



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

**Incorporando interacciones facilitadoras de macroalgas  
rizofíticas en la restauración de pastos marinos en el Caribe  
Mexicano**

**TESIS**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE:  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
(Biología Marina)

PRESENTA:  
**MARIANA ALVAREZ ROCHA**

**TUTORA PRINCIPAL:**  
DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK RIBBINK  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UASA

**COMITÉ TUTOR:**  
DRA. ANASTAZIA TERESA BANASZAK  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UASA  
DRA. MARGARITA ELIZABETH GALLEGOS MARTÍNEZ  
Ciencias Biológicas y de la Salud, UAM  
DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS  
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM  
DRA. LIGIA COLLADO VIDES  
College of Arts, Sciences & Education, FIU

**ASESOR(A) EXTERNO(A):**  
DRA. LAURA RIBAS DE ALMEIDA  
Instituto de Ingeniería, UNAM

**QUINTANA ROO, PUERTO MORELOS, JUNIO, 2024**



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



**Incorporando interacciones facilitadoras de macroalgas  
rizofíticas en la restauración de pastos marinos en el Caribe  
Mexicano**

**TESIS**

Para obtener el grado académico de:  
**MAESTRO(A) EN CIENCIAS**  
(Biología marina)

PRESENTA:  
**MARIANA ALVAREZ ROCHA**

**TUTOR(A) O TUTORES PRINCIPALES:**  
DRA. BRIGITTA INE VAN TUSSENBROEK RIBBINK  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología  
Unidad Académica de Sistemas Arrecifales Puerto Morelos, UNAM

**COMITÉ TUTOR:**  
DRA. ANASTAZIA TERESA BANASZAK  
Instituto de Ciencias del Mar y Limnología  
DRA. MARGARITA ELIZABETH GALLEGOS MARTÍNEZ  
Ciencias Biológicas y de la Salud, UAM  
DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS  
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM  
DRA. LIGIA COLLADO VIDES  
College of Arts, Sciences & Education, FIU

**ASESOR(A) EXTERNO(A):**  
DRA. LAURA RIBAS DE ALMEIDA  
Instituto de Ingeniería, UNAM

**QUINTANA ROO, PUERTO MORELOS, JUNIO, 2024**

## **AGRADECIMIENTOS**

Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología.

A los apoyos recibidos por parte de la beca CONAHACYT, y el financiamiento recibido para campo a través del proyecto RENACE: Una estrategia multidisciplinaria para la restauración natural y asistida de ecosistemas costeros.

A la Dra. Brigitta van Tussenbroek por su confianza, guía y enseñanzas durante todo mi proyecto de tesis.

Por las acertadas retroalimentaciones de mi Comité Tutor, la Dra. Anastazia Teresa Banaszak, Dra. Margarita Elizabeth Gallegos Martínez, el Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros y la Dra. Ligia Collado Vides.

A la Dra. Laura Ribas De Almeida, mi asesora externa, quien me instruyó en la elaboración de análisis espaciales, y contribuyó con acertadas recomendaciones a mi manuscrito de tesis.

Al M.C. Eduardo Gabriel Torres Conde por su acompañamiento durante la planeación de actividades en campo, ejecución de monitoreos y análisis de datos.

A la M.C. Silvia Valery Ávila Mosqueda por su apoyo técnico en el laboratorio y en campo, así como compartir sus conocimientos en Sistemas de Información Geográfica.

A la M.C. María Guadalupe Barba Santos por el apoyo técnico en el laboratorio y en campo, su asesoría en las metodologías a implementar y su acompañamiento personal.

A la Dra. Verónica Monroy Velázquez por su apoyo en la identificación de macroalgas.

Al M.C. Edgardo López Valerio por su apoyo en los análisis de datos y asesoría estadística.

Por su apoyo en campo para trasplante y monitoreos a Montserrat Gutiérrez Castañeda, Berenice Schneider, Evelyn Raquel Salas, José Antonio López-Portillo Hurtado, Edgar Escalante Mancera y Miguel Ángel Gómez Reali.

Por su apoyo en el transporte de las incontables salidas a campo, a Luis Felipe Pech Cauich y a Mario May Bacab.

A todo el personal del Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO), por la planeación, ejecución y procesamiento del vuelo de dron sobre el área de estudio.

Al equipo del Instituto de Ingeniería que realizó el análisis granulométrico de mis muestras sedimento.

Al equipo de Moon Palace, por abrirnos sus puertas y apoyarnos en la logística de las salidas de campo, especialmente a los biólogos Fabián Mani Martínez, Gerardo Castañeda Ramírez y Antonio Ortiz.

## **DEDICATORIA**

A mi familia núcleo, Ricardo Alvarez Hernández, Susana Rocha Mier y Mateo Alvarez Rocha, quienes han sido compañeros de innumerables aventuras en el mar y han inspirado mi compromiso con los océanos.

A mi pareja, Benjamín Morelos Martínez, que ha dado soporte y apoyo durante todo este proceso de maestría.

# ÍNDICE GENERAL

<b>RESUMEN .....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCCIÓN GENERAL.....</b>	<b>2</b>
<b>HIPÓTESIS Y OBJETIVO.....</b>	<b>5</b>
<b>ÁREA DE ESTUDIO.....</b>	<b>5</b>
<b>CAPÍTULO 1 PROSPECCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO</b>	
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>8</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>10</b>
Distribución y abundancia de macrófitas.....	10
Clasificación Supervisada de Ortomosaico.....	11
Caracterización de los sedimentos.....	13
Elección de la zona a trasplantar.....	15
Elección de las zonas donadoras.....	16
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>18</b>
Distribución y abundancia de macrófitas.....	18
Clasificación Supervisada del Ortomosaico del Sitio.....	20
Caracterización de los sedimentos.....	23
Elección de la zona a trasplantar.....	26
Elección de las zonas donadoras trasplantes.....	27
<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>29</b>
<b>CONCLUSIONES.....</b>	<b>31</b>
<b>CAPÍTULO 2 ESTUDIO DE LA FACILITACIÓN DE HALIMEDA INCRASSATA AL DESARROLLO DE TRASPLANTES VEGETATIVOS DE HALODULE WRIGHTII</b>	
<b>INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>32</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS.....</b>	<b>33</b>
Instalación de los tratamientos en las parcelas.....	33
Monitoreo.....	35
<b>RESULTADOS.....</b>	<b>42</b>
Evaluación de los trasplantes de <i>Halimeda incrassata</i> .....	42

Evaluación de los trasplantes <i>Halodule wrightii</i> .....	44
Evaluaciones complementarias.....	49
<b>DISCUSIÓN.....</b>	<b>54</b>
<b>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....</b>	<b>59</b>
<b>REFERENCIAS.....</b>	<b>60</b>
<b>ANEXO A. FOTOGRAFÍAS DE ALGAS.....</b>	<b>69</b>
<b>ANEXO B. EXPLORACIÓN DE LOS DATOS PARA OBTENER LAS CLASES DE FONDO MARINO EN LA ZONA DE ESTUDIO.....</b>	<b>70</b>
<b>ANEXO C. PARTES DEL TALO DE HALIMEDA SP.....</b>	<b>71</b>
<b>ANEXO D. TABLA DE PROMEDIOS Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DEL PORCENTAJE DE TRASPLANTES ACTIVOS POR TIEMPOS DE MONITOREO Y TRATAMIENTOS. N=5.....</b>	<b>72</b>
<b>ANEXO E. TABLA DE PROMEDIOS Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LA EXTENSIÓN DEL RIZOMA POR TIEMPOS DE MONITOREO Y TRATAMIENTOS. N=5 PARCELAS POR TRATAMIENTO.....</b>	<b>73</b>
<b>ANEXO F. TABLA DE PROMEDIOS Y DESVIACIÓN ESTÁNDAR DE LA DENSIDAD DE HACES DE HALODULE WRIGHTII POR TIEMPOS DE MONITOREO Y TRATAMIENTOS. N=5.....</b>	<b>73</b>
<b>ANEXO G. TABLA DE CARACTERÍSTICAS DEL SEDIMENTO POR PARCELA ANTES DEL INICIO DEL EXPERIMENTO.....</b>	<b>74</b>
<b>ANEXO H. TABLA DE CORRELACIÓN DE LAS VARIABLES DEL EXPERIMENTO. N=10.....</b>	<b>74</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 0.1.</b> Ubicación del área de estudio Moon Palace, Caribe Mexicano.....	<b>6</b>
<b>Figura 0.2.</b> La barrera anti-sargazo en Moon Palace, Caribe Mexicano.....	<b>7</b>
<b>Figura 1.1.</b> Ubicación de los transectos en el área de estudio Moon Palace.....	<b>10</b>
<b>Figura 1.2.</b> Puntos de colecta de sedimentos por transecto en el área de estudio Moon Palace.....	<b>14</b>
<b>Figura 1.3.</b> Delimitación de las parcelas experimentales, marcadas con estacas de 50 cm (representadas en color rosa), cuerdas de 4 m (representadas con color negro y marcas rosas que indican la ubicación de las filas) .....	<b>16</b>

<b>Figura 1.4.</b> Gráfico de caja y bigotes con la abundancia (Escala Braun-Blanquet) de cada grupo de macrófitas por rangos de distancia de la costa (0 m en el punto de marea más alto) .....	<b>19</b>
<b>Figura 1.5.</b> Gráfico con la abundancia (Escala Braun-Blanquet) de cada grupo de algas rizofíticas (colores en leyenda) por rangos de distancia de la costa (0 m en el punto de marea más alto). Promedios por grupos representados por equis y datos <i>outlier</i> representados por puntos.....	<b>20</b>
<b>Figura 1.6.</b> Fotos representativas de cada clase utilizada para la clasificación supervisada.....	<b>22</b>
<b>Figura 1.7.</b> Clasificación supervisada del área de estudio Moon Palace con algoritmo <i>Random Forest</i> .....	<b>22</b>
<b>Figura 1.8.</b> Resultado de la interpolación del porcentaje de materia orgánica en las muestras de sedimentos con el algoritmo <i>Natural Neighbor</i> , en el área de estudio Moon Palace.....	<b>24</b>
<b>Figura 1.9.</b> Resultado de la interpolación del diámetro medio (D50) en las muestras de sedimentos con el algoritmo natural neighbor, en el área de estudio Moon Palace.....	<b>24</b>
<b>Figura 1.10.</b> Diámetro medio en los sedimentos de las parcelas por tratamiento (n= 5). Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de <i>H. wrightii</i> y de <i>H. incrassata</i> ; tratamiento Hw: solo con trasplantes de <i>H. wrightii</i> .....	<b>25</b>
<b>Figura 1.11.</b> Contenido de materia orgánica en los sedimentos de las parcelas por tratamiento (n= 5). Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de <i>H. wrightii</i> y de <i>H. incrassata</i> ; tratamiento Hw: solo con trasplantes de <i>H. wrightii</i> .....	<b>26</b>
<b>Figura 1.12.</b> Ubicación de las parcelas experimentales (recuadros naranjas) en el área de estudio Moon Palace. Línea negra muestra localización aproximada del transecto 3.....	<b>26</b>
<b>Figura 1.13.</b> La relación entre el peso seco del rizoide con sedimento (mg) y el área del talo superficial (cm <sup>2</sup> ) de <i>Halimeda incrassata</i> (n=25). R= coeficiente de correlación de Pearson; P= probabilidad.....	<b>28</b>
<b>Figura 1.14.</b> La relación entre el volumen del rizoide (ml) y el máximo número de ramificaciones en el talo superior de <i>Halimeda incrassata</i> (n=25). R= coeficiente de correlación de Spearman; P= probabilidad.....	<b>28</b>
<b>Figura 2.1.</b> Trasplantes de <i>H. wrightii</i> con sus respectivos 3 trasplantes de <i>H. incrassata</i> ubicados al este .....	<b>34</b>

<b>Figura 2.2.</b> Extracción y colocación de trasplantes de <i>H. wrightii</i> . Izquierda foto de la extracción de núcleos en pradera donante. Derecha foto de la colocación de trasplantes de <i>H. wrightii</i> con cuerda guía en parcela de tratamiento Hw+Hi.....	<b>35</b>
<b>Figura 2.3.</b> Numeración de espacios entre núcleos para aleatorizar la ubicación de los cuadrantes en la determinación de densidad.....	<b>36</b>
<b>Figura 2.4.</b> Localización de los 20 núcleos por parcela, para evaluar extensión del rizoma.....	<b>38</b>
<b>Figura 2.5.</b> Visualización de posiciones de trasplantes colonizados por parches colindantes (verde fuerte) y por trasplantes internos (verde claro). .....	<b>39</b>
<b>Figura 2.6.</b> Porcentaje de trasplantes vivos de <i>Halimeda incrassata</i> (n= 5) a los 15-21 días, 46-52 días, 73-86, y 105-111 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo.....	<b>43</b>
<b>Figura 2.7.</b> Densidad de reclutas de <i>Halimeda incrassata</i> por tratamiento (n= 5) a los 113-125 y 181-189 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo.....	<b>44</b>
<b>Figura 2.8.</b> Porcentaje de trasplantes activos de <i>Halodule wrightii</i> por tratamiento (n= 5) a los 0 días, 15-21 días, 46-52 días, 73-86, 105-111, 133-140, 181-189 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo.....	<b>45</b>
<b>Figura 2.9.</b> Porcentaje de trasplantes vivos de <i>Halodule wrightii</i> en parcelas con Tratamiento Hw por grupo asignado (n=3) y tiempos de monitoreo en Moon Palace, Q. Roo.....	<b>46</b>
<b>Figura 2.10.</b> Extensión del rizoma de los trasplantes de <i>Halodule wrightii</i> por tratamiento (n=5) después de 46-52, 73-86, 105-11 y 133-140 días del inicio del experimento.....	<b>47</b>
<b>Figura 2.11.</b> Porcentaje de posiciones de trasplante (radio de 30 cm) colonizados por trasplantes de <i>H. wrightii</i> vecinos o parches de <i>H. wrightii</i> colindantes fuera de la parcela. ....	<b>48</b>
<b>Figura 2.12.</b> Densidad de haces de <i>Halodule wrightii</i> por tratamiento (n= 5) después de los 113-125 y 181-189 días del inicio del experimento.....	<b>49</b>
<b>Figura 2.13.</b> Fluctuación de sedimento expresado en erosión (-) acumulación (+) por tratamiento (n= 5) después de 56-82 días, 113-121 días y 192-211 días del inicio del experimento.....	<b>50</b>
<b>Figura 2.14.</b> Nivel de iluminación promedio (lux) en 24 horas (n=6) a los 97-126 días, 127-157 días y 158-189 días del inicio del experimento.....	<b>51</b>
<b>Figura 2.15.</b> Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> a los 46-52 días del inicio del experimento.....	<b>52</b>

<b>Figura 2.16.</b> Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> a los 73-86 días del inicio del experimento.....	<b>52</b>
<b>Figura 2.17.</b> Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> a los 105-111 días del inicio del experimento.....	<b>53</b>
<b>Figura 2.18.</b> Relación entre la densidad de haces de <i>H. Wrightii</i> (y) y la densidad de talos de <i>H. Incrassata</i> (x) dentro de las parcelas experimentales (n= 10).....	<b>54</b>
<b>Figura 2.19.</b> Imágenes de interferencia mecánica de las algas a la deriva a los trasplantes de <i>Halodule wrightii</i> en las parcelas con <i>Halimeda incrassata</i> . Foto izquierda ejemplo parcelas del sur; foto derecha ejemplo parcelas del norte.....	<b>56</b>
<b>Figura 2.20.</b> Talos de <i>Halimeda incrassata</i> en etapa reproductiva sexual cerca de las parcelas experimentales.....	<b>57</b>

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.1.</b> Coordenadas del punto inicial de cada transecto.....	<b>10</b>
<b>Tabla 1.2.</b> Escala de Braun-Blanquet (extraído de Molina & van Tussenbroek, 2014).....	<b>11</b>
<b>Tabla 1.3.</b> Clasificación Norma DIN utilizada para la composición de la granulometría de las muestras de sedimento.....	<b>15</b>
<b>Tabla 1.4.</b> Matriz de confusión de las clases reales y clasificadas.....	<b>23</b>
<b>Tabla 1.5.</b> Promedio y desviación estándar de las medidas y estimaciones morfométricas de los ejemplares de <i>H. incrassata</i> (n=25).....	<b>27</b>

## RESUMEN

En el Atlántico tropical, las macroalgas rizofíticas facilitan la sucesión de los pastos marinos. Posterior a una perturbación son las primeras en colonizar espacios desprovistos de vegetación. Las algas rizofíticas se caracterizan por tener un talo modificado con estructuras de arraigo al sedimento, los cuales puede formar estolones o masas rizoidales. Estas estructuras de arraigo proveen una estabilización a los sedimentos y depositan nutrientes en el sustrato, que facilitan la sucesión de los pastos marinos. En programas de restauración de pastos marinos se han explorado tratamientos con interacciones facilitadoras para incrementar el éxito del esfuerzo, pero hasta el momento no se habían explorado las interacciones facilitadoras de las macroalgas rizofíticas. Ante la reciente necesidad de restaurar las praderas de pastos marinos en el Caribe Mexicano, el presente estudio abarca un diseño experimental con la intención de explorar el potencial rol facilitador del alga rizofítica, *Halimeda incrassata*, en la restauración de pastos marinos. Se realizó una prospección para delimitar las áreas a restaurar (capítulo 1), para posteriormente ejecutar un experimento para determinar el desarrollo de trasplantes del pasto marino *Halodule wrightii* con y sin trasplantes de *H. incrassata* (capítulo 2). Se monitoreó la supervivencia, extensión clonal y densidad de *H. wrightii*, además de la supervivencia y reclutamiento de trasplantes de *H. incrassata*. Los trasplantes de *H. incrassata* mostraron un buen desarrollo en general y reclutamiento. Al inicio, en el primer mes después de la instalación de los tratamientos, los trasplantes de *H. incrassata* favorecieron ligeramente la supervivencia de los trasplantes de *H. wrightii*. Sin embargo, en meses posteriores se observó un efecto indirecto pero perjudicial del tratamiento con *H. incrassata* sobre los trasplantes de *H. wrightii*. Los talos erectos de *H. incrassata* perdieron su rigidez al llenarse de epifitas y algas a la deriva, lo cual aunado al movimiento de oleaje, resultó en un impacto físico continuo de los talos de *H. incrassata* sobre los trasplantes de *H. wrightii*. Esta interferencia causó el desarraigo de los trasplantes de pastos marinos durante los meses monitoreados; por lo tanto, fue complicado evaluar si el alga pudiera haber facilitado el desarrollo del pasto marino. No obstante, la interferencia de *H. incrassata* con epifitos no impidió que la restauración de pastos marinos fuera exitosa, con una supervivencia general del 58% a los 6 meses, y una extensión del rizoma de 5.68cm a los 5 meses del inicio del experimento.

## INTRODUCCIÓN GENERAL

Los pastos marinos son angiospermas adaptadas al medio marino, que pueden formar extensas y densas praderas marinas (Van Tussenbroek et al., 2010). En el Caribe Mexicano, las especies *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* se encuentran típicamente en las lagunas arrecifales bordeadas por los arrecifes de barrera (Van Tussenbroek, 2011). Estas angiospermas marinas desempeñan varias funciones ecológicas vitales para el desarrollo de las comunidades marinas costeras: son fundadoras de ecosistemas llamados praderas marinas o pastizales marinos (Angelini et al., 2011), proveen refugio para diversas especies marinas entre ellas especies comerciales (Unsworth, Nordlund, et al., 2019) y son actores clave en el reciclaje de nutrientes (Mateo & Mutchler, 2006). Además, las praderas de pastos marinos controlan la erosión y estabilización de la costa a través de la atenuación del oleaje y las corrientes (Koch et al., 2009), lo cual proporciona protección costera (James et al., 2019).

Desde 1980, las poblaciones de los pastos marinos han disminuido drásticamente a nivel global (Unsworth et al., 2019). Esto se debe principalmente a causas antrópicas como el desarrollo costero, la contaminación del agua, y daños físicos causados por el motor y anclaje de embarcaciones (Cullen-Unsworth & Unsworth, 2016). De todos los anteriores, la descarga de nutrientes es especialmente perjudicial para las angiospermas marinas, debido al desequilibrio ecológico que causa al modificar dos condiciones determinantes para el desarrollo de estas plantas: la cantidad de luz y disponibilidad de nutrientes (Cullen-Unsworth & Unsworth, 2016). En el Caribe, van Tussenbroek et al. (2014) reportaron signos de deterioro entre 1993 y 2016, en el 43% de las 35 estaciones monitoreadas en el Programa CARICOMP (por sus siglas en inglés “Caribbean Coastal Marine Productivity”). Las principales causas fueron atribuidas a la eutrofización y sedimentación, los cuales en conjunto con eventos naturales como huracanes y herbívora por parte de las tortugas verdes pueden contribuir al colapso de las comunidades de pastos marinos.

A partir del año 2011, grandes cantidades de sargazo (especies pelágicas del alga *Sargassum* spp.) arribaron de manera extraordinaria a las costas del Caribe, y a partir del 2014 comenzaron a llegar a las costas de Quintana Roo, México (Chávez et al., 2020). Estas algas holo-pelágicas se acumulan y descomponen en las costas, lo cual provoca eutrofización, hipoxia y turbidez en las aguas cercanas a las costas (van Tussenbroek et al., 2017); a este fenómeno se le conoce como marea marrón sargazo. Consecuencias

como la mortalidad de la flora y fauna bentónica costera, erosión en las playas y disminución del turismo se han reportado a partir de estas afluencias masivas de sargazo (Chávez et al., 2020). En el Caribe Mexicano, van Tussenbroek et al. (2017) estudiaron el antes y después de las comunidades de pastos marinos de un gran arribazón en 2015, y de los sitios estudiados Mirador Nizuc (Cancún, Quintana Roo) presentó los cambios más drásticos: las praderas densas de *T. testudinum* se recorrieron mar adentro, y las zonas más cercanas a la costa fueron dominadas por algas carnosas y algas rizofíticas tales como *Halimeda* spp. (van Tussenbroek et al., 2017).

La restauración es una estrategia utilizada para contrarrestar la creciente pérdida de las praderas de pastos marinos, la cual continua en constante investigación e innovación. Los desafíos que presentan los esfuerzos de restauración han provocado una baja tasa de éxito (solo el 37% de todos los esfuerzos) de acuerdo con la revisión de van Katwijk et al. (2016). Para incrementar esta tasa de éxito, van Katwijk et al. (2009) han propuesto 5 principios básicos para la restauración de pastos marinos: (1) aliviar o revertir la degradación del hábitat, (2) realizar una apropiada selección del hábitat, (3) realizar una apropiada selección de la población donante, (4) dispersión de los riesgos aplicando replicas en diferentes zonas y diferentes tiempos, (5) adaptar las técnicas y métodos acorde a las características del sitio. Para la selección del sitio a restaurar es recomendado priorizar zonas con registros de presencia histórica de pastos marinos y de reciente colapso, así como considerar el cumplimiento de los requerimientos ambientales de la especie a restaurar (van Katwijk et al., 2009; McDonald et al., 2020). Otras consideraciones prácticas para la selección del sitio es optar por zonas de fácil acceso para reducir costos y zonas destinadas a la conservación (Bertelli et al., 2021). En el caso de empleo de trasplantes, la selección de la población donante debe ir acorde a la adaptabilidad y supervivencia de las plantas a restaurar, es decir que resistan el estrés del traslado y las condiciones de la zona receptora (van Katwijk et al., 2009). McDonald et al., (2020) recomiendan extraer las unidades a trasplantar de zonas con alta disponibilidad de luz, dado que presentan más área foliar y son más resistentes al estrés que aquellas praderas con limitación de luz. Por último, la óptima técnica de trasplante dependerá de la especie a restaurar y los retos particulares de la zona (van Katwijk et al., 2009). Para la especie *H. wrightii*, el uso de núcleos como método de trasplante ha sido bastante efectivo (McDonald et al., 2020), principalmente por la conservación del sedimento de la pradera donadora y su microbioma asociado (Christiaen et al., 2013). También existen técnicas mecanizadas que consisten en embarcaciones con

instrumentos especializados para reducir los esfuerzos, como el implementado por Bell et al. (2008), los cuales plantaron unidades de bandas elásticas con embarcación (referido como “BPU” en su trabajo), o el uso de “GUTS” Sistema de Trasplante de Unidades Giga (Uhrin et al., 2009); sin embargo, su costo es elevado.

Maxwell et al. (2017) incluyeron otro punto a considerar en la restauración; i.e., tomar en cuenta los procesos de retroalimentación que determinan la estructura y el funcionamiento de las comunidades de pastos marinos. Un ejemplo considerando la retroalimentación positiva es el aumento en la densidad de trasplante, lo cual influye sobre los mecanismos de auto facilitación de los pastos marinos (van Katwijk et al., 2016). En la restauración de pastos marinos también se ha propuesto utilizar los mecanismos de retroalimentación positiva entre especies (“*positive feedbacks*”, Valdez et al., 2020); por ejemplo, el uso de bivalvos para estabilizar los sedimentos (Gagnon et al., 2020) y la implementación de paraderos de pájaros para que fertilicen la pradera al defecar (Kenworthy et al., 2018). Las algas rizofíticas podrán facilitar el establecimiento de una pradera de pastos marinos de una manera similar, debido a que colonizan sustratos desprovistos de vegetación y propician la sucesión de pastos marinos al estabilizar parcialmente los sedimentos y depositar nutrientes con la muerte del talo (Williams, 1990). En particular la especie *Halimeda incrassata* tiene potencial para retroalimentar el desarrollo de trasplantes de pastos marinos porque contribuye en la atenuación del oleaje en comunidades de pastos marinos (Weitzman et al., 2015) y su longitud de rizoide es superior a la mayoría de las macroalgas rizofíticas (~4 cm; Cruz-Palacios & Van Tussenbroek, 2005). Además, la abundancia de *H. incrassata* incrementó en la zona de estudio del presente trabajo a partir de los arribazones de sargazo (específicamente en Punta Nizuc de acuerdo con van Tussenbroek et al., 2017).

La especie pionera en el desarrollo de comunidades de pastos marinos del Caribe Mexicano, *H. wrightii*, es la especie más adecuada para trasplantar debido a que posee una amplia tolerancia a la limitación de luz por turbidez del agua (14-33% irradiancia superficial) y diferentes salinidades (15-30 psu) (McDonald et al., 2020) y posee una tasa de elongación del rizoma superior al del resto de los pastos marinos de esta zona (81-365 cm por año; Marbà & Duarte, 1998). Establecido lo anterior, el presente trabajo tiene como fin explorar el potencial de *H. incrassata* como facilitadora en la restauración de pastos marinos y esta dividido en dos capítulos: el primer capítulo abarca la prospección del área de estudio para

delimitar la zona a restaurar y el segundo capítulo el experimento para evaluar el desarrollo de los trasplantes de *H. wrightii* con y sin trasplantes de *H. incrassata*.

## HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

**Hipótesis:** *Halimeda incrassata* facilita el desarrollo de los trasplantes de *Halodule wrightii*.

**Objetivo general:** Evaluar el desarrollo de los trasplantes de *Halodule wrightii* en ausencia y presencia de *Halimeda incrassata* en parcelas experimentales en la laguna arrecifal de Puerto Morelos, Caribe Mexicano.

### Objetivos particulares:

Objetivo 1: Identificar la zona más idónea para trasplantar mediante una prospección del sitio de estudio.

Objetivo 2: Evaluar los tratamientos con presencia y ausencia de *Halimeda incrassata* mediante mediciones de supervivencia, expansión clonal y densidad de *Halodule wrightii* en las parcelas experimentales.

## ÁREA DE ESTUDIO

El Caribe Mexicano posee una plataforma costera carbonatada estrecha a comparación del resto de la Península de Yucatán (Carranza-Edwards et al., 1974). Forma parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM), un conjunto de arrecifes bordeantes que forman lagunas arrecifales (Rioja-Nieto & Álvarez-Filip, 2019). Al norte del Caribe Mexicano se encuentra el Parque Nacional Arrecife Puerto Morelos (21° 00' 00" y 20° 48' 33" Norte y 86° 53' 14.94" y 86° 46' 38.94" Oeste), zona que contiene praderas de pastos marinos bien establecidos en la laguna arrecifal (van Tussenbroek, 2011).

En cuestión de eventos meteorológicos, el Golfo de México y Caribe occidental presentan dos temporadas de viento extremo, la temporada de "Nortes" y la temporada de Huracanes. Los "Nortes" se presentan comúnmente de septiembre a abril y se caracterizan por vientos fríos superiores a 19m por segundo (Appendini et al. 2013). La temporada de ciclones tropicales comprende de junio a noviembre, con un pico de mediados de agosto a finales de octubre (Appendini et al. 2013).

El estudio se llevará a cabo en la playa de 2.1 kilómetros frente el complejo hotelero Moon Palace, ubicado en las coordenadas 20° 59' 17" Norte y 86° 49' 32" Oeste (figura 0.1). En

2020, el hotel instaló barreras para evitar la entrada del sargazo a la playa a 200m de la costa, lo cual contribuyó parcialmente a evitar la acumulación de masas de sargazo en la playa. El proyecto se llevó a cabo en la zona protegida por la barrera anti-sargazo, entre la barrera y la playa (figura 0.2).

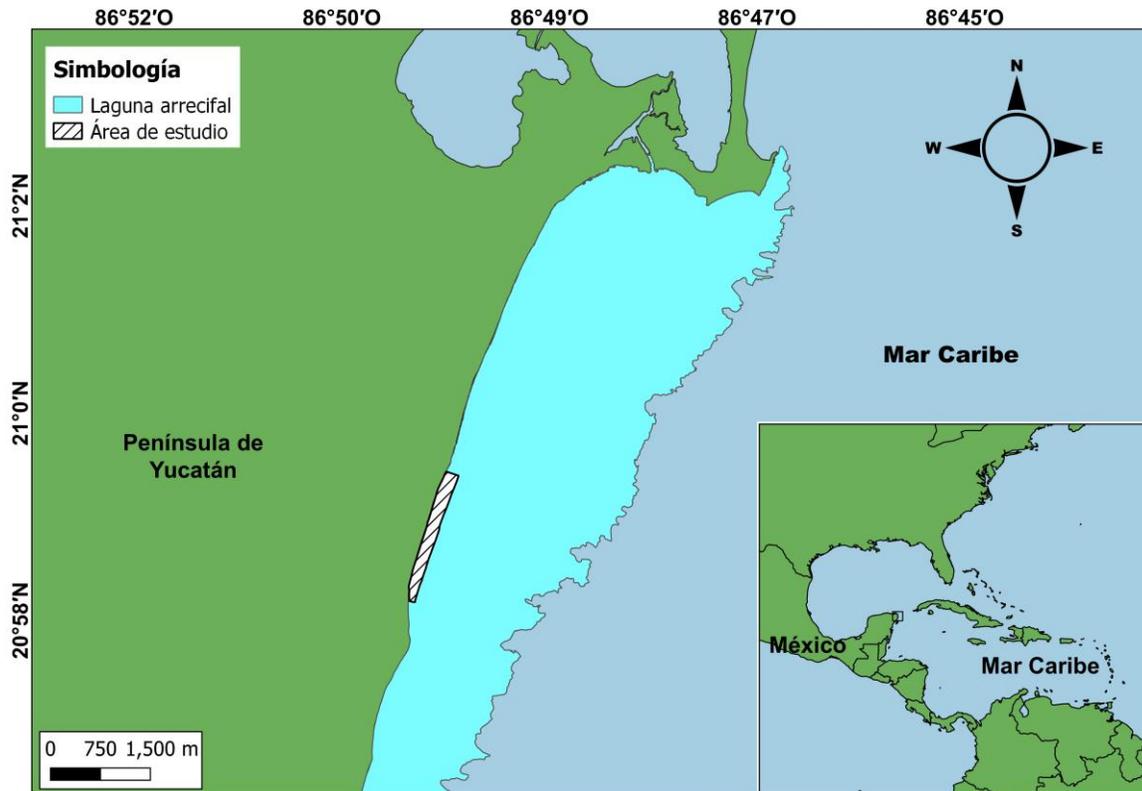


Figura 0.1. Ubicación del área de estudio Moon Palace, Caribe Mexicano. Representación de la laguna arrecifal adaptado de Cerdeira-Estrada et al. (2022).



Figura 0.2. La barrera anti-sargazo en Moon Palace, Caribe Mexicano

# Capítulo 1 Prospección del área de estudio

## Introducción

Incrementar la probabilidad de éxito en la restauración de pastos marinos reside en un amplio conocimiento del área, en términos de parámetros fisicoquímicos del agua, disponibilidad de luz, tipo de sedimento y distribución de la vegetación (Bertelli et al. 2021). La prospección ayuda a entender si se revertieron los posibles factores que causaron la decadencia de los pastos marinos, y permite seleccionar zonas a restaurar y praderas donadoras de trasplantes.

De acuerdo con Bertelli et al. (2021) es recomendable evaluar los siguientes parámetros para la selección de la zona a restaurar: parámetros fisicoquímicos del agua, penetración de luz, sedimentación, salinidad, hidrodinámica, materiales en suspensión y la identificación de posibles contaminantes de preocupación (como metales pesados). La hidrodinámica y el transporte de sedimentos son factores físicos de influencia en la estructura espacial de los pastos marinos (van der Heide et al., 2010), los cuales pueden ser determinados mediante el análisis del sedimento. La granulometría por ejemplo está estrechamente ligado al transporte de los sedimentos y la hidrodinámica del sitio, debido a que las partículas de tamaño más fino tienden a sedimentarse en zonas de menor energía de oleaje y corrientes, y las partículas más pesadas y gruesas se quedan en zonas de mayor energía de oleaje y corrientes, siendo transportadas solamente en eventos extremos (Ochoa, 2013). El contenido de materia orgánica en los sedimentos también es importante de evaluar, debido a que los sedimentos finos y ricos en materia orgánica pueden favorecer o inhibir el desarrollo de los pastos marinos (van Katwijk et al., 2010). Para la prospección de la pradera donadora de trasplantes, Bertelli et al. (2021) puntualiza evaluar la extensión de la pradera, la densidad de haces foliares o porcentaje de cobertura, altura de las hojas, así como determinar los parámetros bioquímicos del sedimento.

Las características de la vegetación marina se pueden abordar mediante diferentes diseños de observación subacuática como transectos, cuadrantes y puntos aleatorios, los cuales permiten estimar variables como cobertura, densidad y abundancia de macrofitas (i.e. pastos marinos y macroalgas). El diseño que se implemente debe adecuarse a los objetivos

del muestreo (escala y precisión), así como las características específicas del área de estudio.

La percepción remota es otra herramienta útil de prospección que permite obtener información espacial de las praderas de pastos marinos a través del procesamiento de imágenes (archivos tipo ráster) satelitales u ortomosaicos obtenidos con dron (Bull et al., 2021). Los mapas con información relevante se pueden obtener mediante análisis de clasificación supervisada o no-supervisada (Goodman et al., 2013). La clasificación no-supervisada evalúa los valores de los píxeles para agrupar aquellos similares estadísticamente; sin embargo, las clases pueden no reflejar características ecológicas relevantes (Hochberg, 2011). En la clasificación supervisada las clases se predefinen con datos georreferenciados en campo que indican diferentes características del fondo marino, y se representan en polígonos para entrenar el algoritmo de clasificación (Goodman et al., 2013). Uno de los métodos más comúnmente usados para los análisis de clasificación es el método basado en píxeles, el cual utiliza los valores de los píxeles englobados en los polígonos de entrenamiento que representan diferentes clases (Núñez-Morales, 2021).

En los últimos años, las imágenes satelitales han sido ampliamente utilizadas para la distribución y monitoreo de los pastos marinos debido a su alta accesibilidad desde el lanzamiento del satélite Sentinel 2 (Bayyana et al., 2020; Lazuardi et al., 2020; Fauzan et al., 2021), sin embargo, la resolución de las imágenes puede ser insuficiente para áreas muy focalizadas ya que posee un tamaño de píxel de 10 x 10 m. Los ortomosaicos obtenidos por vuelos de dron poseen mejor resolución de imagen (<10 cm) lo cual permite visualizar más detalles en la imagen y crear mapas con mayor precisión para plasmar la distribución de pastos marinos, o monitorear resultados de restauración (Rende et al., 2020).

El presente capítulo tiene como objetivo presentar los resultados de una prospección del área de estudio a través de foto transectos, sensores remotos y análisis del sedimento para determinar la ubicación de las parcelas experimentales y elegir las zonas donadoras de trasplantes.

## Materiales y métodos

### Distribución y abundancia de macrofitas

La caracterización inicial de la vegetación marina se realizó mediante cinco transectos perpendiculares a la costa, con 200 m de longitud (0 m en el punto de marea más alto) y 200 m de distancia entre sí, para abarcar los 2 km de costa en el sitio de estudio (Figura 1.1 y Tabla 1.1). Los transectos fueron establecidos con 4 cintas métricas de 50 m y 5 varillas metálicas, además se colocó una boya con su respectiva pesa cada 50 m para mantener el transecto lo más perpendicular posible. En cada transecto se tomaron fotos del fondo marino con una cámara Olympus Tough TG-6 y una GoPro 8. Las fotos abarcaron un área aproximada de 0.55 m x 0.45 m y se tomaron cada cinco metros desde el punto de marea más alto hasta la pradera densa. Además, a lo largo de cada transecto se colectaron de manera general y manual algunos ejemplares de macroalgas rizofíticas visualmente diferentes. Las macroalgas fueron guardadas en bolsas con cierre hasta su transporte al laboratorio. Se tomaron fotos del talo de cada macroalga y se identificaron al nivel taxonómico más bajo posible (ver Anexo A).



Figura 1.1. Ubicación de los transectos en el área de estudio Moon Palace.

Tabla 1.1. Coordenadas del punto inicial de cada transecto.

T	Latitud	Longitud
1	20°59'26.40"N	86°49'30.92"O
2	20°59'14.23"N	86°49'35.97"O
3	20°59'1.83"N	86°49'39.85"O
4	20°58'49.42"N	86°49'43.89"O
5	20°58'36.80"N	86°49'47.37"O

Las fotos fueron evaluadas para estimar abundancia de pastos marinos, algas rizofíticas y otras macroalgas mediante la asignación de puntajes cualitativos de la escala Braun-Blanquet usada por Molina Hernández & Van Tussenbroek, (2014) (Tabla 1.2). Para evaluar los cambios de composición de la vegetación con respecto a la distancia de la costa se realizaron dos pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis en el software Minitab versión 16.0, en el primero se introdujo como variable de respuesta la abundancia de macrofitas y como factor la distancia desde la línea de costa. Hipótesis nula: ausencia de diferencias significativas conforme la distancia desde la línea de costa. En la segunda se introdujo como variable de respuesta la abundancia y como factor el grupo de macrofitas. Hipótesis nula: ausencia de diferencias significativas entre los distintos grupos de macrofitas. También se realizó un Kruskal-Wallis para determinar la abundancia de los distintos grupos de macroalgas rizofíticas con respecto a la distancia de la costa. Se introdujo como variable de respuesta la abundancia y como factor grupo. Hipótesis nula: ausencia de diferencias significativas entre zonas (i.e. rangos de distancias de la costa).

Tabla 1.2. Escala de Braun-Blanquet (extraído de Molina & van Tussenbroek, 2014).

<b>Abundancia</b>	<b>Escala</b>	<b>Cobertura (%)</b>
Raro: 1 o 2 individuos	r (0.1)	0.05
Pocos individuos	+ (0.5)	0.5
Bastantes individuos o cobertura < 5%	1	3
Muchos individuos o cobertura 5-25%	2	15
Cobertura 25-50 %	3	37.5
Cobertura 50-75 %	4	62.5
Cobertura 75-100 %	5	87.5

### **Clasificación Supervisada de Ortomosaico**

Para completar la caracterización de la distribución espacial de los tipos de fondo caracterizados por los macrofitas del sitio de estudio se solicitó al Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico (SAMMO) un ortomosaico, el cual fue realizado el día 22 de septiembre de 2021 a las 7:30 de la mañana, a 200 m de altitud, mediante un Drone MAVIC con cámara L1D-20c (10.26 mm). El ortomosaico fue proporcionado con un traslape horizontal y vertical del 70 %, una resolución espacial de 0.05 x 0.05 m por píxel y 3 bandas RGB (roja, verde, azul).

## **Preprocesamiento del ortomosaico**

Debido a la dificultad que presentaba la alta resolución del ortomosaico para su manipulación, se solicitó al SAMMO reducir su resolución, lo cual se realizó ampliando el tamaño de píxel a 0.1 x 0.1 m mediante el programa Agisoft Metashape Profesional 1.6.2. Una vez ampliado el tamaño de píxel se procedió a crear dos polígonos en el software QGIS versión 3.16.14, uno para extraer el Área de Interés (AOI) y el otro para enmascarar los objetos de no interés como embarcaciones, boyas, estructuras artificiales sumergidas y zona de mucha suspensión de sedimento. Los procedimientos para enmascarar el ortomosaico fueron realizados en el software SNAP versión 8.0.9. con la función para ráster Land/ Sea Mask.

## **Polígonos de entrenamiento para la clasificación supervisada**

Se utilizaron todas las fotos tomadas en los cinco transectos para la definición de los polígonos de entrenamiento de la clasificación supervisada, llamadas comúnmente semillas. Adicionalmente se incluyeron los cinco puntos inicialmente tomados para la evaluación de la zona donadora de *Halimeda incrassata*. Las cinco fotos extras poseen una dimensión de 0.5 x 0.5 m y fueron tomadas con una GoPro 8.

Las ubicaciones de las fotos tomadas en los transectos se infirieron tomando de referencia el punto inicial de los transectos y la trayectoria realizada en algunos transectos. La trayectoria fue trazada con una boya diseñada por el SAMMO (Servicio Académico de Monitoreo Meteorológico y Oceanográfico) que captura la ubicación geográfica y hora cinco veces por minuto, la cual se remolcó en la superficie del agua durante la toma de datos de tres transectos.

Todas las fotos fueron procesadas con ayuda de una cuadrícula de 10 x 10 (100 cuadros simétricos) para estimar el porcentaje de cobertura de pastos marinos, algas rizofíticas, otras algas y sedimento. Los datos fueron organizados en una hoja de cálculo en Microsoft EXCEL y se transformaron aplicando raíz cuadrada. Posteriormente se procedió a explorar gráficamente los datos para la definición de las clases, a través de una gráfica de barras 100 % apiladas con los datos sin transformar en Microsoft EXCEL y de la matriz de datos para obtener un dendograma de agrupación jerárquica con distancias de Bray-Curtis en R Studio (ver Anexo B).

Los polígonos de entrenamiento se crearon en el software QGIS versión 3.16.14 basados en la ubicación inferida de los datos colectados en campo y a cada uno le ha sido asignada la clase correspondiente.

También se crearon polígonos de entrenamiento adicionales (dummies) para clasificar las zonas con vegetación en descomposición observadas en el ortomosaico utilizado. Esta acumulación de vegetación en descomposición interfería en la clasificación supervisada, por lo tanto, se ha optó por crear una nueva clase y la cual se definió a través del conocimiento del área de estudio y la alta resolución del ortomosaico.

### **Clasificación supervisada**

Se destinó aleatoriamente el 70 % de los polígonos de cada clase para realizar la clasificación supervisada en el Software SNAP versión 8.0.9. con los algoritmos *Random Forest*, Máxima Verosimilitud y k Vecino más cercano (KD Tree KNN), todos típicamente utilizados para la clasificación supervisada basado en los valores de los píxeles.

Posteriormente se realizó la evaluación de la exactitud del mapa con el 30 % de los polígonos restante en el Software ENVI versión 5.3 a través de una matriz de confusión. Los valores fueron extraídos para calcular en Microsoft Excel el índice Kappa de cada clasificación con su respectivo algoritmo. De acuerdo con Cohen (1960) el resultado del índice kappa indica la concordancia entre los píxeles clasificados en relación con su condición real y debe interpretarse de la siguiente manera:  $\leq 0$  desacorde, de 0.01-0.20 leve, de 0.21-0.40 regular, de 0.41-0.60 moderado, de 0.61-0.80 sustancial, y de 0.81-1.00 casi perfecto.

### **Caracterización de los sedimentos**

Del 22 de septiembre al 4 de octubre, se colectaron sedimentos superficiales en los transectos empleando la mano a manera de pala como método de colecta, los cuales se realizaron cada cinco metros desde el borde de la pradera densa en dirección a la costa y después en tres puntos aleatorios (Figura 1.2). Solo en el caso del transecto dos, donde el borde de la pradera densa se encontró posterior a la barrera anti-sargazo, se tomaron cinco muestras consecutivas (cada 5 m) desde la barrera anti-sargazo con dirección a la costa y posteriormente 3 muestras aleatorias. El 16 de junio del 2022 se realizó una segunda colecta de sedimentos, después de establecer las parcelas y sus respectivos tratamientos.

Se tomó una muestra al sur de cada parcela, más 18 muestras en puntos dispersos (Figura 1.2).



Figura 1.1. Puntos de colecta de sedimentos por transecto en el área de estudio Moon Palace. Primera colecta de 22 de septiembre al 4 de octubre de 2021. Segunda colecta del 16 de junio de 2022.

Se empleó el mismo protocolo para las muestras de primera y segunda colecta. En laboratorio se decantó el exceso de agua de las muestras y se dejaron al sol para evaporar el agua residual. Posteriormente las muestras se colocaron en charolas y se secaron por dos días (48 horas) en estufa de secado a 60 °C para eliminar la humedad. Por último, se les realizó una remoción de conchas y trozos de estructuras vegetales no particulados con un tamiz de cuadro ancho (5 mm).

Para el análisis granulométrico se separó 120 g mínimo – 200 g máximo de cada muestra para enviarlo al Instituto de Ingeniería. Una vez ahí se sometieron 40 réplicas por muestra en el analizador de partículas Camsizer-L Retsch Technology para clasificar el tamaño de grano utilizando la Norma DIN (Deutsches Institut für Normung (Tabla 1.3). Los resultados fueron entregados en reportes con los porcentajes de tamaño de grano y el tamaño de grano promedio de cada muestra.

El resto de la muestra se utilizó para determinar materia orgánica con el método por Ignición (L.O.I por sus siglas en inglés Loss-On-Ignition) basado en las consideraciones de (Heiri et al., 2001) y el procedimiento estandarizado de Luczak et al., (1997). Las muestras fueron secados por 12 horas a 60 °C y tamizados con una luz de malla de 2mm. Con una balanza analítica se pesaron los crisoles de cerámica sin muestra y después con 2 g de sedimento para ser sometidas a 500 °C por 5 horas en una Mufla. Finalizada la ignición, se volvió a pesar el crisol con muestra y se empleó la siguiente formula:

% materia orgánica = ((Peso inicial– Peso después de ignición) / Peso inicial) \* 100

Se realizó 3 réplicas por muestra para después promediar los valores por punto.

Los datos de granulometría y materia orgánica de todos los puntos de colecta fueron introducidos al programa ArcGis Desktop 10.8 con sus puntos geográficos para desarrollar un mapa de interpolación con el algoritmo *Natural Neighbor* (Sibson, 1981). Para la granulometría se utilizó el diámetro medio de grano y para la materia orgánica su porcentaje.

Tabla 1.1. Clasificación Norma DIN utilizada para la composición de la granulometría de las muestras de sedimento.

<b>Clasificación</b>	<b>Rango de diámetro granulométrico (mm)</b>
Arcilla	<0.019
Limo Fino	0.002-0.0059
Limo Medio	0.006-0.019
Limo Grueso	0.02-0.059
Arena Fina	0.06-0.19
Arena Media	0.2-0.59
Arena Gruesa	0.6-1.9
Grava Fina	2.0-5.9
Grava Media	6.0-19.0
Grava Gruesa	20.0-59.0
Piedra	>60

Los datos de diámetro medio y porcentaje de materia orgánica por parcela y tratamiento fueron introducidos a R Studio (Desktop 2021.09.2+382) para comprobar la aleatoriedad del diseño experimental. Para ambas variables del sedimento se aplicó la Prueba T-Student para determinar si existen diferencias significativas entre tratamiento (descripción de tratamientos en Capítulo 2), con un alfa de 0.05.

### **Elección de la zona a trasplantar**

La delimitación de la zona a trasplantar consideró como criterio principal la evasión de zonas con vegetación. También se consideró una profundidad de sedimento mínima de 20 cm, lo cual está basado en la profundidad de las raíces del pasto marino *H. wrightii* (promedio de 6.5cm; Duarte et al. 1998) y pruebas experimentales previas (protocolo de Marcos-Benítez, tesis en proceso). La profundidad de sedimento fue medida en 17 puntos aleatorios a 50-100 m de la costa (0 m en el punto de marea más alto) con una distancia de 30 m entre sí. Para esto se introdujo una varilla de 50 cm hasta topar con sedimento consolidado y se midió la longitud de la varilla que sobresalió del nivel de sedimento.

La exploración de la clasificación supervisada y la exploración en campo fueron empleadas para evadir las zonas de vegetación. A partir de la clasificación supervisada se localizaron las zonas agrupadas en la clase 7 (Pradera de pastos marinos denso), la clase 6 (Pradera de pastos marinos poco denso) y la clase 4 (Pradera mixta) para asignar puntos prospectos fuera de esta distribución. Los puntos fueron explorados en campo y se movió la localización en caso de encontrar praderas de pastos marinos.

Las parcelas experimentales se establecieron con una dimensión de 4 x 10 m y se procuró una separación entre sí mayor o igual a 10 m. Para delimitar el área de las parcelas se emplearon 4 estacas de 50cm de largo para cada esquina, dos estacas de 50cm para marcar la mitad de cada lado de 10m, y dos cabos de 4 m para unir las esquinas (Figura 1.3).



Figura 1.2. Delimitación de las parcelas experimentales, marcadas con estacas de 50 cm (representadas en color rosa), cuerdas de 4 m (representadas con color negro y marcas rosas que indican la ubicación de las filas).

## **Elección de las zonas donadoras**

### **Pradera donadora de *Halodule wrightii***

La elección de la pradera donante consideró: 1. cercanía a la zona a restaurar, 2. un área mínima de 50 m<sup>2</sup>, y 3. abundancia de *H. wrightii*  $\geq 2$  en puntaje Braun-Blanquet. Para esto se utilizó la base de datos con la información bentónica de varios puntos de la laguna arrecifal frente a Moon Palace del trabajo De Almeida et al. (2022) para buscar sitios

prospectos con presencia de *H. wrightii*. Aquellos puntos muy lejanos del sitio de estudio se descartaron y se procedió a evaluar el único punto con mayor cercanía al sitio de estudio. Para medir el área se colocaron 4 boyas alrededor de pradera de *H. wrightii* y se realizó un recorrido bordeando la zona con una boya trazadora de trayectoria diseñada por el SAMMO (ver sección "Clasificación Supervisada de Ortomosaico"). Los puntos del recorrido se introdujeron a Google Earth y se dibujó sobre ellos el polígono para obtener el perímetro y área de la pradera donante. También se realizó conteo de haces y se midió altura máxima de dosel en 8 cuadrantes de 0.5 x 0.5 m y 5 cuadrantes de 0.25 x 0.25 m.

### **Zona donadora de *Halimeda incrassata***

Para elegir la zona donadora de *Halimeda incrassata* se procuraron los siguientes criterios: 1. cercanía a la zona a trasplantar, 2. ausencia de pastos marinos (para no interferir en el experimento), y 3. abundancia de *H. incrassata*  $\geq 2$  en puntaje Braun-Blanquet. A partir del recorrido paralelo a la costa se observó una zona con alta presencia de *H. incrassata* y ausencia de pastos marinos. Se procedió a evaluar la densidad de *H. incrassata* mediante 5 cuadrantes aleatorios de 0.50 x 0.50 m donde se contaron todos los talos de *H. incrassata*. Adicionalmente se colectaron 5 ejemplares de *H. incrassata* por cuadrante (total de 25) para tomar medidas morfométricas en laboratorio y a partir de su análisis establecer un criterio de selección de trasplantes.

En el laboratorio, Los ejemplares de *H. incrassata* fueron colocados uno por uno en una tabla de acrílico para procesarlos. Se contó el máximo número de ramificaciones del talo superficial, separando las ramificaciones terminales con una aguja disección. Se midió el largo del rizoide con un vernier de 0.02 mm de precisión, así como el ancho y largo del talo superficial con una regla de 30 cm (0.1 mm de precisión) para estimar el área del talo superficial (ver Anexo C para identificar partes). A cada ejemplar se les removió el rizoide con unas tijeras para estimar el volumen del rizoide, el cual se obtuvo con desplazamiento de volumen que causo la introducción del rizoide en una probeta de 10 ml. Los rizoides fueron posteriormente colocados en la estufa de secado por 48 horas a 60 °C para después obtener el peso seco del rizoide con una balanza analítica Explorer Pro Ohaus. Se procedió a remover el sedimento de los rizoides con HCl al 37% de concentración, el cual se aplicó en frascos de vidrio durante 2 días. Cuando dejó de reaccionar el ácido se enjuagaron los rizoides con abundante agua, se colocaron en la estufa de secado por 24 horas a 60 °C, y se pesaron nuevamente en la balanza analítica para obtener la capacidad del rizoide a partir

de la resta del peso del rizoide con sedimentos y el peso del rizoide sin sedimentos. Los datos se organizaron en una tabla Excel y se introdujeron al programa R Studio (Desktop 2021.09.2+382) para corroborar la normalidad de cada conjunto de datos con la prueba de Shapiro Wilk y homogeneidad de varianzas con la prueba Levene. Se realizó un análisis de correlación entre el volumen del rizoide (ml) y el máximo número de ramificaciones en el talo superior de *H. incrassata* con el coeficiente de Spearman, y entre el peso seco del rizoide con sedimento (mg) y el área del talo superficial (cm<sup>2</sup>) de *H. incrassata* con el coeficiente de Pearson.

## Resultados

### Distribución y abundancia de macrófitas

En los transectos se identificaron las especies de pastos marinos *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii*, y las algas rizofíticas *Caulerpa* spp., *Halimeda incrassata*, *Udotea* spp., *Penicillus/Rhipocephalus* spp. y *Avrainvillea* spp. Otras algas también presentes en los transectos fueron macroalgas verdes no rizofíticas, macroalgas rojas carnosas y macroalgas rojas filamentosas. Los transectos uno, dos y tres presentaron las menores abundancias de *T. testudinum* y *S. filiforme*, mientras los transectos cuatro y cinco presentaron los valores más altos. Para el caso de *H. wrightii* los valores más altos de abundancia fueron en los transectos uno, tres y cinco. De las otras algas cabe destacar la presencia de la macroalga verde no-rizofítica *Codium* sp. en los transectos tres y cuatro, así como presencia de macroalgas rojas filamentosas en el transecto uno.

La composición de la vegetación varió significativamente con respecto a la distancia de la costa ( $H= 44.03$ ,  $p= <0.001$ ,  $n= 125$ ) y presentó la siguiente distribución: los primeros 100 m con escasa vegetación, de los 100 a 125 m con mayor predominancia de algas rizofíticas, de los 125 a 150 m con algas rizofíticas y parches de *T. testudinum* y *S. filiforme*, por último, de los 150 m a 200 m con *T. testudinum* y *S. filiforme* formando praderas densas (Figura 1.4). La zona de los 25-50m ( $Z= -4.3$ ) y la zona de los 150-175 m ( $Z= 3.43$ ) presentaron un rango promedio más lejano al rango promedio general. La abundancia también difirió significativamente entre grupos ( $H= 14.54$ ,  $p= 0.006$ ,  $n= 25$ ), donde el grupo con mayor lejanía al rango promedio fueron "otras algas" ( $Z= 3.09$ ).

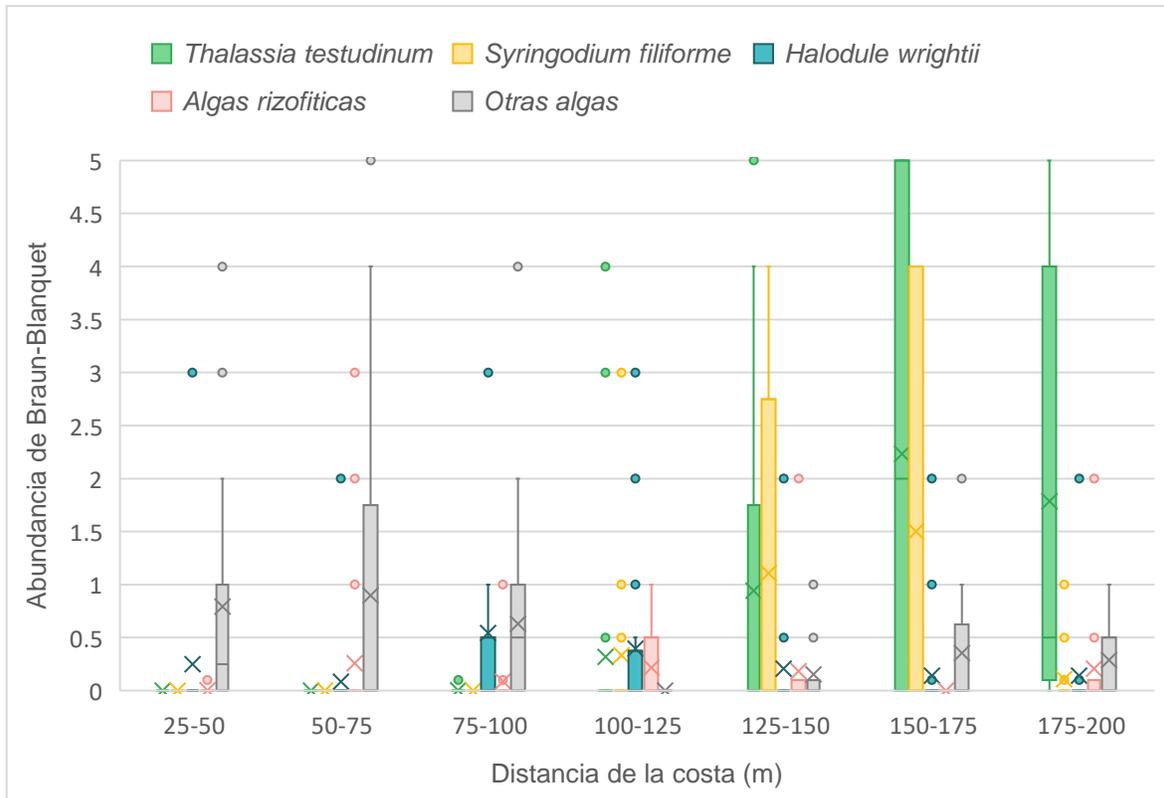


Figura 1.3. Gráfico de caja y bigotes con la abundancia (Escala Braun-Blanquet) de cada grupo de macrofitas por rangos de distancia de la costa (0 m en el punto de marea más alto). La equis representa el promedio, la caja el rango intercuartílico, los bigotes los rangos extremos, la raya representa la mediana, y los puntos los datos *outlier*.

La abundancia de los distintos grupos de macroalgas rizofíticas (en escala Braun-Blanquet) fueron en general bajas (Figura 1.5) y no presentaron diferencias significativas entre grupos taxonómicos ( $H = 1.31$ ,  $p = 0.859$ ,  $n = 25$ ) o entre distancias de la costa ( $H = 2.56$ ,  $p = 0.862$ ,  $n = 125$ ). En el caso del análisis por grupo taxonómicos *H. incrassata* fue la especie con mayor presencia y dominancia en la zonación con respecto a la distancia de la costa, además presentó la mayor abundancia reportada a los 50-75m. Por otro lado, *Penicillus/Rhipocephalus* fue el grupo menos presente con solo un dato sobre los 175-200 m. Para el caso del análisis por zonas, las abundancias más altas de macroalgas rizofíticas se encontraron en la zona de los 50-75 m, mientras la zona de los 150-175 tuvo nula abundancia de algas rizofíticas.

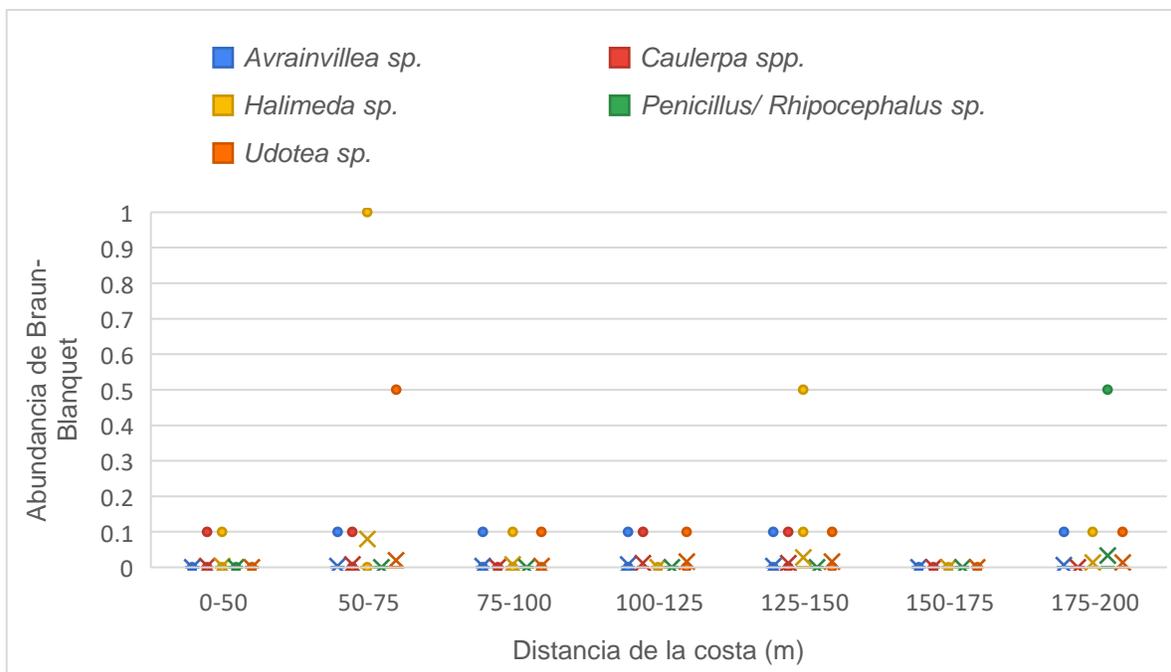


Figura 1.4. Gráfico con la abundancia (Escala Braun-Blanquet) de cada grupo de algas rizofíticas (colores en leyenda) por rangos de distancia de la costa (0 m en el punto de marea más alto). Promedios por grupos representados por equis y datos *outlier* representados por puntos.

### **Clasificación Supervisada del Ortomosaico del Sitio**

A partir de la exploración de los datos (ver Anexo B) se definieron 8 clases que fueron utilizadas para el entrenamiento de la clasificación supervisada (Figura 1.6). Sus características son las siguientes:

**Clase 1.** Arenal con muy escasa vegetación. Sedimento con 95-100 % de cobertura, vegetación marina en general menor a 5 % de cobertura.

**Clase 2.** Arenal con poca vegetación. Sedimento con 85-94 % de cobertura, y pastos marinos, algas rizofíticas u otras macroalgas (i.e. macroalgas verdes no rizofíticas, macroalgas rojas carnosas o macroalgas rojas filamentosas) de 6-15 % de cobertura.

**Clase 3.** Arenal con algas rizofíticas. Sedimento con 65-84 % de cobertura, macroalgas rizofíticas con 15-35 % de cobertura, pastos marinos y otras macroalgas con 0-5% de cobertura.

**Clase 4.** Pradera mixta. Sedimento con 10-68 % de cobertura, *Codium* sp. con 27-67 % de cobertura, pastos marinos entre 7-25 % de cobertura y algas rizofíticas con 0-9 % de cobertura.

**Clase 5.** Macroalgas rojas filamentosas. Macroalgas rojas filamentosas con 40-85 % de cobertura, sedimento con 15-54 % de cobertura, pastos marinos raros con 0-9 % de cobertura, algas rizofíticas ausentes.

**Clase 6.** Pradera de pastos marinos poco denso. Sedimento entre 55-78 % de cobertura, pastos marinos entre 22-35 % de cobertura, algas rizofíticas y otras macroalgas con 0-5 % de cobertura.

**Clase 7.** Pradera de pastos marinos denso. Pastos marinos entre 53-95 % de cobertura, sedimento entre 4-47 % de cobertura, algas rizofíticas con 2-8 % de cobertura y otras macroalgas con 2-16 % de cobertura.

**Clase 8.** Vegetación en descomposición.

La clasificación con mayor porcentaje de precisión general (74%) y mejor índice Kappa (0.73) fue realizado con el algoritmo *Random Forest* (ver Figura 1.7). De acuerdo con la matriz de confusión, 6 clases tuvieron una buena clasificación mientras 2 clases tuvieron una deficiente clasificación (ver Tabla 1.5.). La clase 2 de Sedimento con poca vegetación y la clase 6 de pastos marinos poco densos fueron las clases que más se confundieron entre sí.

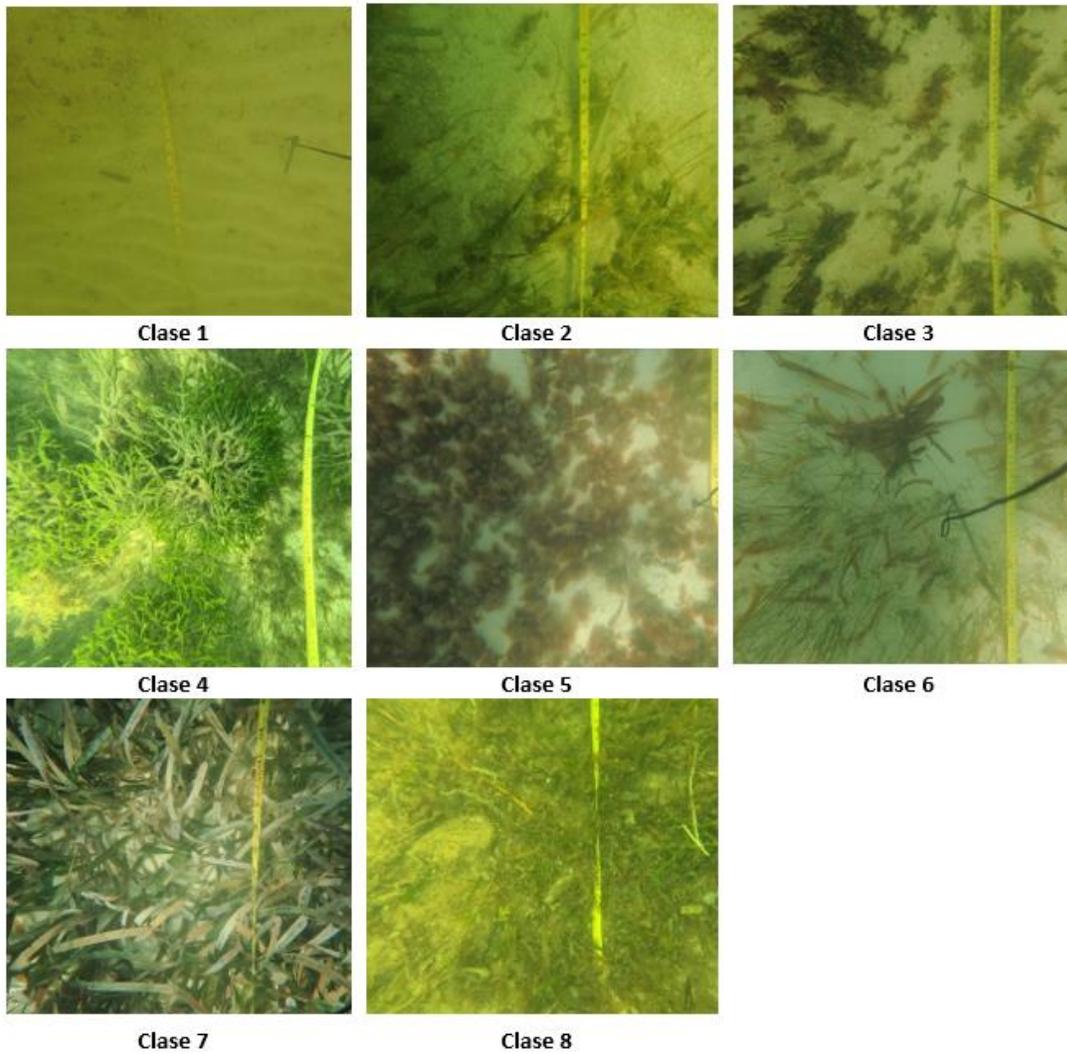


Figura 1.5. Fotos representativas de cada clase utilizada para la clasificación supervisada.

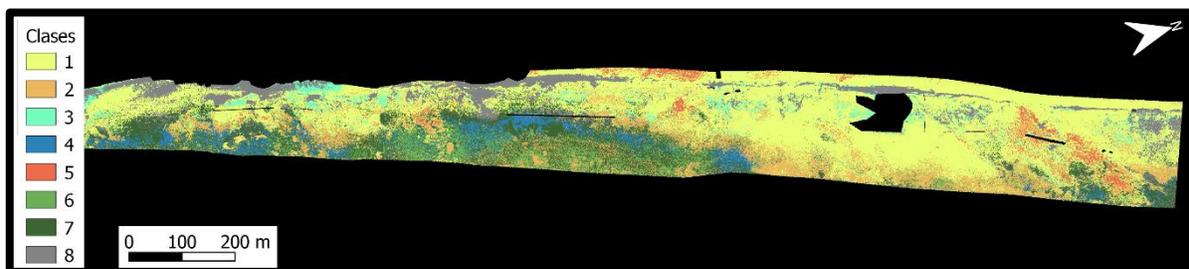


Figura 1.6. Clasificación supervisada del área de estudio Moon Palace con algoritmo *Random Forest*. Clase 1 Arenal con muy escasa vegetación; Clase 2 Arenal con poca vegetación; Clase 3 Arenal con algas rizofíticas; Clase 4 Pradera mixta; Clase 5 Macroalgas filamentosas; Clase 6 Pradera de pastos marinos poco denso; Clase 7 Pradera de pastos marinos denso; Clase 8 Vegetación en descomposición.

Tabla 1.2. Matriz de confusión de las clases reales y clasificadas.

Clases reales /Clases clasificación	1	2	3	4	5	6	7	8	Total
1	<b>257</b>	15	10	0	0	9	11	0	302
2	16	<b>33</b>	0	0	0	25	1	0	75
3	2	9	<b>22</b>	0	0	0	0	0	33
4	0	0	0	<b>122</b>	0	2	3	0	127
5	0	0	0	0	<b>36</b>	0	0	0	36
6	3	25	0	1	0	<b>4</b>	1	0	34
7	0	5	0	6	0	12	<b>44</b>	0	67
8	10	0	0	0	0	0	3	<b>107</b>	120
Total	288	87	32	129	36	52	63	107	794

### **Caracterización de los sedimentos**

La materia orgánica en los sedimentos comprendió un rango general de 2.34 % - 5.64 %, y presentó una media y desviación estándar de  $3.47 \pm 0.89$ . En el mapa de interpolación del porcentaje de materia orgánica (Figura 1.8). se muestran 3 zonas con mayor contenido de materia orgánica: a la mitad del mapa cerca de los 50 m desde la playa (0 m punto de marea más alto), al sur del mapa entre los 50- 100 m de la playa, y al sureste del mapa entre los 100- 180 m de la playa.

La composición general de los sedimentos analizados en el área de estudio fueron arenas gruesas moderadamente bien clasificadas, con una media y desviación estándar del diámetro de grano medio (D50) de  $0.27 \text{ mm} \pm 0.08$ . De acuerdo con el mapa de interpolación del D50 (Figura 1.9) las zonas con menor diámetro de grano se concentraron en las zonas más cercanas a la costa del transecto cuatro.

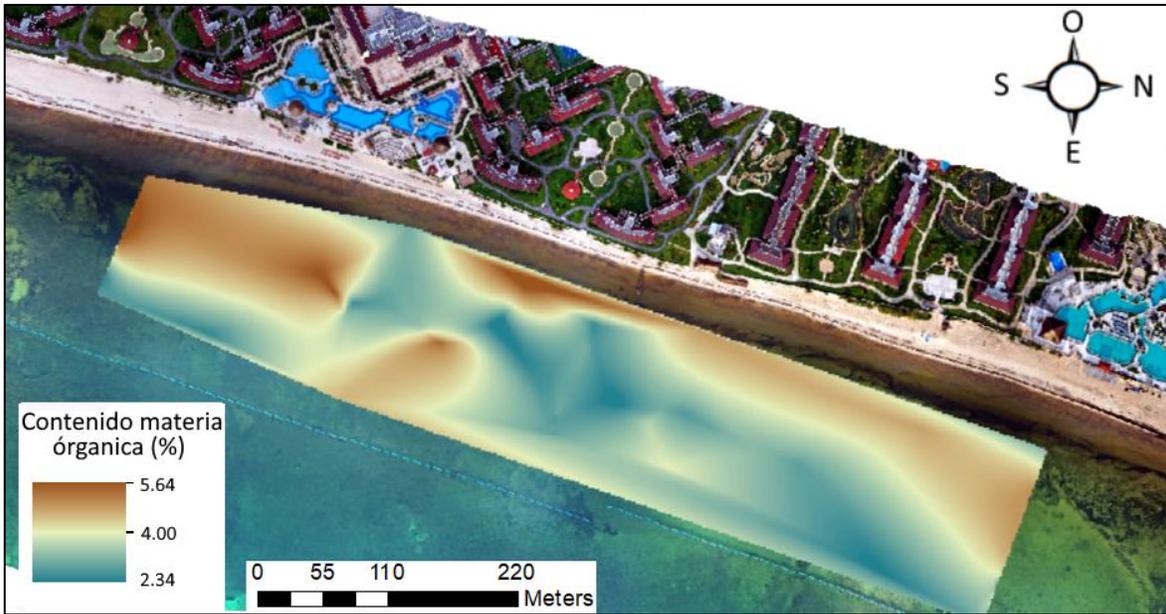


Figura 1.7. Resultado de la Interpolación del porcentaje de materia orgánica en las muestras de sedimentos con el algoritmo *Natural Neighbor*, en el área de estudio Moon Palace.

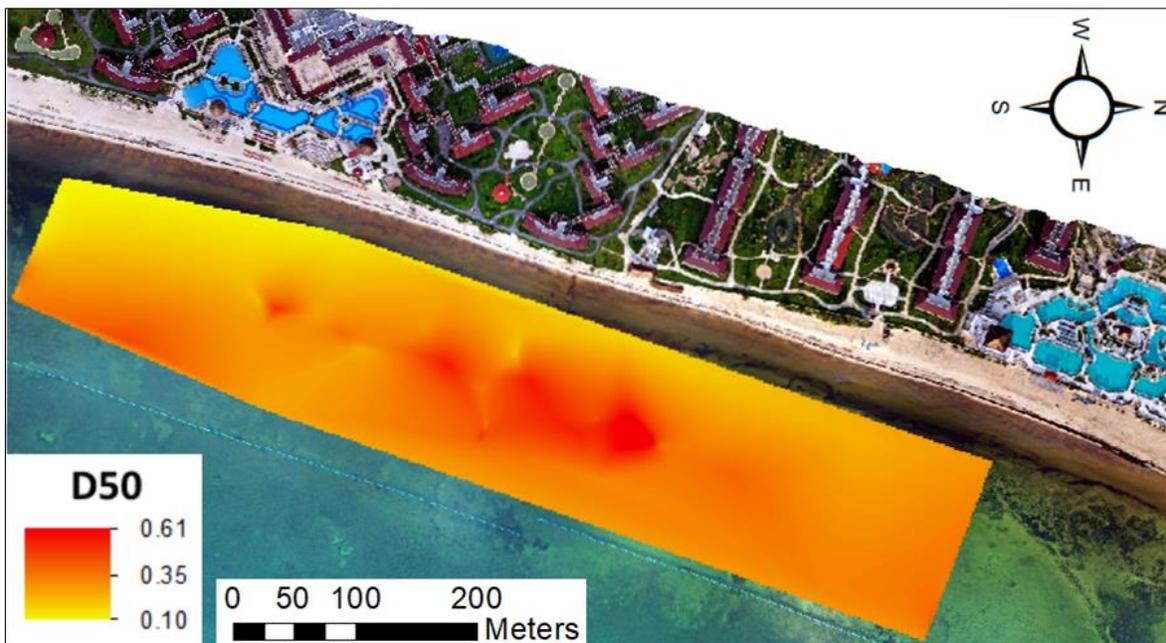


Figura 1.8. Resultado de la Interpolación del diámetro medio (D50) en las muestras de sedimentos con el algoritmo *Natural Neighbor*, en el área de estudio Moon Palace.

El diámetro medio de los sedimentos varió entre 0.18 – 0.41 mm en todas las parcelas experimentales (presentadas en detalles en el próximo capítulo). La media y desviación estándar de las parcelas con tratamiento Hw (solo con trasplantes de *Halodule wrightii*) y las parcelas con tratamiento Hw+Hi (con trasplantes de *H. wrightii* y de *Halimeda incrassata*) fueron similares entre sí ( $0.29 \text{ mm} \pm 0.09$  y  $0.30 \text{ mm} \pm 0.10$  respectivamente) (Figura 1.10). El diámetro medio de los sedimentos no presentó diferencias significativas entre tratamientos ( $t= -0.20$ ,  $gl= 8$ ,  $p= 0.84$ ).

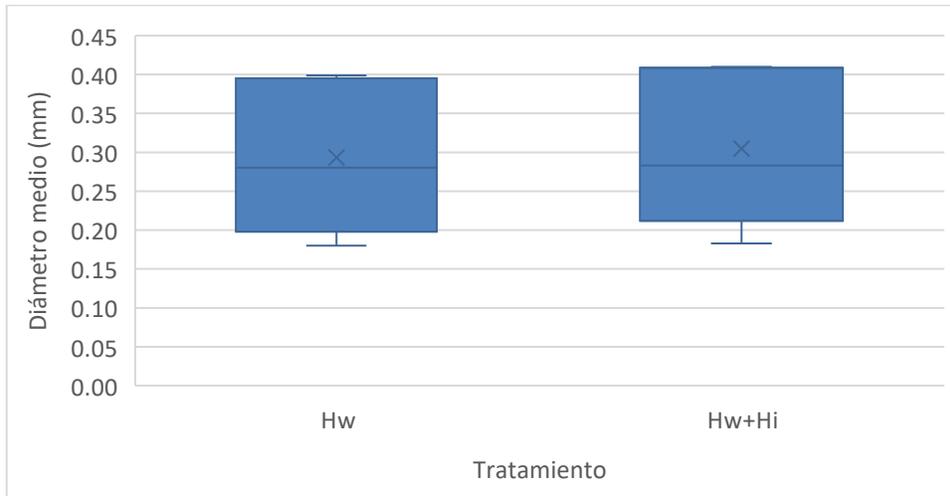


Figura 1.9. Diámetro medio en los sedimentos de las parcelas por Tratamiento (n= 5). Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*; Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*.

El contenido de materia orgánica en los sedimentos presento valores entre 2.53 - 5.14 % en todas las parcelas. La media y desviación estándar de las parcelas con tratamiento Hw (solo con trasplantes de *H. wrightii*) fue  $3.59 \% \pm 0.98$ , mientras la media y desviación estándar de las parcelas con tratamiento Hw+Hi (con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*) fue  $3.42 \% \pm 0.96$  (Figura 1.11). El contenido de materia orgánica en los sedimentos no presentó diferencias significativas entre tratamientos ( $t= 0.92$ ,  $gl= 8$ ,  $p= 0.38$ ).

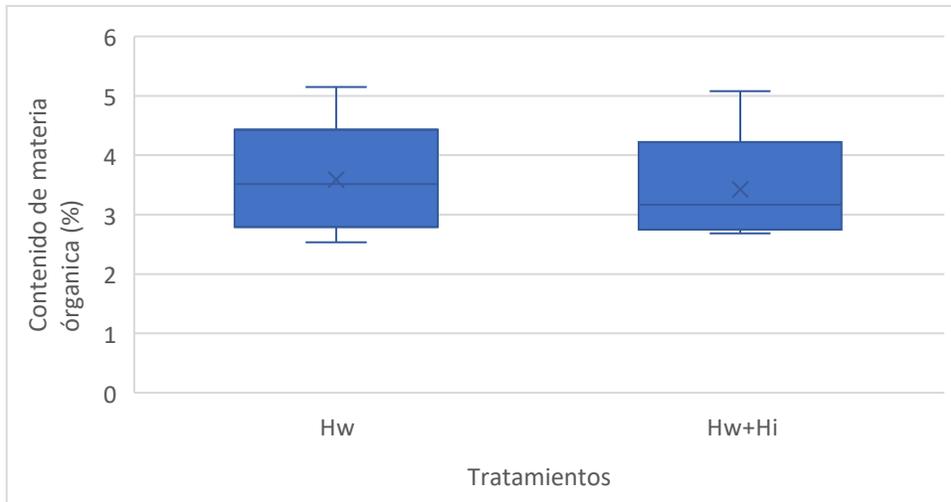


Figura 1.10. Contenido de materia orgánica en los sedimentos de las parcelas por Tratamiento (n= 5). Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*; Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*.

### **Elección de la zona a trasplantar**

A través de la clasificación supervisada se pudo comprobar la presencia de praderas cercanas a la costa y cercanas a la barrera anti-sargazo, así como arenales con escasa vegetación entre los 70-120 m de la costa (0 m en el punto de marea más alto). Las parcelas se colocaron evadiendo la vegetación entre el transecto 2 y 4 (Figura 1.12), con preferencia a zonas con sedimentos arenosos, de bajo porcentaje de materia orgánica (Figura 1.8 y 1.9).



Figura 1.11. Ubicación de las parcelas experimentales (Recuadros naranjas) en el área de estudio Moon Palace. Línea negra muestra localización aproximada del transecto 3.

## **Elección de las zonas donadoras trasplantes**

### **Pradera donadora de *Halodule wrightii***

La pradera donadora monoespecífica de *H. wrightii* se encontró fuera de la barrera anti-sargazo hacia el norte del área de estudio. Esta pradera presentó un área total de 3386 m<sup>2</sup> y una profundidad general de 2.5 m. La media y desviación estándar de la densidad de haces fue 1280 por m<sup>2</sup> ± 4.4 y de la altura máxima de dosel 16 cm ± 3.0.

### **Zona donadora de *Halimeda incrassata***

La zona evaluada para extraer núcleos de *H. incrassata* se localizó dentro de la barrera anti-sargazo a 150 m de la zona de restauración y presentó un área aproximada de 54.3 m<sup>2</sup> y una densidad promedio de 79.2 talos por m<sup>2</sup> (±24.72).

Las medidas y estimaciones morfométricas de los 25 ejemplares de *H. incrassata* se muestran en la Tabla 1.5.

Tabla 1.3. Promedio y desviación estándar de las medidas y estimaciones morfométricas de los ejemplares de *H. incrassata* (n=25).

<b>Medida</b>	<b>Promedio</b>	<b>Desviación estándar</b>
Altura del talo superficial (cm)	10.54	2.88
Ancho del talo superficial (cm)	10.78	4.60
Área del talo superficial (cm <sup>2</sup> )	121.95	74.24
Máximo número de ramificaciones del talo superficial	27.36	17.84
Longitud del rizoide (cm)	3.27	1.03
Ancho del rizoide (cm)	1.59	0.41
Volumen del rizoide (ml)	4.13	2.89
Peso seco con sedimento del rizoide (mg)	3392.39	2252.53
Peso seco sin sedimento del rizoide (mg)	23.08	17.94
Capacidad del rizoide (mg) (i.e. resta del peso del rizoide seco con sedimentos y el peso del rizoide seco sin sedimentos)	3369.30	2247.71

Se mostró una moderada correlación positiva entre el área del talo superficial y el peso seco del rizoide ( $r=0.44$ ,  $p=0.029$ ; ver Figura 1.13), al igual que entre el máximo número de ramificaciones y el volumen del rizoide ( $r=0.48$ ,  $p=0.015$ ; ver Figura 1.14).

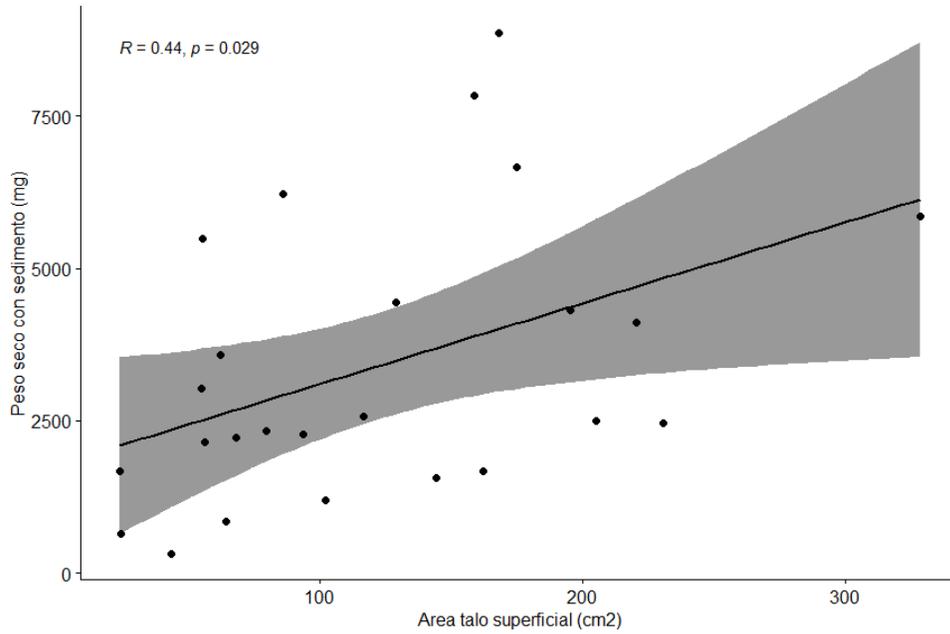


Figura 1.12. La relación entre el peso seco del rizoide con sedimento (mg) y el área del talo superficial (cm<sup>2</sup>) de *Halimeda incrassata* (n=25). R= coeficiente de correlación de Pearson; P= probabilidad.

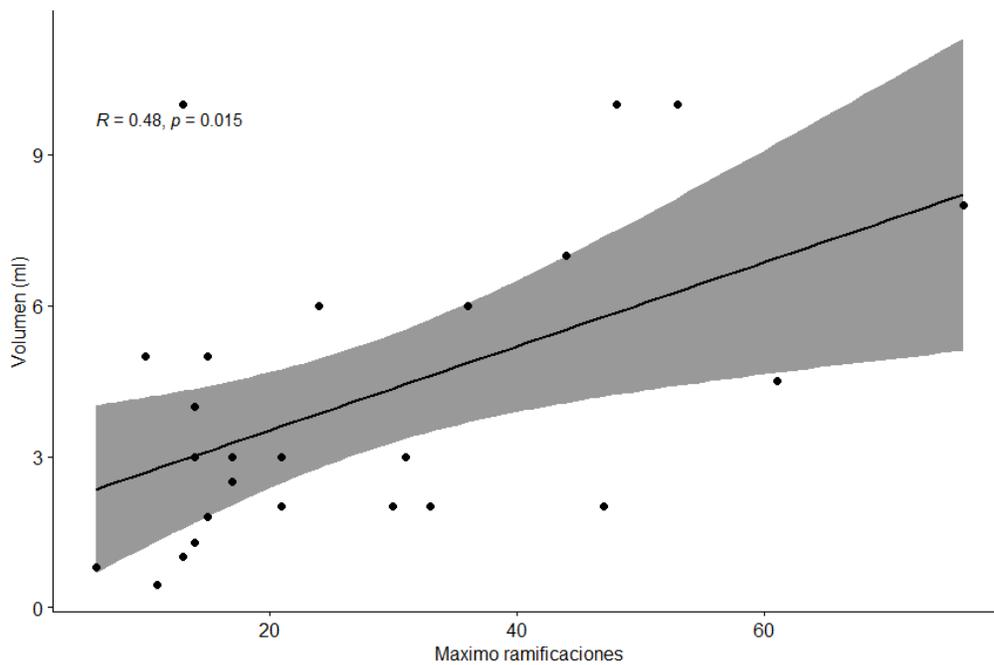


Figura 1.13. La relación entre el volumen del rizoide (ml) y el máximo número de ramificaciones en el talo superior de *Halimeda incrassata* (n=25). R= coeficiente de correlación de Spearman; P= probabilidad.

## Discusión

El sitio de estudio puede estar experimentando un proceso de sucesión secundaria a partir de los arribazones de sargazo, lo cual explicaría la distribución de la vegetación descrita en este trabajo. Las mareas marrones de sargazo eliminan virtualmente toda la vegetación, dejando un arenal; en algunos casos con escasa vegetación. Van Tussenbroek et al. (2017) notaron que después de aproximadamente medio año del arribazón de sargazo en Punta Nizuc (sitio cercano al área de estudio) proliferaron las especies pioneras en la zona cercana a la costa, mientras las praderas de *Thalassia testudinum* y *Syringodium filiforme* se encontraron en zonas más alejadas de la costa. De manera similar en los primeros 100 m del área de estudio se encontraron varias algas filamentosas rojas, mientras que las praderas con mayor abundancia de *T. testudinum* y *S. filiforme* se localizaron a partir de los 125 m (Figura 1.4). Las macroalgas rizofíticas se concentraron de manera general sobre los 100-150 m de la costa, y marcó una zona de transición entre la zona con escasa vegetación y la pradera con alta abundancia de *T. testudinum* y *S. filiforme* (Figura 1.4). La abundancia de los distintos grupos de macroalgas rizofíticas en los transectos fueron relativamente bajos comparados con los reportados por van Tussenbroek et al. (2017) después de los arribazones de sargazo. De estas, *Halimeda incrassata* presentó una abundancia más alta, por lo tanto, se confirma la conveniencia del taxón para el diseño experimental.

La clasificación supervisada del área de estudio obtuvo un porcentaje de precisión general de 74% e índice kappa de 0.73, valores inferiores a los obtenidos en otros trabajos de clasificación de ortomosaicos de alta resolución: 80-90% de precisión general e índice kappa de 0.80-0.95 (Guerrero et al., 2019; James et al., 2020; Chand & Bollard, 2022). Aun así, la índice kappa obtenido se considera substancial de acuerdo con la interpretación dada por Cohen (1960). En cuanto a la precisión, existe un 26% de incertidumbre en la clasificación que puede ser atribuido a la suspensión de los sedimentos y acumulación de materia orgánica que puede cambiar la reflectancia de los fondos clasificados. La distribución de la clase siete (pastos marinos densos) y seis (pastos marinos poco densos) parece coincidir con las zonas de mayor abundancia de pastos marinos observadas en los transectos (Figura 1.4). La distribución de la clase tres (Macroalgas rizofíticas) se encontró en el mismo rango de distancia encontrado en los transectos, pero de manera agregada en puntos específicos del mapa (Figura 1.7). Por su contraparte la clase uno (Arenal con rara

vegetación) y clase dos (Arenal con poca vegetación) presentaron una distribución más amplia que la encontrada en los transectos (Figura 1.4 y 1.7) ya que este análisis se limita a un gradiente de distancias de la costa mientras el mapa temático permite visualizar una distribución más amplia.

La zona sur se caracterizó por sedimentos finos de mayor contenido de materia orgánica al igual que la zona más cercana a la costa, a comparación del resto del área de estudio (Figura 1.8 y 1.9). Las condiciones del sedimento en estas zonas parece ser consecuencia de las mareas marrones de sargazo ante de la colocación de la barrera anti-sargazo. Rutten et al. (2021) proponen que la materia orgánica introducida por los arribazones de sargazo se concentra por el lavado de las olas en una franja cerca de la costa, donde presenta una constante depositación y resuspensión. Esto coincidió con lo encontrado en el área de estudio entre los 0-50m (0 m en el punto de marea más alto). Otra posible fuente de materia orgánica en el área de estudio es el sargazo que continúa llegando y que es concentrado al extremo norte y sur de la barrera, en las llamadas “zonas de sacrificio” (comentarios del personal del hotel). Las corrientes podrían estar transportando la materia orgánica a lo largo de la costa desde las zonas de sacrificio a las zonas identificadas con mayor contenido de materia orgánica.

La distribución del tamaño del sedimento es de utilidad para diagnosticar los procesos hidrodinámicos que rigen en una playa (Ruíz-Cavazos et al., 2010). En el área de estudio se puede apreciar una concentración puntual del tamaño de grano medio en la zona central (Figura 1.9), la cual coincide con la zona donde se ha observado acciones de relleno por parte del hotel para evitar la erosión puntual de la zona. Esto puede indicar que la zona central es una zona de mayor energía de oleaje y corrientes que propician el transporte de sedimentos. En este sentido la zona sur, caracterizada por sedimentos de tamaño más fino, puede identificarse como la zona de depositación de sedimentos, lo cual explicaría la acumulación particular de materia orgánica en esta zona específica.

La elección del sitio a restaurar se basó principalmente en localizar zonas sin vegetación. El mapa temático (Figura 1.7) sirvió para determinar la distribución de pastos marinos densos y designar puntos prospectos fuera de esta distribución; en campo la exploración *in situ* complementó la localización específica de las parcelas para evadir brotes de pastos marinos que no fueron lo suficientemente densos para clasificarse con precisión o para corregir el margen de error del GPS.

La utilidad de correlacionar variables del talo superficial con variables del rizoide de *Halimeda incrassata* residió en identificar un criterio de selección de ejemplares para trasplantar. Las algas rizofíticas, a pesar de poseer una menor capacidad de retención de sedimentos que los pastos marinos, pueden contribuir con una parcial retención de los sedimentos con su rizoide (Zieman, 1982), por lo tanto, uno de los criterios de selección se basó en el volumen del rizoide o peso seco del rizoide. Weitzman et al. (2015) han encontrado que, dentro de las praderas de pastos marinos, *H. incrassata* contribuye significativamente en la atenuación del oleaje, por lo tanto, otro de los criterios de selección se basa en la superficie de fricción; i.e. el área del talo superficial y el máximo número de ramificaciones. Como los atributos del rizoide no son perceptibles sin manipulación, los criterios se establecieron en función de la correlación de los atributos del rizoide con los del talo superficial (Figura 1.13 y 1.14). Las correlaciones determinadas fueron superiores al encontrado por Anderson et al. (2006) entre el área del talo superficial y el volumen del rizoide de *Udotea flabellum* ( $r= 0.349$ ), y comparable con los valores encontrados por (Bedinger et al., 2013) entre el peso húmedo del talo superficial y el volumen del rizoide de *H. incrassata* en diferentes estaciones de muestreo ( $r= 0.46-0.72$ ).

## Conclusiones

- La prospección cumplió el objetivo de contribuir a la localización de las parcelas y designar las zonas donadoras de trasplantes.
- La exploración de la clasificación supervisada fue necesaria para designar puntos prospectos en combinación de la exploración en campo para determinar la ubicación definitiva de las parcelas.
- La caracterización de los sedimentos permitió identificar zonas en el área de estudio con condiciones que pueden tener implicaciones en el desarrollo del experimento. La zona sur se caracterizó por sedimentos finos y de mayor contenido de materia orgánica. La zona central se caracteriza por una mayor energía de oleaje y corrientes, inferido por el tamaño del diámetro medio, con respecto al resto del área de estudio.
- Las evaluaciones de área y densidad para la pradera donadora de *Halodule wrightii* y para las zonas donadoras de *Halimeda incrassata* confirmaron la viabilidad del sitio para la extracción de trasplantes.
- Las evaluaciones de los talos de *H. incrassata* en la zona donadora contribuyeron en la elaboración de un criterio de selección en base a los atributos que pueden contribuir en la facilitación del desarrollo de *H. wrightii*, i.e. área de fricción para atenuación del oleaje y volumen del rizoide para retención del sedimento.

# Capítulo 2 Estudio de la facilitación de *Halimeda incrassata* al desarrollo de trasplantes vegetativos de *Halodule wrightii*

## Introducción

Los pastos marinos del Atlántico tropical se encuentran comúnmente asociadas a las macroalgas rizofíticas (Cruz-Palacios y Van Tussenbroek, 2005; Canizales-Flores, 2017), grupo pionero en colonizar sustratos desprovistos de vegetación (Williams, 1990). Las macroalgas rizofíticas comprenden los géneros *Halimeda*, *Udotea*, *Penicillus*, *Caulerpa*, *Avrainvillea* y *Rhipocephalus*, los cuales pertenecen al orden Bryopsidales, división Chlorophyta. Su principal característica es la presencia de estructuras de arraigo (o anclaje) en el sedimento, formando estolones o una masa de rizoides. Este grupo morfofuncional de macroalgas proveen cierta estabilidad a los sedimentos y añaden nutrientes a los sedimentos con la descomposición de su talo, atributos que facilitan el establecimiento de especies de pasto marino, principiando una sucesión ecológica donde *Halodule wrightii* o *Syringodium filiforme* se establecen primero y posteriormente *Thalassia testudinum* constituyendo la comunidad clímax (Williams, 1990).

En el Caribe Mexicano, las macroalgas rizofíticas compiten por espacio subterráneo con los pastos marinos, donde *T. testudinum* suele inhibir el desarrollo de las macroalgas (Canizales-Flores, 2017). Barry et al. (2013) reportaron resultados similares encontrando que *T. testudinum* reduce la abundancia de *Halimeda incrassata* una vez establecido. Otras interacciones entre macroalgas rizofíticas y pastos marinos no involucran competencia, como la contribución de las macroalgas rizofíticas en el establecimiento de los pastos marinos (Williams, 1990), o la significativa contribución de *H. incrassata* para la atenuación del oleaje en praderas de pastos marinos multi- específicas (Weitzman et al. 2015).

Las retroalimentaciones e interacciones positivas pueden ser críticos para la estabilidad, expansión y recuperación de las praderas de pastos marinos, y de esta manera conforman un campo oportuno en los esfuerzos de restauración (Valdez et al., 2020). Una interacción ampliamente estudiada en ambientes templados es entre bivalvos y *Zostera marina*, donde las praderas de *Z. marina* proveen sustrato y refugio a los bivalvos, mientras estos estabilizan el sedimento y reducen la turbidez del agua (Gagnon et al., 2020). En zonas

tropicales, los manglares, pastos marinos y arrecifes de coral proveen entre si facilitación a nivel de paisaje, en términos de atenuación del oleaje, estabilización de los sedimentos y flujo de nutrientes (Gillis et al., 2014). También se ha propuesto como retroalimentación positiva la fertilización de las praderas de pastos marinos por excretas de peces (Peterson et al., 2013) o aves marinas (Kenworthy et al., 2018).

La bioingeniería aplicada a la restauración de pastos marinos ha logrado diseños artificiales que simulan atributos naturales emergentes de las praderas marinas, enfocados principalmente a la atenuación del oleaje y la estabilización de los sedimentos, p.ej. el uso de pastos marinos artificiales (Carus et al., 2021) o el uso de sustratos artificiales (MacDonnell et al., 2022). Alternativamente, los talos de *H. incrassata* son potenciales herramientas naturales de facilitación aplicables en la restauración. Dado el incremento en abundancia de *H. incrassata* a partir de los arribazones de sargazo (específicamente en Punta Nizuc de acuerdo con van Tussenbroek et al., 2017), el presente capítulo tiene como objetivo evaluar el desarrollo de los trasplantes de *H. wrightii* en parcelas experimentales con y sin talos de *H. incrassata*.

## **Materiales y métodos**

### **Instalación de los tratamientos en las parcelas**

El experimento se desarrolló en 5 parcelas con trasplantes de *Halodule wrightii* y de *Halimeda incrassata* (Tratamiento Hw+Hi), y 5 parcelas solo con trasplantes de *H. wrightii* sin trasplantes de *H. incrassata*. (Tratamiento Hw) (Figura 2.1). El tamaño de las parcelas fue 4x10 m (40 m<sup>2</sup>), dimensión que se pensó lo suficientemente grande para observar posibles interacciones de retroalimentación positiva. La orientación de las parcelas, con el lado más extenso paralela a la costa, se debe a la zonación registrada en el área de estudio; probablemente generado por una combinación de gradiente de profundidad (1-3 m) y exposición al oleaje por ser zona costera. Además, se espera que con esta dimensión se puedan observar cambios en las parcelas durante el periodo del estudio, basado en la observación de Bell et al. (1999), que en un plazo de 6 meses reportó desarrollo de vegetación en arenales de  $\leq 30$  m<sup>2</sup> dentro de praderas de *H. wrightii*.

### Extracción y colocación de *Halimeda incrassata*

La extracción y colocación de los trasplantes de *H. incrassata* comenzó el 16 de mayo de 2022 y finalizó el 28 de junio de 2022. Los trasplantes fueron colectados en los alrededores de las parcelas del norte, donde se escogieron aquellos talos de *H. incrassata* con altura igual o mayor a 10 cm. La extracción de 450 núcleos se realizó introduciendo 20 cm dentro del sedimento un tubo de PVC de 4.5cm de diámetro y 40cm, sobre un talo de *H. incrassata*. Posteriormente se colectaron talos adicionales sacando el rizoide completo manualmente. Los núcleos de *H. incrassata* se colocaron al este de cada marca de la cuerda guía y los talos adicionales se colocaron al norte y al sur de cada núcleo de *H. incrassata*, sumando un total de 270 talos de *H. incrassata* por parcela (Figura 2.1).



Figura 2.1. Trasplantes de *H. wrightii* con sus respectivos 3 trasplantes de *H. incrassata* ubicados al este.

### Extracción y colocación de *Halodule wrightii*

Los trasplantes de *H. wrightii* se extrajeron de la pradera donadora ubicada en las coordenadas 20°59'25.42" N, 86°49'17.07" O, con el apoyo de tubos de PVC de 4.5 cm de diámetro y 40 cm de largo. Con cuidado se introdujeron dentro del tubo 3 haces como mínimo y en un ángulo de 90 ° se introdujo el tubo 20 cm dentro del sedimento (Figura 2.2, izquierda). Los trasplantes fueron transportados con ayuda de una embarcación a las parcelas experimentales correspondientes.

En todas las parcelas se colocaron 90 núcleos de *H. wrightii*, acorde a la densidad óptima de 9 núcleos por 4 m<sup>2</sup> determinada en el protocolo de Marcos-Benítez (tesis en proceso). Los núcleos se colocaron en 6 filas y 15 columnas, con una separación de 60 cm entre sí y 30 cm con los límites de la parcela. Para esto se utilizó en cada fila una cuerda de 10 m con

15 marcas indicando las posiciones de los trasplantes (Figura 2.2, derecha). La cuerda fue removida de la parcela al finalizar la colocación de trasplantes.

Los trasplantes se terminaron de colocar el 25 de Julio de 22, fecha que se determinó como inicio del experimento.



Figura 2.2. Extracción y colocación de trasplantes de *H. wrightii*. Izquierda foto de la extracción de núcleos en pradera donante. Derecha foto de la colocación de trasplantes de *H. wrightii* con cuerda guía en parcela de tratamiento Hw+Hi.

## **Monitoreo**

### **Evaluación de los trasplantes *Halimeda incrassata***

#### **Supervivencia de los trasplantes de *Halimeda incrassata***

La evaluación de la supervivencia en los trasplantes de *Halimeda incrassata* comenzó a los 15-21 días del inicio del experimento (9 al 15 de agosto 2022). Se designó como “vivo” aquellos talos parcial o totalmente verdes que no se deshacían al tacto y como “muerto” aquellos talos sin coloración que si se deshacían al tacto. Este monitoreo se repitió cada 30 días aproximadamente, y finalizó a los 105-111 días del inicio del experimento (8-14 de noviembre 2022).

#### **Densidad de *Halimeda incrassata***

Durante los meses posteriores a la colocación de los trasplantes se observó talos adicionales no colocados de *Halimeda incrassata*. Con la intención de documentar el reclutamiento de nuevos talos de *H. incrassata* desde cero, se removió los talos adultos adicionales (en los espacios entre núcleos) a los 73-86 días (7-19 octubre 2022) del inicio del experimento. El

monitoreo de nuevos reclutas se realizó mediante conteo de talos en los espacios entre trasplantes a los 105-111 días (8-14 noviembre 2022) y 181-189 días (23-31 enero 2023) del inicio del experimento. Para ello se colocaron aleatoriamente 15 cuadrantes de 0.25 x 0.25 cm en los espacios previamente numerados para la determinación de densidad de talos de *H. incrassata* (Figura 2.3).

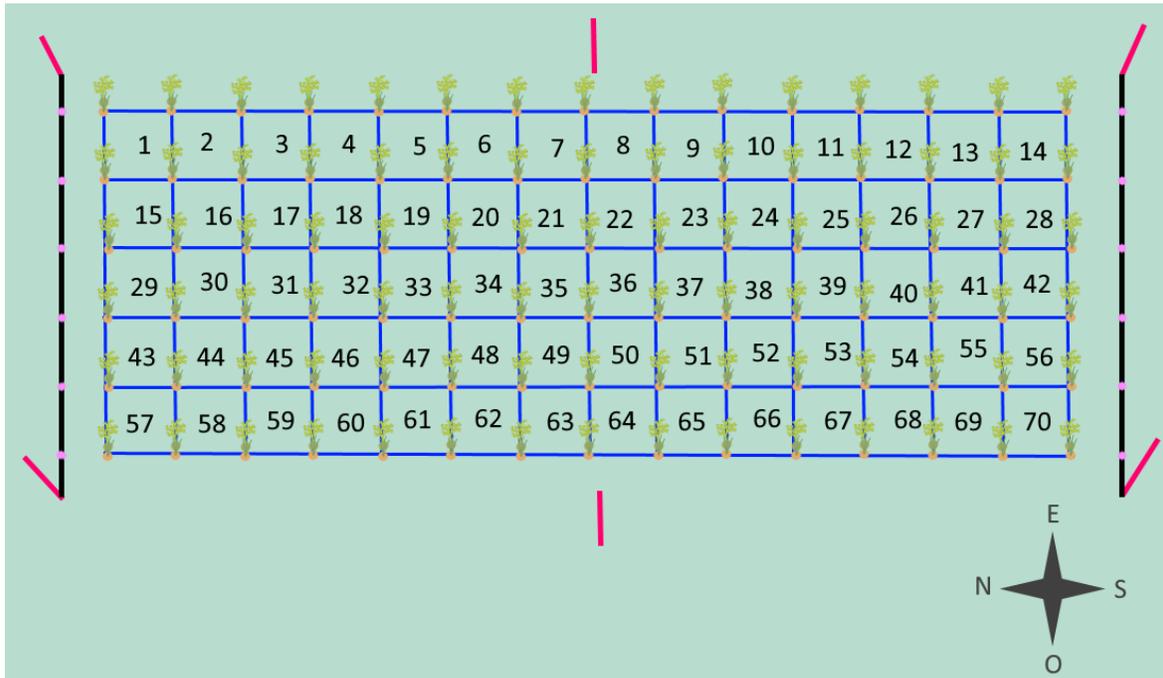


Figura 2.3. Numeración de espacios entre núcleos para aleatorizar la ubicación de los cuadrantes en la determinación de densidad.

## Evaluación de los trasplantes *Halodule wrightii*

### Supervivencia de los trasplantes de *Halodule wrightii*

La supervivencia de los trasplantes se determinó en las 90 posiciones de los trasplantes de *Halodule wrightii* por parcela con apoyo de las cuerdas guías utilizadas para la colocación de los trasplantes al inicio del experimento. Los trasplantes se designaron como “activos” cuando se observó presencia de haces verdes en la posición del trasplante, e “inactivos” en ausencia de haces verdes presentes en la posición. Posiciones colonizadas por praderas de *H. wrightii* también fueron considerados como “activos”, los cuales se empezaron a observar a los 105-111 días (ver sección “Colonización de *Halodule wrightii* dentro de la

parcela”). Esta evaluación comenzó a los 15-21 días (9-25 de agosto 2022), continuo cada 30 días aproximadamente y a los 181-189 días (23-31 de enero 2023) se realizó la última evaluación.

#### Efecto de borde en la supervivencia de los trasplantes de *Halodule wrightii*

El porcentaje de trasplantes activos también fue determinado por filas (en lugar de por parcela) para determinar si hubo efecto de borde en la supervivencia de los trasplantes. Para ello, se asignaron 3 grupos de acuerdo con su cercanía y posible efecto que puedan presentar por la influencia del oleaje y corrientes de acuerdo con la orientación que presentan las filas:

- Grupo 1. Conformado por las filas 1 y 2, los cuales se localizan en el borde Este de la parcela, la cual mira hacia la barrera de contención de sargazo.
- Grupo 2. Conformado por las filas 3 y 4, los cuales se localizan en la zona media de la parcela.
- Grupo 3. Conformado por las filas 5 y 6, los cuales se localizan en el borde Oeste de la parcela, la cual mira a la playa de Moon Palace.

#### Extensión del rizoma de los trasplantes de *Halodule wrightii*

La extensión del rizoma de los trasplantes se estimó tomando la distancia de los dos haces más lejanos entre sí de correspondientes a un mismo trasplante con una regla de 30 cm (0.1 mm de precisión). Todas las mediciones de extensión máxima por núcleo se promediaron por parcela y tiempo de monitoreo para posteriores análisis.

El primer monitoreo comenzó a los 46-52 días del inicio del experimento (9 al 15 de septiembre 2022) en 20 posiciones por parcela designadas al azar y marcadas con una banderilla para dar seguimiento (Figura 2.4). A los 73-86 días del inicio del experimento (7 al 19 de octubre 2022) se procuró realizar las mediciones en las mismas 20 posiciones, sin embargo, se reemplazaron los trasplantes que se observaron inactivos (ausencia de haces verdes) por trasplantes vivos (presencia de haces verdes).

A los 105-111 días del inicio del experimento (8 al 14 de noviembre 2022) se empezó a monitorear todos los trasplantes activos por parcela debido a la recurrente inactividad de los trasplantes en las 20 posiciones asignadas por parcela. Esta metodología se repitió a los 133-140 días (6-13 de diciembre 2022) y a los 181-189 días (23-31 de enero 2022), sin embargo, se descartaron los datos de los 181-189 debido que algunas parcelas tenían más del 50% de posiciones de trasplantes colonizadas (ver siguiente sección).

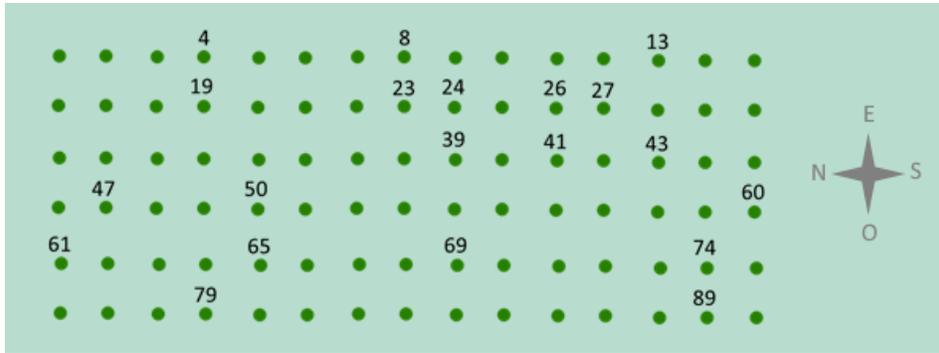


Figura 2.4. Localización de los 20 núcleos por parcela, para evaluar extensión del rizoma.

### Colonización de *Halodule wrightii* dentro de la parcela

A partir de 105-111 días del inicio del experimento se comenzó a observar posiciones de trasplante (radio de 30 cm) colonizados por trasplantes de *H. wrightii* vecinos o parches de *H. wrightii* colindantes fuera de la parcela (Figura 2.5). Las posiciones de trasplantes con una extensión mayor a 60cm o entrecruzadas con otros rizomas *H. wrightii* (parches externos) fueron contabilizadas para dar seguimiento y descartadas del monitoreo de extensión. Estas posiciones fueron contabilizadas y separadas según su posición y posible origen: Colindante e Interno. Se contabilizó como “Colindantes” a aquellas posiciones cercanas a los bordes que pudieron haber sido colonizadas por parches de *H. wrightii* colindantes. Se contabilizó como “Internos” aquellos trasplantes que poseían por lo menos una o más posiciones de distancia (60 cm lineal) de cualquier posición colindante.

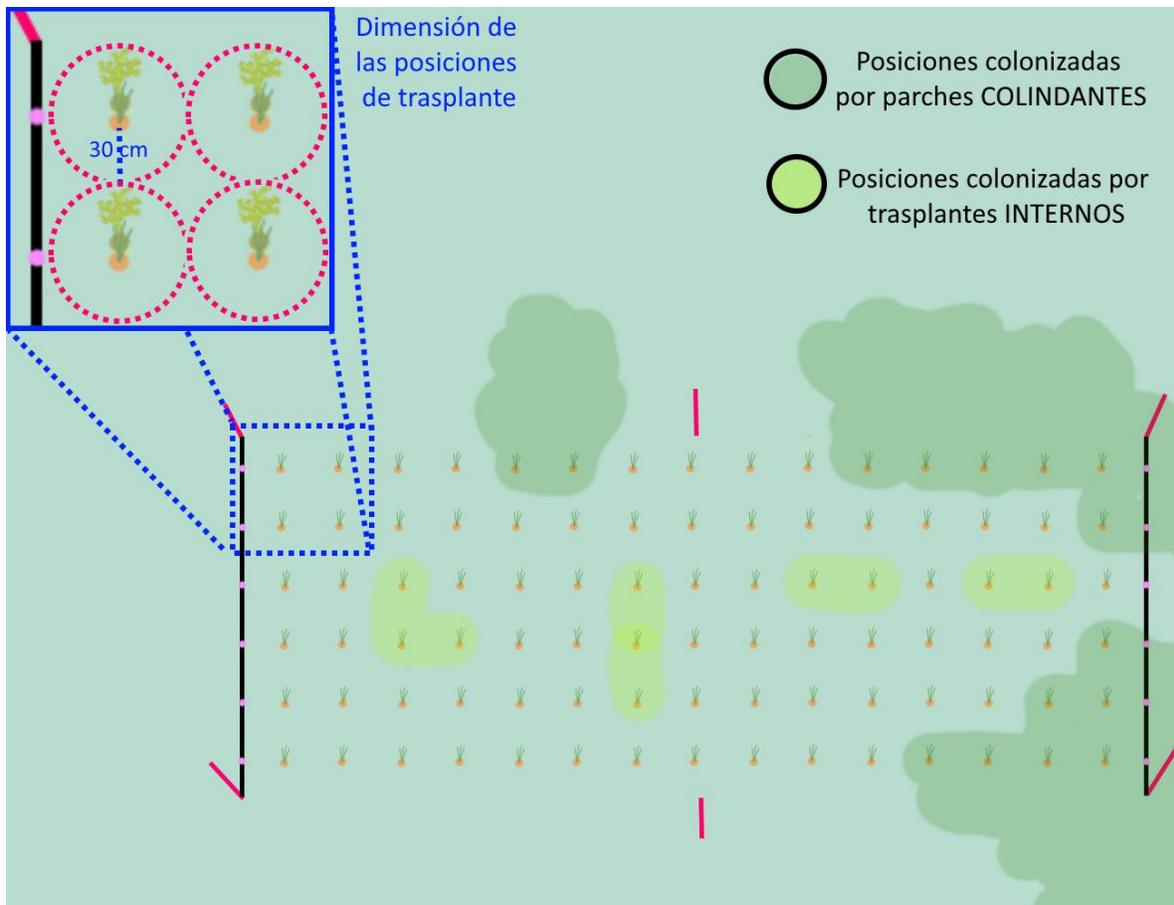


Figura 2.5. Visualización de posiciones de trasplantes colonizados por parches colindantes (verde fuerte) y por trasplantes internos (verde claro). Cada posición de trasplante equivale a un radio de 30cm desde el centro de cada trasplante de *Halodule wrightii*.

### Densidad de haces de *Halodule wrightii*

A partir de los 113-125 días (16-28 de noviembre 2022), algunos rizomas de trasplantes adyacentes se entrecruzaron entre sí, lo cual marco el inicio de la evaluación de densidad de haces de *H. wrightii*. El conteo de haces se realizó en 15 cuadrantes de 0.25 x 0.25 m colocados aleatoriamente en los espacios entre los trasplantes, numerados para facilitar su ubicación (Figura 2.3). La evaluación se repitió a los 181-189 días del inicio del experimento (23-31 de enero 2023).

Todos los datos de densidad se promediaron por parcela y tiempos de monitoreo para posteriores análisis.

## **Evaluaciones complementarias**

### Fluctuación de sedimento

Para estimar la acumulación y erosión de sedimento en las parcelas, se colocaron al inicio del experimento cuatro banderillas en cada parcela, dos banderillas de madera con 7 cm de la punta al nivel de sedimento y dos banderillas de metal con 8 cm de la punta al nivel del sedimento. A los 56-82 días (19 al 26 de septiembre 2022), 113-137 días (16 al 24 noviembre 2022) y 192-213 días (3 al 21 de febrero 2023) del inicio del experimento se midió la distancia de la punta de las barrillas al nivel de sedimento con una regla de 30 cm (0.1mm de precisión). Los datos fueron capturados y se les restó la distancia anteriormente registrada para obtener la acumulación (+) o erosión (-) del sedimento.

### Nivel de iluminación

La estimación del nivel de iluminación comenzó a los 104 días del inicio del experimento (7 de noviembre 2022). Los dispositivos Hobo Pendant UA-002-64 se instalaron en una "L" metálica para mantener el dispositivo a 30 cm del nivel del sedimento de manera horizontal. Cada Hobo fue colocado en medio de una parcela, dos parcelas al norte del área de estudio con tratamiento Hw+Hi y tratamiento Hw y dos parcelas al sur del área de estudio con tratamiento Hw+Hi y tratamiento Hw. Se procuró que las parcelas de diferente tratamiento tuvieran profundidad similar.

Cada 15 días se realizó una limpieza de los hobos para remover epifitas y sedimentos asentados en el dispositivo. A los 230 días del inicio del experimento (9 de marzo de 2023) se colectaron los datos obtenidos y posteriormente fueron organizados. Para el análisis se tomaron en cuenta las mediciones tomadas cada 3 días posteriores a la limpieza de los hobos. Los demás datos fueron segregados por la acumulación de sedimentos y epifitas. Las mediciones a los 128-157 días del inicio de experimento (correspondiente a diciembre 2022) también fueron excluidas debido al periodo vacacional donde no se realizó limpieza de los hobos.

### **Análisis estadísticos**

Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R Studio (Desktop 2021.09.2+382) con un valor de alfa de 0.05. Todas las variables de respuestas fueron

sometidas a la prueba de normalidad Shapiro-Wilk para determinar el tipo de análisis a aplicar.

#### Evaluación de los trasplantes *Halimeda incrassata*

Para la supervivencia de los trasplantes de *H. incrassata* se realizó el análisis PERMANOVA introduciendo la frecuencia de trasplantes vivos como variable de respuesta y los tiempos de monitoreo como variable explicativa. En caso de detectar diferencias significativas entre los tiempos de monitoreo, se realizó la prueba post-hoc Pairwise Wilcoxon para identificar entre que tiempos de monitoreo son las diferencias.

En el caso de la densidad de talos de *H. incrassata* se aplicó un t- Student para muestras pareadas para determinar diferencias entre los dos tiempos de monitoreo evaluados.

#### Evaluación de los trasplantes *Halodule wrightii*

Se realizó un análisis multivariado permutado de la varianza (PERMANOVA) para las variables de respuesta porcentaje de trasplantes activos (transformado con arcoseno), extensión del rizoma de los trasplantes y densidad de haces de *H. wrightii*. En los tres casos se introdujo como variable explicativa el tratamiento y los tiempos de monitoreo. En caso de detectar diferencias significativas entre los tiempos de monitoreo, se realizó la prueba post-hoc Pairwise Wilcoxon para identificar entre que tiempos de monitoreo son las diferencias.

De manera adicional se realizó una prueba T-Student para los datos del último monitoreo de los trasplantes de *H. wrightii* con la finalidad de detectar diferencias significativas entre tratamientos al final del experimento. Para aquellas variables monitoreadas que no cumplieran con el supuesto de igualdad de varianzas se aplicó una prueba Welch.

#### Efecto de borde en la supervivencia de los trasplantes de *Halodule wrightii*

Se realizó un análisis multivariado permutado de la varianza (PERMANOVA) por separado para cada tratamiento. Se introdujo como variable de respuesta el porcentaje de trasplantes vivos (transformado con arcoseno) y como variables explicativas los grupos (de acuerdo con su zonación en la parcela) y los tiempos de monitoreo. En caso de detectar diferencias significativas entre los tiempos de monitoreo, se realizó la prueba post-hoc Pairwise Wilcoxon para identificar entre que tiempos de monitoreo son las diferencias.

### Correlación de las variables del experimento

Se correlacionaron las evaluaciones de los trasplantes de *H. wrightii* en los distintos tiempos de monitoreo con las características del sedimento al inicio del experimento. También se exploró la correlación entre la densidad de haces de *H. wrightii* y la densidad de talos de *H. incrassata* en sus tiempos correspondientes. El análisis de correlación se realizó usando el contraste t-Student con coeficiente de Pearson o Spearman, según la distribución de los datos.

### Modelos de regresión polinomial para densidad de *Halodule wrightii* y *Halimeda incrassata*

A los 181-189 días del inicio del experimento se observó una relación negativa entre la densidad de haces de *H. wrightii* y la densidad de talos de *H. incrassata* en las parcelas experimentales. Con la intención de explorar una posible competencia por espacio entre *H. wrightii* y *H. incrassata*, se ajustaron los datos por parcela a un modelo de regresión polinomial.

## **Resultados**

### **Evaluación de los trasplantes de *Halimeda incrassata***

#### **Supervivencia de los trasplantes de *Halimeda incrassata***

Los trasplantes de *Halimeda incrassata* presentaron una supervivencia global del 70 % a los 105-111 días después del inicio del monitoreo. El porcentaje de trasplantes vivos presentó diferencias significativas entre tiempos de monitoreo ( $F= 3.53$ ,  $p= 0.04$ ,  $gl= 4$ ), lo cual se reflejó en una paulatina disminución conforme avanzaba el tiempo (Figura 2.6), aunque la prueba post-hoc Pairwise Wilcox no logró detectar diferencias entre tiempos consecutivos de monitoreo.

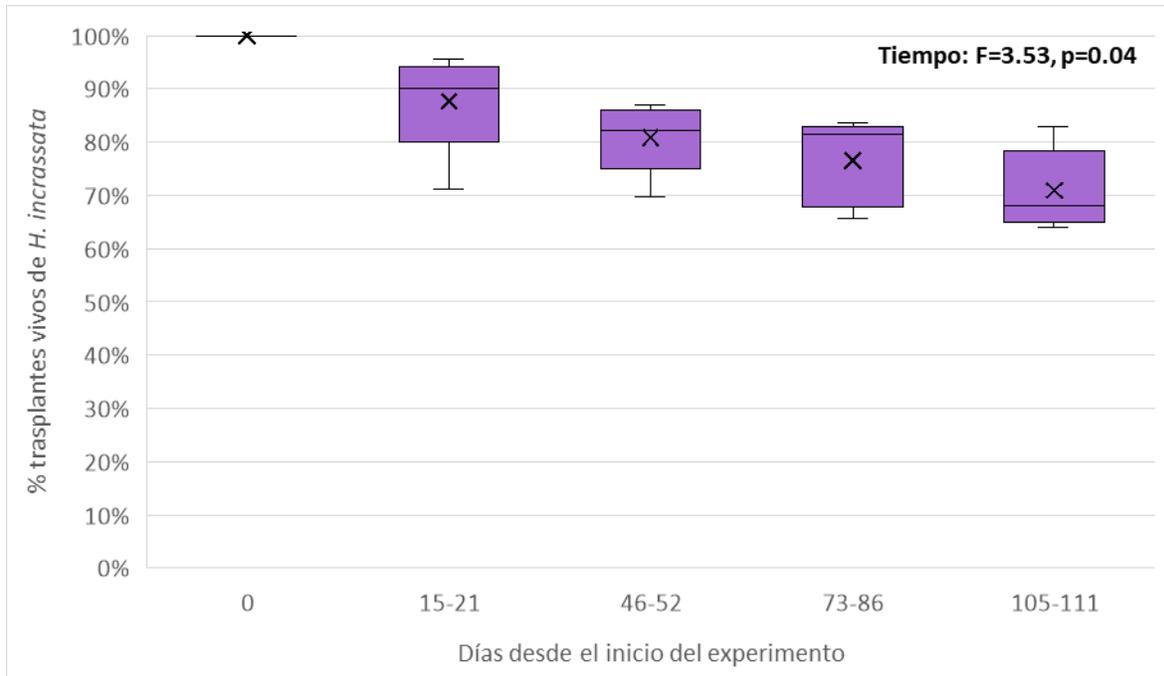


Figura 2.6. Porcentaje de trasplantes vivos de *Halimeda incrassata* (n= 5) a los 15-21 días, 46-52 días, 73-86, y 105-111 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo. Estadístico de PERMANOVA (F), p valor (p). La equis representa el promedio, la caja el rango intercuartílico, los bigotes los rangos extremos, la raya representa la mediana, y los puntos los datos *outlier*.

### Reclutas de *Halimeda incrassata*

A los 113-121 días del inicio del experimento, se documentó en el tratamiento Hw+Hi una densidad de talos de *H. incrassata* promedio de 17.02 ( $\pm$  16.63) talos por m<sup>2</sup>, que aumentó a 46.29 ( $\pm$  36.17) talos por m<sup>2</sup> a los 181-189 días del inicio del experimento (ver figura 2.7). La variabilidad en el reclutamiento entre parcelas fue alta, por lo que no se detectaron diferencias significativas entre tiempos de monitoreo (t= -2.30, p= 0.08, gl= 4).

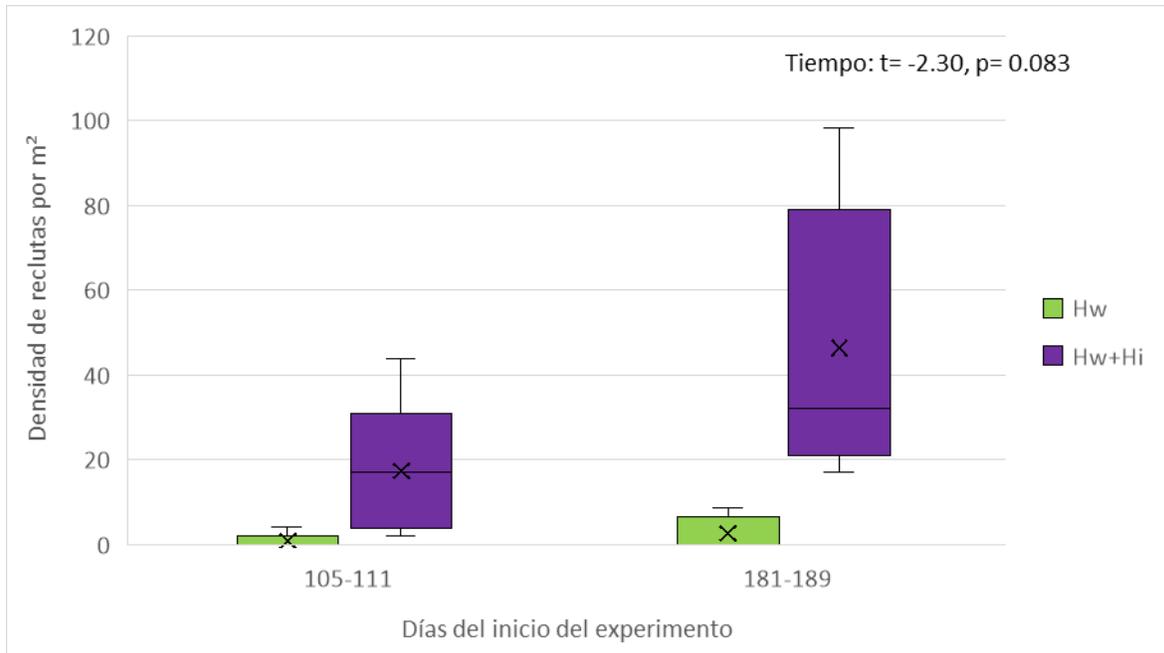


Figura 2.7. Densidad de reclutas de *Halimeda incrassata* por tratamiento (n= 5) a los 113-125 y 181-189 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo. Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*; Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *Halimeda incrassata*. Valor t-student (t), p valor (p). Ver leyenda Fig. 2.6 para más explicación.

## **Evaluación de los trasplantes *Halodule wrightii***

### **Supervivencia de trasplantes de *Halodule wrightii***

Los trasplantes de *Halodule wrightii* tuvieron una supervivencia promedio global del 58% al final del monitoreo. El efecto del tratamiento (con o sin *H. incrassata*) sobre el porcentaje de trasplantes activos de *H. wrightii* no fue significativo (PERMANOVA  $F= 1.43$ ,  $p= 0.23$ ,  $gl= 1$ ) (Figura 2.7 y ANEXO D). Este se confirmó con una prueba al final, en el último monitoreo, el porcentaje de trasplantes activos no tuvo diferencias significativas entre tratamientos ( $t = -1.11$ ,  $gl = 8$ ,  $p= 0.30$ ).

La variación en la supervivencia de trasplantes fue principalmente determinada por los tiempos de monitoreo ( $F= 8.87$ ,  $p< 0.01$ ,  $gl= 6$ ), decreciendo hasta 73-86 días, y estabilizando posteriormente (Figura 2.8).

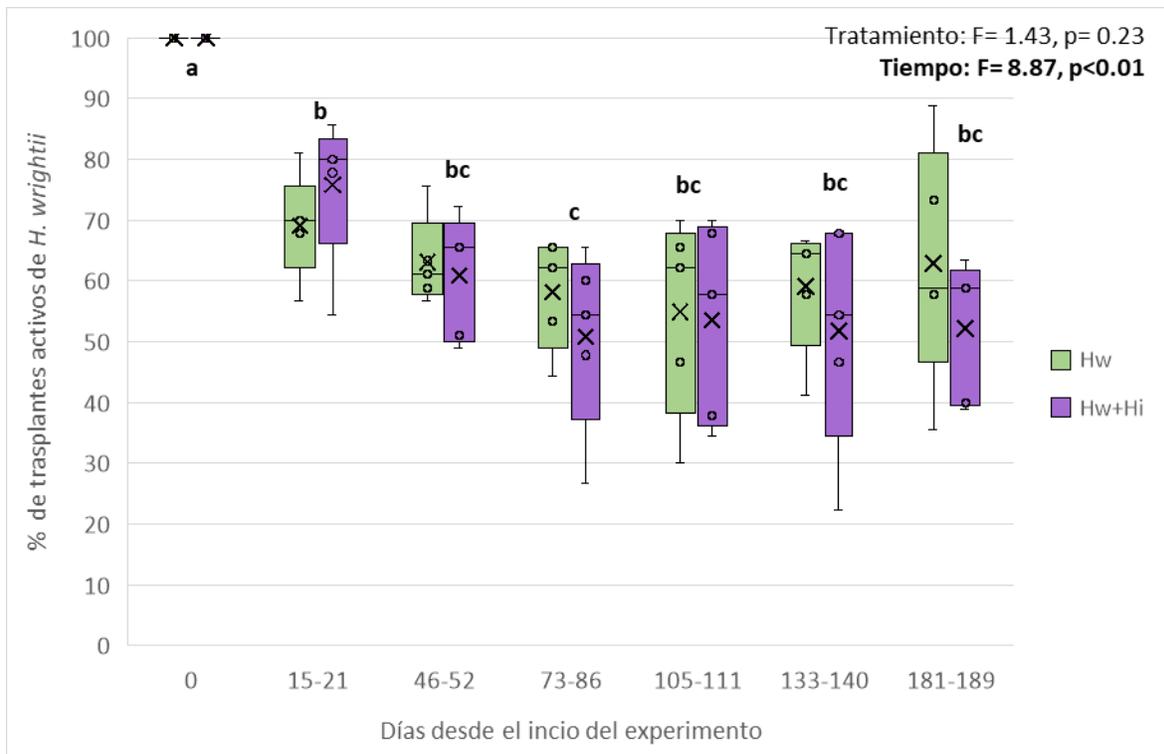


Figura 2.8. Porcentaje de trasplantes activos de *Halodule wrightii* por tratamiento (n= 5) a los 0 días, 15-21 días, 46-52 días, 73-86, 105-111, 133-140, 181-189 días del inicio del experimento en Moon Palace, Q. Roo. Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*; Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *Halimeda incrassata*. Estadístico de PERMANOVA (F), p valor (p). Letras diferentes representan diferencias significativas entre tiempos de monitoreos, obtenidos con la prueba post-hoc Pairwise Wilcoxon. Ver leyenda Fig. 2.6 para más explicación.

### Efecto de borde

Las parcelas no presentaron un efecto significativo en la supervivencia con respecto a la orientación de las filas dentro de las parcelas (F= 2.50, p= 0.07, gl=2), por lo tanto, se asume que no se presentó un efecto de borde por la influencia del oleaje (figura 2.9).

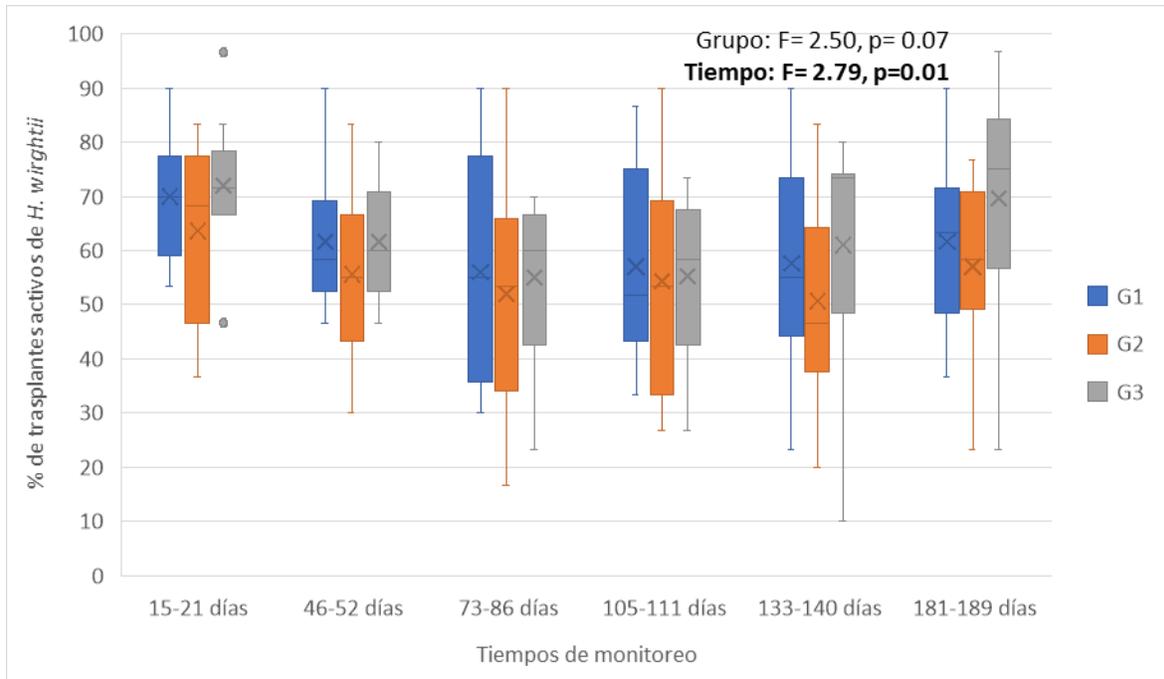


Figura 2.9. Porcentaje de trasplantes vivos de *Halodule wrightii* en parcelas con Tratamiento Hw por grupo asignado (n=3) y tiempos de monitoreo en Moon Palace, Q. Roo. Estadístico de PERMANOVA (F), p valor (p). Ver leyenda Fig. 2.6 para más explicación.

### Extensión de los trasplantes de *Halodule wrightii*

La extensión de rizoma de *H. wrightii* comenzó a los 46-52 días (2 meses) del inicio del experimento con un promedio general (independiente del tratamiento) de 1.79 cm. En el último monitoreo, a los 133-140 días (5 meses), aumento a 5.68 cm y se observó de manera más evidente el entrecruzamiento de la extensión de los trasplantes con parches de *Halodule wrightii* cercanas a las parcelas (ver sección “colonización por praderas colindantes”). El efecto del tratamiento (con o sin *H. incrassata*) sobre la extensión de *H. wrightii* fue significativo (PERMANOVA F=7.69, p<0.01), el tratamiento Hw presento una mayor extensión promedio en todos los tiempos de monitoreo (Figura 2.10, ANEXO E). La extensión también tuvo un incremento significativo entre los tiempos de monitoreo, los primeros dos meses presentaron diferencias significativas con el último mes monitoreado. En la última evaluación de extensión del rizoma no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (t = 1.81, gl = 6.20, p= 0.12).

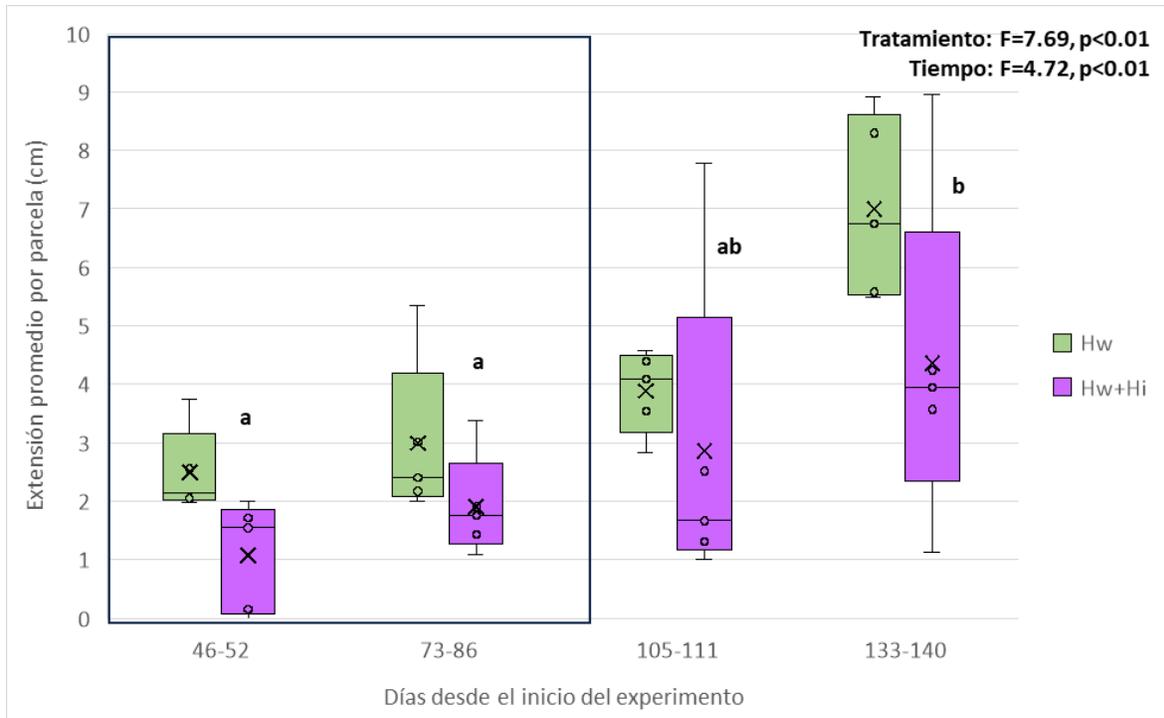


Figura 2.10. Extensión del rizoma de los trasplantes de *Halodule wrightii* por tratamiento (n=5) después de 46-52, 73-86, 105-11 y 133-140 días del inicio del experimento. Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*; Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *Halimeda incrassata*. Recuadro izquierdo engloba tiempos de monitoreo con la metodología aplicada a 20 puntos fijos; fuera del recuadro a la derecha engloba tiempos de monitoreo con la metodología aplicada a todos los trasplantes activos. Estadístico de PERMANOVA (F), p valor (p). Asumiendo que el método no afecto las mediciones de extensión, se muestra los resultados obtenidos con la prueba post-hoc Pairwise Wilcoxon: Letras diferentes representan diferencias significativas entre tiempos de monitoreos.

### Colonización por praderas colindantes

Las parcelas con tratamiento Hw tuvieron mayor número de posiciones colonizadas que las parcelas con tratamiento Hw+Hi durante los tres tiempos de observación (Figura 2.11). A los 105-111 días se observó por primera vez un 5% de posiciones colonizadas en general, a los 133-144 días se observó un 12% y a los 181-189 días un 36% del total de posiciones. El origen de esta colonización se dio en mayor proporción por medio de la extensión de las praderas de *H. wrightii* colindantes (87-93%). El resto se dio por la intersección de la expansión de los trasplantes de *H. wrightii*.

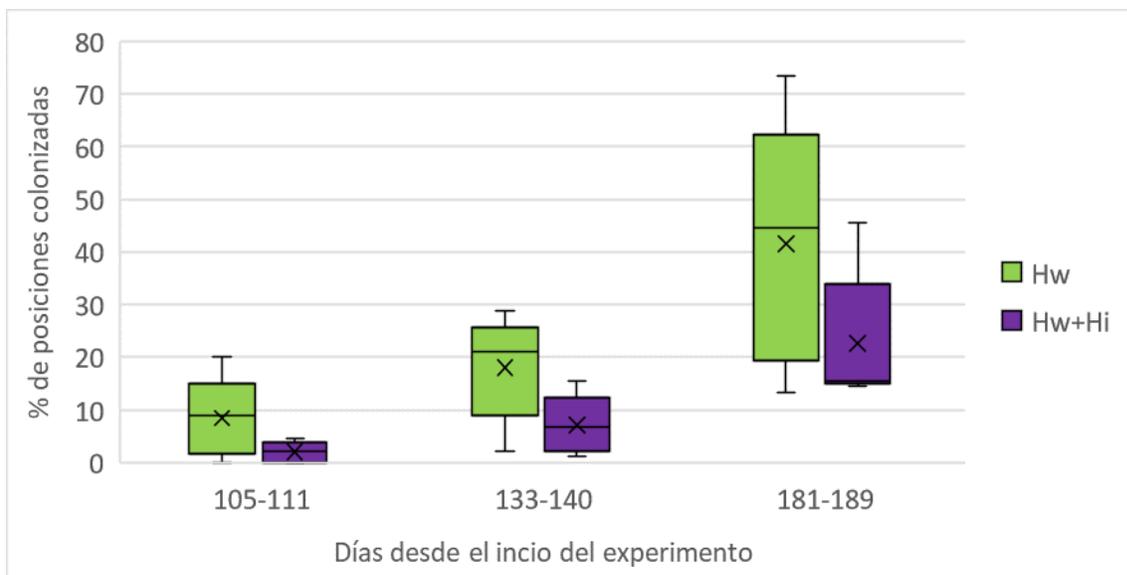


Figura 2.11. Porcentaje de posiciones de trasplante (radio de 30 cm) colonizados por trasplantes de *H. wrightii* vecinos o parches de *H. wrightii* colindantes fuera de la parcela.

### Densidad de haces de *Halodule wrightii*

El análisis PERMANOVA no detectó diferencias significativas en la densidad haces de *H. wrightii* entre tratamientos ( $F= 2.06$ ,  $p= 0.11$ ,  $gl= 1$ ), pero sí entre tiempos de monitoreo ( $F= 11.83$ ,  $p<0.01$ ,  $gl= 1$ ). Sin embargo, el promedio de la densidad haces de *H. wrightii* fue inferior en el tratamiento Hw+Hi durante los dos tiempos de monitoreo evaluados, y más notablemente a los 181-189 días (Figura 2.12; ANEXO F), además la prueba Welch para varianzas desiguales para el último monitoreo sí obtuvo diferencias significativas entre tratamientos ( $t = -3.11$ ,  $gl = 6.76$ ,  $p= 0.02$ ).

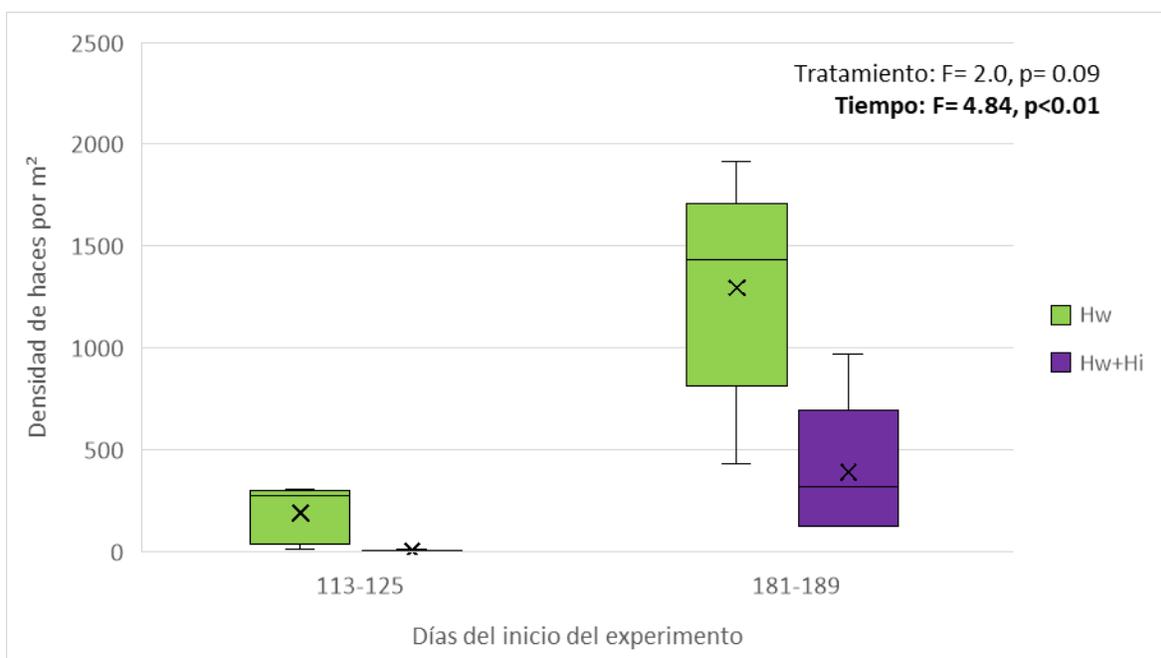


Figura 2.12. Densidad de haces de *Halodule wrightii* por tratamiento (n= 5) después de los 113-125 y 181-189 días del inicio del experimento. Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *Halimeda incrassata*; Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*. Estadístico de PERMANOVA (F), p valor (p).

## **Evaluaciones complementarias**

### **Fluctuación de sedimento**

El nivel del sedimento promedio fluctuó entre +3 y > -3 cm a lo largo del periodo de observación, pero no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos o tiempos de monitoreo (Figura 2.13).

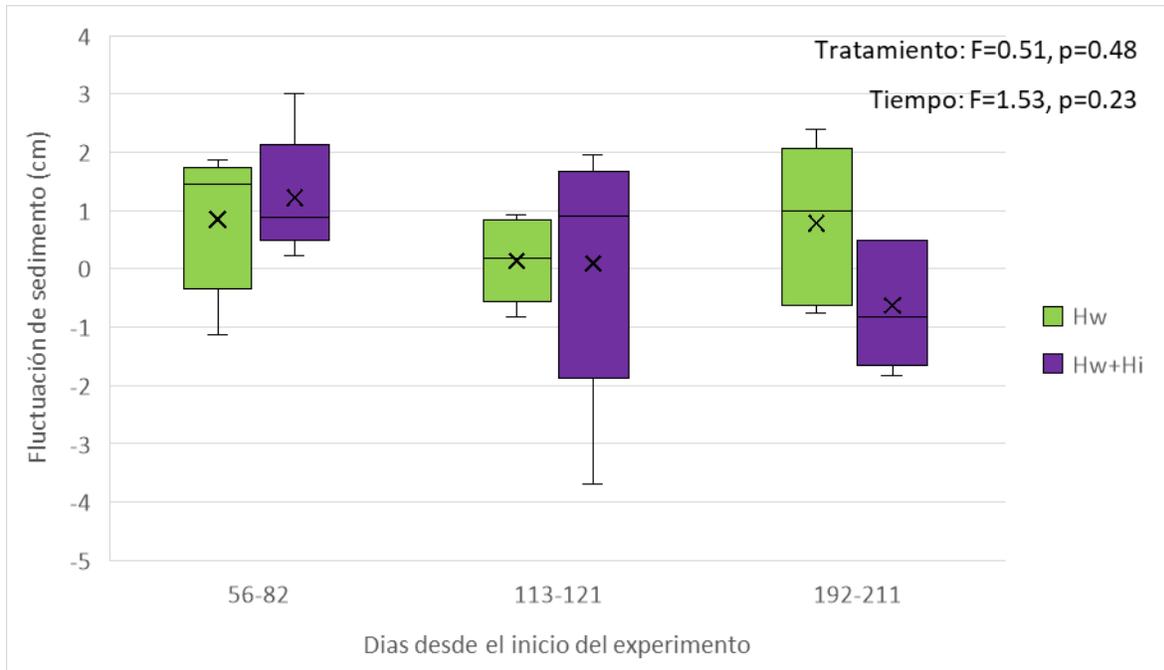


Figura 2.13. Fluctuación de sedimento expresado en erosión (-) acumulación (+) por tratamiento (n= 5) después de 56-82 días, 113-121 días y 192-211 días del inicio del experimento. Tratamiento Hw+Hi: con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*; Tratamiento Hw: solo con trasplantes de *H. wrightii*.

### Nivel de iluminación

El nivel de iluminación promedio en 24 horas presentó diferencias significativas entre los tiempos de monitoreo evaluados (Figura 2.14). La prueba post hoc mostró diferencias significativas entre los 97-126 días y los 127-157 días ( $p < 0.01$ ), entre los 127-157 días y los 158-189 días ( $p < 0.01$ ), y entre los 97-126 días y los 158-189 días ( $p = 0.04$ ). No se detectaron diferencias significativas entre tratamientos o zonas.

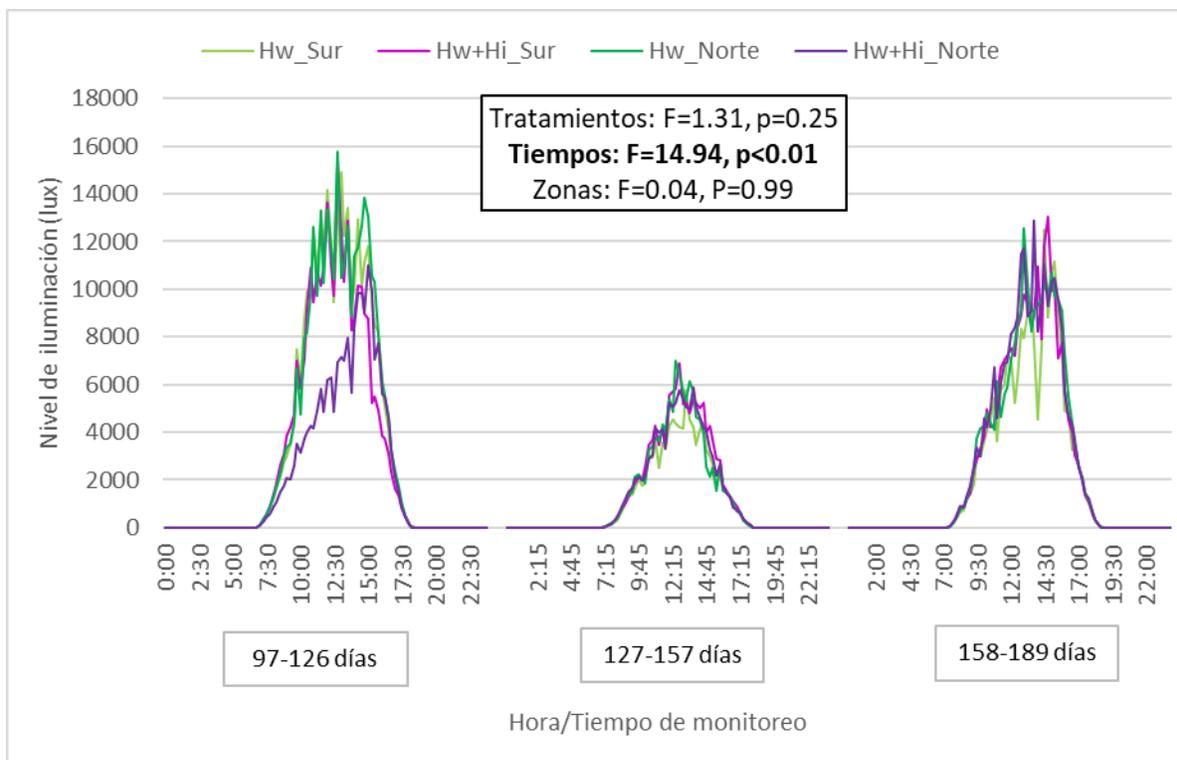


Figura 2.14. Nivel de iluminación promedio (lux) en 24 horas ( $n=6$ ) a los 97-126 días, 127-157 días y 158-189 días del inicio del experimento. Hw+Hi\_Sur: Valores obtenidos en una parcela con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata* en la zona sur; Hw\_Sur: Valores obtenidos en una parcela con solo trasplantes de *H. wrightii* en la zona sur. Hw+Hi\_Norte: Valores obtenidos en una parcela con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata* en la zona norte; Hw\_Norte: Valores obtenidos en una parcela con solo trasplantes de *H. wrightii* en la zona norte.

### Correlación de las variables del experimento

De todas las correlaciones exploradas entre las evaluaciones de los trasplantes de *Halodule wrightii* con las otras evaluaciones adicionales (ANEXO H) solo se encontraron 4 correlaciones significativas.

El diámetro medio en los sedimentos tuvo una correlación fuerte positiva con el porcentaje de trasplantes de *H. wrightii* activos a los 46-52 días, 73-86 días y 105-111 días del del inicio del experimento (Figura 2.15, 2.16, 2.17).

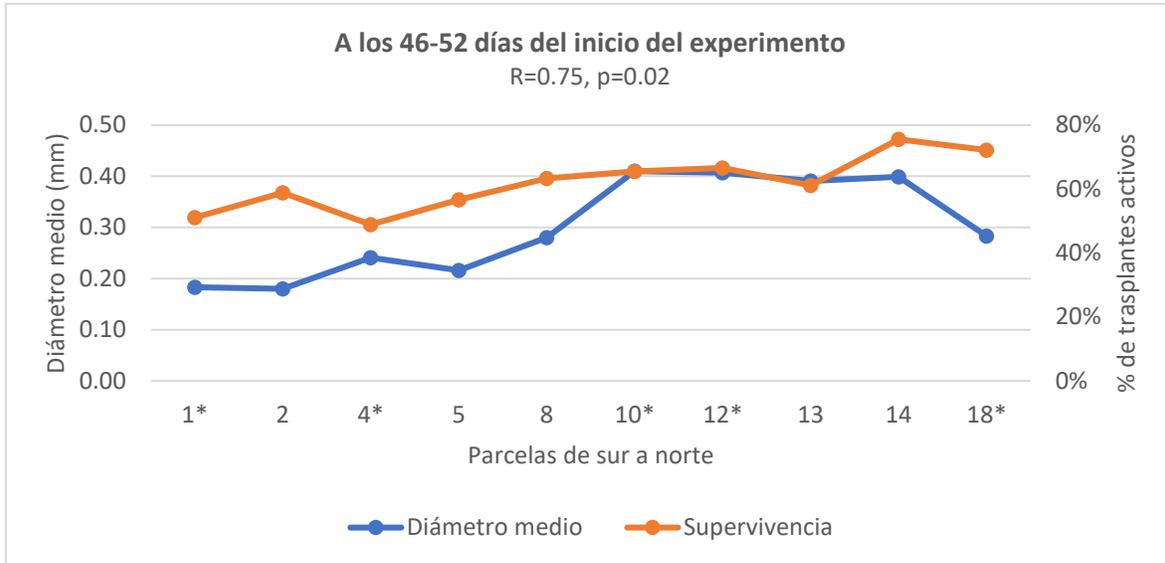


Figura 2.15. Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de *H. wrightii* a los 46-52 días del inicio del experimento. Parcelas ordenadas de sur a norte, asterisco (\*) en las parcelas con tratamiento Hw+Hi (con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*).

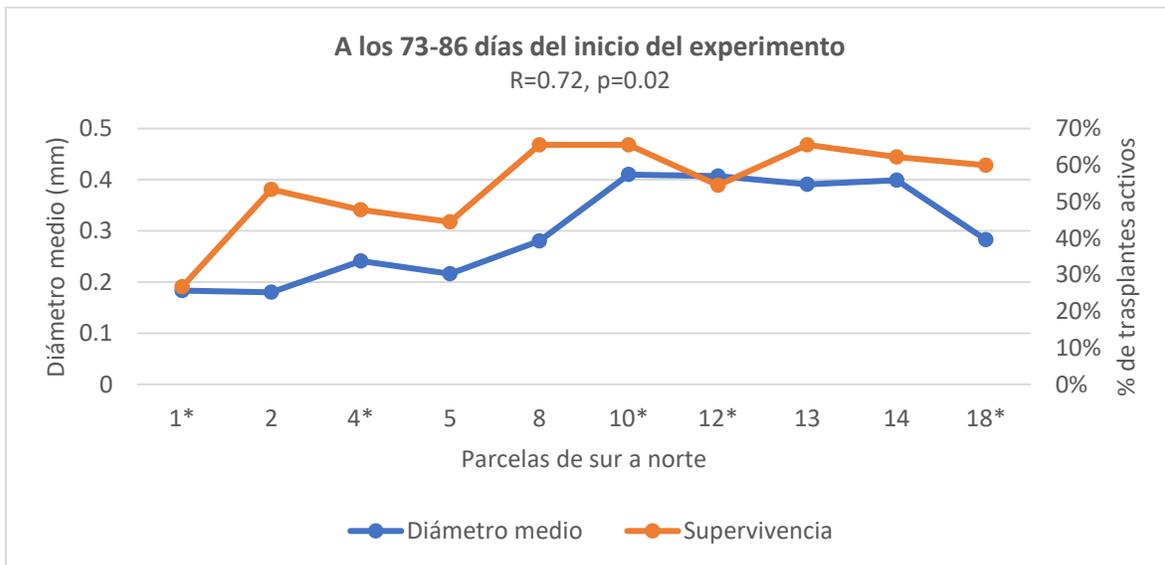


Figura 2.16. Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de *H. wrightii* a los 73-86 días del inicio del experimento. Parcelas ordenadas de sur a norte, asterisco (\*) en las parcelas con tratamiento Hw+Hi (con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*).

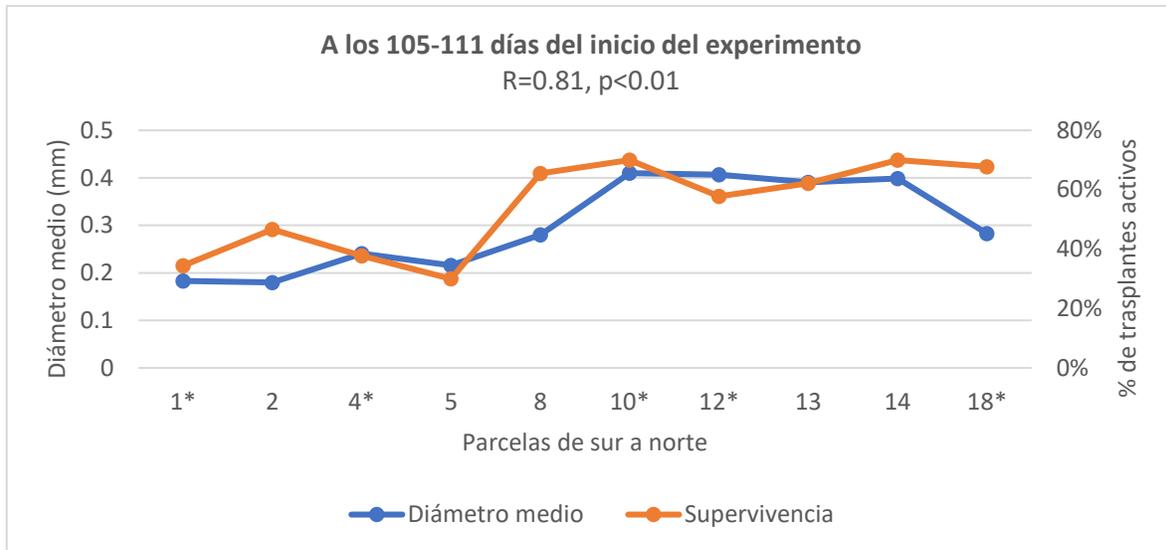


Figura 2.17. Relación entre el diámetro medio (mm) de los sedimentos al inicio del experimento y el porcentaje de trasplantes activos de *H. wrightii* a los 105-111 días del inicio del experimento. Parcelas ordenadas de sur a norte, asterisco (\*) en las parcelas con tratamiento Hw+Hi (con trasplantes de *H. wrightii* y de *H. incrassata*).

### Modelo de regresión polinomial para densidad de *Halodule wrightii* y *Halimeda incrassata*

El modelo de regresión polinomial no arrojó una relación significativa entre la densidad de haces de *H. wrightii* y la densidad de talos de *H. incrassata* (reclutas) en la última evaluación de esta variable a 181-189 días ( $R^2= 0.20$ ,  $p= 0.19$ ).

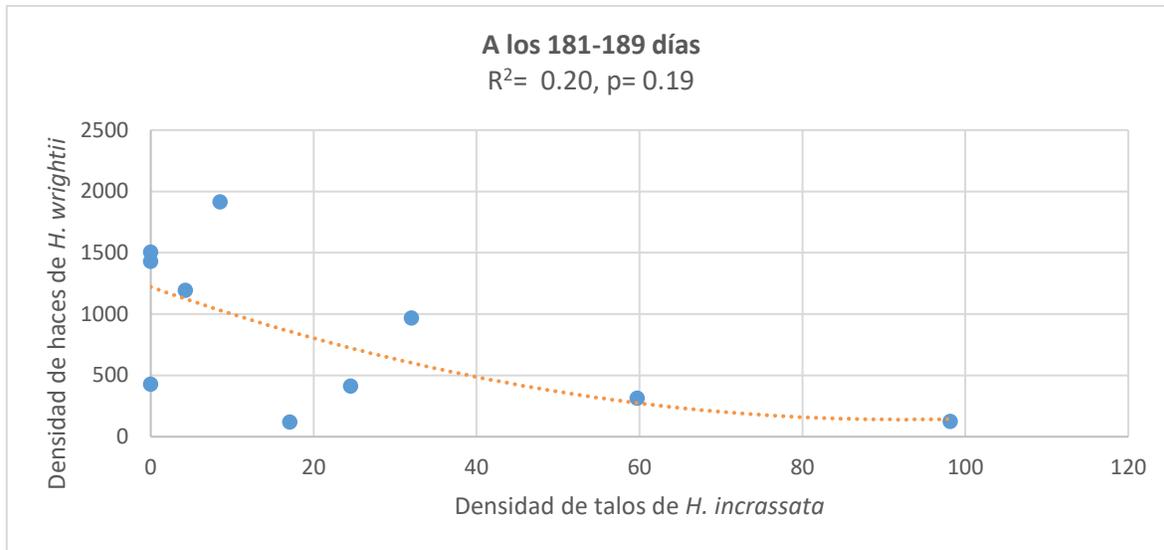


Figura 2.18. Relación entre la densidad de haces de *H. wrightii* (y) y la densidad de talos de *H. incrassata* (x) dentro de las parcelas experimentales (n= 10). Línea punteada naranja representa la línea de tendencia polinomial.

## Discusión

La restauración de *Halodule wrightii* en las parcelas experimentales fue exitosa, se obtuvo una supervivencia general del 58% a los 181-189 días del inicio del experimento (6 meses) y una extensión del rizoma de 5.68cm a los 133-140 días (5 meses). Sin embargo, contradictorio a lo esperado, la presencia de *Halimeda incrassata* no facilitó el desarrollo de los trasplantes de *H. wrightii*. Incluso, se detectó un efecto aparentemente perjudicial sobre la extensión de rizoma en el desarrollo de los trasplantes de *H. wrightii*, lo cual resultó en una menor densidad de *H. wrightii* en las parcelas donde se añadieron *H. incrassata* al terminar este experimento.

Al inicio, a los 15-21 días del experimento, *H. incrassata* pareció facilitar la supervivencia de trasplantes de *H. wrightii* (Figura 2.8); sin embargo, esto cambió a los 46-86 días del experimento cuando la presencia de *H. incrassata* comenzó a inducir una menor supervivencia de trasplantes de *H. wrightii*. Durante este periodo (septiembre y octubre 2022), se comenzó a observar un incremento en masas algales a la deriva, las cuales se movían sobre el fondo con el vaivén de las olas. En las parcelas con únicamente *H. wrightii* (tratamiento Hw), su impacto probablemente no era grave porque las hojas delgadas se doblaron cuando las algas a la deriva pasaron por encima. Sin embargo, en las parcelas

con *H. incrassata*, las algas a la deriva quedaron atrapadas en sus ramificaciones (Figura 2.19). En este contexto, es importante señalar que el área experimental estaba cerca de la costa y, por lo tanto, es un entorno barrido por las olas. *H. incrassata* por sí misma es bastante rígida, pero cuando se cubre con epífitas y algas enredadas se vuelve más flexible y el arrastre aumenta. De esta manera, *H. incrassata* con algas enredadas y epífitas genera más turbulencia al moverse con las olas, y provocó que las algas enredadas golpearan físicamente las hojas de *H. wrightii* durante su movimiento con las olas; esto probablemente provocó la rotura de las hojas, así como el desarraigo o desplazamiento de los haces trasplantados de *H. wrightii* cercanas a los talos de *H. incrassata*. Este proceso fue más evidente en la zona sur, donde se observó una mayor formación y acumulación de cianobacterias y otras algas a comparación de la zona norte. Además, en la zona sur los sedimentos eran más finos, y posiblemente esto resultó en un menor arraigo de los trasplantes a comparación de las otras zonas con sedimentos de mayor tamaño de grano (más consolidados).

La zona sur, identificada desde el Capítulo 1 como “zona de depositación”, se caracterizó por la acumulación de materia orgánica y este tipo de sedimentos tienden a presentar anoxia, lo cual puede exponer a los pastos marinos a la intoxicación por sulfuro (Christiaen et al., 2013). Sin embargo, si el estrés por la anoxia en los sedimentos hubiera sido una de las causas de la menor sobrevivencia de los haces trasplantados en la zona sur del área de estudio, su efecto habría sido notorio desde el inicio del experimento y en ambos tratamientos. Al final *H. wrightii* presentó una buena supervivencia y adaptabilidad al trasplante en estas zonas, logrando su expansión y aumento en densidad.

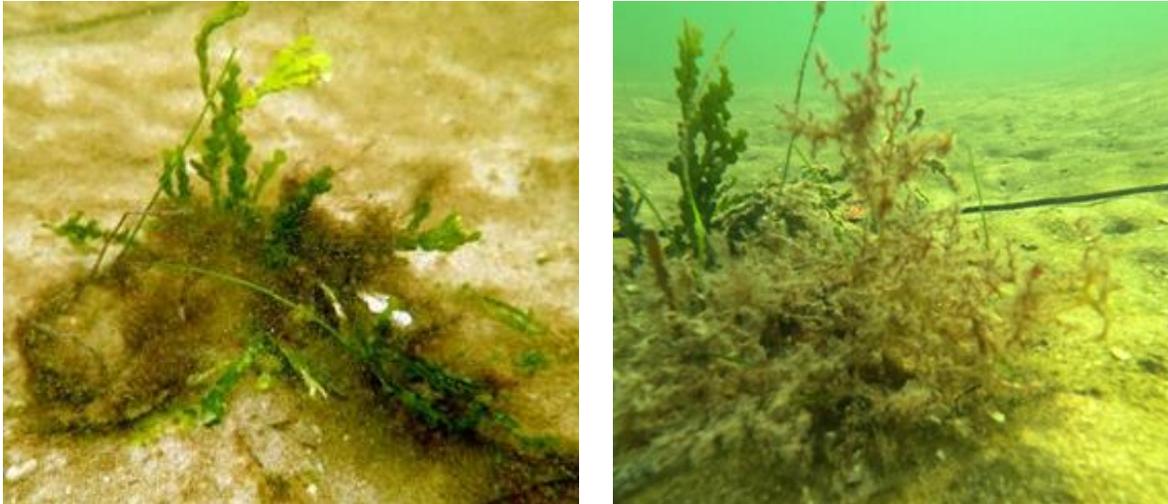


Figura 2.19. Imágenes de interferencia mecánica de las algas a la deriva a los trasplantes de *Halodule wrightii* en las parcelas con *Halimeda incrassata*. Foto izquierda ejemplo parcelas del sur; foto derecha ejemplo parcelas del norte.

La extensión del rizoma promedio de los trasplantes de *H. wrightii* fue menor en las parcelas con *H. incrassata* durante los tiempos de monitoreo evaluados (Figura 2.10), probablemente por la pérdida de haces a causa de las razones mencionadas en el párrafo anterior. Esto resultó en que el tratamiento de Hw+Hi tuviera un menor promedio de densidad de haces de *H. wrightii* en la última evaluación a los 181-185 días (Figura 2.12). Además del efecto por interferencia de *H. incrassata*, se exploró una posible competencia por espacio entre *H. incrassata* y *H. wrightii*, dado que los rizoides de las macroalgas rizofíticas pueden encontrarse en una profundidad de sedimento similar a los rizomas de *H. wrightii* (Bedinger, 2016). Sin embargo, esta posibilidad fue descartada al no detectar una relación significativa entre la densidad de talos de *H. incrassata* y la densidad de haces de *H. wrightii* en las parcelas (Figura 2.18). Al final, la sobrevivencia y extensión fueron suficientes en ambos tratamientos para generar una pradera de *H. wrightii*, también por el efecto de colonización de *H. wrightii* colindante a las parcelas; por lo tanto, se puede decir que *H. incrassata* no impidió el desarrollo de una pradera de Hw.

La tasa de reclutamiento de *H. incrassata* (17-98 talos por m<sup>2</sup> en 181-189 días), refleja que esta alga reaccionó bien al ser trasplantada a 150m de la zona donadora, localizada dentro del área de estudio. El origen del reclutamiento es plausible que haya sido principalmente de origen clonal, ya que el reclutamiento sexual tiende a ser menor (van Tussenbroek & Santos, 2011). Cabe mencionar que de manera ocasional fueron observados talos adultos

de *H. incrassata* en etapa reproductiva sexual (Figura 2.19), tanto cerca como dentro de las parcelas experimentales, por lo que una parte del reclutamiento pudo haber sido de origen sexual.



Figura 2.20. Talos de *Halimeda incrassata* en etapa reproductiva sexual cerca de las parcelas experimentales.

Los trasplantes de *H. wrightii* de este estudio tuvieron una buena supervivencia general (58%) después de 6 meses (181-189 días), comparado con otros proyectos de restauración con trasplantes de esta especie. Kaldy et al. (2004) en laguna Madre, Texas, reportaron una supervivencia de 0.02% a los dos meses y Christiaen et al. (2013) una supervivencia <20% a los dos meses, en Little Lagoon, Alabama. Trabajos más recientes reportan una supervivencia más similar al encontrado en el presente estudio, como McDonald et al. (2020) que también emplearon trasplantes de *H. wrightii* con sedimento y reportaron a los 4 meses 54.1% de supervivencia, o el trabajo de Berninger, (2015) el cual utilizó trasplantes de *H. wrightii* sin sedimento y reporto a los 6 meses 67% de supervivencia.

Por otro lado, la extensión del rizoma de *H. wrightii* (promedio general) reportada a los 5 meses (133-140 días) ( $5.68 \text{ cm} \pm 2.57$ ) fue considerablemente mayor a la reportada por Berninger, (2015) a los 5 meses (21 semanas) ( $3.61 \text{ cm} \pm 2.15$ ), en unidades de  $0.0625 \text{ m}^2$  con una densidad inicial de 32 haces por unidad. Posiblemente la implementación de parcelas con mayor dimensión ( $40 \text{ m}^2$ ) amplificó los efectos y eventualidades que pudieran interferir en el desarrollo de los trasplantes, lo cual permitió una adecuada extensión para una buena parte de los trasplantes activos. Además, la orientación de la parcela con el lado más largo paralelo a la costa pudo haber contribuido a evitar el efecto de borde dentro de

la parcela (Figura 2.9), al crear un frente más amplio ante la energía del oleaje y disminuir la variación de los trasplantes con el lado más angosto de la parcela.

Respecto a la hipótesis del estudio, es posible que *H. incrassata* sí facilitara el desarrollo de *H. wrightii* hasta los 46-52 días, tiempo en el que la presencia de esta alga incrementó ligeramente la sobrevivencia de los trasplantes de *H. wrightii* (figura 2.6). Esto pareciera sustentar el rol de facilitación de *H. incrassata* posiblemente a través de protección del oleaje. Posteriormente, la presencia de *H. incrassata* tuvo un efecto perjudicial en el desarrollo de *H. wrightii*, reflejándose en una menor sobrevivencia y extensión de *H. wrightii* en el tratamiento Hw+Hi, probablemente por la competencia por interferencia causada por las epifitas y algas enredadas en los talos de *H. incrassata*. El efecto de competencia por interferencia fue inesperado lo cual complicó la evaluación de la hipótesis de facilitación. Cabe resaltar que las algas enredadas en los talos de *H. incrassata* proliferaron por el aporte de nutrientes de las mareas marrón de sargazo, por lo tanto, su rol de facilitación pudo haber sido mermado por este factor adicional. No obstante, la presencia de *H. incrassata* no perjudicó al desarrollo de la pradera al final, lo cual es buen resultado ya que indica que un ambiente colonizado por esta alga podrá ser utilizado para la restauración de estos pastos marinos, aunque con ciertas precauciones.

El tratamiento con talos rígidos de *H. incrassata* fue pensado para proveer protección del oleaje a los trasplantes de *H. wrightii*, sin embargo, cuando *H. incrassata* perdió su rigidez por la colonización de las algas, la posición favoreció la interferencia mecánica con el movimiento de las olas. Si se busca volver a probar este experimento con ciertas mejoras, se recomienda mantener más distancia entre los talos de *H. incrassata* y los trasplantes de *H. wrightii*, así como otras configuraciones de acomodo con respecto al oleaje. En futuros esfuerzos también se puede explorar el rol de *H. incrassata* en la rehabilitación de sedimentos lodosos a partir de su contribución en la generación de sedimento calcáreo después de su senescencia. En general, la buena adaptación al trasplante de *H. incrassata* abre una ventana de oportunidad a nuevas configuraciones de tratamientos con esta especie.

## Conclusiones y recomendaciones

- A los 181-189 días, los trasplantes de *Halodule wrightii* tuvieron una supervivencia global moderada (58%), la cual fue suficiente para permitir el desarrollo de una pradera en las parcelas de ambos tratamientos (con y sin *Halimeda incrassata*).
- La zona sur del área de estudio presentó condiciones más desafiantes para los trasplantes de *H. wrightii*, la cual fue caracterizada por la predominancia de sedimentos finos y poco consolidados. Sin embargo, estas condiciones no limitaron la adaptabilidad y desarrollo de *H. wrightii*, por lo tanto, se confirma que es una especie adecuada para la restauración en lagunas arrecifales con aumento de nutrientes como el caso de Puerto Morelos.
- La presencia de *H. incrassata* tuvo un efecto de competencia por interferencia al acumular algas epifitas y a la deriva, lo cual dañó físicamente los haces de *H. wrightii*, e incluso en ocasiones causó su desarraigo. Para evaluar posibles efectos facilitadores en el futuro, se recomienda colocar los talos de *H. incrassata* a una mayor distancia de *H. wrightii*, así como colocar los talos de *H. incrassata* en una orientación donde el movimiento de las olas no cause un abatimiento sobre los trasplantes de pasto marino.
- Dada la óptima adaptabilidad de *H. incrassata* al trasplante, y su alta capacidad de crecimiento y reclutamiento, se recomienda explorar el potencial de *H. incrassata* en otros aspectos de la restauración de pastos marinos, como el aporte de sedimento calcáreo en zonas con sedimentos lodosos, para rehabilitar las condiciones previo a la introducción de trasplantes de pasto marino.

## Referencias

- Anderson, K., Close, L., DeWreede, R. E., Lynch, B. J., Ormond, C., & Walker, M. (2006). Biomechanical properties and holdfast morphology of coenocytic algae (Halimadales, Chlorophyta) in Bocas del Toro, Panama. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 328(2), 155–167. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.07.005>
- Angelini, C., Altieri, A. H., Silliman, B. R., & Bertness, M. D. (2011). Interactions among foundation species and their consequences for community organization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 61(10), 782–789. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.10.8>
- Appendini, C. M., Torres-Freyermuth, A., Oropeza, F., Salles, P., López, J., & Mendoza, E. T. (2013). Wave modeling performance in the Gulf of Mexico and Western Caribbean: Wind reanalyses assessment. *Applied Ocean Research*, 39, 20-30.
- Barry, Savanna & Frazer, Thomas & Jacoby, Charles. (2013). Production and carbonate dynamics of *Halimeda incrassata* (Ellis) Lamouroux altered by *Thalassia testudinum* Banks and Soland ex König. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 444. 73–80. [10.1016/j.jembe.2013.03.012](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.03.012).
- Bayyana, S., Pawar, S., Gole, S., Dudhat, S., Pande, A., Mitra, D., Johnson, J., Kuppusamy, S. (2020). Detection and Mapping of Seagrass Meadows at Ritchie's Archipelago using Sentinel 2A Satellite Imagery. *Current science*, 118, 1275-1282.
- Bedinger, L. A., Bell, S. S., & Dawes, C. J. (2013). Rhizophytic algal communities of shallow, coastal habitats in Florida: Components above and below the sediment surface. *Bulletin of Marine Science*, 89(2), 437–460. <https://doi.org/10.5343/bms.2011.1151>
- Bell, S., Tewfik, A., Hall, M., y Fonseca, M. (2007). Evaluation of Seagrass Planting and Monitoring Techniques: Implications for Assessing Restoration Success and Habitat Equivalency. *Restoration Ecology*. 16. 407 - 416. [10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x).
- Berninger, J. J. (2015). Examination of the Use of Floating Individuals of *Halodule wrightii* (Ascherson, 1868) for Restoration. December, 2015. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2313.3528>
- Bertelli, C., Bull, J., Finger, A., Glover, A., Inman, I., Jackson, E., McCormick, H., Nuutila, H., O'Neill, L., Unsworth, R., Ward, E., Gamble, C. (2021). Getting Started: Restoration project Design, Planning, Permitting, Licensing and Funding en Gamble, C., Debney, A.,

Glover, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., Lilley, R., Nuuttila, H., Potouroglou, M., Ragazzola, F., Unsworth R. y J. Preston (Eds.), *Seagrass Restoration Handbook* (pp. 2-15). Zoological Society of London, UK., London, UK.

Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant sociology: the study of plant communities*, 1st edn. McGraw-Hill, New York, NY

Bull, J. Burton, S., Collins, K., Debney, A., Finger, A., Gamble, C., Glover, A., Jones, B., Lilley, R., Thomas, O., Ward, E., Preston, J. (2021). *Seagrass Restoration: An Introduction* en Gamble, C., Debney, A., Glover, A., Bertelli, C., Green, B., Hendy, I., Lilley, R., Nuuttila, H., Potouroglou, M., Ragazzola, F., Unsworth R. y J. Preston (Eds.), *Seagrass Restoration Handbook* (pp. 2-15). Zoological Society of London, UK., London, UK.

Canizales-Flores, H. M. (2017). EFECTO DE LOS PASTOS MARINOS SOBRE LAS MACROALGAS RIZOFÍTICAS EN LA LAGUNA ARRECIFAL DE PUERTO MORELOS, QUINTANA ROO. UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO.

Carranza-Edwards, A., Gutiérrez-Estrada, M., & Rodríguez-Torres, R. (1974). Unidades morfo-tectónicas continentales de las costas mexicanas. *ANALES DEL CENTRO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA*, 83(3), 1–8. [biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1975-1/articulo13.html](http://biblioweb.tic.unam.mx/cienciasdelmar/centro/1975-1/articulo13.html)

Carus, J., Arndt, C., Schröder, B., Thom, M., Villanueva, R., & Paul, M. (2021). Using Artificial Seagrass for Promoting Positive Feedback Mechanisms in Seagrass Restoration. *Frontiers in Marine Science*, 8(August), 1–7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.546661>

Cerdeira-Estrada, Sergio; Rosique-de la Cruz, Laura; Blanchon, Paul; Uribe-Martínez, Abigail; Martell-Dubois, Raul; Martínez-Clorio, Mauricio; et al. (2022): Submarine relief map of the marine ecosystems in the Mexican Caribbean: Cabo Catoche - Xcalak. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.16728871.v1>

Chand, S., Bollard, B. (2022). Detecting the Spatial Variability of Seagrass Meadows and Their Consequences on Associated Macrofauna Benthic Activity Using Novel Drone Technology. *Remote Sensing*, 14, 160.

Chávez, V., Uribe-Martínez, A., Cuevas, E., Rodríguez-Martínez, R. E., van Tussenbroek, B. I., Francisco, V., Estévez, M., Celis, L. B., Monroy-Velázquez, L. V., Leal-Bautista, R., Álvarez-Filip, L., García-Sánchez, M., Masia, L., & Silva, R. (2020). Massive influx of pelagic

sargassum spp. On the coasts of the mexican caribbean 2014–2020: Challenges and opportunities. *Water (Switzerland)*, 12(10), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12102908>

Christiaen, B., McDonald, A., Cebrian, J., & Ortmann, A. C. (2013). Response of the microbial community to environmental change during seagrass transplantation. *Aquatic Botany*, 109, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2013.03.008>

Cohen, Jacob (1960). "A coefficient of agreement for nominal scales". *Educational and Psychological Measurement*, 20 (1), 37- 46. Doi:10.1177/001316446002000104

Cruz-Palacios, V., & Van Tussenbroek, B. I. (2005). Simulation of hurricane-like disturbances on a Caribbean seagrass bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 324(1), 44–60. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.04.002>

Cullen-Unsworth, L. C., & Unsworth, R. K. F. (2016). Strategies to enhance the resilience of the world's seagrass meadows. *Journal of Applied Ecology*, 53(4), 967–972. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12637>

de Almeida, L. R., Ávila-Mosqueda, S. V., Silva, R., Mendoza, E., & van Tussenbroek, B. I. (2022). Mapping the structure of mixed seagrass meadows in the Mexican Caribbean. *Frontiers in Marine Science*, 9(December), 1–15. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1063007>

Fauzan, M. A., Wicaksono, P., Hartono. (2021). Characterizing Derawan seagrass cover change with time-series Sentinel-2 images. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 2352-4855.

Gagnon, K., Rinde, E., Bengil, E. G. T., Carugati, L., Christianen, M. J. A., Danovaro, R., Gambi, C., Govers, L. L., Kipson, S., Meysick, L., Pajusalu, L., Tüney Kızılkaya, İ., van de Koppel, J., van der Heide, T., van Katwijk, M. M., & Boström, C. (2020). Facilitating foundation species: The potential for plant–bivalve interactions to improve habitat restoration success. *Journal of Applied Ecology*, 57(6), 1161–1179. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13605>

Gillis, L. G., Bouma, T. J., Jones, C. G., Van Katwijk, M. M., Nagelkerken, I., Jeuken, C. J. L., Herman, P. M. J., & Ziegler, A. D. (2014). Potential for landscape-scale positive interactions among tropical marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 503, 289–303. <https://doi.org/10.3354/meps10716>

Guerrero, M.K.M.R., Vivar, J.A.M., Ramos, R.V., Tamondong, A.M. (2019). Assessment Of Seagrass Percent Cover And Water Quality Using Uav Images And Field Measurements In Bolinao, Pangasinan. ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XLII-4/W19, 233-240.

Goodman, J. A., Samuel, J. P., Stuart, R. P. (2013). Coral reef remote sensing. A guide for mapping, monitoring, and management. 436p.

Heiri, O., Lotter, A. F., & Lemcke, G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: Reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*, 25(1), 101–110. <https://doi.org/10.1023/A:1008119611481>

Hochberg, E.J. (2011). Remote Sensing of Coral Reef Processes. In: Dubinsky, Z., Stambler, N. (eds) *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer, Dordrecht.

James, D., Collin, A., Houet, T., Mury, A., Gloria, H., Poulain, N. (2020). Towards Better Mapping of Seagrass Meadows using UAV Multispectral and Topographic Data. *Journal of Coastal Research*, 95, 1117–1121.

James, R. K., Silva, R., Van Tussenbroek, B. I., Escudero-Castillo, M., Mariño-Tapia, I., Dijkstra, H. A., Van Westen, R. M., Pietrzak, J. D., Candy, A. S., Katsman, C. A., Van Der Boog, C. G., Riva, R. E. M., Slobbe, C., Klees, R., Stapel, J., Van Der Heide, T., Van Katwijk, M. M., Herman, P. M. J., & Bouma, T. J. (2019). Maintaining Tropical Beaches with Seagrass and Algae: A Promising Alternative to Engineering Solutions. *BioScience*, 69(2), 136–142. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy154>

Kaldy, J. E., Dunton, K. H., Kowalski, J. L., & Lee, K. S. (2004). Factors controlling seagrass revegetation onto dredged material deposits: A case study in lower Laguna Madre, Texas. *Journal of Coastal Research*, 20(1), 292–300. [https://doi.org/10.2112/1551-5036\(2004\)20\[292:fcsrod\]2.0.co;2](https://doi.org/10.2112/1551-5036(2004)20[292:fcsrod]2.0.co;2)

Kenworthy, W. J., Hall, M. O., Hammerstrom, K. K., Merello, M., & Schwartzschild, A. (2018). Restoration of tropical seagrass beds using wild bird fertilization and sediment regrading. *Ecological Engineering*, 112(November 2017), 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.008>

Koch, E. W., Barbier, E. B., Silliman, B. R., Reed, D. J., Perillo, G. M. E., Hacker, S. D., Granek, E. F., Primavera, J. H., Muthiga, N., Polasky, S., Halpern, B. S., Kennedy, C. J.,

- Kappel, C. V., & Wolanski, E. (2009). Non-linearity in ecosystem services: Temporal and spatial variability in coastal protection. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 29–37. <https://doi.org/10.1890/080126>
- Lazuardi, W., Ardiyanto, R., Marfai, M.A., Mutaqin, B., Kusuma, D. (2021). Coastal Reef and Seagrass Monitoring for Coastal Ecosystem Management. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 16, 557-568.
- López-Mendoza, P. G., Ruiz-Fernández, A. C., Sanchez-Cabeza, J. A., van Tussenbroek, B. I., Cuellar-Martinez, T., & Pérez-Bernal, L. H. (2020). Temporal trends of organic carbon accumulation in seagrass meadows from the northern Mexican Caribbean. *Catena*, 194(April 2019), 104645. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104645>
- Luczak, C., Janquin, M. A., & Kupka, A. (1997). Simple standard procedure for the routine determination of organic matter in marine sediment. *Hydrobiologia*, 345(1), 87–94. <https://doi.org/10.1023/A:1002902626798>
- MacDonnell, C., Tiling, K., Encomio, V., van der Heide, T., Teunis, M., Wouter, L., Didderen, K., Bouma, T. J., & Inglett, P. W. (2022). Evaluating a novel biodegradable lattice structure for subtropical seagrass restoration. *Aquatic Botany*, 176(March 2021), 103463. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2021.103463>
- Marbà, N., & Duarte, C. M. (1998). Rhizome elongation and seagrass clonal growth. *Marine Ecology Progress Series*, 174, 269–280. <https://doi.org/10.3354/meps174269>
- Mateo, M. A., & Mutchler, T. (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. In *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* (Issue July). <https://doi.org/10.1007/1-4020-2983-7>
- Maxwell, P., Eklöf, J., Katwijk, M., O’ Brien, K., Torre-Castro, M., Boström, C., Bouma, T., Krause-Jensen, D., Unsworth, R., Tussenbroek, B., y Heide, T. (2016). The fundamental role of ecological feedback mechanisms for the adaptive management of seagrass ecosystems – a review. *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 92. 0-0. [10.1111/brv.12294](https://doi.org/10.1111/brv.12294).
- Molina Hernández, A. L., & Van 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>

Núñez Morales, N. D. (2021). Cartografía y monitoreo de cobertura bentónica arrecifal mediante sensores remotos emergentes. Universidad nacional autónoma de México.

Ochoa, R.T. (2013). Hidrología hidráulica y socavación en puentes. Ecoe Ediciones. Technology & Engineering.

Peterson, B. J., Valentine, J. F., & Heck, K. L. (2013). The snapper-grunt pump: Habitat modification and facilitation of the associated benthic plant communities by reef-resident fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 441, 50–54. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2013.01.015>

Rende, S.F., Bosman, A., Menna, F., Lagudi, A., Bruno, F., Severino, U., Montefalcone, M., Irving, A.D., Raimondi, V., Calvo, S., Pergent, G., Pergent-Martini, Tomasello, A. (2022). Assessing Seagrass Restoration Actions through a Micro-Bathymetry Survey Approach (Italy, Mediterranean Sea). *Water*, 14, 1285.

Rioja-Nieto, R., & Álvarez-Filip, L. (2019). Coral reef systems of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Marine Pollution Bulletin*, June, 616–625. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.07.005>

Rioja-Nieto, R., Garza-Pérez, R., Álvarez-Filip, L., Mariño-Tapia, I., & Enríquez, C. (2018). The Mexican Caribbean: From Xcalak to Holbox. In *World Seas: An Environmental Evaluation Volume I: Europe, the Americas and West Africa (Second Edition)*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00033-4>

Ruíz Cavazos, D., Ruíz Martínez, G., Mendoza Baldwin, G. E., & Casarín Silva, R. (2010). DISTRIBUCIÓN DEL SEDIMENTO EN LAS COSTAS DE YUCATÁN Y QUINTANA ROO. XXI CONGRESO NACIONAL DE HIDRÁULICA.

Rutten, J., Arriaga, J., Montoya, L. D., Mariño-Tapia, I. J., Escalante-Mancera, E., Mendoza, E. T., van Tussenbroek, B. I., & Appendini, C. M. (2021). Beaching and Natural Removal Dynamics of Pelagic Sargassum in a Fringing-Reef Lagoon. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 126(11), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2021JC017636>

Sibson, R. (1981) A Brief Description of Natural Neighbor Interpolation. In: Barnett, V., Ed., *Interpreting Multivariate Data*, John Wiley & Sons, New York, 21-36.

- Uhrin, A. V., Hall, M. O., Merello, M. F., & Fonseca, M. S. (2009). Survival and expansion of mechanically transplanted seagrass sods. *Restoration Ecology*, 17(3), 359–368. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00376.x>
- Unsworth, R. K. F., McKenzie, L. J., Collier, C. J., Cullen-Unsworth, L. C., Duarte, C. M., Eklöf, J. S., Jarvis, J. C., Jones, B. L., & Nordlund, L. M. (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*, 48(8), 801–815. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1115-y>
- Unsworth, R. K. F., Nordlund, L. M., & Cullen-Unsworth, L. C. (2019). Seagrass meadows support global fisheries production. *Conservation Letters*, 12(1), 1–8. <https://doi.org/10.1111/conl.12566>
- Valdez, S. R., Zhang, Y. S., van der Heide, T., Vanderklift, M. A., Tarquinio, F., Orth, R. J., & Silliman, B. R. (2020). Positive Ecological Interactions and the Success of Seagrass Restoration. *Frontiers in Marine Science*, 7(February), 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00091>
- Van Der Heide, T., Bouma, T. J., Van Nes, E. H., Van De Koppel, J., Scheffer, M., Roelofs, J. G. M., Van Katwijk, M. M., & Smolders, A. J. P. (2010). Spatial self-organized patterning in seagrasses along a depth gradient of an intertidal ecosystem. *Ecology*, 91(2), 362–369. <https://doi.org/10.1890/08-1567.1>
- van Katwijk, M. M., Bos, A. R., de Jonge, V. N., Hanssen, L. S. A. M., Hermus, D. C. R., & de Jong, D. J. (2009). Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. *Marine Pollution Bulletin*, 58(2), 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2008.09.028>
- van Katwijk, M. M., Bos, A. R., Hermus, D. C. R., & Suykerbuyk, W. (2010). Sediment modification by seagrass beds: Muddification and sandification induced by plant cover and environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 89(2), 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.06.008>
- van Katwijk, M. M., Thorhaug, A., Marbà, N., Orth, R. J., Duarte, C. M., Kendrick, G. A., Althuizen, I. H. J., Balestri, E., Bernard, G., Cambridge, M. L., Cunha, A., Durance, C., Giesen, W., Han, Q., Hosokawa, S., Kiswara, W., Komatsu, T., Lardicci, C., Lee, K. S., ... Verduin, J. J. (2016). Global analysis of seagrass restoration: The importance of large-scale planting. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 567–578. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12562>

- Van Tussenbroek, B. (2011). Dynamics of seagrasses and associated algae in coral reef lagoons Dinámica de los pastos marinos y macroalgas asociadas en lagunas arrecifales. *Hidrobiológica*, 21(3), 293–310. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Dynamics+of+seagrasses+and+associated+algae+in+coral+reef+lagoons+Din?mica+de+los+pastos+marinos+y+macroalgas+asociadas+en+lagunas+arrecifales+coralinas#0>
- Van Tussenbroek, B. I., Cortés, J., Collin, R., Fonseca, A. C., Gayle, P. M. H., Guzmán, H. M., Jácome, G. E., Juman, R., Koltés, K. H., Oxenford, H. A., Rodríguez-Ramírez, A., Samper-Villarreal, J., Smith, S. R., Tschirky, J. J., & Weil, E. (2014). Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE*, 9(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090600>
- Van Tussenbroek, B. I., Guadalupe, M., Santos, B., Gonzálo, J., Wong, R., Kornelis Van Dijk, J., & Waycott, M. (2010). A guide to the tropical seagrasses of the western Atlantic. En Universidad Nacional Autónoma de México. Del Coyoacán, México. [http://www.seagrassrestorationnow.com/docs/van\\_Tussenbroek\\_et\\_al\\_2010\\_CaribbeanSeagrassGuide.pdf](http://www.seagrassrestorationnow.com/docs/van_Tussenbroek_et_al_2010_CaribbeanSeagrassGuide.pdf)
- van Tussenbroek, B. I., Hernández Arana, H. A., Rodríguez-Martínez, R. E., Espinoza-Avalos, J., Canizales-Flores, H. M., González-Godoy, C. E., Barba-Santos, M. G., Vega-Zepeda, A., & Collado-Vides, L. (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 272–281. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.057>
- van Tussenbroek, B. I., & Santos, M. G. B. (2011). Demography of *Halimeda incrassata* (Bryopsidales, Chlorophyta) in a Caribbean reef lagoon. *Marine Biology*, 158(7), 1461–1471. <https://doi.org/10.1007/s00227-011-1662-2>
- Weitzman, J. S., Zeller, R. B., Thomas, F. I. M., & Koseff, J. R. (2015). The attenuation of current- and wave-driven flow within submerged multispecific vegetative canopies. *Limnology and Oceanography*, 60(6), 1855–1874. <https://doi.org/10.1002/lno.10121>
- Williams, S. L. (1990). Experimental Studies of Caribbean Seagrass Bed Development. *Ecological Monographs*, 60(4), 449–469. <http://www.jstor.org/stable/1943015>

Zieman, J.C. (1982). The Ecology of the Seagrasses of South Florida: A Community Profile. U.S. Fish and Wildlife Services, Office of Biological Services, Washington, DC, FWS/OBS-82/25

ANEXO A. Fotografías de Algas



*Avrainvillea sp.*



*Halimeda sp.*



*Udotea sp.*



*Penicillus sp.*



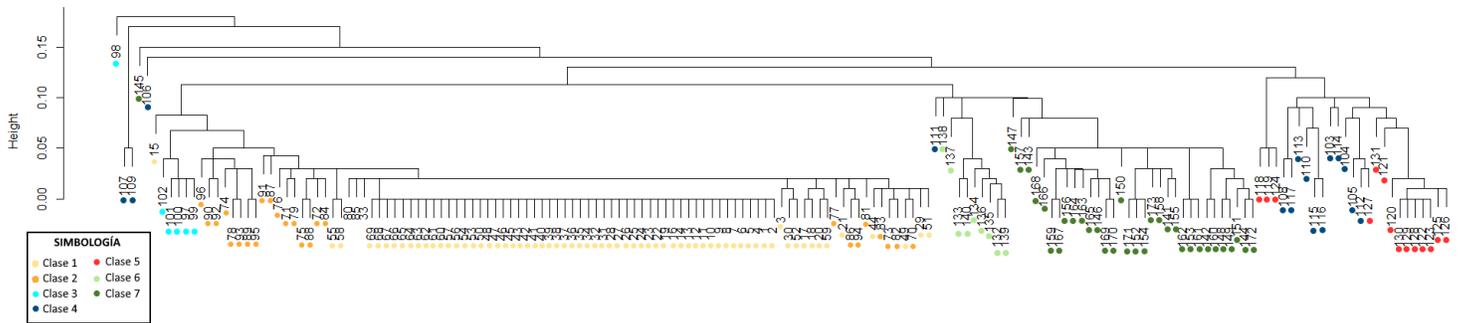
*Caulerpa mexicana*



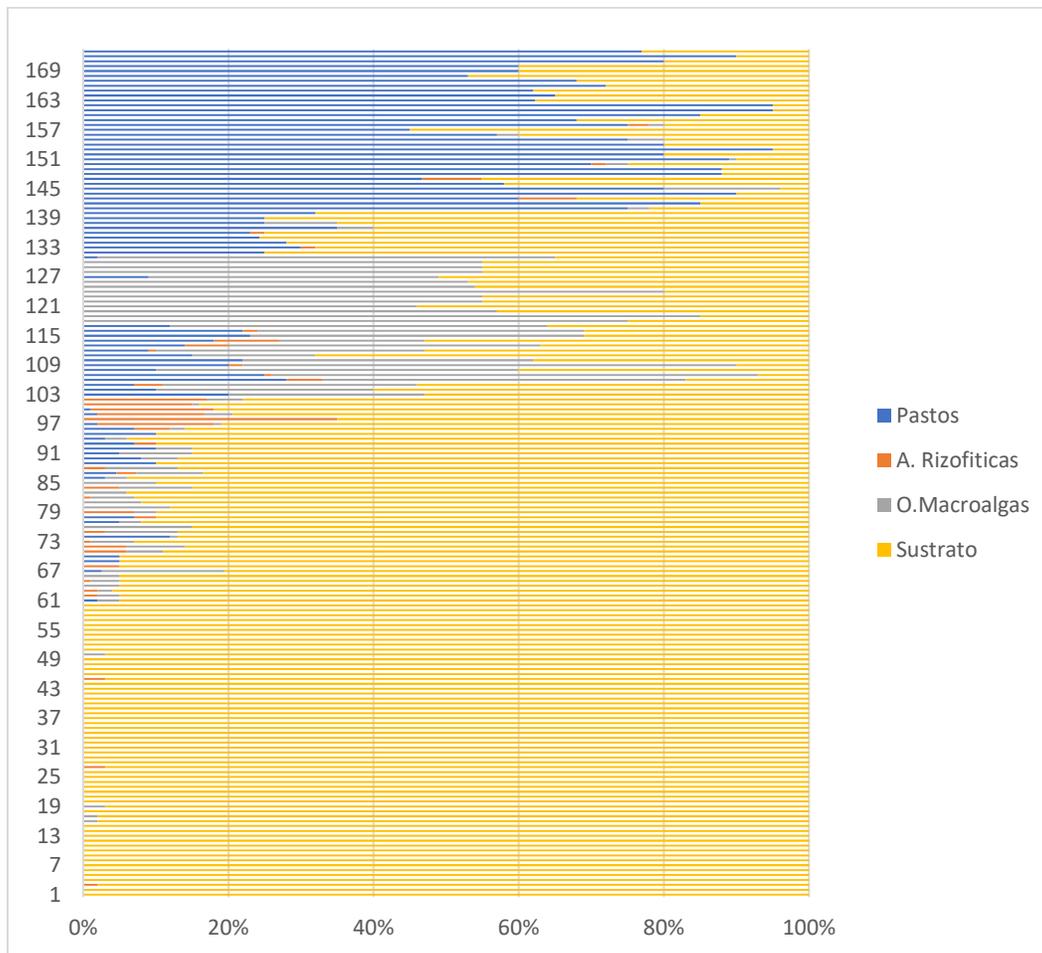
*Caulerpa prolifera*

## ANEXO B. Exploración de los datos para obtener las clases de fondo marino en la zona de estudio

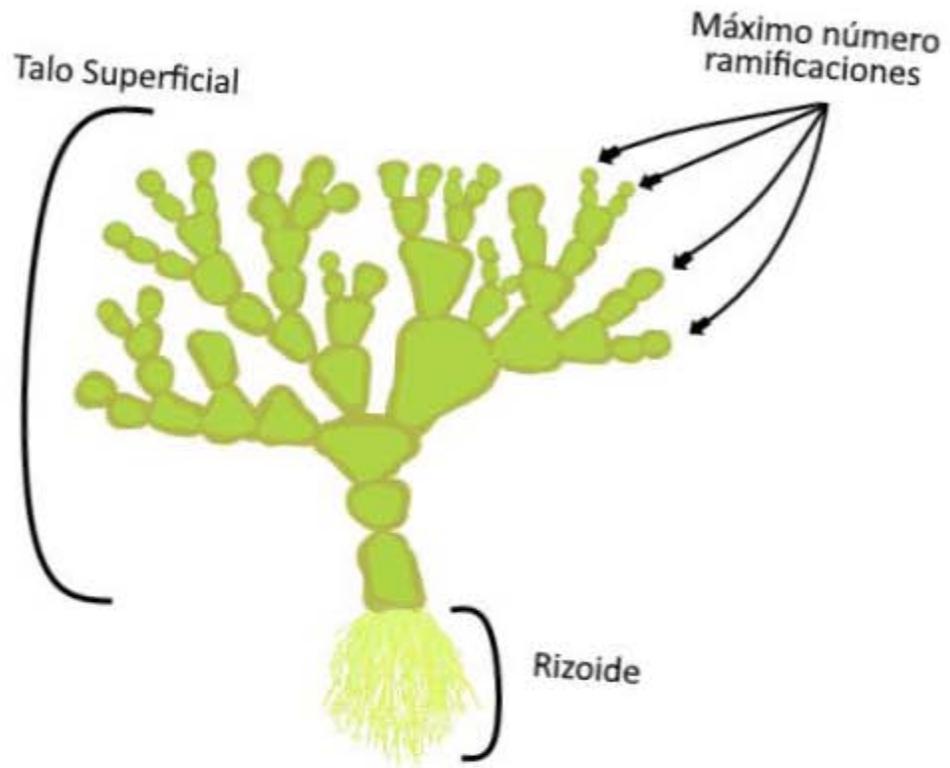
Dendrograma de agrupación jerárquica con distancias de Bray-Curtis:



Gráfica de barras 100 % apiladas con los datos sin transformar:



ANEXO C. Partes del talo de *Halimeda* sp.



ANEXO D. Tabla de promedios y desviación estándar del porcentaje de trasplantes activos por tiempos de monitoreo y tratamientos. N=5

Tiempos de monitoreo	Tratamiento	Promedio	Desviación estándar	Intervalo de confianza (95%)	
				Límite inferior	Límite superior
15-21 días	Hw+Hi	0.76	0.12	0.64	0.87
15-21 días	Hw	0.69	0.09	0.61	0.77
46-52 días	Hw+Hi	0.61	0.10	0.51	0.71
46-52 días	Hw	0.63	0.07	0.56	0.70
73-86 días	Hw+Hi	0.51	0.15	0.37	0.65
73-86 días	Hw	0.58	0.09	0.49	0.67
105-111 días	Hw+Hi	0.54	0.17	0.38	0.69
105-111 días	Hw	0.55	0.16	0.39	0.71
133-140 días	Hw+Hi	0.52	0.19	0.34	0.70
133-140 días	Hw	0.59	0.11	0.49	0.69
181-189 días	Hw+Hi	0.52	0.12	0.41	0.63
181-189 días	Hw	0.63	0.20	0.44	0.82

ANEXO E. Tabla de promedios y desviación estándar de la extensión del rizoma por tiempos de monitoreo y tratamientos. N=5 parcelas por tratamiento

Tiempos de monitoreo	Tratamiento	Método	N (por parcela)	Máxima extensión de núcleo	Promedio	Intervalo de confianza (95%)	
						Límite inferior	Límite superior
46-52 días	Hw	Posiciones fijas	20	6.5-15	2.50	1.80	3.20
46-52 días	Hw+Hi	Posiciones fijas	20	3.0-10	1.08	0.19	1.97
73-86 días	Hw	Posiciones fijas	20	7.0-21	2.99	1.68	4.30
73-86 días	Hw+Hi	Posiciones fijas	20	5.5-11	1.91	1.08	2.74
105-111 días	Hw	Trasplantes activos	24-51	21.5-50	3.89	3.21	4.57
105-111 días	Hw+Hi	Trasplantes activos	31-61	8.0-33	2.86	0.18	5.54
133-140 días	Hw	Trasplantes activos	33-44	6.0-12	7.00	5.51	8.49
133-140 días	Hw+Hi	Trasplantes activos	17-60	6.0-22	4.37	1.65	7.08

ANEXO F. Tabla de promedios y desviación estándar de la densidad de haces de *Halodule wrightii* por tiempos de monitoreo y tratamientos. N=5

Tiempos de monitoreo	Tratamiento	Promedio	Desviación estándar ( $\pm$ )	Intervalo de confianza (95%)	
				Límite inferior	Límite superior
113-121 días	Hw	189.23	140.64	323.31	115.70
113-121 días	Hw+Hi	3.20	2.92	5.99	316.02
181-189 días	Hw	1295.15	549.88	1819.40	720.88
181-189 días	Hw+Hi	389.12	347.99	720.89	1819.39

ANEXO G. Tabla de características del sedimento por parcela antes del inicio del experimento. N=5

Parcela	Tratamiento	Materia orgánica (%)	Diámetro medio (mm)
1	Hw+Hi	5.07838827	0.183
2	Hw	5.14817677	0.18
4	Hw+Hi	3.36848107	0.241
5	Hw	3.04825279	0.216
8	Hw	3.71254609	0.28
10	Hw+Hi	2.68383023	0.41
12	Hw+Hi	2.81153246	0.407
13	Hw	2.53402559	0.391
14	Hw	3.51148718	0.399
18	Hw+Hi	3.16721971	0.283

ANEXO H. Tabla de correlación de las variables del experimento. N=10

x	y	coeficiente	R	p
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Diámetro medio (mm) al inicio del experimento	Pearson	-0.606	0.063
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 15-21 días del inicio del experimento	Pearson	0.264	0.462
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 46-52 días del inicio del experimento	Pearson	-0.373	0.288
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 73-86 días del inicio del experimento	Pearson	-0.579	0.079
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 105-111 días del inicio del experimento	Pearson	-0.428	0.2164
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 133-140 días del inicio del experimento	Spearman	-0.462	0.180
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 192-211 días del inicio del experimento	Pearson	-0.397	0.256
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 15-21 días del inicio del experimento	Pearson	0.208	0.563
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 46-52 días del inicio del experimento	Pearson	0.746	0.013*
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 73-86 días del inicio del experimento	Pearson	0.724	0.018*
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 105-111 días del inicio del experimento	Pearson	0.805	0.005*

Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 133-140 días del inicio del experimento	Spearman	0.626	0.052
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Frecuencia trasplantes activos de <i>H. wrightii</i> 192-211 días del inicio del experimento	Pearson	0.275	0.441
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 46-52 días del inicio del experimento	Pearson	-0.345	0.329
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 73-86 días del inicio del experimento	Pearson	0.142	0.694
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 105-111 días del inicio del experimento	Pearson	0.133	0.713
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 133-140 días del inicio del experimento	Pearson	0.174	0.630
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 46-52 días del inicio del experimento	Pearson	0.255	0.944
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 73-86 días del inicio del experimento	Pearson	-0.181	0.617
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 105-111 días del inicio del experimento	Pearson	-0.081	0.825
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Extensión del rizoma de <i>H. wrightii</i> 133-140 días del inicio del experimento	Pearson	-0.263	0.463
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 113-121 días del inicio del experimento	Spearman	-0.478	0.166
Materia orgánica (%) antes del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 181-189 días del inicio del experimento	Pearson	-0.330	0.352
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 113-121 días del inicio del experimento	Spearman	0.576	0.088
Diámetro medio (mm) antes del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 181-189 días del inicio del experimento	Pearson	0.309	0.387
Densidad de talos de <i>H. incrassata</i> 113-125 días del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 113-121 días del inicio del experimento	Spearman	-0.181	0.616
Densidad de talos de <i>H. incrassata</i> 181-189 días del inicio del experimento	Densidad de haces de <i>H. wrightii</i> 181-189 días del inicio del experimento	Spearman	-0.632	0.049*

Correlaciones con asterisco representa diferencias significativas.