

Distribución espacial de los pastos marinos y la vegetación acuática sumergida en los Petenes, Campeche[☆]

Spatial distribution of seagrasses and submerged aquatic vegetation of los Petenes, Campeche

Iliana Pérez Espinosa^{*a}, Margarita E. Gallegos Martínez^b, Rainer A. Ressler^c, Luis H. Valderrama Landeros^c, Gilberto Hernández Cárdenas^a

^aLaboratorio de Manejo de Recursos Naturales, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAM-I), San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, 09340, Ciudad de México, México

^bLaboratorio de Pastos Marinos, UAM-I, Ciudad de México, México

^cDirección General de Geomática, Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO), Av. Liga Periférico-Insurgentes Sur 4903, Parques del Pedregal, Tlalpan, 14010, Ciudad de México, México

Resumen

Los pastos marinos y la Vegetación Acuática Sumergida (VAS) proporcionan múltiples servicios ecológicos. Recientemente, han tenido especial atención por la capacidad de secuestrar carbono atmosférico y almacenarlo en sus raíces y rizomas en el suelo, hecho de relevancia para la mitigación del cambio climático. A la fecha, la cartografía sobre la extensión y composición florística de los pastos marinos y la VAS en México es escasa. En este contexto, el objetivo de esta investigación fue elaborar el mapa de la extensión y composición florística de los pastos marinos y la VAS, en la zona de la Reserva de las Biosfera de los Petenes (RBLP), Campeche. Dicho mapa representa la base para posteriores estudios que permitan promover el manejo, protección y conservación del área. La clasificación de la composición florística de la RBLP, se llevó a cabo utilizando percepción remota hidroacústica, mediante 38 transectos perpendiculares a la costa de hasta 21 km, y 10 transectos paralelos de hasta 60 km, elaborados del 2011 al 2017; además de una imagen satelital Sentinel 2A del 29 de marzo del 2017. Como resultado, se establecieron 5 clases de pastos marinos y VAS que ocupan 1,512 km² de superficie y corresponden al 83 % de la RBLP. La escala del mapeo de VAS es 1:100,000, la fiabilidad del 78 % y el coeficiente Kappa de 71 %. La metodología aplicada representa una exploración valiosa en la determinación de la distribución de pastos marinos y la VAS, en zonas someras del Golfo de México, consideradas difíciles de trabajar por la naturaleza de sus aguas, comparativamente más turbias que las del mar caribe.

Palabras clave: Pastos marinos; Vegetación acuática sumergida; macro algas; percepción remota; mapa de la distribución espacial; Reserva de la Biosfera Los Petenes

Abstract

Seagrasses and Submerged Aquatic Vegetation (SAV) provide multiple ecological services. They have gained special attention due to the ability to sequester significant amounts of atmospheric carbon in roots and rhizomes, making them relevant ecosystems for climate change mitigation. Despite of its importance, to date, the cartography on the extension and floristic composition of seagrasses and SAV in Mexico is very scarce. In this context, the objective of this research was to map the extension and floristic composition of seagrasses and SAV in the Biosphere Reserve of Los Petenes (BRLP), state of Campeche. The resulting map may serve as baseline information for further studies to promote the management, protection and conservation of the area. Between 2011 and 2017, 38 perpendicular to the coast transects and 10 parallel transects, up to 21 km and up to 60 km length, respectively, were sampled applying hydroacoustic remote sensing. In addition, a Sentinel 2A satellite image of March 29, 2017 was used in combination with hydroacoustic information to derive 5 main classes of seagrasses and SAV occupying 1,512 km², corresponding to 83% of the BRLP. The scale of the derived SAV map is 1:100,000, with overall map accuracy of 78% and Kappa coefficient of 71%. The methodology applied represents a valuable exploration in determining the distribution of seagrass and SAV in shallow areas of the Gulf of Mexico, considered difficult to survey, because of the nature of its waters, comparatively more turbid than those of the Caribbean Sea.

Keywords: Seagrasses; Submerged aquatic vegetation; macro algae; remote sensing; spatial distribution map; Biosphere Reserve of Los Petenes

1. Introducción

Los pastos marinos son un grupo único de plantas con flores que se han adaptado a pasar todo su ciclo de vida totalmente sumergidos, ya que han desarrollado adaptaciones morfológicas, fisiológicas y ecológicas únicas (Kuo y den Hartog, 2006). En las zonas tropicales, los pastos marinos desarrollan poblaciones mono específicas o mixtas (Spalding et al., 2003). Cuando las poblaciones que forman están mezcladas con otras especies de pastos marinos, así como con la flora de macro algas de la región, se les denomina Vegetación Acuática Sumergida o VAS (Thayer et al., 1984; Zhu et al., 2007). Estas poblaciones comparten o disputan el espacio en donde se desarrollan y suelen tener una coexistencia inseparable. Los pastos marinos y la VAS representan comunidades que son la base de la cadena trófica (Molina-Hernández y van Tussenbroek, 2014); por lo tanto, proporcionan múltiples servicios ecológicos. Destacan por ser sitios de anidación, alimentación y crianza de múltiples especies de importancia ecológica y comercial (Hemminga y Duarte, 2000). Adicionalmente, brindan protección a las costas ante la acción de corrientes, tormentas y mareas (Hotaling-Hagan et al., 2017). Asimismo, son eficientes sumideros de carbono que, por su naturaleza marina y dinámica en su componente subterráneo, se denomina carbono azul, el cual almacenan en rizomas y raíces durante décadas (Oreska et al., 2017). Los pastos marinos y la VAS son el foco de atención de muchas investigaciones actuales acerca de la mitigación del cambio climático (Fourqurean et al., 2012).

Una de las especies más conspicuas de la VAS es *Thalassia testudinum* (*Tt*), ya que generalmente persiste debido a sus rizomas, gruesos y fuertes, que penetran más de 20 cm en el suelo (Kilminster et al., 2015). Crece en aguas muy someras de menos de 2 m y hasta los 15 m de profundidad (van Tussenbroek et al., 2010), prefiriendo los suelos fangosos y arenosos (Kennedy et al., 2010). Por lo general, crece cerca de manglares y/o arrecifes de coral e interactúa con estos ecosistemas (Hogarth, 2007). Otras especies de la VAS, como *Halodule wrightii* (*Hw*) y *Syringodium filiforme* (*Sf*), se caracterizan por ser colonizadoras y/o oportunistas (Kilminster et al., 2015). *S. filiforme* presenta características con rangos intermedios de las colonizadoras (*H. wrightii*) y las persistentes de *T. testudinum*. Estas similitudes se observan porque ambas generalmente forman manchones que se interrumpen por zonas desprovistas de vegetación, también llamados manchones transitorios, debido a que no persisten como lo hacen los manchones permanentes de *T. testudinum*. Los manchones pueden pasar de transitorios a permanentes y viceversa, como consecuencia de los cambios que se presentan en

el ambiente (e.g. mala calidad del agua), los cuales pueden ser favorables o desfavorables para los rangos de tolerancia de las especies en el medio donde se desarrollan; causando una variación temporal en la composición, abundancia y fenología a diferentes escalas (Kilminster et al., 2015). Lo anterior se encuentra bien documentado en diversos trabajos realizados alrededor del mundo. Por ejemplo, Hale et al. (2004), analizaron los cambios y pérdidas en las comunidades de pastos marinos de las costas de Big Bend, Florida, entre los años 1974 a 2000, observando que las poblaciones de *T. testudinum* fueron sustituidas en un 16 % por las de *S. filiforme* y *H. wrightii*, mientras que las poblaciones de estas últimas especies, ganaron territorio en un 19 % y 23 %, respectivamente. Las causas parecen incluir los cambios en las condiciones de luz y la presencia de nuevos vertimientos de aguas residuales, como sedimentos y nutrientes adicionales, producto del desarrollo urbano. Por otro lado, el trabajo de Christiaen et al. (2016), reporta también el efecto que la calidad del agua tiene en las tasas de cambio de praderas de *Zostera japonica*, *Phyllospadix scouleri* y *Phyllospadix serrulatus*, en diferentes subregiones del Hood Canal, Washington, entre 2003 y 2014. Finalmente, también está documentado que los eventos naturales tales como huracanes y tormentas, modifican la calidad del agua y pueden causar la muerte de la vegetación.

Considerando lo anterior, a partir del incidente del derrame petrolero de la plataforma BP, frente a las costas de Luisiana en EUA, en el año 2010; se planteó la necesidad de realizar este proyecto para registrar y cuantificar la extensión de las praderas de pastos marinos y VAS de la RBLP, ya que las primeras estimaciones para el Golfo de México, presentadas por Espinoza-Avalos, 1996, contenían información de carácter general.

A la par, otros trabajos se dieron a la tarea de conocer el estado de salud de las plantas de la RBLP. Gallegos et al. (2019), por ejemplo, determinó que las condiciones ambientales en la RBLP, favorecen el crecimiento y desarrollo de *T. testudinum*, sanas y sin estrés; de acuerdo con un estudio efectuado para determinar la eficiencia fotosintética. Por otro lado, Mijangos (2018), determinó el buen estado de salud de la pradera de la reserva, a partir de las altas tasas de biomasa, densidad, demografía, floración, crecimiento y productividad, que la RBLP presenta, con respecto a otras praderas marinas de la Península de Yucatán y el Caribe Mexicano. Lo anterior se debe, entre otras cosas a que la RBLP, Campeche, está ubicada geográficamente en una zona de menor vulnerabilidad a huracanes con respecto al caribe (Gallegos et al., 2019), además de que se ha observado que las comunidades mono específicas de pasto marino y mixtas de VAS, que muestran un desarrollo continuo, son menos susceptibles a modificarse que aquellas que se encuentran fragmentadas y aisladas (Cole et al., 2018; Silva et al., 2014).

Para el desarrollo de este trabajo, fue importante considerar que, en el Golfo de México y Caribe mexicano, los pastos marinos y la VAS se distribuyen desde la Laguna Madre, en el estado de Tamaulipas (Rahnemoonfar et al., 2019), hasta la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, en el mar Caribe (Cerdeira-Estrada et al., 2018), en el estado de Quintana Roo; siendo Campeche

© I. Pérez Espinosa, M. E. Gallegos Martínez, R. A. Ressler, L. H. Valde-rama Landeros y G. Hernández Cárdenas

This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>), which permits non-commercial sharing of the work and adaptations, provided the original work is properly cited and the new creations are licensed under identical terms.

*E-mail address: iliana.perez.espinosa@gmail.com

el estado con la mayor distribución de VAS en todo el Golfo de México (Gallegos et al., 2019). Debido a la gran extensión que ocupan los pastos marinos en la RBLP, fue indispensable el uso conjunto de herramientas de percepción remota satelital (McKenzie et al., 2001) y de sonares hidroacústicos (Ecosonda Biosonics) (Avalos, 2012). Ambos métodos, junto con verificaciones puntuales en campo mediante buceo, han sido utilizados, para la detección de los fondos marinos y la VAS, en diversos estudios en distintas partes del mundo, como Australia, Estados Unidos de América, España, Francia, India y Turquía (Fornes et al., 2006).

En México, estas herramientas combinadas de percepción remota fueron utilizadas para el mapeo de los hábitats bentónicos de Puerto Morelos, en el Estado de Quintana Roo, con imágenes WorldView-2 y una ecosonda SyQwest Bathy 500 DF, para obtener la batimetría del fondo marino (Cerdeira-Estrada et al., 2012). Adicionalmente, Palafox-Juárez y Liceaga-Correa (2017) realizaron el mapeo en aguas someras de la costa de Yucatán con el satélite Landsat ETM+ y video-transectos para identificar los hábitats de pastos marinos y VAS. Esta estrategia para generar cartografía en aguas costeras en México es muy reciente y ha resultado exitosa para obtener la distribución de los pastos marinos y la VAS en Campeche, en donde prácticamente era desconocida su extensión. En esta investigación, elaboramos el mapa de la extensión y composición florística de la VAS, en la zona de la Reserva de la Biosfera de los Petenes (RBLP), Campeche; el cual representa una importante base para posteriores estudios, como la cuantificación de carbono azul.

2. Métodos

2.1. Trabajo de campo

La Reserva de la Biosfera los Petenes se ubica entre las coordenadas extremas: (x min, y min) = (90° 49'49.08", 19° 51'42.12") y (x max, y max) = (90° 27'6.48", 20° 38'8.16"). La zona marina abarca una extensión de 1,817.64 km². La estrategia de mapeo consistió en registrar los pastos marinos y la VAS con una ecosonda hidroacústica modelo Biosonics DT-X que incluye un GPS, la cual se instaló en una embarcación de mediana altura de 12 metros de eslora, con motor fuera de borda y capacidad de 60 caballos de fuerza. La ecosonda trabaja a una frecuencia de 430 kHz con 6.4 x 6.4 grados de apertura (Sabol, 2003). Los intervalos de registro varían de 2 a 5 m, en función de la velocidad con la que avanza la embarcación por las condiciones de oleaje y viento.

Se definió una malla de registro en forma de una red regular (Caloz y Collet, 1997). Se utilizaron 38 transectos perpendiculares a la costa (PE), de hasta 21 km de distancia de la misma, en donde la vegetación era escasa o ausente. Adicionalmente, se usaron 10 transectos paralelos (PA) a la costa, con una longitud de hasta 60 km de largo, medidos desde el extremo sur al extremo norte de la reserva; con una distancia entre ellos de

2 a 3 km aproximadamente. Los transectos fueron realizados en distintas fechas, desde el año 2011 al 2017 (Figura 1), cubriendo aproximadamente 1,300 km lineales, lo que representa la extensión de la zona marina de la RBLP (Tabla 1).

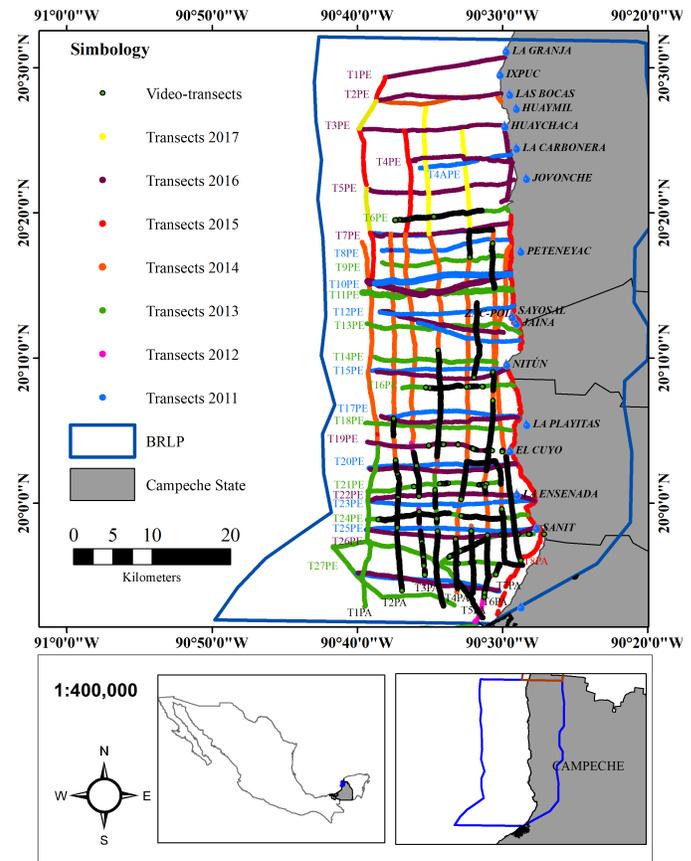


Figura 1. Registros de los pastos marinos y la VAS colectados con la ecosonda mediante transectos perpendiculares (PE) y paralelos (PA) a la costa ("red regular") y elaborados entre los años 2011 al 2017

Figure 1. Seagrasses and SAV registries collected using perpendicular (PE) and parallel (PA) transects ("regular grid") from 2011 to 2017

La señal de la ecosonda no diferencia entre géneros o especies, sólo puntualiza la presencia o ausencia (p/a) de plantas (Fairbanks y Norris, 2004). Para resolver esta limitante se usó una cámara submarina (SeaViewer) que registraba en forma continua la vegetación, al mismo tiempo que la ecosonda generaba los ecogramas de cobertura, altura de las plantas y profundidad (Norris et al., 1997; Norris et al., 2007). Los videos se sincronizaron con los transectos de la ecosonda y se efectuaron verificaciones con equipo de buceo autónomo cada 3-5 km; cuando no era posible identificar la composición florística a través del video, o bien, cuando el patrón del ecograma mostraba diferencias. Paralelamente, se efectuaron 70 buceos, en los que se realizaron 10 mediciones del porcentaje (%) de cobertura de las especies presentes, en un cuadrante de 0.5m x 0.5m, por el método de Braun-Blanquet; identificando la composición florística (Fourqurean et al., 2003). Estos datos fueron complementados con 73 waypoints adicionales de presencia de

Tabla 1: Información sobre los transectos perpendiculares (PE) y paralelos (PA) trazados con la ecosonda hidroacústica del 2011 al 2017 /
Perpendicular (PE) and parallel (PA) transects traced using the hydroacoustic sonar from 2011 to 2017

Información referente a la colecta con la ecosonda hidroacústica					Coordenadas geográficas de los transectos				Buceos por transecto	Datos para la calibración de la ecosonda		
Transectos	ID	Fecha	Longitud de transecto (m)	Puntos re-gistrados	Latitud inicial	Longitud inicial	Latitud Final	Longitud Final	Verificación	Temperatura (°C)	Salinidad (UPS)	pH
Perpendiculares (PE)	T1PE	02/05/16	15803	6832	20.512136	-90.497026	20.488335	-90.634994	-	29.71	40	8.17
	T2PE	22/02/2014	12750	2836	20.46661	-90.5323	20.46231	-90.64349	2	23.3	39	8.47
	T2APE	02/05/16	16277	8397	20.470522	-90.501389	20.46221	-90.644965	1	29.71	40	8.17
	T3PE	11/08/16	19027	7608	20.433206	-90.498247	20.43016	-90.664644	1	31.67	36.89	8.05
	T4PE	06/09/11	11915	2464	20.40008	-90.49052	20.39566	-90.51747	-	-	-	-
	T4APE	19/04/2016	13984	7944	20.391372	-90.488901	20.392552	-90.608178	1	27.71	40	8.2
	T5PE	11/08/16	19064	7946	20.3713	-90.486975	20.360537	-90.652232	-	31.67	36.89	8.05
	T6PE	08/04/13	15173	3253	20.338687	-90.495658	20.32504	-90.62329	2	25	40	8.3
	T7PE	27/07/2011	14673	2981	20.31633	-90.51734	20.31007	-90.64717	1	-	-	-
	T7APE	12/08/16	18141	8015	20.321433	-90.493512	20.310737	-90.651811	-	31.5	36.29	8.03
	T8PE	27/07/2011	17075	3080	20.30164	-90.48974	20.29053	-90.63843	-	-	-	-
	T9PE	08/04/13	17164	4573	20.28273	-90.49092	20.273646	-90.6382	2	25	40	8.3
	T10PE	28/07/2011	17600	3488	20.2627	-90.49168	20.25237	-90.64629	1	-	-	-
	T11PE	09/04/13	19749	2915	20.244487	-90.490112	20.24183	-90.66055	3	25.62	40	8
	T11APE	12/08/16	19335	10100	20.263764	-90.492764	20.254804	-90.654724	-	31.5	36.29	8.03
	T12PE	28/07/2011	17445	3267	20.22644	-90.48744	20.21919	-90.64078	-	-	-	-
	T13PE	10/04/13	20484	5186	20.19504	-90.47951	20.2062	-90.65572	3	25.46	40	8.21
	T13APE	28/07/2011	13565	2402	20.18678	-90.48022	20.20714	-90.59697	1	-	-	-
	T13BPE	21/02/2016	16503	6873	20.19596	-90.49854	20.2195	-90.64095	-	-	-	-
	T14PE	10/04/13	15997	2983	20.16164	-90.50679	20.16782	-90.64653	2	25.46	40	8.21
	T15PE	29/07/2011	17361	3536	20.15366	-90.49516	20.15187	-90.64969	1	-	-	-
	T15APE	21/02/2016	17241	3536	20.15364	-90.49487	20.1509	-90.64458	-	22.58	37.98	8.51
	T16PE	11/04/13	14734	3801	20.13506	-90.48698	20.13211	-90.61485	5	25.46	40	8.21
	T17PE	29/07/2011	17889	3700	20.09841	-90.48122	20.09969	-90.63902	-	-	-	-
	T17APE	22/02/2016	17983	6869	20.09999	-90.63931	20.09796	-90.48252	-	22.58	37.98	8.51
	T18PE	05/12/13	19100	5405	20.08333	-90.49004	20.09199	-90.6572	4	30.26	33.49	8.06
	T19PE	05/12/13	16374	4274	20.06028	-90.5117	20.07032	-90.65504	4	30.26	33.49	8.06
T20PE	29/07/2011	19248	3538	20.04477	-90.48407	20.5817	-90.65353	-	-	-	-	
T20APE	22/02/2016	19064	5793	20.04465	-90.48421	20.03892	-90.65187	-	22.58	37.98	8.51	
T21PE	06/12/13	16961	3292	20.02416	-90.50523	20.01362	-90.65464	2	30.26	33.49	8.06	
T22PE	20/04/2016	21982	12658	20.002421	-90.463196	20.003444	-90.654545	-	27.7	40	8.2	
T23PE	29/07/2011	22529	4007	20.00287	-90.46327	20.0032	-90.65488	-	-	-	-	
T24PE	20/08/2013	21275	6843	19.98597	-90.47091	19.98089	-90.6553	1	30.26	33.49	8.06	
T25PE	30/07/2011	21512	3780	19.4673	-90.4673	19.96947	-90.65668	1	-	-	-	
T25APE	20/04/2016	22217	10738	19.971944	-90.462293	19.969395	-90.655442	-	27.7	40	8.2	
T26PE	30/07/2011	20260	3516	19.89833	-90.50378	19.91963	-90.66708	-	-	-	-	
T26APE	18/04/2016	20406	12264	19.899611	-90.504913	19.919648	-90.665832	-	27.7	40	8.2	
T27PE	18/08/2013	12215	2709	19.85767	-90.52921	19.85581	-90.63583	-	30.33	34.97	8.02	
Paralelos (PA)	T1PA	09/12/13	23170	4752	19.88098	-90.65842	20.06452	-90.64284	1	27.17	32.84	7.74
		23/09/2014	28187	6201	20.28847	-90.65724	20.2885	-90.65725	3	28.76	36.07	8.3
		11/08/16	17300	7620	20.272352	-90.648241	20.480835	-90.637529	-	31.67	36.89	8.05
		18/03/2017	10623	5706	20.339109	-90.655178	20.433695	-90.66265	2	25.74	39.34	8
	T2PA	08/12/13	15195	2834	20.02665	-90.61864	19.899971	-90.61558	1	27.17	32.84	7.74

Tabla 1: Información sobre los transectos perpendiculares (PE) y paralelos (PA) trazados con la ecosonda hidroacústica del 2011 al 2017 /
Perpendicular (PE) and parallel (PA) transects traced with the hydroacoustic sonar from 2011 to 2017

Información referente a la colecta con la ecosonda hidroacústica					Coordenadas geográficas de los transectos				Buceos por transecto	Datos para la calibración de la ecosonda		
Transectos	ID	Fecha	Longitud de transecto (m)	Puntos registrados	Latitud inicial	Longitud inicial	Latitud Final	Longitud Final	Verificación	Temperatura (°C)	Salinidad (UPS)	pH
		24/09/2014	34032	7878	20.30922	-90.62794	20.1596	-90.62533	3	28.76	36.07	8.3
	T3PA	09/12/13	19910	3866	20.03466	-90.59818	20.03469	-90.59819	-	27.17	32.84	7.74
		27/06/2014	28700	6053	20.13698	-90.60323	20.13711	-90.60323	-	25.36	40	8.49
		19/03/2017	14334	6446	20.308377	-90.611476	20.427873	-90.613065	2	23.63	38.64	7.98
	T4PA	08/12/13	18140	3853	19.88174	-90.56833	20.03132	-90.57809	-	27.17	32.84	7.74
		26/06/2014	31804	6965	20.03337	-90.57762	20.30942	-90.5846	-	25.36	40	8.49
		19/03/2017	18098	6803	20.458417	-90.588099	20.309004	-90.584394	3	23.63	38.64	7.98
	T5PA	24/02/2014	50063	10704	20.04732	-90.54052	20.0466	-90.54061	2	26.15	32	8.76
		25/02/2014	-	-	-	-	-	-	-	26.03	36.19	8.6
		28/06/2014	-	-	-	-	-	-	-	25.36	40	8.49
		22/09/2014	-	-	-	-	-	-	-	28.76	36.76	8.3
		20/03/2017	14195	5508	20.430732	-90.546686	20.313223	-90.537733	2	23.8	38.7	7.84
	T6PA	07/12/13	7147	1569	19.87321	-90.52627	19.86493	-90.52921	-	27.26	23.34	7.96
		17/05/2014	12211	8491	19.95553	-90.53586	19.95551	-90.53586	-	25.36	40	8.49
		28/06/2014	35957	7249	20.01919	-90.51914	20.31242	-90.51027	-	25.63	40	8.29
		20/03/2017	18378	7935	20.312435	-90.510685	20.465512	-90.526918	3	23.8	38.7	7.84
	T7PA	21/02/2014	29242	5947	20.29488	-90.49164	20.05296	-90.49585	-	25.76	31	8.14
		24/02/2014	31627	7761	19.94369	-90.4821	19.94372	-90.48211	-	26.15	32	8.76
	T8PA	20/04/2015	59862	14911	19.87226	-90.50623	20.30636	-90.49081	10	28.9	36	8.2
		21/04/2015	-	-	-	-	-	-	-	27	36	7.9
		22/04/2015	-	-	-	-	-	-	-	27	40	8.3
		19/04/2016	11104	5295	20.345659	-90.501378	20.433475	-90.499032	-	27.71	40	8.2
		11/08/16	-	-	-	-	-	-	-	31.67	36.89	8.05
Irregulares	Track1PE	17/08/2013	43067	9734	19.87298	-90.52611	19.87294	-90.52608	-	30	34.63	8.14
	Track2PE	07/12/13	28764	6547	19.93259	-90.56912	19.93261	-90.56909	-	27.26	23.34	7.96

las especies, incorporando así una base de datos de 143 puntos, que fueron utilizados para evaluar la exactitud de las clases de pastos marinos y de VAS, detectadas con la imagen satelital Sentinel 2A.

Con la información hidroacústica también fue posible construir la batimetría del fondo marino y recuperar las alturas de los pastos marinos y VAS de la Reserva de la Biosfera Los Petenes, Campeche, México. Para conseguirlo, se utilizó la herramienta Geostatistical Analyst de ARCGIS 9.1, que permite representar el gradiente de la información hidroacústica, referente a la variable profundidad, en la RBLP. Como primer paso, se eligió el Kriging Ordinario como método de interpolación; el cual ha sido ampliamente utilizado en geoestadística para representar variables espaciales, requiriendo datos independientes que permitan la definición de patrones (Maxwell et al., 2009). A continuación, se obtuvo una superficie (mapa raster), el cual fue categorizado en intervalos equivalentes (cada 0.5 metros). Se determinó la dependencia espacial mediante un semivariograma, el cual describe la continuidad espacial de los datos para estimar valores de los puntos no muestreados (Valley et al., 2005). También, se eligió un modelo esférico, ya que presentó menor error en las mediciones con el ángulo de tolerancia y amplitud de la banda (Greenstreet et al., 1997), así como el número de intervalos de distancia (10 lags). Asimismo, se utilizó una función polinómica de segundo grado o cuadrática, ya que es la que mejor resultados arroja en superficies que presentan un relieve variado. Se eligió el número de vecinos (10 puntos) a tomar en cuenta en la interpolación; los cuales tuvieron más peso en la asignación del nuevo valor. El mapa fue vectorizado para derivar isolíneas que posteriormente fueron reinterpoladas. Con el propósito de “suavizar” la superficie construida, a partir del vector resultante, se construyeron nuevos valores por medio del método TIN (Triangular Interpolation Network), para generar el modelo digital de elevación con intervalos cada 0.5 metros y la misma resolución espacial que la imagen satelital Sentinel 2A (Figura 2, 3 y 4).

2.2. Trabajo de gabinete

Se descargó una imagen satelital Sentinel 2A (S-2A), con fecha del 29 de marzo del 2017, del portal Copernicus de la Agencia Espacial Europea (ESA). Se utilizaron las 7 primeras bandas de la imagen, aplicando un pre-procesamiento con el procesador Sen2cor, descrito por Louis et al. (2016). Este pre-procesamiento permite reducir los efectos de la atmósfera y mejorar la identificación de objetos. La imagen fue elegida por ser una de las pocas que estaban disponibles para la zona de estudio, por su calidad radiométrica y por encontrarse libre de nubes. Se definieron áreas de entrenamiento, a partir de una selección aleatoria de 10 % de los registros provenientes de los video-transectos y la ecosonda (364,030 registros), distribuidos uniformemente en toda la imagen. Se determinaron las características espectrales de las áreas de entrenamiento y, de acuerdo a ello, se les asignó una clase de pasto marino y/o VAS. Las clases identificadas por medio de reflectancias capturadas por el satélite Sentinel 2A, se decidieron con base en la separabilidad de

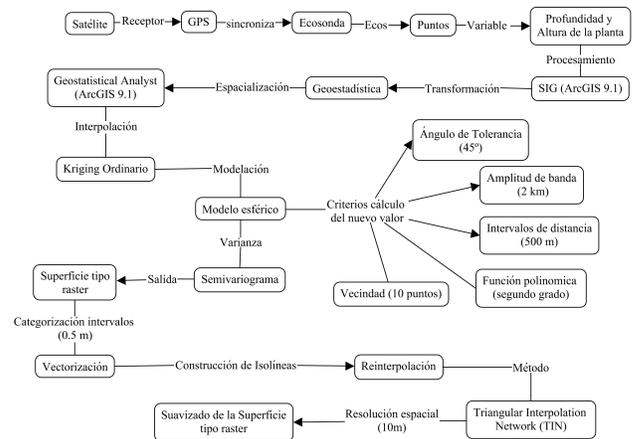


Figura 2. Diagrama de flujo con los métodos aplicados para la construcción de la batimetría del fondo marino y las alturas de la planta en la reserva de la biosfera los Petenes, Campeche

Figure 2. Diagram of the applied methods to obtain bathymetry and the vegetation heights in the BRLP

las firmas espectrales (Figura 5) y en función de la composición florística observada durante los registros. Las clases resultantes de pastos marinos y VAS son:

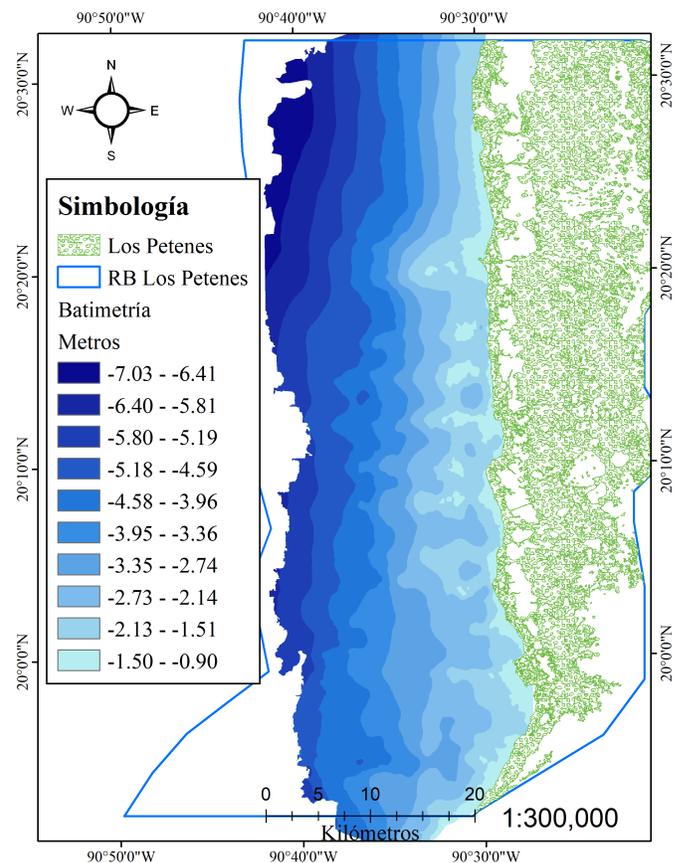


Figura 3. Mapa de batimetría (m) del fondo marino en la RBLP
Figure 3. Map of the bathymetry (m) of the BRLP

- Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt)
- Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf)
- Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA)
- Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA)
- Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP)
- Clase 6: Sin clasificar (S/Clasificar)

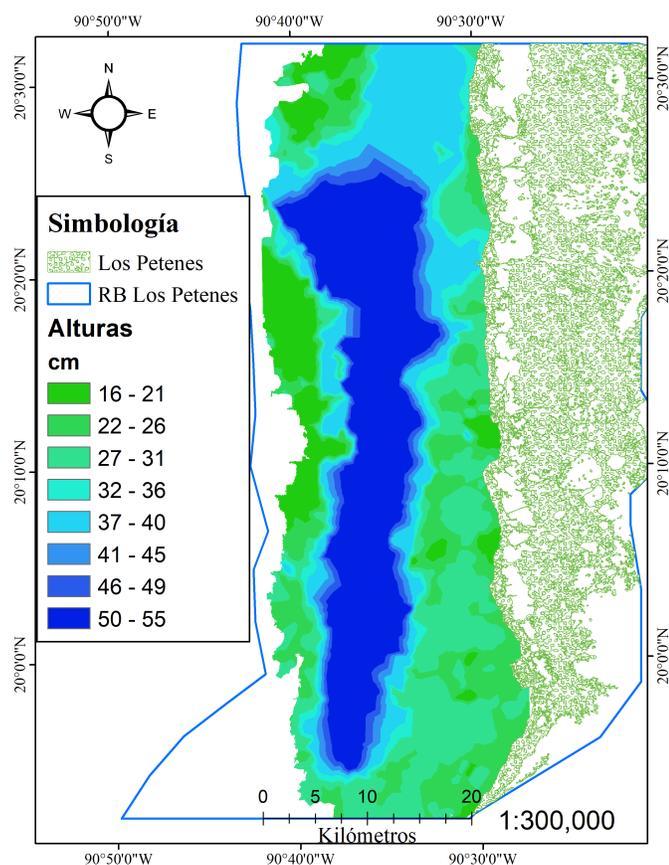


Figura 4. Mapa de la altura (cm) de los pastos marinos y la vegetación acuática sumergida en la RBLP
 Figure 4. Map of the heights (cm) of the vegetation of the RBLP

2.2.1. Clasificación Supervisada

Se realizó una clasificación supervisada (Lámina 1), utilizando la información de campo antes descrita y el Semi-Automatic classification plugin (Congedo, 2016) del software de acceso libre QGIS 2.18.15. Para la clasificación supervisada, se aplicó el algoritmo de máxima probabilidad (Congedo, 2016). El algoritmo agrupa píxeles de acuerdo a los datos generados en el proceso de entrenamiento, asignándolos a categorías ya definidas, que representan espectralmente las clases de pasto marino y de VAS. Posteriormente, se aplicó un filtro de mayoría, con un

área mínima cartografiable de una hectárea, con la finalidad de limpiar la imagen de píxeles clasificados aisladamente, efecto también llamado “sal y pimienta” (Chuvieco, 2002).

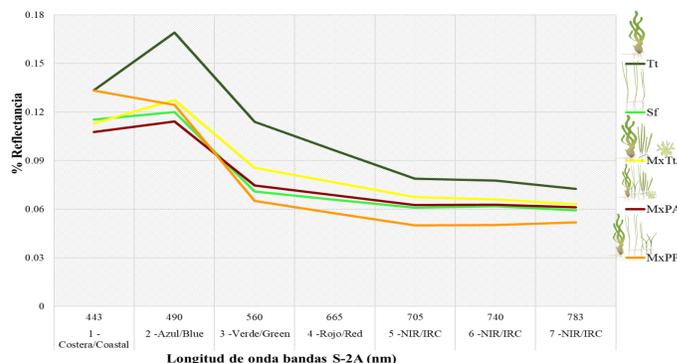


Figura 5. Porcentaje de reflectancia de los promedios de las firmas espectrales de las Clases de pastos marinos y la VAS detectadas con S-2A en las diferentes bandas del espectro electromagnético. Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP) *Fuente de las imágenes de los pastos y la VAS: ian.umces.edu/symbols/
 Figure 5. Mean reflectancy percentages of the spectral signatures of the seagrasses and SAV classes detected by S-2A

2.2.2. Análisis estadístico

A través de una matriz Bray-Curtis, se estimó la similitud entre clases espectrales, para determinar las clases que mejor se diferencian de las que se confunden entre ellas (Tabla 2). Este análisis contempla similitudes en la reflectancia entre clases (Fyfe, 2003) e identifica aquellas bandas, en la imagen satelital, que mejor representan la diferenciación de la huella espectral de las clases de pastos marinos y VAS.

2.2.3. Matriz de Confusión

Con las clases de pastos marinos y VAS definidas, se generó una matriz de confusión que comprende las verificaciones efectuadas, mediante buceos, en los puntos de muestreo, a lo largo de los transectos (143 puntos), y el producto resultante de la clasificación supervisada (Tabla 3). A partir de la matriz de confusión, se estimó la exactitud global del mapa y el grado de exactitud y confusión por clase (Fornes et al., 2006).

La fiabilidad de la clasificación digital de pastos marinos y de VAS de la RBLP fue de 78 % con +/- 2.96 de intervalo de confianza y con un valor de coeficiente Kappa de 71 % (Tabla 3). Así, el 29 % de la clasificación es incierta y puede ocurrir por cuestiones de casualidad (Chuvieco, 2002).

Se calcularon las superficies correspondientes a cada clase definida como pastos marinos y VAS, en total ocupan el 83 % de la reserva mientras que el 17 % no fue clasificado por falta de información de campo (Figura 4). Las dos primeras clases muestran las superficies de las especies de pastos marinos, *Thalassia testudinum* (Tt) y *Syringodium filiforme* (Sf). Las superficies mono específicas de estas especies, suman en conjunto

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE LOS PASTOS MARINOS Y LA VEGETACIÓN ACUÁTICA SUMERGIDA EN LOS PETENES, CAMPECHE

SPATIAL DISTRIBUTION OF SEAGRASS AND SUBMERGED AQUATIC VEGETATION OF LOS PETENES, CAMPECHE

Autores/Autors: Iliana Pérez Espinosa (1), Margarita E. Gallegos Martínez (2), Rainer A. Ressler (3), Luis H. Valderrama Landeros (3) y Gilberto Hernández Cárdenas (1)

1. Laboratorio Manejo de Recursos Naturales, Universidad Autónoma Metropolitana Campus Iztapalapa (UAM-I) *.

2. Laboratorio de Pastos Marinos. UAM-I*.

3. Dirección General de Geomática, Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad (CONABIO)*.

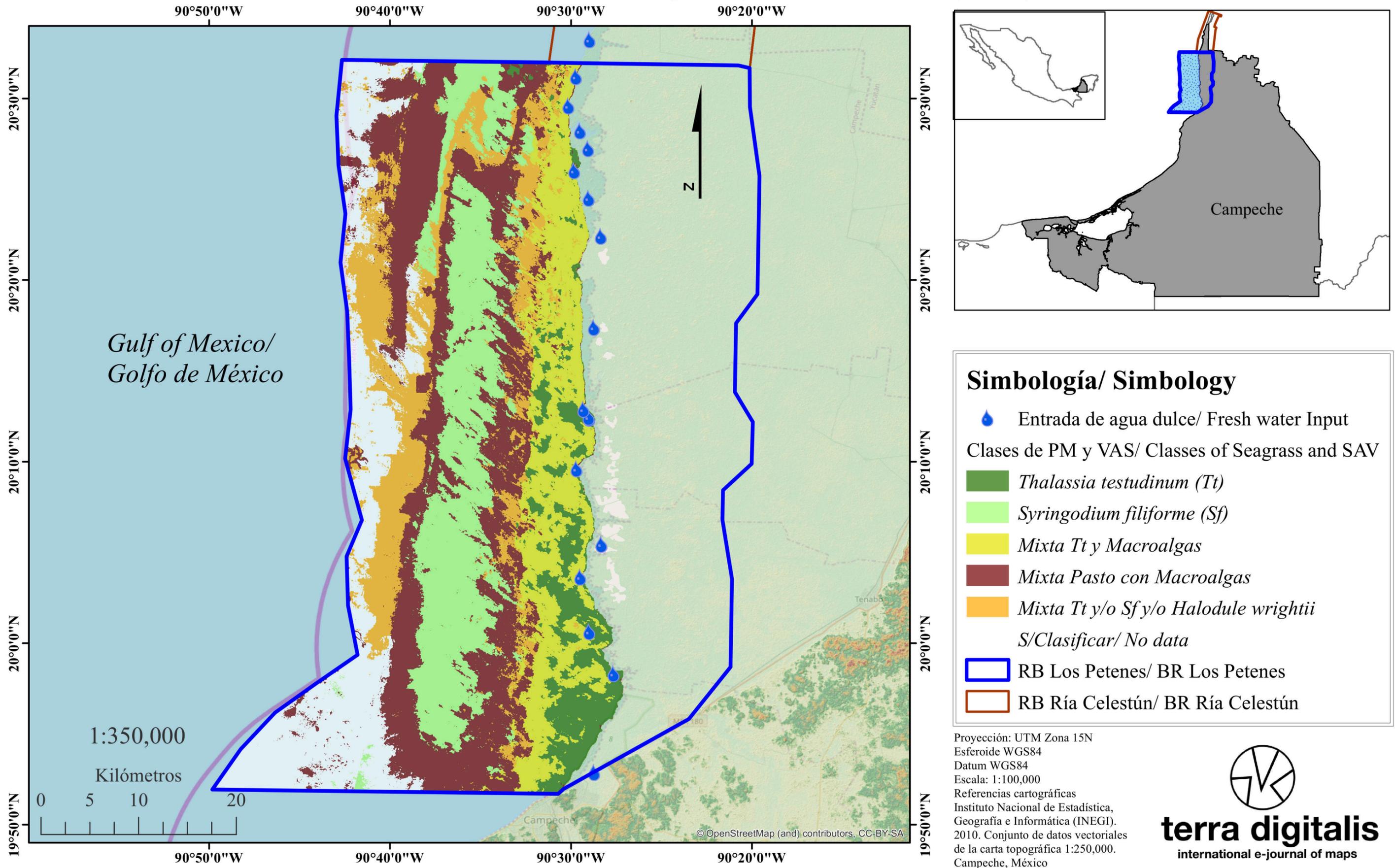


Lámina 1. Mapa de distribución espacial de los pastos marinos y la vegetación acuática sumergida en la RBLP. Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP).
 Plate 1. Map of the spatial distribution of the seagrasses and SAV in the BRLP.

Tabla 2: Índice de similitud encontrado entre las respuestas espectrales de las diferentes clases detectadas con S-2A. Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP).
Table 2. Similarity index between spectral signatures of detected classes using S-2A.

Clases	% Similitud entre clases (Bray-Curtis)				
	1. Tt	2. Sf	3. MxTtA	4. MxPA	5. MxPP
1. Tt	100	-	-	-	-
2. Sf	77.54	100	-	-	-
3. MxTtA	87.57	88.99	100	-	-
4. MxPA	80.13	93.54	92.37	100	-
5. MxPP	77.41	94.31	85.11	88	100

28 % del área en la RBLP. La clase 3 es una asociación de VAS mixta de Tt y de macroalgas cubriendo 13 % del área. La vegetación mixta de Tt y/o Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) con macroalgas, corresponde al 25 % de la superficie cubierta (clase 4). La clase mixta que engloba a todas las especies de pasto marino, cubre 17 % del área (clase 5). Por último, un 17 % del total del área marina de la RBLP no fue clasificado como vegetación, debido a la calidad de la imagen y carencia de datos (clase 6; Figura 6 ; Tabla 4).

En el sitio de estudio también se registraron combinaciones de Tt-Hw, y manchones mono-específicos de Hw en forma muy escasa. Por limitaciones de diferenciación espectral de estas composiciones de pastos marinos, fueron agrupadas en la clase MxPP (Clase 5).

Finalmente se efectuó un análisis de frecuencias con la información referente a la variable cobertura obtenida con la eco-sonda, encontrando que las mayores frecuencias de cobertura están en un rango de 55 a 100 %, para todas las clases e identificando que la cobertura es casi continua. No obstante, las clases 1 y 3 mostraron también frecuencias entre 10 y 55 %, indicando la presencia de espacios sin vegetación o de arena (Figura 7).

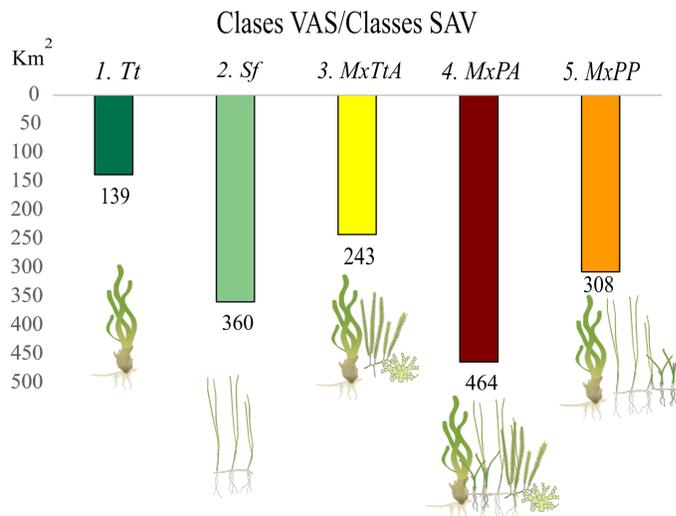


Figura 6. Superficies calculadas (km²) de las clases de pastos marinos y la VAS en la RBLP *Fuente de las imágenes de los pastos y la VAS: ian.umces.edu/symbols/
Figure 6. Surface occupancy (km²) of seagrasses and SAV in the BRLP

Tabla 3: Tabla 3. Matriz de confusión para evaluar la exactitud de la clasificación derivada de datos de Sentinel-2A. Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP).
Table 3. Confusion matrix to evaluate the classification.

Matriz de confusión de Imagen Satelital Sentinel 2A									
Clases	1. Tt	2. Sf	3. MxTtA	4. MxPA	5. MxPP	Total (n)	Exactitud (%)	Error Comisión (%)	
Verificaciones <i>in situ</i>	1. Tt	44	-	11	1	3	58	76	24
	2. Sf	-	15	-	1	1	17	88	12
	3. MxTtA	2	-	21	4	1	28	75	25
	4. MxPA	-	2	-	22	4	28	79	21
	5. MxPP	1	-	-	1	10	12	83	17
Total general	47	17	32	29	18	143	Fiabilidad (%)	78	
Exactitud (%)	94	88	66	76	56	-	Int. Confianza	2.96	
Error Omisión (%)	6	12	34	24	44	-	Kappa(%)	71	

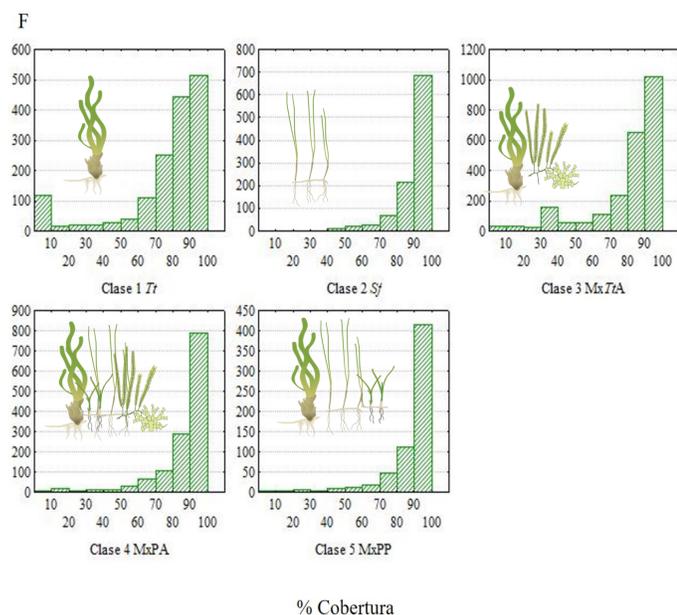


Figura 7. Porcentaje de cobertura encontrada en cada clase de pastos marinos y la VAS, según frecuencias observadas (F). Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP). *Fuente de las imágenes de los pastos y la VAS: ian.umces.edu/symbols/

Figure 7. Coverage percentage detected in every class of seagrasses and SAV, according to observed frequencies

3. Conclusiones

Se obtuvo la cartografía de la distribución espacial de pastos marinos y de la vegetación acuática sumergida (VAS). Se calcularon las superficies ocupadas y coberturas por cada clase. En total, las clases de pasto marino y VAS ocupan 83 % de la zona marina de la RBLP, correspondiente a un área de 1,512 km² de superficie. Las metodologías aplicadas permitieron generar la clasificación de los pastos marinos y VAS en zonas someras del Golfo de México, consideradas difíciles de mapear, por la naturaleza de sus aguas, comparativamente más turbias que las del mar caribe, y por las grandes extensiones que ocupan espacialmente las distintas especies que la conforman.

4. Software y mapas

Se utilizó el software de captura de datos Visual Acquisition Vers.1.0, el cual nos muestra en tiempo real un ecograma, que es una representación gráfica del perfil marino y provee información sobre la presencia y ausencia de vegetación. EcoSAV 1.0 es el software de pos-procesamiento y calcula los parámetros de altura de la planta, cobertura, profundidad al fondo, basados en las características de la señal del eco (Zhu et al., 2007, Winfield et al., 2007, Biosonics, 2008). Para el pre-procesamiento de la imagen satelital Sentinel 2A, se utilizó SNAP desktop, con el procesador Sen2cor, diseñado por la ESA. Para la clasificación

Tabla 4. Área y porcentaje de superficie ocupada por los pastos marinos y la vegetación acuática sumergida. Clase 1: *Thalassia testudinum* (Tt), Clase 2: *Syringodium filiforme* (Sf), Clase 3: Tt y macroalgas (MxTtA), Clase 4: Tt y Sf y/o *Halodule wrightii* (Hw) y macroalgas (MxPA) y Clase 5: Tt y Sf y/o Hw (MxPP).

Table 4. Area and percentage of surface occupancy of seagrasses and SAV.

Clase	Área Km ²	%
1. Tt	139	8
2. Sf	360	20
3. MxTtA	243	13
4. MxPA	464	25
5. MxPP	308	17
6. S/Clasificar	313	17
Total	1,826	100

y la estimación de las áreas de cada clase, se empleó el complemento Semi-Automatic classification plugin del software de licencia abierta QGIS Vers. 2.18.15. Para el diseño de los mapas se empleó el Software ArcGis 10.3 de ESRI.

En las figuras 3 y 4, la capa que corresponde a Los Petenes fue tomada de CONABIO (2016).

Agradecimientos

A la maestría en ciencias (Energía y Medio Ambiente) de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa (UAM-I), la cual pertenece al Padrón Nacional de Posgrados de Calidad del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la beca recibida para el desarrollo de esta tesis. Al Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) por el proyecto “Indicadores del estado de las comunidades de Pastos Marinos en la zona costera del Golfo de México susceptible de ser impactada por los hidrocarburos derramados por la Plataforma Horizon operada por BP”. Al proyecto: “Implementación de redes de observaciones oceanográficas (físicas, geoquímicas, ecológicas) para la generación de escenarios ante posibles contingencias relacionadas a la explotación y producción de hidrocarburos en aguas profundas del Golfo de México”, del Consorcio de Investigación del Golfo de México (CIGOM). Al CONACYT, por su colaboración con el INECC y CIGOM. A la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) por contribuir en la asesoría y dirección de la tesis de maestría: “Patrones de distribución espacial de la vegetación acuática sumergida en la Reserva de la Biosfera de los Petenes, Campeche México”. Al Laboratorio de Manejo de Recursos Naturales (LABRENA) y al Laboratorio de Pastos Marinos, ambos de la UAM-I, por sus asesorías, préstamo de equipo y apoyo financiero.

Referencias

Avalos Piña, K., 2012. Percepción Remota y sus aplicaciones a la evaluación de la calidad del agua. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, pp. 120.

- Biosonics Inc., 2008. Guía de uso de EcoSAV Software. Tech. rep., Seattle, WA, USA.
- Caloz, R., Collet, C., 1997. Geographic information systems (GIS) and remote sensing in aquatic botany: methodological aspects. *Aquatic Botany* 58 (3), 209–228, [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00036-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00036-3).
- Cerdeira-Estrada, S., Heege, T., Kolb, M., Ohlendorf, S., Uribe, A., Müller, A., Garza, R., Ressler, R., Aguirre, R., Mariño, I., Silva, R., Martell, R., 2012. Benthic habitat and bathymetry mapping of shallow waters in Puerto Morelos reefs using remote sensing with a physics based data processing. En: 2012 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. pp. 4383–4386, <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2012.6350402>.
- Cerdeira-Estrada, S., Martínez-Clorio, M.I., Rosique-De La Cruz, L.O., Kolb, M., Gonzales-Posada, A.M., Uribe-Martínez, A., Martell-Dubois, R., Garza-Pérez, J.R., Alvarez-Filip, L., Cruz-López, M.I., Ressler, R., 2018. Cobertura Bentónica de los Ecosistemas Marinos del Caribe Mexicano: Cabo Catoche - Xcalak. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad; Universidad Nacional Autónoma de México, México, escala: 1:8000. edición: 2. Accessed: 9-10-2019.
URL: http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/biodiv/bidarrecif/covertv2gw
- Christiaan, B., Dowty, P., Ferrier, L., Gaeckle, J., Berry, H., Stowe, J., Sutton, E., 2016. Puget Sound submerged vegetation monitoring program 2014 report. Nearshore Habitat Program. Washington State Department of Natural Resources, Olympia, WA, Accessed: 9-10-2019.
URL: https://www.dnr.wa.gov/publications/aqr_nrsh_svmv_report_2014.pdf?xabobc
- Chuvieco Salinero, E., 2002. Teledetección ambiental: la observación de la Tierra desde el espacio, 1st Edición. Ariel Ciencia, Barcelona, España, pp. 586.
- Cole, A. M., Durako, M. J., Hall, M. O., May 2018. Multivariate Analysis of Water Quality and Benthic Macrophyte Communities in Florida Bay, USA Reveals Hurricane Effects and Susceptibility to Seagrass Die-Off. *Frontiers in Plant Science* 9, <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.00630>.
- CONABIO, 2016. Distribución de los manglares en México en 2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Sistema de Monitoreo de los Manglares de México (SMMM). Ciudad de México, México, escala: 1:50000. edición: 1.
- Congedo, L., 2016. Semi-automatic classification plugin documentation. Release 6.0.1.1. Tech. rep., <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29474.02242/1>.
- Espinoza-Avalos, J., 1996. Distribution of Seagrasses in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 59 (2), 449–454.
- Fairbanks, C., Norris, J. G., 2004. Whatcom County submerged aquatic vegetation survey methods. Fairbanks Environmental Services, Inc Marine Resources Consultants, Report National Oceanic and Atmospheric Administration, Pp. 1-9.
- Fornes, A., Basterretxea, G., Orfila, A., Jordi, A., Alvarez, A., Tintore, J., 2006. Mapping Posidonia oceanica from IKONOS. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 60 (5), 315–322, <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2006.04.002>.
- Fourqurean, J. W., Boyer, J. N., Durako, M. J., Hefty, L. N., Peterson, B. J., 2003. Forecasting Responses of Seagrass Distributions to Changing Water Quality Using Monitoring Data. *Ecological Applications* 13 (2), 474–489, [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0474:FRSDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0474:FRSDT]2.0.CO;2).
- Fourqurean, J. W., Duarte, C. M., Kennedy, H., Marbà, N., Holmer, M., Mateo, M. A., Apostolaki, E. T., Kendrick, G. A., Krause-Jensen, D., McGlathery, K. J., Serrano, O., 2012. Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience* 5 (7), 505–509, <https://doi.org/10.1038/ngeo1477>.
- Fyfe, S. K., 2003. Spatial and temporal variation in spectral reflectance: Are seagrass species spectrally distinct? *Limnology and Oceanography* 48, 464–479, https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.1_part_2.0464.
- Gallegos, M. E., Moro-Chao, I., Hernández, G., Valdez, F., Pérez, I., Mijangos, I., Márquez, G., Hernández, E., Avelino, G., Feb. 2019. Estado de salud, conservación y vulnerabilidad de los ecosistemas de pastos marinos del litoral del Golfo de México. Consorcio de Investigación del Golfo de México, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología y Universidad Autónoma Metropolitana. Informe segunda etapa febrero de 2019. Pp. 158.
- Greenstreet, S. P. R., Tuck, I. D., Grewar, G. N., Armstrong, E., Reid, D. G., Wright, P. J., 1997. An assessment of the acoustic survey technique, RoxAnn, as a means of mapping seabed habitat. *ICES Journal of Marine Science* 54 (5), 939–959, <https://doi.org/10.1006/jmsc.1997.0220>.
- Hale, J. A., Frazer, T. K., Tomasko, D. A., Hall, M. O., 2004. Changes in the distribution of seagrass species along Florida's Central Gulf Coast: Iverson and Bittaker revisited. *Estuaries* 27 (1), pp. 36, <https://doi.org/10.1007/BF02803558>.
- Hemminga, M. A., Duarte, C. M., 2000. *Seagrass Ecology*. Cambridge University Press, New York. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511525551>.
- Hogarth, P. J., 2007. *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. Oxford University Press, New York.
URL: <https://www.oxfordscholarship.com/view/10.1093/acprof:oso/9780198716549.001.0001/acprof-9780198716549>
- Hotaling-Hagan, A., Swett, R., Ellis, L. R., Frazer, T. K., 2017. A spatial model to improve site selection for seagrass restoration in shallow boating environments. *Journal of Environmental Management* 186, 42–54, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.005>.
- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Holmer, M., Marbà, N., Middelburg, J. J., 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global Biogeochemical Cycles* 24 (4), <https://doi.org/10.1029/2010GB003848>.
- Kilminster, K., McMahon, K., Waycott, M., Kendrick, G. A., Scanes, P., McKenzie, L., O'Brien, K. R., Lyons, M., Ferguson, A., Maxwell, P., Glasby, T., Udy, J., 2015. Unravelling complexity in seagrass systems for management: Australia as a microcosm. *Science of The Total Environment* 534, 97–109, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.061>.
- Kuo, J., den Hartog, C., 2006. Seagrass Morphology, Anatomy, and Ultrastructure. En: Larkum, A. W., Orth, R. J., Duarte, C. M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, pp. 51–87, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_3.
- Louis, J., Debaecker, V., Pflug, B., Main-Knorn, M., Bieniarz, J., Mueller-Wilm, U., Cadau, E., Gascon, F., 2016. Sentinel-2 Sen2cor: L2a Processor for Users. *Proceedings Living Planet Symposium 2016*. Retrieved 2019-10-08.
URL: https://elib.dlr.de/107381/1/LPS2016_sm10_31louis.pdf
- Maxwell, D. L., Stelzenmüller, V., Eastwood, P. D., Rogers, S. I., 2009. Modelling the spatial distribution of plaice (*Pleuronectes platessa*), sole (*Solea solea*) and thornback ray (*Raja clavata*) in UK waters for marine management and planning. *Journal of Sea Research* 61 (4), 258–267, <https://doi.org/10.1016/j.seares.2008.11.008>.
- McKenzie, L., Finkbeiner, M., Kirkman, H., 2001. Methods for mapping seagrass distribution. En: F. , Short, R. Coles, C. Short (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*. Vol. 33. Global Seagrass Research Methods, Volume 33 - 1st Edition. Accessed: 9-10-2019.
URL: <https://www.elsevier.com/books/global-seagrass-research-methods/short/978-0-444-50891-1>
- Mijangos, H. I. A., 2018. Análisis de la productividad de *Thalassia testudinum* Banks ex Koenig y su relación con los factores ambientales de la Reserva de la Biosfera los Petenes, Campeche. Tesis de maestría, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapala, México.
- Molina-Hernández, A. L., Tussenbroek, B. I., 2014. Patch dynamics and species shifts in seagrass communities under moderate and high grazing pressure by green sea turtles. *Marine Ecology Progress Series* 517, 143–157, <https://doi.org/10.3354/meps11068>.
- Norris, J. G., Wyllie-Echeverria, S., Mumford, T., Bailey, A., Turner, T., 1997. Estimating basal area coverage of subtidal seagrass beds using underwater videography. *Aquatic Botany* 58 (3), 269–287, [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(97\)00040-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(97)00040-5).
- Norris, J. G., Fraser, I. E., 2007. Eelgrass Mapping Along the Elwha Nearshore. June and September 2006. Tech. rep., Proceedings of the 2007 Georgia Basin/Puget Sound Research Conference, pp. 10. Accessed: 9-10-2019.
- Oreska, M. P. J., McGlathery, K. J., Porter, J. H., 2017. Seagrass blue carbon spatial patterns at the meadow-scale. *PloS one* 12 (4), pp. 1–18., <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0176630>.
- Palafox-Juarez, E. B., Liceaga-Correa, M. A., 2017. Spatial diversity of a coastal seascape: Characterization, analysis and application for conservation. *Ocean & Coastal Management* 136, 185–195, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.12.002>.
- Rahmemonfar, M., Rahman, A. F., Kline, R. J., Greene, A., Jan. 2019. Automatic Seagrass Disturbance Pattern Identification on Sonar Images. *IEEE Journal of Oceanic Engineering* 44 (1), 132–141,

- <https://doi.org/10.1109/JOE.2017.2780707>.
- Sabol, B., 2003. Operating instructions manual for the acoustic-based submersed aquatic plant mapping system. US Army Engineer Research and Development Center.
- Silva, R., Martínez, M. L., Hesp, P. A., Catalan, P., Osorio, A. F., Martell, R., Fossati, M., Miot da Silva, G., Mariño-Tapia, I., Pereira, P., Cienguegos, R., Klein, A., Govaere, G., 2014. Present and Future Challenges of Coastal Erosion in Latin America. *Journal of Coastal Research* 71 (SI), 1–16, <https://doi.org/10.2112/SI71-001.1>.
- Spalding, M., Taylor, M., Ravilious, C., Short, F., Green, E., 2003. Global overview. The distribution and status of seagrasses. In E.P. Green & F. T. Short (Eds.), *World Atlas of Seagrasses*. University of California Press.
- Thayer, G. W., Kenworthy, W. J., Fonseca, M. S., 1984. Ecology of eelgrass meadows of the Atlantic Coast: a community profile. United States.
- Valley, R. D., Drake, M. T., Anderson, C. S., 2005. Evaluation of alternative interpolation techniques for the mapping of remotely-sensed submersed vegetation abundance. *Aquatic Botany* 81 (1), 13–25, <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2004.09.002>.
- van Tussenbroek, B. I., Barba-Santos, M.G., Ricardo Wong, J. G., 2010. A guide to the tropical seagrasses of the Western Atlantic. UNAM, México, pp. 75.
- van Tussenbroek, B. I., Vonk, J. A., Stapel, J., Erftemeijer, P. L. A., Middelburg, J. J., Zieman, J. C., 2006. The Biology of *thalassia*: Paradigms and Recent Advances in Research. En: Larkum, A. W., Orth, R. J., Duarte, C. M. (Eds.), *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Springer, pp. 409–439, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_18.
- Winfield, I. J., Fletcher, J. M., James, J. B., 2007. Seasonal variability in the abundance of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) recorded using hydroacoustics in Windermere, UK and its implications for survey design. *Ecology of Freshwater Fish* 16 (1), 64–69, <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00170.x>.
- Zhu, B., Fitzgerald, D. G., Hoskins, S. B., Rudstam, L. G., Mayer, C. M., Mills, E. L., Mar. 2007. Quantification of Historical Changes of Submerged Aquatic Vegetation Cover in Two Bays of Lake Ontario with Three Complementary Methods. *Journal of Great Lakes Research* 33 (1), 122–135, [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[122:QOHCOS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[122:QOHCOS]2.0.CO;2).

This article accompanies the following material:

- HTML: DOI: 10.22201/igg.25940694.2019.2.56.135
Static map: DOI: 10.22201/igg.25940694.2019.2.56.136
Interactive map: DOI: 10.22201/igg.25940694.2019.2.56.137