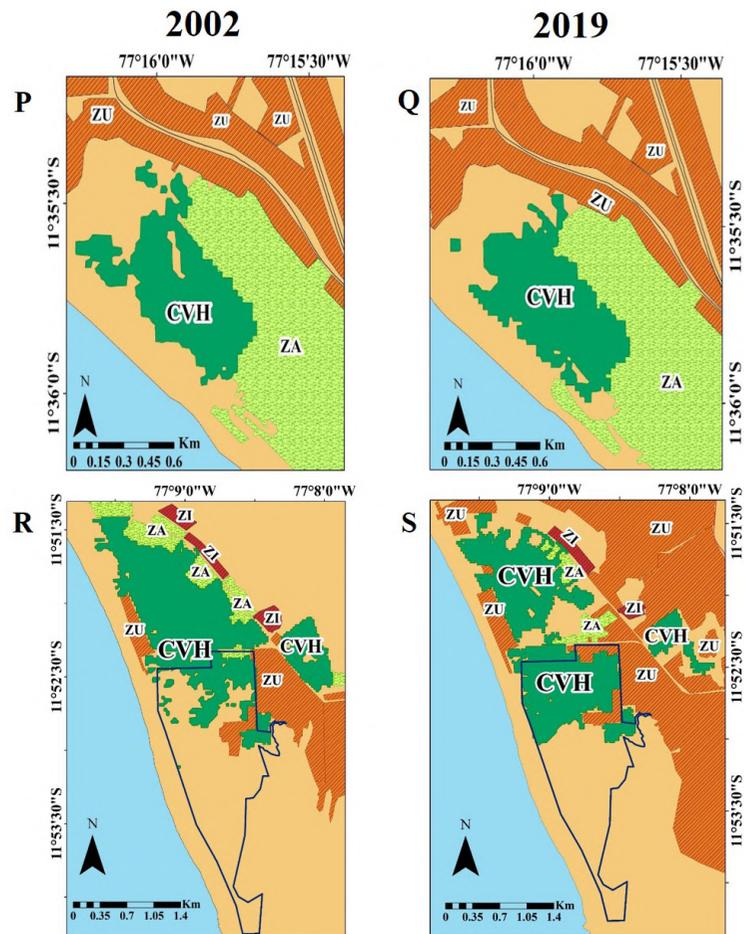


Figura 5. Mapa multitemporal de la cobertura vegetal (CVH) del Humedal de Santa Rosa (P y Q) y Humedales de Ventanilla (R y S). Las siglas hacen referencia a: ZU= Zona Urbana; ZI= Zona Industrial; ZA= Zona Agrícola para el Humedal de Santa Rosa esta zona contiene también algunos parches de desmonte y restos arqueológicos; el trazo azul corresponde al territorio categorizado como Área de Conservación Regional (ACR).

Discusión

Los resultados indican que algunos humedales evaluados presentan una reducción de sus áreas, probablemente relacionada con el crecimiento urbano o el establecimiento de zonas agrícolas o de avicultura (**Figuras 2 y 3**). La disminución del riego para los cultivos agrícolas modifica la infiltración de agua en estos humedales (**Verones *et al.*, 2012**), así como los cambios en el uso del suelo y la disposición del desmonte de construcciones, desechos, basura y otros residuos sólidos (**Aponte *et al.*, 2020; Castillo-Velásquez & Huamantínco-Araujo, 2020**), lo que afecta las condiciones del terreno. La creación de áreas de conservación regional parece tener éxito, ya que sus límites se ven poco afectados por la urbanización, como sucede en la Albufera de Medio Mundo, en tanto que las zonas donde no hay contacto directo con la población parecen conservarse y aumentar su área, como en el caso de la Laguna El Paraíso. Otra causa de la reducción del área en algunos humedales son las invasiones informales de pobladores de bajos recursos, como las reportadas en los Humedales de Ventanilla (**Moschella, 2012**).

Por otra parte, **Aponte & Ramírez (2011)** enfatizan la necesidad de evaluar las granjas destinadas a la avicultura que, amparadas bajo la designación de zona industrial (**Figuras 2 y 3**), han afectado la Albufera de Medio Mundo, la Laguna El Paraíso, los Humedales de Puerto Viejo y los de Ventanilla por su impacto químico, sonoro y visual.

Las actividades agrícolas y ganaderas pueden afectar los humedales reduciendo su área, como se ha visto en los de Ventanilla y Santa Rosa, pero también ocasionan cambios en la estructura de sus comunidades vegetales mediante la introducción de plantas invasoras potenciales, lo que no necesariamente disminuye el área o la cobertura. En este sentido, un caso interesante es el reportado por **González et al.** (2019), quienes recientemente evaluaron el Humedal de Santa Rosa y encontraron nuevas especies para el área, incluidas especies propias de humedales (*Equisetum giganteum* L. y *Wolffiella oblonga* (Phil.) Hegelm.), pero también invasoras potenciales (*Galinsoga parviflora* Cav., *Ipomoea digitata* L., *Medicago sativa* L., *Flaveria bidentis* (L.) Kuntze y *Polypogon viridis* (Gouan) Breistr.). Todo ello resalta la importancia de hacer un seguimiento de sus comunidades vegetales para entender mejor el grado de invasividad (*invasiveness*, *sensu McClay et al.*, 2010; **Gordon & Gantz**, 2011) y el daño que estarían causando esas especies de malezas previamente identificadas. Además, el Humedal Santa Rosa presenta una zona de disposición de desmonte dentro de la zona agrícola, en el lado este (observación personal), que a largo plazo podría cambiar el uso del suelo y convertirse en zona urbana.

Durante los últimos 17 años los incendios se vienen registrando en la mayoría de los humedales estudiados, como el caso de Laguna El Paraíso, Pantanos de Villa, y los Humedales de Puerto Viejo y Ventanilla, siendo las principales causas la quema para el manejo del junco, la totora y el carricillo, la eliminación de plagas, la quema de residuos sólidos, las actividades recreativas con fogatas dentro de los humedales y la quema con fines invasores (**Ramírez et al.**, 2018). A pesar del evidente impacto que estos siniestros ocasionan, es interesante constatar que los humedales tienden a recuperar su cobertura vegetal rápidamente, como en el caso reportado por **Aponte et al.** (2017), lo que implica que esta se recuperaría en el largo plazo, aunque no necesariamente sucedería lo mismo con la biomasa; por ello, es necesario mapear dichos eventos con el fin de corroborar estas observaciones. Además, el almacenamiento y la fijación de carbono dependerán del tipo de humedal, su extensión y otros factores como el tipo de vegetación, la profundidad del suelo y el contenido de nutrientes, entre otros. En el peor de los casos, la degradación de los humedales en el planeta podría liberar 300 millones Tn C/año (**Quintana**, 2018), de ahí la importancia de proteger estos ecosistemas, ya que la fijación del carbono en ellos mitiga los impactos del crecimiento poblacional y del cambio climático (**Pérez et al.**, 2022). En los próximos años también se requerirán estudios que permitan reconocer otros servicios ecosistémicos (por ej., la provisión de beneficios inmateriales como la inspiración) y protegerlos (como en el ejemplo reportado por **Ochoa et al.**, 2022) para promover la implementación de compensaciones a cambio de ellos.

En el presente estudio se encontraron algunas zonas en donde aumentó la cobertura vegetal, por ejemplo, el borde de las lagunas de la zona norte y sur del humedal de Laguna El Paraíso, especialmente con especies como *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla, *T. domingensis* y *Schoenoplectus americanus* (**Aponte & Ramírez**, 2011), cuya cobertura pudo haber aumentado debido a su estrategia de crecimiento clonal y gran adaptabilidad a estos ecosistemas. En el caso de Santa Rosa, la cobertura vegetal aumentó en el cuerpo de agua principal; a esta laguna llegan afluentes provenientes de actividades agrícolas y desagües, lo que ha conducido a su eutrofización (**Verones et al.**, 2012; **Loayza-Basan et al.**, 2018), con la proliferación de plantas acuáticas como *Pistia stratiotes* L. y *Eichhornia crassipes* (Mart.) (**Aponte & Ramírez**, 2011; **Castillo & Huamantínco**, 2020), que eventualmente impide el crecimiento y desarrollo de otros organismos. Es importante continuar el seguimiento espacial y de las variables abióticas, así como el monitoreo del agua, en estos humedales para verificar si aumenta la cobertura vegetal. Si dicho patrón de crecimiento continúa en los próximos años tendrá que evaluarse su mantenimiento en caso de que traiga beneficios, o su control, en caso de que afecte la calidad del ecosistema.

Debe mencionarse, asimismo, que los espacios no cubiertos albergan especies particulares (por ejemplo, algunas aves de los arenales, o aves playeras), por lo que es importante estudiar su diversidad en esos espacios no vegetados, identificarlas y protegerlas adecuadamente (**Apeño & Aponte**, 2022).

En otros humedales costeros del Perú los impactos antropogénicos son similares. Por ejemplo, en el humedal Chochoc (Trujillo, Perú) la destrucción por parte de los pobladores es continua: las lagunas del humedal se rellenan con residuos de construcción para secarlas, hay corrales de animales domésticos cercanos, ganadería vacuna y ovina y cultivos, entre otras actividades, lo que tiene un impacto negativo en la biodiversidad, pues provoca la pérdida de flora, la mala calidad del agua y reduce el área total que ocupan las lagunas (**Ruiz-Santillán et al., 2020**). Otro es el caso del humedal de Carquín (Huaura, Lima), donde se han registrado algunas especies potencialmente invasoras que pueden haber ingresado por los canales o por la interacción con los pobladores; en este humedal en particular, el uso del agua de los canales para lavandería puede contribuir a su deterioro (**Aponte et al., 2020**).

Cabe mencionar que los datos sobre la pérdida de extensión de los humedales en las diversas regiones de Suramérica son escasos, pero dicha disminución estaría asociada con la mala planificación del uso de suelo (**Junk et al., 2013**). En estudios previos se ha demostrado la tendencia a la reducción del tamaño de los humedales costeros a nivel global (**Davidson, 2014; Dixon et al., 2016; Davidson & Finlayson, 2018**) y en Latinoamérica (**Rojas et al., 2020**). Es el caso del humedal de Rocuant-Andalién en Chile, cuya área superficial ha disminuido 10 % en un periodo de diez años por efecto del crecimiento urbano (**Rojas et al., 2019**), lo que coincide con los resultados obtenidos en nuestro trabajo en los humedales de Puerto Viejo y Ventanilla.

También hay que tener en cuenta que los factores ya mencionados, el cambio climático y la presencia de especies introducidas o invasoras originan ecosistemas emergentes (**Hobbs et al., 2006**), los cuales presentan cambios en la composición biótica y en los regímenes de funcionamiento (**Andrade & Castro, 2012**). Este fenómeno se ha apreciado en los humedales de la región (**Aponte, 2022; Aponte & Apeño, 2019**), con implicaciones para la gestión de la biodiversidad, pues ahora habría que establecer corredores de diversidad, intensificar su estudio e, incluso, proteger humedales pequeños.

Según nuestros resultados, la tasa de cambio promedio de los humedales estudiados ha disminuido (-0,64 % anual) menos que a nivel mundial (-1,08 % anual estimado para el siglo XX y principios del XXI en los humedales del mundo) (**Davidson, 2014**); la diferencia es mayor si comparamos el promedio de todos los humedales evaluados (+0,14 % anual) con la cifra mundial o con la tasa de pérdida anual desde el 2000 (-0,85 % a -1,60 % anual) (**Ramsar, 2018**). Todo ello llevaría a pensar que los humedales evaluados se encuentran en mejores condiciones que los del resto del mundo; sin embargo, las tasas por localidad revelan casos (por ej., los humedales de Ventanilla) en los que la disminución se encuentra dentro de dichas tendencias. Ello invita a tomar los resultados con cautela y sugiere que la evolución de los humedales debe evaluarse de manera local.

El estado peruano ha tomado medidas para proteger algunos humedales, entre ellas, la estrategia nacional de humedales, cuyo objetivo es establecer un marco de políticas y proponer actividades que promuevan el uso sostenible y la protección de los humedales y sus recursos como aporte al desarrollo integral del país (**MINAM, 2014**). Como ya se mencionó, una de las estrategias que parece tener éxito es la protección de estos ecosistemas mediante la creación de reservas regionales. En el presente estudio se sientan las bases para entender algunos de los cambios en las áreas y en su cobertura vegetal y brinda información que de seguro será de utilidad para la toma de decisiones, la planificación y la gestión de tales ecosistemas en la costa de Lima.

Conclusión

Nuestros resultados indican que ha habido un aumento del área total y la cobertura vegetal en los humedales de Albufera de Medio Mundo y Laguna El Paraíso, en tanto que en los de Ventanilla y Puerto Viejo estas han disminuido en el periodo estudiado. El NDVI permitió medir los cambios de los humedales en los años evaluados. Por último, las posibles causas de la disminución de las áreas incluyen el crecimiento urbano y el establecimiento de zonas

agrícolas, así como la acción de otros impulsores de cambio específicos de cada humedal. Debe considerarse en todo momento que la disminución de los humedales puede afectar los servicios ecosistémicos que brindan y las interacciones ecológicas.

Contribución de los autores

D.U., F.R. y H.A.: conceptualización; D.U. y F.R.: análisis formal, investigación, metodología y software; D.U., F.R. y H.A.: redacción del borrador del manuscrito, redacción, revisión y edición de la versión final. Todos los autores leyeron y aprobaron la versión final.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de intereses.

Fuentes de financiamiento

La investigación no recibió ningún fondo específico para su realización.

Referencias

- Andrade, G. I., Castro, L. G.** (2012). Degradación, pérdida y transformación de la biodiversidad continental en Colombia, invitación a una interpretación socioecológica. *Ambiente y Desarrollo*, *XVI*(30), 53:71.
- Apeño, A., Aponte, H.** (2022). Caracterización de la diversidad de aves en un humedal altamente intervenido del Pacífico suramericano. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *46*(179), 380-392. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1605>
- Aponte, H.** (2022). Nuevos reportes en los humedales de la costa central del Perú: Comentarios sobre el trabajo de Castillo-Velásquez, et al., 2021. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, *46*(178), 287-288. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1568>
- Aponte, H., Ramírez, D.W.** (2011). Humedales de la costa central del Perú: estructura y amenazas de sus comunidades vegetales. *Ecología Aplicada*, *10*(1), 31-39. <https://doi.org/10.21704/rea.v10i1-2.411>
- Aponte, H., Ramírez, D. W., Vargas, R.** (2017). Primeros estadios en la regeneración natural de la vegetación post-incendio en los Humedales de Ventanilla (Lima-Perú). *Ecología Aplicada*, *16*(1), 23-30. <https://doi.org/10.21704/rea.v16i1.900>
- Aponte, H., Apeño, A.** (2019). Riqueza de flora vascular de los humedales costeros de Lima: Una aproximación utilizando estimadores no paramétricos. *Arnaldoa*, *26*(1), 131-138. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26107>
- Aponte, H., Gonzáles, S., Gómez, A.** (2020). Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: El caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability*, *1*(2), e023 (1-5). <https://doi.org/10.21142/SS-0102-2020-023>
- Castillo-Velásquez, R.M. & Huamantínco-Araujo, A.A.** (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical*, *68*(1), 50-68. <https://doi.org/10.15517/rbt.v68i1.35233>
- Chuvieco, E., Deshayes, M., Stach, N., Cocero, D., Riaño, D.** (1999). *Short-term fire risk: foliage moisture content estimation from satellite data*. In *Remote Sensing of Large Wildfires*. Berlin: Springer. 17-38. https://doi.org/10.1007/978-3-642-60164-4_3.
- Condori-Luna, I., Loza-Murguía, M., Mamani-Pati, F., Solíz-Valdivia, H.** (2018). Análisis multitemporal de la cobertura boscosa empleando la metodología de teledetección espacial y SIG en la sub-cuenca del río Coroico - provincia Caranavi en los años 1989 - 2014. *Journal of the Selva Andina Research Society*, *9*(1), 25-44.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., Marjan Van Den, C.** (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, *387*(1), 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S.J., Kubiszewski, I., Farber, S., Turner, R.K.** (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environ Change*, *26*(1), 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

- Davidson, N. C.** (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65(1), 934-941. <https://doi.org/10.1071/MF14173>
- Davidson, N. C. & Finlayson, C. M.** (2018). Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research*. 69(1), 1525-1533. <https://doi.org/10.1071/MF17377>
- De Groot, R., Stuij, M., Finlayson, M., Davidson, N.** (2007). Valoración de humedales: lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales. Informe Técnico de Ramsar núm. 3. <http://biblioteca.cehum.org/handle/123456789/249>
- Dixon, M.J.R., Loh, J., Davidson, N.C., Beltrame, C., Freeman, R., Walpole, M.** (2016). Tracking global change in ecosystem area: the wetland extent trends index. *Biological Conservation*, 193(1), 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.10.023>
- Farber, S. C., Costanza, R., Wilson, M.A.** (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological economics*, 41(3), 375-392. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00088-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00088-5)
- Finlayson, C.M., D’Cruz, R.** (2005). Chapter 20 inland water systems. In: Hassan, R., Scholes, R., Ash, N. (Eds). *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Conditions and Trends Working Group*. Washington DC: Island Press. pp. 551-583.
- Flores, N., Castro, I., Aponte, H.** (2020). Evaluación de las unidades de vegetación en Los Pantanos De Villa (Lima, Perú) mediante sistemas de información geográfica y teledetección. *Arnaldoa*, 27(1), 176-185. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27119>
- González, S., Aponte, H., Cano, A.** (2019). Actualización de la flora vascular del humedal Santa Rosa-Chancay (Lima, Perú). *Arnaldoa*, 26(3), 867-882. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26303>
- Gordon, D. R., Gantz, C. A.** (2011). Risk assessment for invasiveness differs for aquatic and terrestrial plant species. *Biological Invasions*, 13(1), 1829-1842. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-0002-2>
- Hernández, C. G., Escribano, J. A., Tarquis, Y.** (2014). Comparación del índice de vegetación de diferencia normalizada obtenido a diferentes escalas en pastos de dehesa. *Pastos y PAC 2014-2020; 53ª Reunión Científica de la SEEP (9-12 junio 2014)*. pp. 121-128.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J., Klink, C.A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M.** (2006). Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1-7.
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., Robarts, R. D.** (2013). Current state of knowledge regarding the world’s wetlands and their future under global climate change: a synthesis. *Aquatic sciences*, 75(1), 151-167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Lehner, B., Döll, P.** (2004). Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology*, 296(1-4), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.03.028>
- Loayza-Basan, K., Castillejos-Paniagua, K., Mestas-Valero, R., Quiliche-Durán, J. P. J.** (2018). Estudio de la teledetección y caracterización fisicoquímica del humedal “El Cascajo”, Santa Rosa, Chancay-Lima, Perú. *INFINITUM...*, 7(1), 52-58.
- Lowry, J.** (2007). La utilización de programas y datos de SIG de bajo costo para el inventario, la evaluación y el monitoreo de humedales. Informe Técnico de Ramsar núm. 2. Secretaría de la Convención de Ramsar. Suiza.
- Lugo, A.** (2009). Conundrums, paradoxes and surprises. A brave new world of biodiversity conservation. Presentado en el *XIII World Forestry Congress*, Buenos Aires.
- MacKay, H., Finlayson, C. M., Fernández-Prieto, D., Davidson, N., Pritchard, D., Rebelo, L. M.** (2009). The role of Earth Observation (EO) technologies in supporting implementation of the Ramsar Convention on Wetlands. *Journal of environmental management*, 90(7), 2234-2242. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.019>
- McClay, A., Sissons, A., Wilson, C., Davis, S.** (2010). Evaluation of the Australian weed risk assessment system for the prediction of plant invasiveness in Canada. *Biological Invasions*, 12(1), 4085-4098. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9819-3>
- MINAM.** (2014). Estrategia Nacional de Humedales. Dirección General de Diversidad Biológica. Perú.

- Mitsch, W. J., Gosselink, J.G.** (1993). *Wetlands*, 2nd Edition. Van Nostrand Reinhold Co., New York, NY, USA. pp. 722.
- Mohamed Eid, A. N., Olatubara, C. O., Ewemoje, T. A., Farouk, H., El-Hennawy, M. T.** (2020). Coastal wetland vegetation features and digital Change Detection Mapping based on remotely sensed imagery: El-Burullus Lake, Egypt. *International Soil and Water Conservation Research*, 8(1), 66-79. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.01.004>
- Moschella, P.** (2012). Variación y protección de humedales costeros frente a procesos de urbanización: Casos Ventanilla y Puerto Viejo. Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú. <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/4527>
- Ochoa Balbacea, D., Gonzáles, S., Apeño, A., Aponte, H.** (2022). Hábitats prioritarios en un humedal costero del Pacífico: propuesta de un índice basado en servicios ecosistémicos. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(178), 182-191. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1569>
- Pacheco, V., Zevallos, A., Cervantes, K.** (2015). Mamíferos del Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Científica*, 12(1), 26-41. <https://doi.org/10.21142/cient.v12i1.163>
- Pérez, A., Escobedo, R., Castro, R., Jesús, R., Cardich, J., Romero, P. E., Salas-Gismondi, R., Ochoa, D., Aponte, H., Sanders, C.J., Carré, M.** (2022). Carbon and nutrient burial within Peruvian coastal marsh driven by anthropogenic activities. *Marine Pollution Bulletin*, 181, 113948. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113948>
- Pulido, V., Salinas, L., del Pino, J., Arana, C.** (2020). Preferencia de hábitats y estacionalidad de las especies de aves de los Pantanos de Villa en Lima, Perú. *Revista peruana de biología*, 27(3), 349-360. <https://doi.org/10.15381/rpb.v27i3.18681>
- Quintana, R. D.** (2018). Humedales, biodiversidad y servicios eco sistémicos. ¿Hacia dónde vamos? En: Universidad Nacional de San Martín y Fundación Innovación Tecnológica (FUNINTEC). Programa Futuros: Escuela de Posgrado: Agua + Humedales. (Serie Futuros). Buenos Aires: UNSAM Edita, 173-192.
- Ramírez, D. W., Cano, A.** (2010). Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima-Perú). *Revista Peruana de Biología*, 17(1), 111-114.
- Ramírez, D. W., Aponte, H., Lertora, G., Gil, F.** (2018). Incendios en el humedal Ramsar Los Pantanos de Villa (Lima-Perú): Avances en su conocimiento y perspectivas futuras. *Revista de Investigaciones Altoandinas*, 20(3), 347-360. <https://doi.org/10.18271/ria.2018.398>
- Ramsar.** (2018). Perspectiva mundial sobre los humedales: Estado de los humedales del mundo y sus servicios a las personas. Gland (Suiza). Secretaría de la Convención de RAMSAR.
- Rebelo, L.-M., Finlayson, C.M., Strauch, A., Rosenqvist, A., Perennou, C., Tøttrup, C., Hilarides, L., Paganini, M., Wielgaard, N., Siegert, F., Ballhorn, U., Navratil, P., Franke, J., Davidson, N.** (2018). The use of Earth Observation for wetland inventory, assessment and monitoring: An information source for the Ramsar Convention on Wetlands. Ramsar Technical Report No.10. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Rojas, C., Munizaga, J., Rojas, O., Martínez, C., Pino, J.** (2019). Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning. *Land Use Policy*, 80(1), 47-56. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036>
- Rojas, C., Aldana-Domínguez, J., Munizaga, J., Moschella, P., Martínez, C., Stamm, C.** (2020). Urban Wetland Trends in Three Latin American Cities during the Latest Decades (2002-2019): Concón (Chile), Barranquilla (Colombia), and Lima (Peru). *Wetland Science & Practice*, 37(4), 283-293.
- Ruiz-Santillán, M. P., Rodríguez, E. H., Coico, F. M.** (2020). Diagnóstico ecológico del humedal Chochoc. *REBIOL*, 39(2), 3-18.
- Tovar, C. M.** (2012). El índice normalizado diferencial de la vegetación como indicador de la degradación del bosque. *Unasyuva: revista internacional de silvicultura e industrias forestales*, 238(1), 39-46.
- Verones, F., Bartl, K., Pfister, S., Jiménez-Vilchez, R., Hellweg, S.** (2012). Modeling the local biodiversity impacts of agricultural water use: case study of a wetland in the coastal arid area of Perú. *Environmental science & technology*, 46(9), 4966-4974. <https://doi.org/10.1021/es204155g>