

Peña, M. A. y Johnson B. (2023). Evaluación del cambio paisajístico reciente del humedal costero Río Maipo, Chile. *GeoFocus, Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica (Artículos)*, 32, 27-41. <http://dx.doi.org/10.21138/GF.823>

---

## EVALUACIÓN DEL CAMBIO PAISAJÍSTICO RECIENTE DEL HUMEDAL COSTERO RÍO MAIPO, CHILE

<sup>1a</sup>Marco Antonio Peña, <sup>2b</sup>Benjamín Johnson

<sup>1</sup>Dpto. de Geografía, Universidad Alberto Hurtado. Almirante Barroso 10, Santiago de Chile, Chile.

<sup>2</sup>Estudiante de Geografía, Universidad Alberto Hurtado. Almirante Barroso 10, Santiago de Chile, Chile.  
[mapena@uahurtado.cl](mailto:mapena@uahurtado.cl), [bejhonso@alumnos.uahurtado.cl](mailto:bejhonso@alumnos.uahurtado.cl)

### RESUMEN

En este artículo evaluamos el cambio experimentado en las últimas décadas por el paisaje del humedal Río Maipo, ubicado en la costa central de Chile, producto de la presión antrópica ejercida sobre sus suelos. Para esto, fue aplicada una selección de métricas de ecología del paisaje sobre sus principales clases de cobertura vegetal, mapeadas sobre imágenes satelitales adquiridas en 2006 y 2020, a partir de catastros oficiales y su contrastación con observaciones de campo. Los resultados evidencian el importante avance de los cultivos de frutales y hortalizas a expensas de la fragmentación de la vegetación nativa preexistente; sujeta a importantes reducciones de área y tamaño de sus parches, así como incrementos en el distanciamiento entre parches y en la irregularidad de sus bordes, quedando confinada, en algunos casos, a franjas riparianas. A pesar de las acciones conducidas desde inicios de este siglo para proteger el humedal, se torna necesario, habida cuenta de la escasa documentación científica existente sobre su ecosistema, conducir más investigaciones que, basadas en datos de campo, otorguen mayor interpretabilidad ecológica a los hallazgos cuantitativos aquí expuestos. Esto contribuiría a la planificación y gestión del humedal a luz de la reciente aprobación de la Ley de Humedales Urbanos.

Palabras clave: cambio temporal; ecología del paisaje; métricas de paisaje, humedal costero.

### EVALUATING THE RECENT LANDSCAPE CHANGE OF RÍO MAIPO WETLAND, CHILE

#### ABSTRACT

In this article we assessed the change experienced in the last decades by the landscape of Río Maipo wetland, located on the central coast of Chile, as a result of the anthropic pressure exerted on its land covers. For this purpose, a selection of landscape metrics was applied to its main vegetation land cover classes, mapped on satellite images acquired in 2006 and 2020 from official cadastres, and contrasted with field

observations. The results stand out the significant expansion of fruit trees and vegetable crops at the expense of the fragmentation of the pre-existing native vegetation. This fragmentation is characterized by substantial reductions in the area and size of its patches, as well as increases in the separation distance between patches and in the patches' edge irregularities, with some cases showing confinement to riparian zones. Despite actions taken since the beginning of this century to protect the wetland, it becomes necessary to conduct further research, given the scarce scientific documentation available on its ecosystem. Such research, based on field data, would provide greater ecological interpretability to the quantitative findings presented here. This could contribute to the planning and management of the wetland in light of the recently approved Urban Wetlands Law.

Keywords: temporal change; landscape ecology; landscape metrics; coastal wetland.

## 1. Introducción

Los humedales corresponden a extensiones de marismas, pantanos, turberas o superficies cubiertas de agua, ya sean de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, comúnmente agrupables en costeros, continentales y artificiales. Estos proveen servicios como retención y remoción de sedimentos y nutrientes, depuración de aguas, secuestro de carbono, estabilización de la línea de costa y mitigación de tormentas e inundaciones, entre otros (Ramsar, 1971; Engle, 2011). Los humedales costeros específicamente, forman parte de una zona de transición o ecotono entre ambientes marinos y terrestres, altamente sensibles al tránsito de agua entre ellos, lo que los define como ecosistemas semiacuáticos salobres. Asimismo, su gradiente de salinidad entre masas de agua dulce y salada propicia el sustento de una numerosa variabilidad de especies endémicas, incluyendo aves migratorias (Marquet *et al.*, 2012; Estades *et al.*, 2012).

Estas características particulares de los humedales de tipo costero, sumadas a su vulnerabilidad ante constantes amenazas o perturbaciones, los sitúa en una situación crítica para su conservación y sustentabilidad. En efecto, a causa de su usual ubicación en terrenos llanos y productivos, estos ecosistemas están sujetos a antropización mediante la ocupación de índole urbana y agropecuaria de sus suelos (National Research Council, 1995; Song *et al.*, 2012; López *et al.*, 2013). Adicionalmente, son sensibles al cambio climático antropogénico; expresado en sutiles variaciones en la temperatura de sus aguas, que pueden alterar su homeostasis ecológica y consecuentemente, los nichos ecológicos asociados a sus biotas (National Research Council, 1995; Fahrig, 2003; Marquet *et al.*, 2012).

La degradación experimentada a lo largo del tiempo por un humedal sujeto a tales perturbaciones puede ser evaluada mediante la aplicación de métricas de ecología del paisaje; indicadores cuantitativos de las propiedades espaciales de un ecosistema, que posibilitan derivar el estado de sus procesos e interacciones ecológicas asociadas. Estas métricas pueden ser aplicadas a tres niveles jerárquicos de organización espacial de los elementos que componen al ecosistema: (1) parche; unidad espacial homogénea respecto de un grupo de atributos ecológicos de interés, el cual sumado a otros del mismo tipo conforman una (2) clase, que junto a otras configuran un (3) mosaico; unidad espacial que configura la heterogeneidad del paisaje (Turner, 1989, 2005; Wang *et al.*, 2008; Echeverría *et al.*, 2014; McGarigal, 2014). En este punto cobra relevancia el uso de herramientas de geomática, que mediante el procesamiento de datos espaciales digitales; como aquellos capturados mediante técnicas de teledetección espacial, conforma una alternativa costo-eficiente para el mapeo, caracterización y monitoreo de tales elementos dentro de ventanas temporales de interés (Guo *et al.*, 2017; Mahdavi *et al.*, 2018).

En efecto, mediante la interpretación/clasificación de imágenes satelitales históricas y su apoyo con capas temáticas vectoriales, es posible detectar y evaluar el cambio temporal de las coberturas/ usos de suelo que conforman a un humedal. En el contexto de la ecología del paisaje, estas unidades corresponden a clases, cuya fragmentación y pérdida de conectividad y compacidad puede ser mensurada mediante métricas de paisaje, que últimamente permitirán inferir la magnitud de la degradación del ecosistema en un período dado

(Fahrig, 2003; Song *et al.*, 2012; Echeverría *et al.*, 2014; Orimoloye *et al.*, 2019). La creciente disponibilidad de imágenes satelitales de alta resolución espacial adquiridas con una relativamente alta frecuencia temporal en intervalos de tiempo regulares ha permitido ampliar el uso de métricas de paisaje a humedales relativamente pequeños y sobre los cuales existe escasa o nula información cartográfica histórica, contribuyendo a ampliar y precisar la aplicabilidad de las métricas de paisaje (López *et al.*, 2013; López y Frohn, 2019).

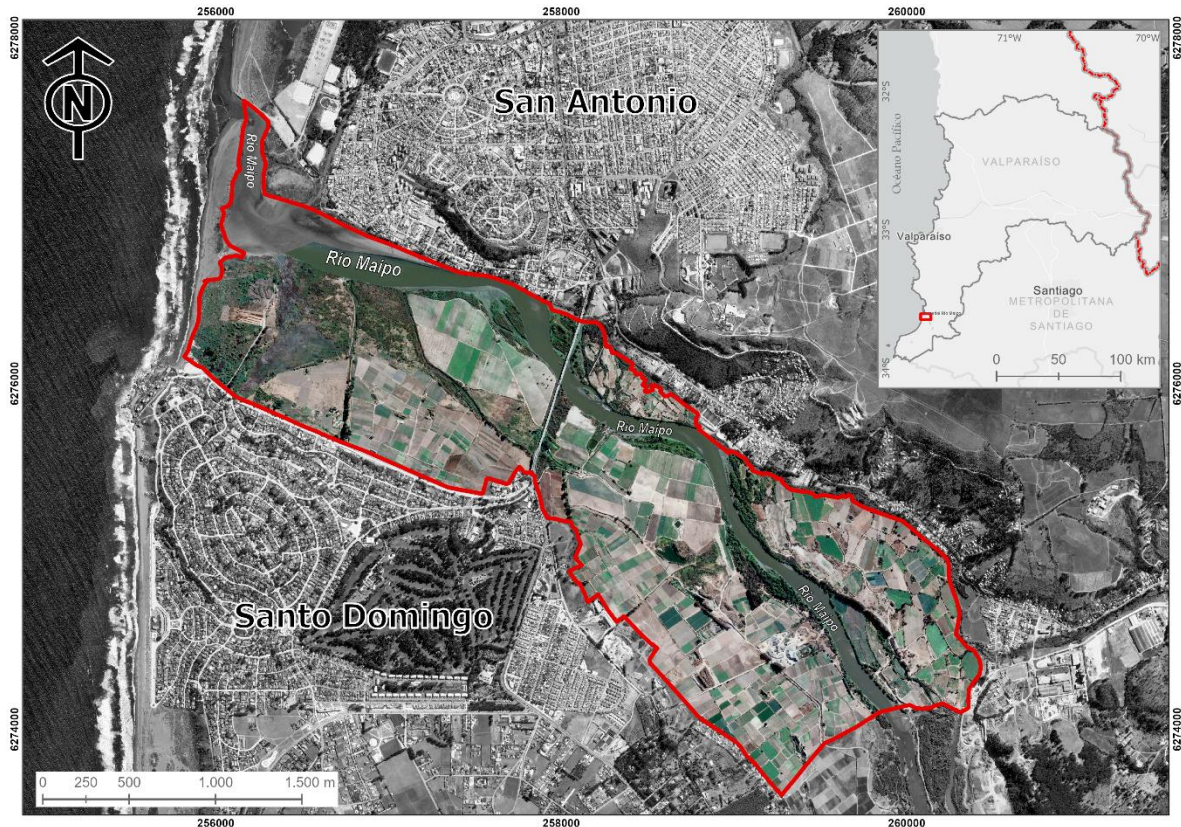
El presente estudio evalúa los cambios experimentados en las últimas décadas por las principales clases de cobertura vegetal que dan forma al paisaje del humedal Río Maipo, ubicado en el borde costero de la Región de Valparaíso, en Chile central, el que, por su cercanía a centros poblados, se ha visto presionado por la ocupación de sus suelos para fines urbanos y agrícolas, sirviendo además, de vertedero clandestino de basuras y escombros. Esta situación se torna crítica, toda vez que el ecosistema en cuestión es hábitat de un significativo número de especies de aves (residentes y migratorias), varias de estas amenazadas según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), así como anfibios, reptiles y flora de carácter endémica (CIREN, 2013a; Parque Humedal Río Maipo, 2022). Mas aún, el estuario que forma parte de este ecosistema se encuentra amenazado por los proyectos de expansión de las instalaciones del Puerto de San Antonio, principal puerto de Chile, colindante con la ribera norte del humedal, afectando con ello la anidación de aves migratorias a nivel continental (Montoya, 2021; Velásquez, 2023). Para acometer el objetivo mencionado, fue aplicada sobre el área de estudio una selección de métricas de paisaje sobre sus principales coberturas vegetales, mapeadas en los años 2006 y 2020, a partir de catastros oficiales y su contrastación con observaciones de campo. Se espera que el trabajo contribuya a dimensionar los efectos ocasionados por las perturbaciones recientes del humedal, mediante el aporte de datos cuantitativos relacionados con los cambios temporales de su ecosistema, facilitando y orientando subsecuentes acciones para su monitoreo, manejo, conservación y restauración.

## 2. Materiales, datos y métodos

### 2.1. Área de estudio

El humedal Río Maipo (33° 37' 24" S - 71° 37' 38" O), se localiza en la desembocadura del río homónimo en el Océano Pacífico, abarcando las comunas de Santo Domingo y San Antonio, pertenecientes a la Región de Valparaíso, Chile central (Figura 1). De acuerdo a la clasificación de Köppen, este se inserta en un clima mediterráneo templado cálido, con lluvias invernales e influencia costera de gran nubosidad, alcanzando precipitaciones de 434 mm al año y una temperatura media anual de 12,9 °C.

El humedal presenta distintos rasgos geográficos como: meandros, lagunas estacionales y bancos de arena, que dan origen a pajonales, matorrales y dunas. En este se intersectan dos corredores ecológicos importantes: uno Andino-costero en dirección Este-Oeste, y otro costero en dirección Norte-Sur; que favorece la migración de aves. El área de estudio concentra alrededor de 180 especies de aves; correspondiente al 34 % de la variabilidad de especies de avifauna nacional, destacando la Becacina pintada (*Nycticryphes semicollaris* Wetmore y Peters, 1923), el Playero ártico (*Calidris canutus* Linnaeus, 1758), la Gaviota garuma (*Leucophaeus modestus* Tschudi, 1843) y el Chorlo nevado (*Charadrius nivosus* Cassin, 1858). Asimismo, concentra el 40 % de flora endémica de la Región; dominada mayoritariamente por especies arbustivas de género *Baccharis*, en especial Romerillo (*Baccharis linearis* (Ruiz y Pav.) Pers.), además de Maitén (*Maytenus boaria* (Molina 1782)), Flor de Pato (*Azolla filiculoides* Lam. (R.Br.)) y Totoro (*Schoenoplectus californicus* (Kunth) T.Koyama) (Parque Humedal Río Maipo, 2022).



**Figura 1. Ubicación general del humedal Río Maipo y su delimitación a partir de la interpretación visual de una imagen satelital de 2020 disponible en Google Earth®.**

En 2002, la Municipalidad de Santo Domingo creó el Parque Humedal Río Maipo (0,6 km<sup>2</sup>), con la finalidad de resguardar la biodiversidad de este ecosistema. En 2014, la gestión de esta recibió apoyo de la ONG (Organización No Gubernamental) “Fundación Cosmos”, a partir de lo cual se conformó un cuerpo permanente de guardaparques y se construyó infraestructura básica. En 2018, el parque pasó a ser totalmente administrado por dicha ONG, para a principios de 2020, ser nombrado Santuario de la Naturaleza por el Ministerio de Medio Ambiente de Chile (2020a), hecho que consolidó al humedal como un sitio de conservación. A pesar de estos esfuerzos, y como fuera referido en la introducción de este artículo, en las últimas décadas el humedal ha experimentado una importante presión antrópica sobre sus suelos, evidenciable en los Catastros de Uso de Suelo y Vegetación que han sido confeccionados por las autoridades gubernamentales competentes, que consignan una importante presencia de cultivos de frutales y hortalizas en el período de interés (CONAF 2001, CIREN 2013b).

## 2.2. Selección y preparación de imágenes satelitales

Se descargaron desde Google Earth® dos imágenes satelitales ópticas de 1 m de resolución espacial, adquiridas en enero de 2006 y abril 2020. Estas fueron espacialmente remuestreadas y corregistradas en el software ENVI® (*ENvironment for Visualizing Images*), versión 5.3 (Exelis Visual Information Solutions Inc., Broomfield, EE.UU.), empleando el método de vecino más cercano, con un error cuadrático medio inferior a medio píxel bajo el sistema de proyección UTM (Universal Transversal de Mercator), datum WGS-84 (*World Geodetic System 1984*), zona 19 sur.

### 2.3. Delimitación de coberturas vegetales

Las principales coberturas vegetales del humedal fueron provistas por el Catastro de Uso de Suelo y Vegetación de 2001 (CONAF, 2001), disponible en línea desde el portal del Sistema de Información Territorial de la Corporación Nacional Forestal de Chile (<https://sit.conaf.cl>) y el Catastro de Uso de Suelo y Vegetación de 2013 (CIREN, 2013b), disponible en línea desde el portal de Infraestructura de Datos Espaciales del Ministerio de Bienes Nacionales de Chile (<https://www.ide.cl/>). Debido a que estos catastros son realizados a una escala cartográfica relativamente pequeña (1: 50.000), sus límites vectoriales fueron verificados y precisados sobre cada imagen mediante interpretación visual, contrastándolos en caso de así requerirse, con observaciones de campo efectuadas en el verano de 2021. Las clases empleadas y su definición son presentadas en la Tabla 1.

**Tabla 1. Clases de cobertura vegetal del humedal empleadas.**

Fuente. CIREN (2013a)

Clase	Descripción
Cultivo agrícola	Suelos ocupados por cultivos con riego artificial de frutales y hortalizas.
Pradera	Vegetación dominada por herbáceas, de baja altura. En el área se destacan <i>Baccharis linearis</i> , <i>Schinus latifolius</i> , <i>Muehlenbeckia hastulata</i> y <i>Trevoa trinervis</i> .
Matorral arborescente	Asociación vegetal dominada por arbustos con un follaje denso de gran cobertura, principalmente compuesta de <i>Baccharis concava</i> , <i>Schinus latifolius</i> , <i>Muehlenbeckia hastulata</i> y <i>Trevoa trinervis</i> .
Matorral abierto	Asociación arbórea con un follaje abierto de menor cobertura y densidad, principalmente compuesta de <i>Baccharis linearis</i> , <i>Ambrossia Chamissonis</i> , <i>Muehlenbeckia hastulata</i> y <i>Trevoa trinervis</i> .
Bosque nativo	Vegetación arborescente compuesta de especies endémicas como <i>Maytenus boaria</i> , <i>Peumus boldus</i> , <i>Schinus latifolius</i> , <i>Flourenzia thurifera</i> , entre otras.
Pajonal	Vegetación herbácea de ambiente acuático salino, asociadas a humedales, principalmente compuesta de <i>Scirpus californicus</i> , <i>Hidrocotyle ranunculoides</i> y <i>Scirpus nodosus</i> .
Suelo desnudo	Suelo desprovisto de vegetación nativa o plantada.

### 2.4. Cálculo de métricas de paisaje

Como se mencionó anteriormente, las métricas de ecología del paisaje pueden aplicarse a tres niveles de elementos de un ecosistema: parche, clase y mosaico, dependiendo de la finalidad del estudio. En este estudio fue empleado el nivel de clase, a fin de abordar de manera agregada el cambio temporal experimentado por los parches que componen las principales coberturas vegetales del humedal, empleando para tal fin estadísticos agregados referidos a sus propiedades de composición (*i.e.*, variación y abundancia de parches en la clase) y configuración (*i.e.*, características de forma y arreglo espacial de los parches en la clase). De este modo, sobre cada clase de cobertura vegetal se aplicaron siete métricas elementales para describir tales propiedades, cuyas definiciones son presentadas en la Tabla 2 (Badii y Landeros, 2007; McGarigal, 2014; 2015).

**Tabla 2. Métricas de paisaje aplicadas sobre las clases de cobertura vegetal del humedal.**  
Fuente. McGarigal (2014; 2015).

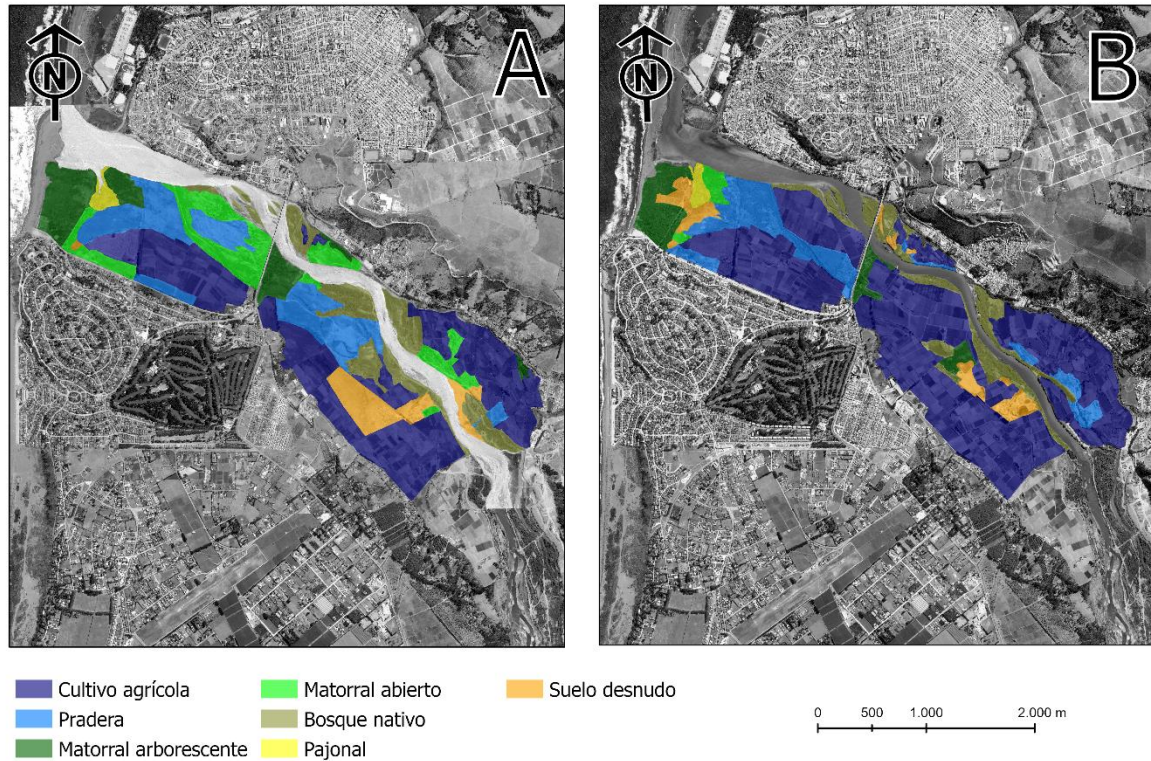
Métrica		Definición
Nombre	Categoría	
Área total absoluta	Composición	Suma absoluta de las áreas de todos los parches de una misma clase.
Área total porcentual	Composición	Suma porcentual de las áreas de todos los parches de una misma clase.
Área promedio	Configuración	Área promedio de los parches de una clase.
Radio de giro	Configuración	Distancia promedio del parche de una clase con respecto a su respectivo centroide.
Índice de forma	Configuración	División normalizada entre el perímetro de un parche de una clase y su área, comparada con una forma euclidiana estándar del mismo tamaño que el parche.
Índice de área núcleo	Configuración	Porcentaje del parche de una clase que corresponde a su núcleo.
Índice de proximidad	Configuración	Suma del tamaño de cada parche de una clase, entre aquellos cuyos bordes están dentro el radio focal del parche, dividido por el cuadrado de su distancia desde el parche focal.

Las métricas fueron calculadas mediante el *software* Fragstats® versión 4.2 (Oregon State University, Corvallis, EE.UU.), que emplea las coberturas de interés en formato ráster como *input*. Posteriormente, para cada métrica fue calculada su diferencia promedio tanto absoluta ( $\Delta_x$ ) como relativa ( $\Delta\%$ ) entre imágenes, obteniendo así su magnitud relativa de cambio para el período de interés.

### 3. Resultados

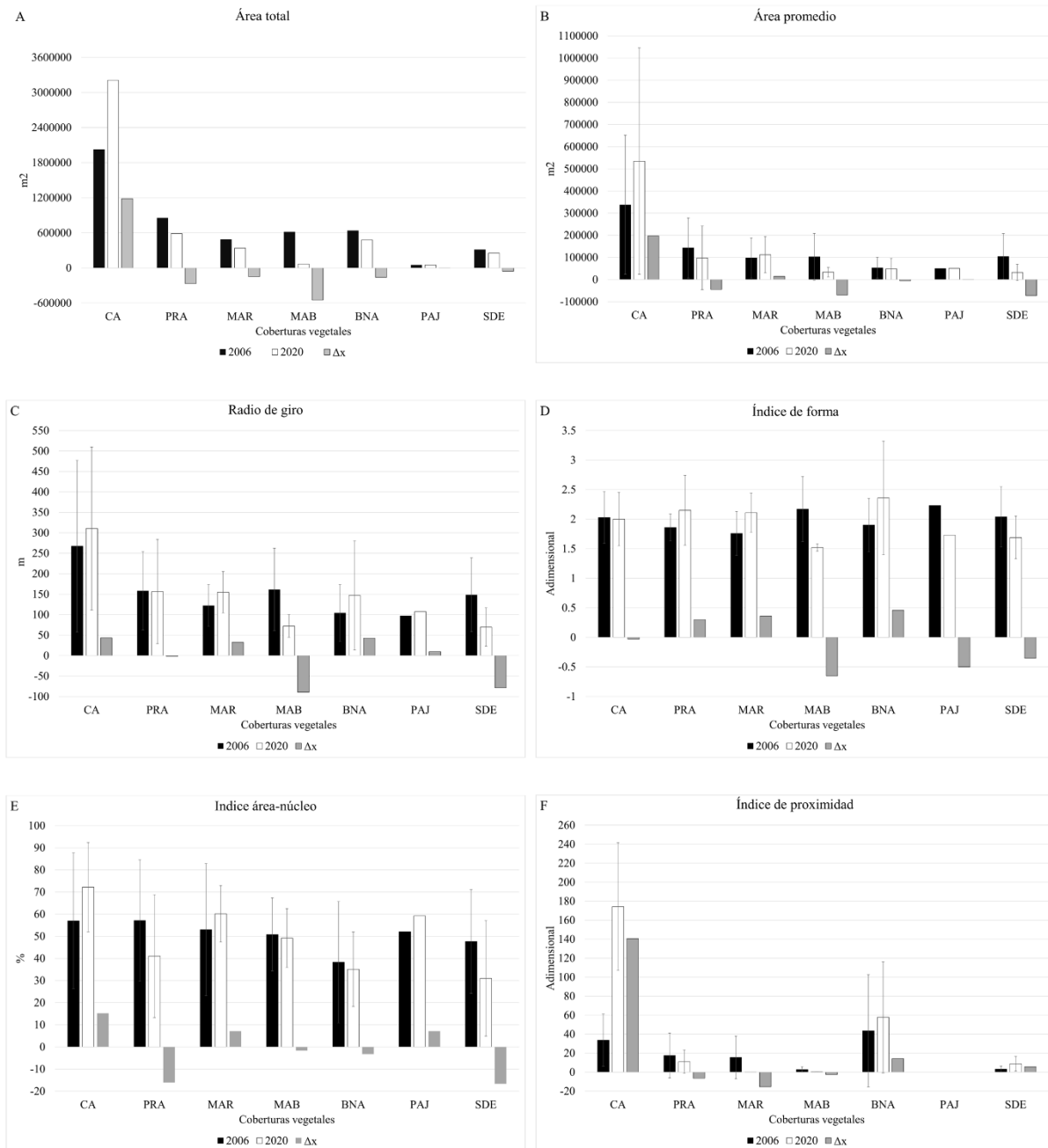
La Figura 2 muestra las clases de cobertura vegetal del humedal interpretadas en las imágenes satelitales de 2006 (A) y 2020 (B), pudiendo evidenciarse la alta presencia y expansión de cultivos agrícolas en el período de interés.





**Figura 2. Coberturas vegetales del humedal Río Maipo en 2006 (A) y 2020 (B).**

En efecto, de acuerdo a la Tabla 3 y Figura 3A, dicha cobertura pasó de cubrir un área total de 40,62 % en 2006, a 64 % en 2020. En tanto, a excepción del pajonal, cuya presencia en el humedal es muy baja ( $\sim 1$  %), todas las coberturas restantes experimentaron decrecimientos de área en el período de interés, destacando particularmente la de matorral abierto (-89,22 %).



**Figura 3. Promedio y desviación estándar de las métricas de paisaje aplicadas sobre las coberturas vegetales del humedal Río Maipo (CA: cultivo agrícola; PRA: pradera; MAR: matorral arborescente; MAB: matorral abierto; BNA: bosque nativo; PAJ: pajonal; SDE: suelo desnudo) en cada año de interés (2006 y 2020) y su diferencia temporal ( $\Delta_x$ ).**



**Tabla 3. Área total de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Área total					
	2006		2020		2020-2006	
	m <sup>2</sup>	%	m <sup>2</sup>	%	$\Delta_x$	$\Delta_{\%}$
Cultivo agrícola	2 024 211	40,62	3 208 414	64,38	1 184 203	58,5
Pradera	855 052	17,16	587 490	11,79	-267 562	-31,29
Matorral arborescente	487 700	9,79	337 004	6,76	-150 696	-30,9
Matorral abierto	616 150	12,36	66 426	1,33	-549 724	-89,22
Bosque nativo	638 678	12,82	478 123	9,59	-160 555	-25,14
Pajonal	49 909	1,00	50 358	1,01	449	0,91
Suelo desnudo	311 844	6,26	255 662	5,13	-56 182	-18,02

Por otro lado, según la Tabla 4 y Figura 3B, la cobertura cultivo agrícola es la que alcanzó el mayor tamaño promedio de sus parches en el período de interés, aumentando en 58,5 %. Dicho tamaño promedio también aumentó, aunque en menor magnitud y a pesar de su decremento en área total (Tabla 3), en matorral arborescente (15,17 %), manteniéndose prácticamente invariable en pajonal (0,91 %) y disminuyendo en las coberturas restantes, en especial aquellas de suelo desnudo (-69,14 %) y matorral abierto (-67,66 %), que también experimentaron un descenso en su área total (Tabla 3).

**Tabla 4. Estadísticos descriptivos de área promedio de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Área promedio (m <sup>2</sup> )					
	2006		2020		2020-2016	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\Delta_x$	$\Delta_{\%}$
Cultivo agrícola	337 369	313 579	534 736	511 160	197 367	58,5
Pradera	142 509	135 311	97 915	143 294	-44 594	-31,29
Matorral arborescente	97 540	90 010	112 335	81 675	14 795	15,17
Matorral abierto	102 692	105 494	33 213	21 284	-69 479	-67,66
Bosque nativo	53 223	47 104	47 813	47 557	-5 410	-10,16
Pajonal	49 903	-	50 358	-	455	0,91
Suelo desnudo	103 948	103 383	32 083	36 705	-71 865	-69,14

Complementariamente al aumento en área total y promedio de los parches, el radio de giro de la cobertura cultivo agrícola aumentó en 16,22 % entre ambas fechas (Tabla 5 y Figura 3C), lo que sugiere un incremento geoméricamente homogéneo de sus parches. En el caso de bosque nativo y matorral arborescente en tanto, sus aumentos en el radio de giro dentro del período de interés (40,97 % y 26,53 %, respectivamente) se vincularon más bien al descenso en el área total de sus parches (Tabla 3), propiciando la constricción de estos en formas más elongadas, confinadas particularmente a franjas riparianas. Por último, las coberturas de matorral abierto y suelo desnudo presentaron un descenso en dicha métrica dentro del período de interés (-55,42 % y -53,09 %, respectivamente, Tabla 5), aparejado a la drástica reducción del área promedio de sus parches (Tabla 4).

**Tabla 5. Estadísticos descriptivos del radio de giro de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Radio de giro (m)					
	2006		2020		2020-2006	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\Delta_x$	$\Delta\%$
Cultivo agrícola	267,28	209,56	310,63	199,05	43,35	16,22
Pradera	158,27	95,51	156,43	127,08	-1,84	-1,16
Matorral arborescente	122,34	51,19	154,80	50,39	32,45	26,53
Matorral abierto	161,70	100,53	72,09	27,63	-89,61	-55,42
Bosque nativo	104,12	68,92	146,78	133,15	42,66	40,97
Pajonal	97,48	-	107,39	-	9,91	10,17
Suelo desnudo	148,58	90,18	69,70	46,83	-78,88	-53,09

La Tabla 6 y Figura 3D permiten apreciar que todas las coberturas de interés promedian contornos de parches más bien irregulares en ambas fechas ( $\bar{x} > 1$ ). Los contornos de los parches de cultivo agrícola se mantuvieron prácticamente invariables en el período de interés (-1,56 %), a pesar de haber incrementado el área total y promedio de sus parches (Tablas 3 y 4). Por su parte, los contornos de los parches de las coberturas de matorral abierto, bosque nativo, y pradera (Tabla 6), incrementaron la irregularidad de sus bordes en el período de interés (29,83; 24,24 y 15,98 %, respectivamente) asociado a la reducción del área promedio de sus parches (Tabla 4), mientras que en pradera el incremento de tal irregularidad se vincula a la disminución del área total experimentada por sus parches (Tabla 3). Finalmente, las coberturas de pajonal y suelo desnudo aumentaron la irregularidad de sus bordes en el período de interés, cuyas área total y promedio de sus parches se redujeron (Tablas 3 y 4).

**Tabla 6. Estadísticos descriptivos del índice de forma de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Índice de forma					
	2006		2020		2020-2006	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\Delta_x$	$\Delta\%$
Cultivo agrícola	2,03	0,44	2,00	0,45	-0,03	-1,56
Pradera	1,86	0,23	2,15	0,59	0,30	15,98
Matorral arborescente	1,76	0,37	2,11	0,33	0,36	20,27
Matorral abierto	2,17	0,55	1,52	0,06	-0,65	29,83
Bosque nativo	1,90	0,45	2,36	0,96	0,46	24,24
Pajonal	2,23	-	1,73	-	-0,5	-22,61
Suelo desnudo	2,04	0,51	1,69	0,36	-0,35	-17,04

La Tabla 7 y Figura 3E evidencian que las coberturas de suelo agrícola, pajonal y matorral arborescente, experimentaron un incremento en el porcentaje de su área de núcleo en el período de interés (26,67 %; 13,7 % y 13,47 %, respectivamente), aparejado al aumento del tamaño promedio de sus parches (Tabla 3), incluso si ello implicó una pérdida en la regularidad de sus bordes, como en el caso de las coberturas de cultivo agrícola y pajonal (Tabla 6). Las coberturas restantes sufrieron una constricción en su área de núcleo (Tabla 7), especialmente aquellas de suelo desnudo y pradera (-34,96 % y -28,14 %, respectivamente), cuyas área total y promedio de sus parches se redujeron (Tablas 3 y 4).

**Tabla 7. Estadísticos descriptivos del índice de área núcleo de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Índice área-núcleo (%)					
	2006		2020		2006-2020	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\Delta_x$	$\Delta\%$
Cultivo agrícola	56,98	30,70	72,18	20,16	15,2	26,67
Pradera	57,11	27,39	41,04	27,76	-16,07	-28,14
Matorral arborescente	53,00	29,84	60,14	12,76	7,14	13,47
Matorral abierto	50,83	16,47	49,17	13,30	-1,67	-3,28
Bosque nativo	38,30	27,46	35,09	16,87	-3,20	-8,37
Pajonal	52,05	-	59,18	-	7,13	13,7
Suelo desnudo	47,65	23,45	30,99	26,06	-16,66	-34,96

Finalmente, el aumento en área total y promedio de los parches de cultivo agrícola en el período de interés (Tablas 3 y 4), se vincula a un fuerte incremento en la proximidad de parches de esa cobertura (416,92 %, Tabla 8 y Figura 3F). En las coberturas de suelo desnudo y bosque nativo en tanto, tal aumento en la proximidad de sus parches se asocia más bien a un incremento en la concentración espacial de estos dentro del período, producto de la reducción en el área total y promedio de los parches de ambas (Tablas 3 y 4). Lo contrario se observa en las coberturas de matorral arborescente, matorral abierto y pradera, es decir, su reducción en área total y tamaño promedio de sus parches se asocian a una disminución en sus índices de proximidad (-99,61; -90,37 y -37,11 %, respectivamente, Tabla 8).

**Tabla 8. Estadísticos descriptivos del índice de proximidad de las coberturas vegetales de interés en 2006 y 2020, y su diferencia temporal.**

Clase de cobertura	Índice de proximidad					
	2006		2020		2020-2006	
	$\bar{x}$	$\sigma$	$\bar{x}$	$\sigma$	$\Delta_x$	$\Delta\%$
Cultivo agrícola	33,71	27,48	174,25	67,19	140,54	416,92
Pradera	17,44	23,55	10,97	12,29	-6,47	-37,11
Matorral arborescente	15,50	22,41	0,06	0,04	-15,44	-99,61
Matorral abierto	2,71	2,90	0,26	0,17	-2,45	-90,37
Bosque nativo	43,53	59,23	57,76	58,53	14,23	32,69
Pajonal	0	-	0	-	0	0
Suelo desnudo	3,14	3,24	8,80	7,69	5,66	180,44

#### 4. Discusión y conclusiones

Este estudio aplicó un conjunto de métricas de paisaje referidas a la composición y configuración de las principales clases de cobertura vegetal que componen al humedal Río Maipo, situado en la costa de Chile central, a fin de evaluar los cambios recientes experimentados por su ecosistema producto de la presión antrópica ejercida sobre sus suelos. Los resultados evidencian la marcada prevalencia de los cultivos agrícolas en el período de interés, caracterizados por el avance continuo y regular de sus parches a expensas principalmente, de constreñir la vegetación nativa preexistente. El matorral arborescente quedó reducido a

una menor cantidad de parches; de mayor tamaño y por lo tanto con mayor área de núcleo, mucho más distantes entre sí y con bordes más irregulares. El distanciamiento de parches también incrementó en el caso del matorral abierto, los que además de contraer su tamaño incrementaron la irregularidad de sus bordes. Por último, el bosque nativo quedó relegado a parches más estrechos; correspondientes a franjas riparianas, con bordes más irregulares, que redujeron consecuentemente, su área de núcleo.

A pesar de los esfuerzos encausados desde principios de 2000 por autoridades y actores competentes para proteger el humedal, el presente trabajo devela que a la fecha se han producido cambios significativos en la estructura paisajística de su ecosistema. En efecto, al contrastar los resultados aquí obtenidos con otros afines referidos en la literatura científica (*e.g.*, Song *et al.*, 2012; Zorrilla-Miras *et al.*, 2014; Assefa *et al.*, 2021), se desprende que la magnitud de tales cambios debería expresarse en la degradación del humedal a través de la pérdida de hábitats y de biodiversidad, alteración de aguas y suelos, propagación de especies invasoras y drenado de aguas superficiales y subterráneas, entre otros efectos. Sin embargo, dada la inexistencia de antecedentes científicos publicados que permitan componer la sucesión ecológica reciente de dicho ecosistema, o que orienten sobre la ocurrencia y alcance de alguno de los hipotéticos impactos previamente mencionados, resulta especulativo aproximar interpretaciones ecológicas más precisas a los resultados arrojados por las métricas de paisaje aquí empleadas. No obstante, el mérito del presente estudio estriba precisamente en avanzar hacia la provisión de datos cuantitativos del área de estudio que faciliten a las comunidades científicas y gubernamentales la consecución de futuras investigaciones destinadas a complementar y profundizar los hallazgos aquí expuestos. En esa línea, se torna perentorio el levantamiento de datos de campo que permitan vincular los resultados de estas métricas y otras más complejas que requieren de ajustes empíricos, con procesos/interacciones ecológicas y funciones ecosistémicas específicas del humedal (Urban *et al.*, 1987; Wang *et al.*, 2008; McGarigal, 2014). Esto posibilitaría indagar la ligazón del cambio paisajístico del humedal aquí referido con sus escalas de parche y mosaico, precisando los efectos puntuales y acumulativos de la presión antrópica a que ha sido sujeto.

Con respecto a la merma experimentada por la vegetación nativa del humedal durante el período de interés, destaca la presencia de coberturas que, junto con haber decrecido en área, incrementaron el distanciamiento de sus parches; cuyos bordes se tornaron más irregulares. Esta conjugación de medidas sugiere una potencial degradación de hábitats por constricción y aislamiento, cuya magnitud puede ser medida mediante tasas de crecimiento poblacional, éxito en reproducción y crianza, dispersión, predación y extinción local, además de longitud de cadenas tróficas y presencia de especies especialistas y de gran tamaño. Tales indicadores podrían ser derivados mediante la medición de variables ecológicas como abundancia, distribución y riqueza de especies sobre parches vegetacionales de similar estructura y composición pertenecientes a ecosistemas equivalentes, de manera tal de escalar su magnitud a la realidad de las coberturas del humedal implicadas (Fahrig, 2003; Guadagnin y Maltchik, 2007).

Por otra parte, merece la atención ahondar en las implicancias que comporta la merma y estrechamiento observado en los parches que conforman la vegetación boscosa del humedal; distribuidas a lo largo de la ribera del río que lo recorre. En efecto, tratándose de una cobertura que alberga una densidad relativamente alta de biomasa, que da forma precisamente a la franja ripariana del río en cuestión, se instalan interrogantes relativas a los impactos ecológicos derivados de su alteración en abundancia y forma. Como es sabido, la vegetación ripariana es sostenedora por excelencia de biodiversidad, en tanto cumple los roles de hábitat y nicho para numerosas especies de macro- y micro- fauna/flora. Al ser esta de tipo arbórea, presenta una altura de dosel mayor, que contribuye a moderar la temperatura del agua mediante el bloqueo de radiación solar y la consecuente proyección de sombra a la rivera. Este aspecto juega un rol relevante en preservar la homeostasis de un humedal, en tanto incrementos en la temperatura de sus aguas pueden conllevar no sólo al deterioro y pérdida de hábitats, sino también a la colonización de especies más tolerantes a este cambio, pudiendo propiciar además la eutrofización del río (Lozano-Peña *et al.*, 2018). Además, la deforestación de esta franja puede minar la provisión de servicios ecosistémicos provistos por el humedal, como control de caudales extremos y retención de escorrentías, reducción de la erosión ribereña y regulación del ciclo de nutrientes; que cuenta con aportes provenientes de los suelos agrícolas predominantes (Engle, 2011; Taddeo y Dronova, 2019; Krina *et al.*, 2020). Cabe señalar también, que la preservación de la franja ripariana del

humedal y de su vegetación nativa en general, se ve adicionalmente amenazada por la prolongada mega-sequía que afecta a Chile central desde 2010 aproximadamente, la que ha aminorado el caudal de ríos exutorios de sus macrocuencas, como el Maipo, afectando consecuentemente la irrigación de sus suelos y mantención de su vegetación (Fuentealba *et al.* 2021). De mantenerse esta tendencia climática, resultaría necesario dimensionar cuanto estarían incidiendo en la fragmentación y constricción de la vegetación nativa del humedal aquí consignada.

La reciente promulgación por parte del Gobierno de Chile de la Ley N° 21.202 de Humedales Urbanos (Ministerio del Medio Ambiente 2020b), busca proteger aquellos humedales que se encuentren total o parcialmente dentro de un radio urbano, dotando a las entidades gubernamentales de nuevas herramientas que permitan incluirlos como “áreas de protección de valor natural” en los instrumentos de planificación territorial del país. En este contexto, se torna indispensable contar con estudios que avancen hacia la cuantificación de las propiedades ecológicas de esos humedales, siendo el uso combinado de imágenes satelitales de alta resolución espacial y datos vectoriales de usos/coberturas de suelo, una aproximación metodológica que posibilita componer con relativa simpleza y certeza la trayectoria y magnitud de cambio temporal reciente de un humedal, contribuyendo a la planificación y gestión sustentable de dichos ecosistemas, como lo propugna dicha ley.

### Referencias bibliográficas

Assefa, W., Eneyew, B., Wondie, A. (2021). The impacts of land-use and land-cover change on wetland ecosystem service values in peri-urban and urban area of Bahir Dar City, Upper Blue Nile Basin, Northwestern Ethiopia, *Ecological Processes*, 10, 39.

Badii, M. H., Landeros, J. (2007). Cuantificación de la fragmentación del paisaje y su relación con sustentabilidad, *Daena: International Journal of Good Conscience*, 2(1): 26-38.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales) (2013a). *Informe técnico final: proyecto monitoreo de cambios, corrección cartográfica y actualización del catastro de bosque nativo en las Regiones de Valparaíso, Metropolitana y Libertador Bernardo O’Higgins*. Santiago, Sistema de Información Territorial (SIT) de CONAF. [Consulta: 11-10-2021]. <https://sit.conaf.cl/>

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales) (2013b). *Monitoreo y actualización catastro de uso del suelo y vegetación, Quinta Región*. Santiago, IDE Chile. [Consulta: 11-10-2021]. <https://www.ide.cl/>

CONAF (Corporación Nacional Forestal) (2001). *Catastro de uso del Suelo y vegetación. Monitoreo y actualización en la V Región de Valparaíso*. Santiago, Sistema de Información Territorial (SIT) de CONAF. [Consulta: 11-10-2021]. <https://sit.conaf.cl/>

Echeverría, C., Bolados, G., Rodríguez, J., Aguayo, M., Premoli, A. (2014). Ecología de paisajes forestales”, en Donoso, C., González, M. E., Lara, A. (Eds.): *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Osorno, Editorial Universidad de Los Lagos, pp. 471- 486.

Engle, V. D. (2011). “Estimating the provision of ecosystem services by Gulf of Mexico coastal wetlands”, *Wetlands*, 31: 179-193.

Estades, C. F., Vukasovic, M. A., Aguirre, J. (2012). Aves en los humedales costeros de Chile”, en Fariña, J., Camaño, A. (Eds.): *Humedales costeros de Chile: aportes científicos a su gestión sustentable*. Santiago, Ediciones UC, pp. 67–100.

Fahrig, L. (2003). “Effects of habitat fragmentation on biodiversity”, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 34: 487-515.

Guo, M., Li, J., Sheng, C., Xu, J., Wu, L. (2017). “A review of wetland remote sensing”, *Sensors*, 17(4): 777.



- Fuentealba, M., Bahamóndez, C., Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Latorre, C. (2021). “The 2010–2020 'megadrought' drives reduction in lake surface area in the Andes of central Chile (32° - 36°S)”, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 38: 100952.
- Guadagnin D., Maltchik, L. (2007). “Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments”, *Biodiversity and conservation*, 16: 1231–1244.
- Krina, A., Xystrakis, F., Karantininis, K. y Koutsias N. (2020). “Monitoring and projecting land use/land cover changes of eleven large deltaic areas in Greece from 1945 onwards”, *Remote Sensing*, 12, 1241.
- López, R., Frohn, R. (2019). *Remote Sensing for landscape ecology: new metric indicators*. Boca Raton, CRC Press.
- López, R. D, Lyon, J. G., Lyon, L. K., López, D. K. (2013). *Wetland landscape characterization: practical tools, methods, and approaches for landscape ecology*. Boca Raton, CRC Press.
- Lozano-Peña, S., Vásquez-Moscoso, C. A., Rivera-Rondon, C. A., Zapata, A. M., Ortiz-Moreno, M. I. (2019). “Efecto de la vegetación riparia sobre el fitoperifiton de humedales en la orinoquía colombiana”, *Acta Biológica Colombiana*, 24(1): 67-85.
- Mahdavi, S., Salehi, B., Granger, J., Amani, M., Brisco, B., Huang, W. (2018). “Remote sensing for wetland classification: a comprehensive review”, *GIScience & Remote Sensing*, 55(5): 623-658.
- Marquet, P., Abades, S., Barría, I. (2012). “Distribución y conservación de humedales costeros: una perspectiva geográfica”, en Fariña, J., Camaño, A. (Eds.): *Humedales costeros de Chile: aportes científicos a su gestión sustentable*. Santiago, Ediciones UC, pp. 1-20.
- McGarigal, K. (2014). “Landscape pattern metrics”, en Balakrishnan, N., Colton, T., Everitt, B., Piegorisch, W., Ruggeri, F., Teugels, J. L. (Eds.): *Wiley StatsRef: statistics reference online*. Nueva York, John Wiley & Sons., pp. 1-13.
- McGarigal, K. (2015). *Fragstats help (4.2)*. Vancouver, The University of British Columbia. [Consulta: 11-10-2021]. <https://ibis.geog.ubc.ca/courses/geob479/labs/fragstats.help.4.pdf>
- Ministerio de Medio Ambiente (2020a). *Santuario de la Naturaleza Humedal Río Maipo se oficializa con publicación en el Diario Oficial*. Santiago, Ministerio de Medio Ambiente [Consulta: 11-10-2021]. <https://mma.gob.cl/santuario-de-la-naturaleza-humedal-rio-maipo-se-oficializa-con-publicacion-en-el-diario-oficial/>
- Ministerio de Medio Ambiente (2020b). *Ley de Humedales Urbanos 21.202 y su reglamento*. Santiago, Ministerio del Ambiente. [Consulta: 11-10-2021]. <https://humedaleschile.mma.gob.cl/humedales-urbanos/>
- Montoya, B. (2021). *Chile: Santuario de la Naturaleza Humedal Río Maipo en alerta por ampliación del puerto de San Antonio*. Menio Park, Mongabay. [Consulta: 16-07-2022]. <https://es.mongabay.com/2021/08/chile-humedal-rio-maipo-alerta-puerto-de-san-antonio/>
- National Research Council (1995). *Wetlands: characteristics and boundaries*. Washington, DC, The National Academic Press.
- Orimoloye, I. R., Mazinyo, S. P., Kalumba, A. M., Nel, W., Adigun, A. I., Ololade, O. O. (2019). “Wetland shift monitoring using remote sensing and GIS techniques: landscape dynamics and its implications on Isimangaliso Wetland Park, South Africa”, *Earth Science Informatics*, 12: 553–563.
- Parque Humedal Río Maipo (2022). *Los desafíos de la Fundación Cosmos para preservar el humedal del río Maipo*. Santiago, Fundación Cosmos. [Consulta: 16-07-2022]. <https://humedalriomaipo.cl/noticia/los-desafios-de-la-fundacion-cosmos-para-preservar-el-humedal-del-rio-maipo/>
- Ramsar (1971). *Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas*. París, Oficina de Normas Internacionales y Asuntos Legales de la UNESCO.

Song, K., Wang, Z., Li, L., Tedesco, L., Li, F., Jin, C., Du, J. (2012). “Wetlands shrinkage, fragmentation and their links to agriculture in the Mulenge Xingkai Plain, China”, *Journal of Environmental Management*, 111: 120-32.

Taddeo, S., Dronova, I. (2019). “Landscape metrics of post-restoration vegetation dynamics in wetland ecosystems”, *Landscape Ecology*, 35: 275–292.

Turner, M. G. (1989). “Landscape ecology: the effect of pattern on process”, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 20: 171-197.

Turner, M. G. (2005). *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Berlin, Springer Science & Business Media.

Urban, D. L., O'Neill, R. V., Shugart Jr, H. H. (1987). “Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns”, *BioScience*, 37(2): 119-127.

Velásquez, F. (2023). *Expansión del puerto de San Antonio pone en riesgo el estuario de la desembocadura del Río Maipo*. Santiago, Ediciones Interferencia SpA. [Consulta: 04-07-2023]. <https://interferencia.cl/articulos/expansion-del-puerto-de-san-antonio-pone-en-riesgo-el-estuario-de-la-desembocadura-del-rio>

Wang, Y., Hong, W., Wu, C., He, D., Lin, S., Fan, H. (2008). “Application of landscape ecology to the research on wetlands”, *Journal of Forestry Research*, 19(2):164–170.

Zorrilla-Miras, P., Palomo, I., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., Lomas, P. L., Montes, C. (2014). “Effects of land-use change on wetland ecosystem services: a case study in the Doñana marshes (SW Spain)”, *Landscape and Urban Planning*, 122: 160-174.

