

MANUAL PARA LA MEDICIÓN, MONITOREO Y REPORTE DEL CARBONO Y GASES DE EFECTO INVERNADERO EN MANGLARES EN RESTAURACIÓN



FORMA DE CITAR:

Cisneros-de la Cruz D.J., J. A Herrera-Silveira, C. Teutli-Hernández, S.A Ramírez-García, A. Moreno-Martínez, J. Mendoza-Martínez, J. Montero-Muñoz, F. Paz-Pellat, R. M. Roman-Cuesta. 2021. Manual para la Medición, Monitoreo y Reporte del Carbono y Gases de Efecto Invernadero en Manglares en Restauración. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 90pp.

CRÉDITOS

Coordinador General: Dr. Jorge A. Herrera Silveira¹,

Elaboración: Dra. Diana J. Cisneros de la Cruz¹; Dra. Claudia Teutli-Hernández²; Biol. Silvia A. Ramírez García¹; Biol. Ameyali Moreno Martínez¹; M. C. Juan Enrique Mendoza Martínez¹

Revisión: Dr. Jorge A. Herrera Silveira¹; Dra. Claudia Teutli Hernández²; Dra. Rosa Maria Roman Cuesta^{3,4}, Dr. Miguel Cifuentes Jara⁵, Dr. Jorge Montero-Muñoz¹, Dr. Fernando Paz Pellat⁶.

1- Laboratorio de Producción Primaria, Centro de Investigación y de estudios Avanzados (CINVESTAV) del Instituto Politécnico Nacional (IPN), Unidad Mérida.

2-Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de la Facultad de Ciencias en Sisal, Yucatán. Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM-Sisal).

3- Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

4- Wageningen University

5- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE)

6- Programa Mexicano del Carbono (PMC)

Fotografías: Propiedad del laboratorio de Producción primaria del CINVESTAV, Mérida. A excepción de aquellas que sean acreditadas dentro del texto.

Diseño de ilustraciones: Diana J. Cisneros de la Cruz **Ilustración:** Alberto Guerra

Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR)

CIFOR promueve el bienestar humano, la integridad del medio ambiente y la equidad mediante investigación de avanzada, desarrollando las capacidades de sus socios y dialogando activamente con todos los actores involucrados, para informar sobre las políticas y las prácticas que afectan a los bosques y a las personas. CIFOR es un centro de investigación CGIAR y lidera su Programa de Investigación sobre Bosques, Árboles y Agroforestería (FTA, por sus siglas en inglés). Nuestra sede central se encuentra en Bogor, Indonesia, y contamos con oficinas en Nairobi, Kenia; Yaundé, Camerún, Bonn, Alemania, y Lima, Perú.



AGRADECIMIENTOS

Este manual fue elaborado bajo el programa SWAMP “Sustainable Wetlands Adaptation and Mitigation Program” con financiación de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos de America (USAID, United States Agency for International Development). También cuenta con apoyo de los programas del CGIAR: FTA (Bosques, Arboles y Agroforestería) y CCAFs (Cambio Climático, Agricultura y Seguridad Alimentaria).

Quisiéramos agradecer a todos los socios financieros que apoyaron esta investigación a través de sus contribuciones al Fondo de CGIAR. Para ver la lista de donantes del Fondo, visite: <http://www.cgiar.org/about-us/our-funders/>Cualquier opinión vertida en este documento es de los autores y no refleja necesariamente las opiniones de CIFOR, de las instituciones para las que los autores trabajan o de los financiadores.

Alcance y relevancia

A nivel regional y mundial la restauración de los manglares está ganando interés como una actividad que puede contribuir a las estrategias de adaptación y mitigación ante los efectos del cambio climático. Este interés en parte se debe a que, los manglares son reconocidos como ecosistemas con gran capacidad de capturar y almacenar altas concentraciones de carbono en estructuras aéreas y subterráneas de la vegetación, así como en sus suelos. Por ello, se están implementando políticas y herramientas de gestión para su conservación y restauración que beneficien a distintos sectores de la población.

La restauración de los manglares degradados globalmente tiene el potencial de capturar y evitar la emisión de hasta 365 millones de toneladas de carbono al año, equivalente a las emisiones de 142,000,000 hogares en USA (Worthington y Spalding, 2018). Así mismo, los manglares protegen de la inundación hasta 15 millones de personas que habitan en las costas cuyas pérdidas son valuadas en \$US 65 mil millones por año (Menéndez *et al.*, 2020). En el Golfo de California en México, se ha estimado el valor del servicio que los manglares proporcionan a las pesquerías en \$US 37,500 por hectárea al año (Aburto-Oropeza *et al.*, 2008). Es así como, la conservación y restauración de manglares contribuye a aumentar el capital social y mejorar sus medios de vida (Valenzuela *et al.*, 2020). Es por ello por lo que, la restauración de manglares y la cuantificación de los servicios que proporciona, como el almacén y captura de carbono, resulta clave como una Solución basada en Naturaleza (SbN) en los esfuerzos internacionales para combatir los efectos del cambio climático y proporcionar seguridad y bienestar a las poblaciones costeras. Además, contribuye en el cumplimiento de compromisos internacionales como el Acuerdo de París, los objetivos de desarrollo sustentable de la Agenda 2030; y para la restauración de tierras degradadas en el marco de la Década de la Restauración Ecológica (2021-2030).

El presente manual ofrece herramientas metodológicas para la estimación del almacén y captura de carbono en manglares en restauración que pueden ser usadas por entidades gubernamentales, organizaciones civiles, sectores académico y empresarial, así como comunidades locales con apoyo técnico. Las metodologías descritas se encuentran alineadas con las directrices del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (2006) y el suplemento para humedales (2013). Así mismo, se basa en la experiencia obtenida por el Laboratorio de Producción Primaria del Centro de investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN) Unidad Mérida, a través de la ejecución de proyectos de restauración de manglares, los cuales incluyen el monitoreo y cuantificación de almacenes de carbono por más de 10 años en la Península de Yucatán (Teutli-Hernández *et al.*, 2020; Herrera-Silveira *et al.*, 2020a y 2020b).

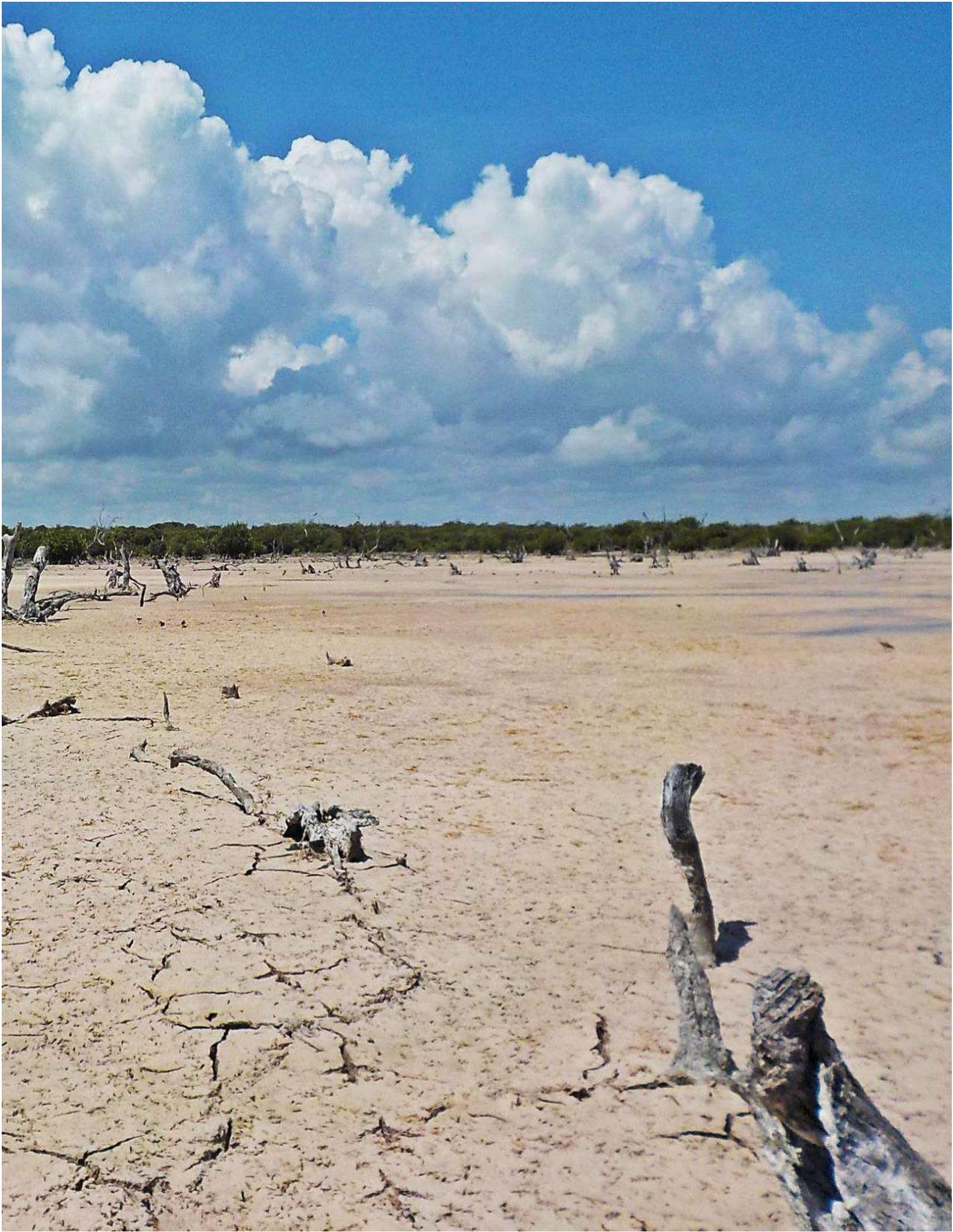
Mapa del documento

| | | | | |
|----------|---|---------------------------------|---|--|
| 1 | INTRODUCCIÓN | Pág. 1 | Relevancia de la medición de carbono en manglares en restauración | |
| 2 | MARCO CONCEPTUAL | Pág. 4 | Procesos ecológicos a considerar para la medición de captura de carbono durante la restauración de manglares | |
| 3 | DISEÑO DE MUESTREO | Pág. 11 | Diseño de muestreo basado en los procesos ecológicos y las acciones de restauración “la geometría de la restauración” | |
| 4 | MEDICIÓN DE CARBONO EN MANGLARES RESTAURADOS | Trabajo en Campo | Pág. 33 | Mediciones en campo y toma de muestras |
| | | Estimación de Biomasa y Carbono | Pág. 47 | Procesamiento de muestras en el laboratorio, fórmulas alométricas y factores de conversión según el componente |
| | | Almacenes de Carbono | Pág. 55 | Estimación para obtener los almacenes y captura de carbono orgánico en el área de estudio |
| 5 | ANÁLISIS ESPACIAL | Pág. 59 | Los SIG en la restauración: datos de actividad y captura de carbono | |
| 6 | REPORTE DE EMISIONES DE GEI | Pág. 70 | Estimación de CO ₂ y otros GEI, consideraciones para su reporte | |

Contenido

| | |
|---|----|
| 1. Introducción | 1 |
| 1.1 Objetivo | 3 |
| 2. Marco conceptual | 4 |
| 2.1 Flujos de carbono en manglar | 4 |
| 2.2 Captura de carbono en manglares en restauración..... | 6 |
| 3. Diseño de muestreo: la geometría de la restauración..... | 11 |
| 3.1 Consideraciones previas..... | 11 |
| 3.2 Delimitación y caracterización del sitio..... | 11 |
| 3.3 Componentes de captura de CO ₂ en zonas en restauración..... | 14 |
| 3.3.1 Componentes | 14 |
| 3.3.2 Frecuencia de las mediciones..... | 18 |
| 3.4 Diseño de muestreo | 20 |
| 3.4.1 Estratificación del área | 20 |
| 3.4.2 Definición de parcelas | 27 |
| 4. Medición del almacén y captura de carbono..... | 31 |
| 4.1 Trabajo en campo..... | 33 |
| 4.1.1 Biomasa aérea | 34 |
| 4.1.2 Biomasa subterránea | 42 |
| 4.1.3 Madera muerta | 43 |
| 4.1.4 Mantillo | 44 |
| 4.1.5 Carbono orgánico en suelo | 45 |
| 4.2 Estimación de biomasa y carbono orgánico..... | 47 |
| 4.2.1 Biomasa viva y necromasa | 49 |
| 4.2.2 Carbono orgánico en suelo | 54 |
| 4.3 Estimación de almacenes y captura de carbono en el área de estudio..... | 55 |
| 4.3.1 Almacenes de carbono | 55 |
| 4.3.2 Captura de carbono..... | 58 |
| 5. Análisis espacial..... | 59 |
| 6. Reporte de emisiones de GEI (CO ₂ y no-CO ₂)..... | 70 |
| 7. Anexos | 76 |
| 7.1 Formatos de campo | 77 |
| 7.1.1 Biomasa | 77 |

| | |
|-------------------------------------|----|
| 7.1.2 Suelo..... | 78 |
| 7.2 Formatos de laboratorio | 79 |
| 7.2.1 Biomasa | 79 |
| 7.2.4 Suelo..... | 80 |
| 7.3 Glosario y conceptos clave..... | 81 |
| 8. Literatura citada | 84 |



1. Introducción

El ecosistema de manglar es considerado uno de los mayores almacenes de carbono en el mundo con tasas de acumulación 10 veces superior a los bosques templados y 50 veces a los bosques tropicales (Laffoley y Grimsditch, 2009; Donato *et al.*, 2011). Sin embargo, los manglares han sufrido la continua disminución en su extensión global con pérdidas de hasta el 35% resultado de actividades antropogénicas, tales como la deforestación, el cambio de uso de suelo para la actividad turística y la acuicultura, la contaminación, entre otras (Valiela *et al.*, 2001; FAO, 2007; Arifanti *et al.*, 2019). Su pérdida y degradación deriva no solo en la pérdida de los diversos servicios ecosistémicos que brinda, los cuales han sido valorados hasta en US \$2.7 billones al año a nivel global (Costanza *et al.*, 2014); sino además por la liberación de altas concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI) (Sanderman *et al.*, 2018). Por tanto, los esfuerzos para su restauración se han convertido en un tema de relevancia internacional para combatir los efectos del cambio climático (Friess *et al.*, 2019, 2020).

Dentro de los esfuerzos internacionales, la restauración de manglares es una solución basada en naturaleza (SbN) que permite hacer frente a los desafíos sociales, a la vez que contribuye al cumplimiento de los Objetivos del Desarrollo Sostenible (Cohem-Shsacham *et al.*, 2016). Entre las SbN que proporcionan los manglares está su capacidad para capturar carbono convirtiéndola en una actividad prioritaria de las Soluciones Climáticas Naturales (NCS, por sus siglas en inglés) (Griscom *et al.* 2017 y 2020). Por otro lado, los manglares contribuyen activamente a reducir la vulnerabilidad de los socioecosistemas a través de mecanismos de la adaptación al cambio climático (e.g. lucha contra la elevación del mar, protección costera contra tormentas, etc.) (Menéndez *et al.*, 2020). Adicionalmente, la restauración de manglares contribuye en la mitigación contra el cambio climático mediante programas como REDD+ (Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y la Degradación) a través de la reducción de las emisiones de GEI. Por lo tanto, los manglares son componentes clave en las Contribuciones Nacionalmente Determinadas (CND's), las cuales se refieren a los esfuerzos de adaptación y mitigación de todos los países signatarios de los Acuerdos de Paris (UNFCCC, 2016; Herr y Landis, 2016). Actualmente, el contexto político favorece la implementación de proyectos para la restauración de ecosistemas degradados dentro del marco de la década de la restauración, junto con el cumplimiento de los objetivos firmados en iniciativas como

el Reto Bonn y la iniciativa 20 X 20 en Latinoamérica, las cuales plantean la restauración de 52 millones de hectáreas antes del 2030 (Initiative 20x20, 2019; ONU, 2020).



Figura 1.1. Desafíos sociales en los que puede interferir la restauración ecológica del manglar como una solución basada en la naturaleza (Iconos SbN, Cohen-Shachaman *et al.*, 2016); y objetivos de desarrollo sustentable a los que contribuye. Fotos: Proyecto de restauración de manglares de CINVESTAV, Mérida, Celestún, 2009-2019.

Dentro de los esfuerzos internacionales para la recuperación de áreas de manglares degradados, ha resaltado el éxito de la Restauración Ecológica de Manglares (REM) que busca recuperar las condiciones ambientales para favorecer la regeneración natural antes que la reforestación, dejando esta como una acción complementaria solo de ser necesaria (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). La REM busca que se desarrolle un sistema heterogéneo que recupera sus funciones ecológicas y que sea más resiliente en comparación de las plantaciones monoespecíficas o reforestaciones (Enghrenfeld y Toth, 1997; Ellison, 2000). Sin embargo, la heterogeneidad ambiental resultado de la REM a

diferencia de la homogeneidad de las reforestaciones, impone un desafío para la cuantificación de la captura de carbono durante las primeras fases de la restauración, etapa en la que no se han definido patrones de crecimiento específicos. A pesar de que se han publicado protocolos y manuales para la estimación del almacén de carbono, estos son para bosques de manglar maduros (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018). Hasta el momento no existen protocolos que describan metodologías para evaluar la captura de carbono en proyectos de restauración ecológica de manglar. Por tanto, se considera necesario proponer directrices generales para medición y estimación de la captura de carbono en ecosistemas de manglar en proceso de restauración. En este sentido, este manual es el primero en describir el proceso para cuantificar el almacén y captura de carbono en manglares en proceso de restauración y contribuir en las estrategias para la mitigación y adaptación de los efectos del cambio climático. Este enfoque también contribuye a los esfuerzos de iniciativas bajo el enfoque de Carbono Azul.

1.1 Objetivo

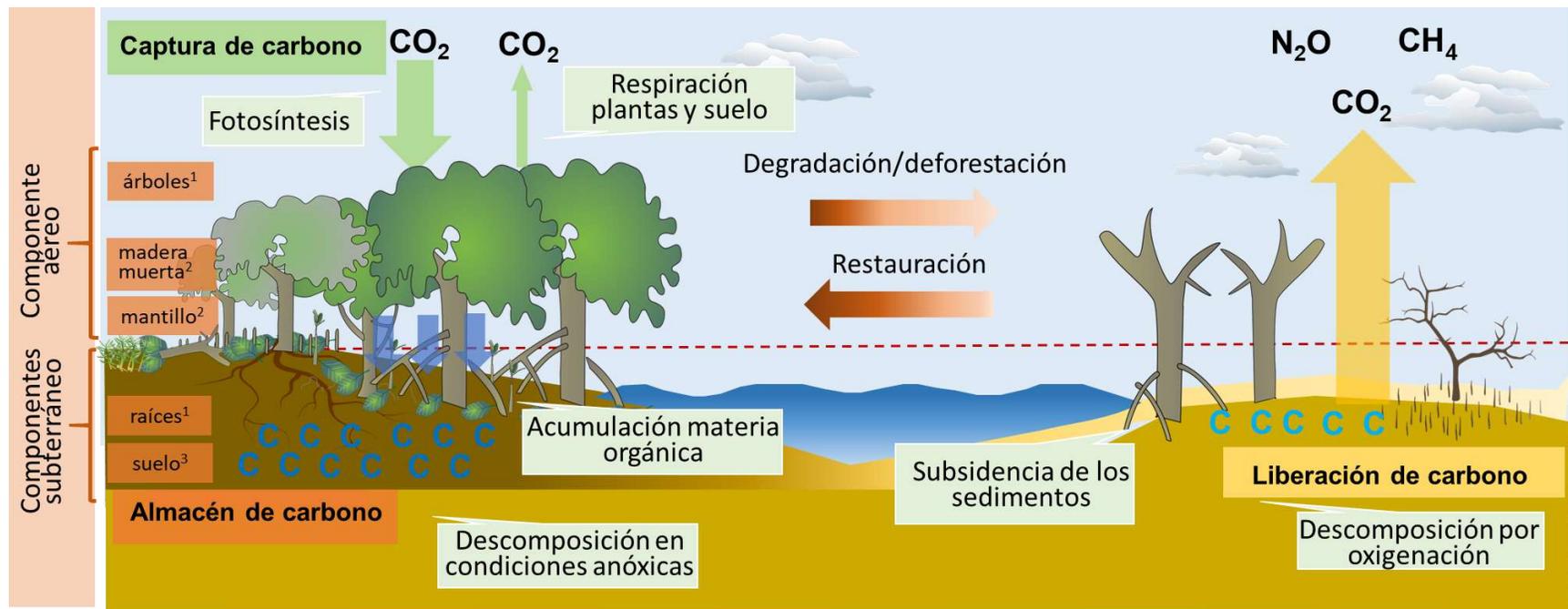
El objetivo de este manual es proporcionar una metodología para cuantificar y monitorear el almacén y captura de carbono y GEI en manglares en proceso de restauración durante las primeras fases de establecimiento y crecimiento del manglar en restauración. Este manual busca contribuir y complementar a los manuales ya publicados para la medición y estimación de los almacenes de carbono en bosques maduros (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018). A diferencia de estos, el presente manual se enfoca en el diseño de muestreo y estimación de almacén y captura de carbono durante las primeras etapas de la restauración como lo son las fases de reclutamiento, establecimiento de plántulas, y crecimiento a etapa juvenil. Durante estas etapas se presenta alta heterogeneidad espacial y temporal en cuanto a la variabilidad ambiental y el desarrollo del manglar resultado de las acciones de restauración específicas de cada proyecto. El manual considera las acciones de restauración más comunes como: la rehabilitación hidrológica, adecuaciones topográficas y la reforestación. El manual ofrece herramientas que se alinean con metodologías basadas en los estándares del IPCC (2003, 2006, 2013, 2019).

2. Marco conceptual

En este apartado se mencionan los sumideros y procesos involucrados en la captura de carbono en un manglar en restauración. Los sumideros corresponden a la biomasa (aérea y subterránea) y el suelo, mientras que los procesos se relacionan con características del ciclo biogeoquímico del carbono y la sucesión ecológica en manglares en restauración.

2.1 Flujos de carbono en manglar

En un manglar sano existen flujos naturales de CO₂ hacia dentro y fuera del sistema (Fig. 2.1). La entrada al sistema es el proceso mediante el cual el CO₂ es convertido a través de la fotosíntesis en biomasa de manglar (madera, hojas, raíces, frutos). El carbono capturado en la materia orgánica puede ser originado en el mismo sitio (autóctono) o puede llegar de otros ecosistemas cercanos (alóctono, principalmente en forma de sedimentos). En ambos casos, la materia orgánica comienza a ser acumulada en los sedimentos y permanece almacenada en el suelo por largos periodos de tiempo debido a las altas tasas de sedimentación y las condiciones anóxicas del suelo favorecidas por las condiciones hidrológicas de cada sitio (Rovai *et al.*, 2018; Ouyang *et al.*, 2020). El carbono en el manglar es entonces almacenado en la biomasa aérea (árboles, herbáceas, etc.), madera muerta, mantillo, biomasa subterránea (raíces) y el suelo (IPCC; 2003; Fig. 2.1). En el caso de los humedales, el suelo es el principal almacén de carbono. La acumulación de materia orgánica acumulada en suelos de manglar puede incluso remontarse al Holoceno, y es responsable de que sean considerados como “bombas de carbono”, siendo ecosistemas prioritarios en los esfuerzos de conservación y en la lucha contra el cambio climático (Seillés *et al.*, 2016). Como parte del balance en el flujo de carbono, la salida del carbono consiste en pequeñas cantidades de CO₂ que son liberadas a la atmósfera debido a la respiración vegetal y del suelo (Cameron *et al.*, 2019a). Sin embargo, cuando el manglar es deforestado o degradado, la materia orgánica del suelo es expuesta al proceso de oxidación y el sitio pasa de ser un sumidero a ser una fuente potencial de GEI, tales como CO₂, CH₄ y N₂O (Cameron *et al.*, 2019a; Sasmito *et al.* 2019; Richards *et al.*, 2020).



| Almacenes | | Descripción (componentes) |
|----------------|------------------------------|--|
| 1-Biomasa viva | Biomasa aérea | Biomasa viva por encima del suelo, incluidos tallos, tocones, ramas, corteza, semillas y follaje. |
| | Biomasa subterránea | Biomasa viva de raíces vivas (> 2 mm de diámetro). |
| 2-Necromasa | Madera muerta | Biomasa leñosa no viva que no está contenida en el mantillo, ya sea en pie o en el suelo. |
| | Mantillo | Biomasa muerta en varios estados de descomposición sobre el suelo mineral u orgánico. Esto incluye las capas de arena, fúmica y húmica y raíces finas vivas. |
| 3- Suelo | Carbono orgánico en el suelo | Carbono orgánico en suelos minerales y orgánicos (incluida la turba) |

Figura 2.1. Componentes en el almacén y captura de CO₂ en el manglar y esquematización de los flujos de carbono en un manglar conservado y degradado. Definiciones de los componentes de IPCC (2003).

2.2 Captura de carbono en manglares en restauración

La restauración debe basarse en el conocimiento de los procesos ecológicos del ecosistema y en la disminución de factores de estrés que resulten en la recuperación de las condiciones adecuadas para el establecimiento de la vegetación y la reactivación de procesos biogeoquímicos que impulsan sus funciones ecológicas (Zedler y Callaway, 1999; Lewis III, 2005; Kamali y Hashim, 2011). En el caso de los manglares y otros humedales, una restauración exitosa implica el incremento y mantenimiento de los almacenes de carbono, pero también la obtención de co-beneficios asociados a la recuperación de servicios ecosistémicos como; la protección a las costas, la filtración de agua, la conservación de la biodiversidad, entre otros (Crooks *et al.*, 2011). Dada la importancia económica y ecológica del manglar y su relación con políticas internacionales para la adaptación y mitigación al cambio climático, se han desarrollado diversas guías y manuales para la restauración de manglares, a través de las cuales se detallan distintas metodologías y estrategias para su recuperación (Lewis y Brown, 2014; Teutli-Hernández *et al.*, 2020; UNEP-Nairobi, 2020).



Figura 2.2. Restauración activa y pasiva en manglares (foto de reforestación de Humedales sustentables, Marismas Nacionales, Sinaloa). Remoción de obstáculos en Dzilam, Yucatán; apertura de canales en Rio Lagartos, Yucatán y modificaciones topográficas en Sian Ka'an (Fotos Laboratorio Producción Primaria, CINVESTAV, Mérida).

Dentro de las estrategias más usadas a través del tiempo en la restauración de manglar destaca la reforestación. Sin embargo, se ha observado que esta acción no favorece la recuperación funcional

del manglar (Ellison, 2000), además de presentar baja tasa de supervivencia de las plántulas sembradas (20 %; Wodehouse y Rayment, 2019). Por lo tanto, la Restauración Ecológica de Manglar (REM) ha destacado por su mayor efectividad y recuperación de los servicios ecosistémicos del manglar (Lewis III, 2005; Kamali y Hashim, 2011). En la REM se favorece la regeneración natural antes que la reforestación, siendo esta última una medida complementaria solo de ser necesaria (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). Entre las acciones de la REM se reconocen metodologías de restauración tanto de tipo pasiva y activa (Fig. 2.2); destacando entre ellas la restauración hidrológica por medio de la habilitación de flujos de agua, conectividad hidráulica, modificaciones topográficas y la reforestación (López-Portillo, *et al.*, 2017).

La REM reactiva los procesos ecológicos y biogeoquímicos que permiten el almacén y captura de carbono en el manglar. La capacidad de captura de carbono comienza desde los primeros estadios del sistema e incrementa directamente con la recuperación de la estructura del manglar (Lunstrum y Chen, 2014; Pham *et al.*, 2017). Al inicio de la restauración el carbono es capturado principalmente por el incremento en biomasa dado por el crecimiento de la vegetación, por lo que crece exponencialmente mientras la vegetación se desarrolla (Mckee y Faulkner, 2000; Lunstrum y Chen, 2014). Se ha observado que en manglares restaurados la tasa de captura y almacén de carbono requieren de entre 10 y 15 años para estar cerca de las características del sitio de referencia (Bosire *et al.*, 2008; Kridiborworn *et al.*, 2012; Chen *et al.*, 2018; Cameron *et al.*, 2019b; Sidik *et al.*, 2019). La tasa de captura de carbono del sistema en restauración dependerá de su recuperación estructural y la velocidad a la que se lleva el proceso, relacionado a su vez con el escenario ambiental y las acciones de restauración implementadas (Mckee y Faulkner, 2000; Alongi, 2012). **Para este manual,**



Figura 2.3. Esquematización de las fases de crecimiento durante la restauración de manglar.

la tasa de captura de carbono se definirá como la acumulación de carbono en la biomasa y suelo en un tiempo determinado.

Para mejor comprensión de las tasas de captura durante la restauración es necesario entender las fases de desarrollo que se presentan en un manglar en restauración, las cuales se dividen en tres principales (Fig. 2.3) basadas en la descripción de Fromard *et al.* (1998).

Colonización

Se presenta una vez que las condiciones hidrológicas y fisicoquímicas están en procesos de recuperación como resultado de las acciones de restauración ejecutadas. Se identifica por el establecimiento de plántulas de manera natural o alta supervivencia de la reforestación, así como la posible presencia de pastos halófitos. Estos pastos pueden funcionar como facilitadores para el reclutamiento y establecimiento del manglar y ser parte del proceso de sucesión ecológica (Fig. 2.4A) (Teutli-Hernández *et al.*, 2019).

Establecimiento temprano

Se presenta supervivencia diferencial de las plántulas dada por la tolerancia fisiológica específica por especie e individuos. Se establece la competencia por los recursos disponibles (luz y nutrientes principalmente). La mortalidad aumenta y la densidad de plantas disminuye, pero la biomasa y cobertura aumenta, iniciándose la reconfiguración de los patrones espaciales de la vegetación predominante de acuerdo con las características microambientales específicas (microtopografía, salinidad intersticial, potencial redox, contenido de nutrientes en el sedimento). Se observa heterogeneidad de la estructura y composición de la vegetación en respuesta a las acciones de restauración, se observan cambios en la abundancia y distribución de plántulas y juveniles (Fig. 2.4B).

Desarrollo estructural

La competencia entre individuos, el crecimiento y la tasa de mortalidad disminuye. El desarrollo responderá a las condiciones ambientales particulares del sitio. El éxito de estos procesos dependerá directamente de la hidrología y las condiciones fisicoquímicas del agua superficial, intersticial y de los sedimentos. En esta etapa se observa que la presencia de juveniles y plántulas disminuye, habiéndose desarrollado ya organismos adultos con mayor diámetro y/o cobertura, así como la presencia de frutos que indica que el manglar ha alcanzado la madurez (Fig. 2.4C). El

manglar en esta etapa continuará su desarrollo a patrones ecológicos específicos hasta la etapa de un bosque maduro en respuesta al escenario ambiental en el que se presente.

***Cabe destacar que la duración de cada fase depende de las características específicas y del grado de impacto en el sitio, las acciones de restauración implementadas y los recursos disponibles para ejecutarlas.**

Colonización



Establecimiento temprano



Desarrollo estructural



Figura 2.4. Sitio de restauración en Celestún, Yucatán, México. Colonización: crecimiento de *Batis maritima* y plántulas de *Avicennia germinans*; Fase de establecimiento temprano: plántulas y juveniles; Fase de desarrollo estructural; dominan individuos adultos de *Avicennia germinans*.

3. Diseño de muestreo: la geometría de la restauración

3.1 Consideraciones previas

Este manual se enfoca en el diseño de muestreo para la estimación de los almacenes y captura de carbono **en sitios de manglar en proceso de restauración**. La metodología está centrada para el seguimiento de aproximadamente los primeros cinco años una vez implementadas las acciones de restauración (el tiempo puede variar de acuerdo con las condiciones específicas del sitio y del proyecto). Durante este periodo, el manglar es un sistema dinámico en el que los procesos biogeoquímicos como el almacén y captura de carbono responde a las acciones implementadas y a las características particulares de cada sitio. A diferencia de los manuales ya existentes que se centran en manglares adultos (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.* 2014; Cifuentes *et al.*, 2018), este manual integra dentro del diseño de muestreo la dinámica espacial y temporal durante las primeras fases de establecimiento en respuesta a la restauración. Una vez que el sistema restaurado establece patrones de vegetación con la estructura de individuos adultos, la cuantificación de carbono en el sitio puede ser continuada a través de las metodologías ya publicadas para bosques maduros.

Es importante considerar que en un proyecto de restauración de manglares la estimación de los almacenes de carbono no es un proceso independiente, sino parte esencial dentro de los objetivos planteados dentro del mismo proyecto de restauración. Por tanto, debe contemplarse dentro de la planificación, implementación y evaluación del proyecto (Teutli- Hernández *et al.*, 2020).

3.2 Delimitación y caracterización del sitio

La delimitación del sitio será determinada en función de los acuerdos institucionales, los objetivos y recursos del proyecto de restauración (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). **Se debe garantizar que el área delimitada sea la misma durante todo el proyecto para evitar errores de estimación**. En la restauración ecológica además del área a restaurar, se debe considerar un sitio de referencia conservado o lo menos perturbado posible, para establecer el estado hacia donde se puede llevar al ecosistema como meta del proyecto. También, se recomienda incluir un sitio de referencia degradado (mala condición), en donde no se realicen acciones de restauración. Este se evaluará a

la par con el sitio en restauración y con el sitio de referencia en buena condición. Con esta estrategia se pueden identificar respuestas específicas de las acciones de restauración en el área de trabajo y aquellas que corresponden a la recuperación natural del ecosistema.

El sitio de referencia conservado al inicio del proyecto proporciona un estimado del potencial de captura de carbono a largo plazo del sitio a restaurar, siempre y cuando este se conserve o cuente con una buena estrategia de manejo (Fig. 3.1A); mientras que el sitio de referencia degradado permite evaluar los cambios en el almacén y captura o emisión de carbono antes de la restauración y las emisiones del sitio sí la restauración no se efectuara (Fig. 3.1B). Por otra parte, se deben considerar aspectos como la región y escenarios geomorfológicos en el que se encuentra el sitio a restaurar (Twilley *et al.*, 2018; Cameron *et al.*, 2019b), los cuales pueden explicar las diferencias en las tasas de captura de carbono en los manglares restaurados, siempre y cuando las funciones ecológicas sean recuperadas.

La delimitación de las áreas específicas a restaurar puede ser acotada a través de diferentes técnicas que se ajustan a las necesidades y disponibilidad de recursos particulares de cada proyecto. Una herramienta útil son los Sistemas de información Geográfica (SIG). Se recomienda la inclusión de las técnicas de percepción remota con el uso de sensores satelitales o bien instalados en vehículos aéreos no tripulados (drones) (para más detalles ver sección 5). Otras herramientas pueden ser el uso de imágenes gratuitas de Google Earth (Calva *et al.*, 2019), Sentinel y Landsat. Así mismo, el conocimiento de los pobladores locales es una fuente valiosa de información para establecer los límites del sitio, así como las zonas de acceso.

Una vez delimitada el área, se realiza la caracterización biofísica, social y ecológica del sitio a restaurar. Es fundamental para definir los almacenes de carbono antes de la restauración. Los almacenes de carbono existentes antes de la restauración (t_0) representan el carbono remanente del ecosistema degradado (línea base) y sirve como referencia para obtener el incremento dado por las acciones de restauración. A través de la caracterización del sitio se obtendrá información detallada para la implementación de las acciones de restauración, así como información clave para la determinación de los riesgos y amenazas para la permanencia del carbono capturado. Para más

detalles sobre la caracterización del sitio en la restauración se puede consultar la Guía de Restauración de Manglares de Teutli-Hernández *et al.* (2020).

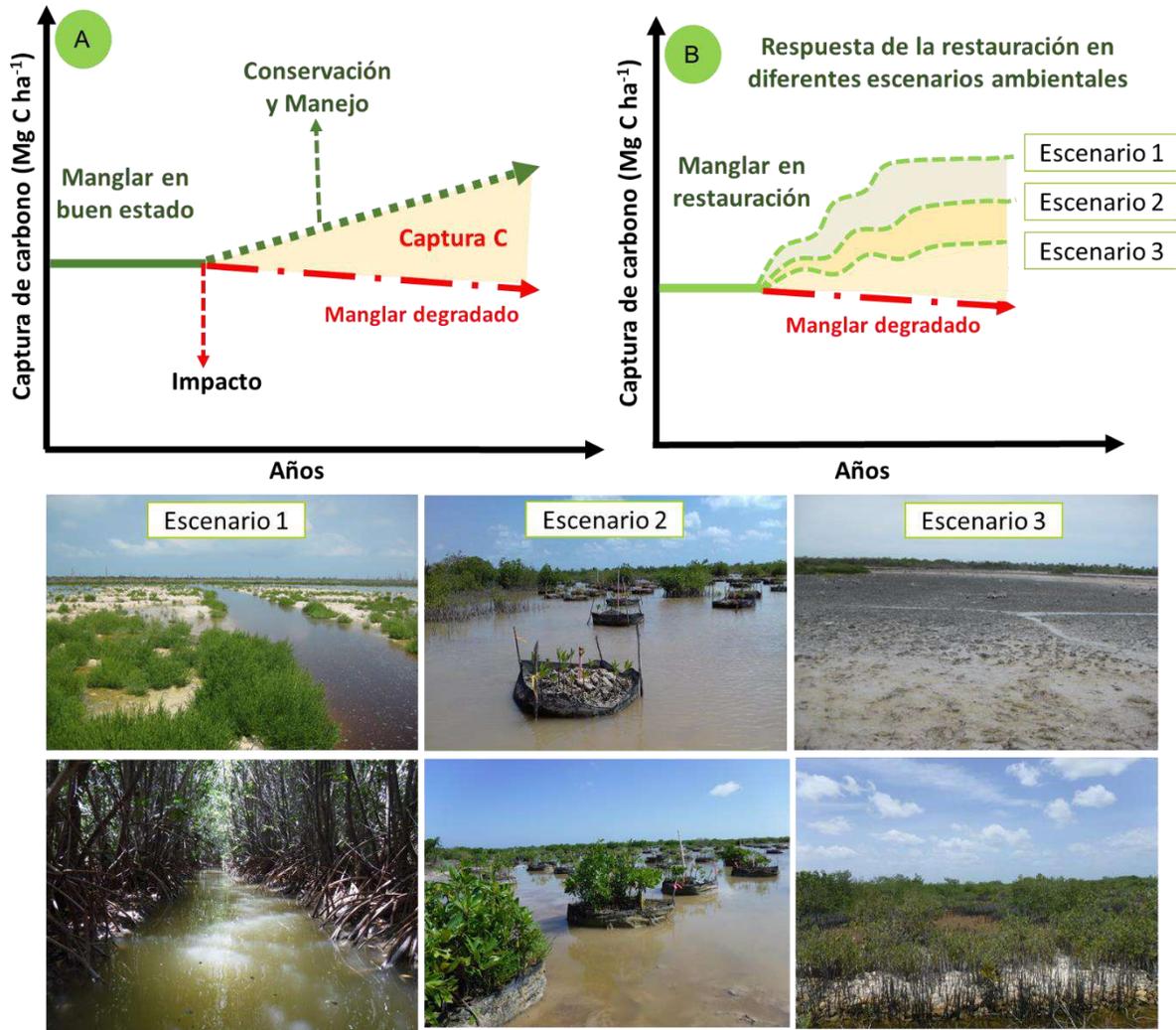


Figura 3.1. Tasa de captura y almacenamiento de carbono a través de trayectorias posibles en un manglar en restauración (Modificado de Irving et al. (2011) por Claudia Teutli).

3.3 Componentes de captura de CO₂ en zonas en restauración

3.3.1 Componentes

La estimación del carbono en manglares en restauración considera los almacenes establecidos por el IPCC (2003): biomasa viva aérea (e.g. árboles, pastos y arbustos) y subterránea (e.g. raíces y rizomas), necromasa (e.g. hojarasca y madera muerta) y carbono orgánico del suelo (Tabla 3.1). Sin embargo, se debe considerar que, en un manglar en proceso de recuperación, la presencia e importancia de los diferentes almacenes y sus componentes (Fig. 2.1) cambian en el tiempo y el espacio por los distintos procesos ecológicos que se desarrollan en respuesta de las acciones de restauración (Fig. 3.5). La evaluación de los componentes de carbono pequeños o aquellos con bajas posibilidades de ser afectados durante la restauración (ya sea por la misma restauración o por impactos antrópicos o naturales), como las herbáceas o madera muerta sobre la superficie, pueden excluirse o ser muestreados con menor frecuencia, en función del recurso disponible para realizar las actividades en campo y análisis en laboratorio, así como el análisis del esfuerzo y frecuencia del muestreo del proyecto y de otras restricciones (Howard *et al.*, 2014).

Tabla 3.1. Almacenes y sus componentes considerados en la estimación de captura de carbono en sitios en restauración.

| Almacenes | Componente | Descripción | Imagen del componente |
|-------------------|------------|---|--|
| Biomasa área viva | Plántulas | Se denomina plántula a organismos establecidos hasta una altura menor o igual a 50 cm. Su medición es primordial durante las primeras fases de restauración. |  |
| | Juveniles | Se denomina juvenil a las plantas con una altura igual o mayor a 50 cm y de diámetro menor a 2.5 cm a la mitad de la altura del individuo (Teutli, 2008). |  |
| | Adultos | Son individuos que han desarrollado mecanismos de anclaje y con presencia de estructuras reproductivas, con alturas mayores a 50 cm y de diámetro mayor a 2.5 cm a 1.30m de altura. (En manglares chaparros estos criterios pueden cambiar) |  |

| | | | |
|------------------|--------------------------------|--|--|
| | <p>herbáceas halófitas</p> | <p>En zonas de restauración, las herbáceas son un componente esencial en los procesos de sucesión.</p> |  |
| | <p>Neumatóforos</p> | <p>Son estructuras vegetales del género <i>Avicennia</i> y <i>Laguncularia</i> para el intercambio de oxígeno cuando el nivel del agua del sitio incrementa o se encuentra totalmente inundado (Rodríguez-Rodríguez <i>et al.</i>, 2018).</p> |  |
| | <p>Raíces vivas</p> | <p>Una vez que comienza la fase de colonización y establecimiento de las plántulas y herbáceas Se consideran las raíces vivas con diámetro mayor de 2 mm (IPPC, 2003).</p> |  |
| <p>Necromasa</p> | <p>Madera muerta en pie</p> | <p>La madera muerta puede ser un componente significativo de la biomasa aérea, especialmente al inicio del proyecto cuando el sitio se encuentra degradado (Kauffman <i>et al.</i>, 2013; Howard, <i>et al.</i>, 2014) Puede clasificarse en madera muerta en pie que</p> |  |

| | | | |
|----------------------------|----------------------------|---|---|
| | <p>Madera muerta caída</p> | <p>se constituye por troncos o tocones en pie con diferente grado de descomposición. Mientras que la madera muerta caída se constituye por toda la madera en el suelo con un diámetro de > 2.5cm.</p> |  |
| | <p>Mantillo</p> | <p>Se refiere a toda la biomasa no viva sobre el suelo (madera muerta caída < 2.5 cm, hojas, flores frutos y propágulos). Esta puede resultar significativa en fases de mayor desarrollo estructural en la restauración.</p> |  |
| <p>Carbono en el suelo</p> | <p>Suelo</p> | <p>Se refiere al carbono orgánico acumulado. Es uno de los componentes más importantes en manglares. Sin embargo, en sitios en restauración es uno de los que tarda más tiempo en verse respuesta.</p> |  |

3.3.2 Frecuencia de las mediciones

La frecuencia de las mediciones dependerá de la disponibilidad de recursos económicos y humanos para llevarlas a cabo en los diferentes componentes, y la velocidad de recuperación de los procesos ecológicos; estos últimos dependientes de la geomorfología, hidrología y clima del sitio (Cameron *et al*, 2019b). **Es importante considerar que, para mayor eficiencia en el uso de los recursos, los muestreos para la estimación de carbono formen parte del monitoreo del proyecto de restauración.** Por lo que, la frecuencia del monitoreo en un proyecto de restauración puede definir la frecuencia de muestreo para la estimación de carbono durante la restauración. Para más información sobre el monitoreo se puede consultar la guía de restauración de Teutli-Hernández *et al*. (2020).

El tiempo entre mediciones debería guardar relación con el tiempo necesario para identificar cambios en los almacenes de carbono dadas por el desarrollo de la vegetación (Kauffman *et al.*, 2013). En un sitio en restauración, esto depende en gran medida de las acciones de restauración ejecutadas. Después de su ejecución, se espera la recuperación de la hidrología y las condiciones fisicoquímicas del agua intersticial del suelo, desencadenándose diferentes fases de crecimiento de la vegetación, en donde la estructura y composición de especies cambiarán en cortos intervalos de tiempo (Fig. 2.3).

Durante la primera fase de colonización generalmente durante el primer 1 - 1.5 años de la restauración (si la selección de las acciones fue la indicada), se recomienda que los muestreos se realicen entre cada tres o cuatro meses (a la par del monitoreo de la restauración). En la segunda etapa de establecimiento temprano y hasta aproximadamente los 2-3 años, el muestreo puede ser cada seis meses o anual. Por último, en la tercera etapa de crecimiento estructural, cuando se han definido patrones de distribución y zonación dada la tolerancia fisiológica diferencial de cada especie y las tasas de crecimiento y recambio han disminuido, el muestreo puede realizarse cada año durante los cinco primeros años y una vez que se ha conformado un bosque adulto se recomienda mantener el monitoreo anualmente, pero en el caso de no ser posible, este puede realizarse cada cinco o diez años (Fig. 3.2). El muestreo sistemático durante el proceso de restauración desde las primeras fases de establecimiento permitirá mejor comprensión de los procesos ecológicos que ocurren durante la restauración y su relación con los diferentes componentes y la captura de carbono en el ecosistema.

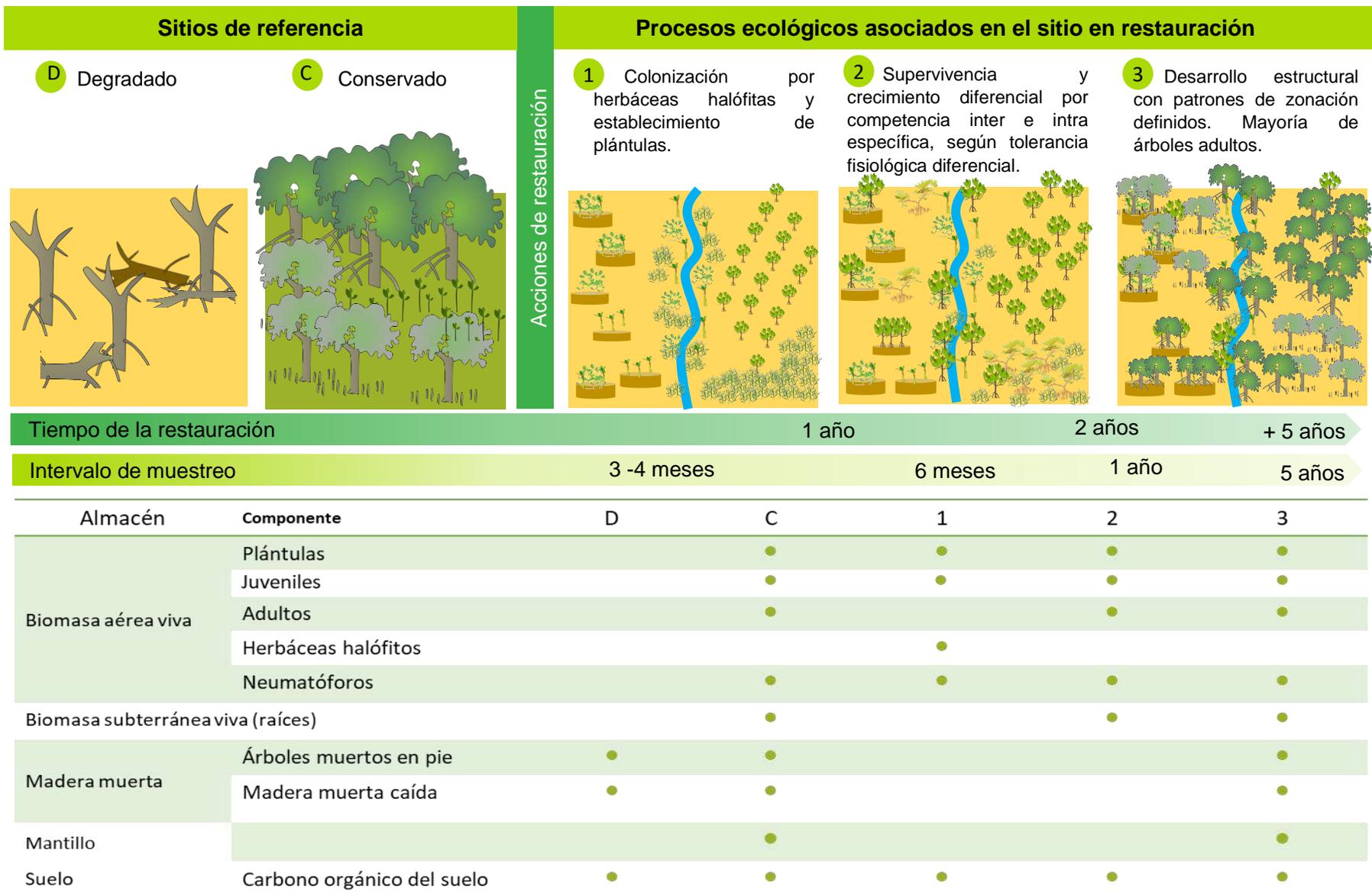


Figura 3.2. Esquematización de los componentes a considerar y frecuencia de los muestreos en un sitio en restauración de acuerdo con los procesos ecológicos. D: manglar degradado, C: manglar conservado ** Cabe destacar que la medición de los componentes de cada almacén de carbono puede variar de acuerdo con las características de cada sitio y con los objetivos y acuerdos del proyecto.

3.4 Diseño de muestreo

El manglar en restauración desarrolla paisajes heterogéneos en donde los procesos ecológicos ocurren diferencialmente en tiempo y espacio. La estructura de la vegetación podrá recuperarse siempre y cuando las condiciones hidrológicas y fisicoquímicas sean adecuadas para el crecimiento y supervivencia del manglar (Teutli-Hernández *et al.*, 2020). En consecuencia, la recuperación de la vegetación, especialmente la regeneración natural, no sigue patrones homogéneos como es el caso de la reforestación; sino que presenta patrones de distribución y tasas de regeneración y crecimiento heterogéneas espacial y temporalmente que dependerán en gran medida del tipo de acción implementada y las condiciones particulares del sitio (Teutli-Hernández, 2017; Arenas-González, 2019); por ejemplo, de la geomorfología, clima e hidrología (Cameron *et al.*, 2019b). Estos factores regulan los procesos ecológicos que ocurren durante la restauración, tales como el establecimiento de plántulas asociada a la tolerancia fisiológica diferencial, la competencia intra e interespecífica y las diferentes tasas de crecimiento (Cardona-Olarte *et al.*, 2006; Alleman y Hester *et al.* 2011). Por tanto, a diferencia de un bosque maduro, en un sitio en restauración las tasas de captura de carbono son dinámicas en el tiempo y el espacio, sobre todo durante las primeras fases de la restauración.

3.4.1 Estratificación del área

Dado que el desarrollo de la vegetación en un área sujeta a la restauración ecológica ocurre de manera heterogénea, es necesario un diseño de muestreo que considere esta variabilidad en el tiempo y espacio. En un manglar maduro la heterogeneidad del paisaje puede definirse en estratos dados por zonas homogéneas más pequeñas, que permiten muestrear la variabilidad del sitio con un menor esfuerzo (e.g. tipo ecológico de manglar, tipos de vegetación, Kauffman *et al.*, 2013). Sin embargo, en un sitio en restauración, la cobertura, estructura y composición de las especies cambiará en el espacio y tiempo en función de las acciones de restauración. Por tanto, la estratificación en un manglar al inicio de la restauración puede ser definida por la geometría de la restauración. Es decir, estratos dados por la probabilidad de respuesta a las acciones de restauración, definidos por zonas de mayor o menor influencia (Fig. 3.5). La delimitación de estas zonas de influencia en estratos permite que el muestreo no sobreestime o subestime los almacenes de carbono a través del tiempo. Por ejemplo, en un sitio en restauración por rehabilitación hidrológica donde se han habilitado o rehabilitado canales: las unidades de muestreo (parcelas) son

distribuidas aleatoriamente al inicio de la restauración en el área del proyecto cuando no hay vegetación presente, por lo que la zona sin vegetación quedaría como un estrato uniforme. Conforme avanza el proceso de restauración, la mayoría de las parcelas quedan distribuidas (por azar) donde no se ha desarrollado o sobrevivido la vegetación; mientras que las zonas donde se ha desarrollado la vegetación por regeneración natural (e.g. resultado de la influencia de canales) tiene menos parcelas (por azar) que las representen. En este ejemplo, por una parte, se requeriría un esfuerzo de trabajo mayor en una zona de baja variabilidad donde se necesitaría menor número de parcelas (zona sin vegetación), lo que resultaría en la subestimación del carbono almacenado y capturado en el sitio. Por el contrario, sí el mayor número de parcelas se distribuye a lo largo de los canales, sin considerar las zonas donde no hay crecimiento vegetal, se sobreestimarían los almacenes de carbono en el sitio.

Por tanto, la estratificación al inicio del proyecto debe obedecer a las condiciones particulares del área del proyecto, considerando la vegetación remanente, conservada o en diferentes niveles de degradación, así como las zonas de mayor y menor influencia de las acciones de restauración implementadas en el sitio (Fig. 3.3).



Figura 3.3. Zonas de mayor y menor influencia del canal rehabilitado en un manglar en restauración.
Foto: Sitio en restauración en Yucalpetén, Yucatán, México 2018.

Las zonas de influencia serán dadas entonces por la distribución específica de las acciones de restauración y los cambios hidrológicos y fisicoquímicos que resultan de ellas. Las zonas de mayor

influencia son áreas en las que las condiciones necesarias para la sobrevivencia de las plántulas se recuperan con mayor velocidad. Mientras que, en contraste, las zonas de menor influencia son áreas más alejadas, en donde las acciones de restauración no tienen influencia directa, por lo que transcurrirá más tiempo antes de recuperar las condiciones adecuadas (Fig. 3.3). El monitoreo de las condiciones fisicoquímicas del agua y el suelo, así como de la hidrología durante la restauración permite definir los límites de los estratos basados en zonas de influencias.



Figura 3.4. Influencia espacial de las acciones de restauración a considerar en el diseño de muestreo. A y B) Zona de influencia del canal, Celestún, Yuc., Méx.; C y D) Reforestación, Celestún, Yucatán, Méx.; E y F) Modificaciones topográficas, Sian ka'an, Quintana Roo, Méx.

Las acciones de restauración más comunes en la REM son la rehabilitación hidrológica a través de la habilitación de flujos de agua y su conectividad, la reforestación y las modificaciones topográficas (Fig. 3.4). Durante la restauración se pueden implementar una o la combinación de varias de estas acciones de restauración. Cada una de ellas representaría un estrato que refleja la zona de influencia espacial de la acción de restauración por sí misma, además de considerar las zonas de menor influencia que se encuentren distribuidas entre las áreas que estas ocupan y las áreas de vegetación remanente conservada o degradada (Fig. 3.5).

En caso de la habilitación de canales para la rehabilitación hidrológica, las zonas adyacentes a estos son generalmente las primeras en ser colonizadas o bien las elegidas para la siembra de plántulas (Fig. 3.4A y B). Entonces, las áreas más cercanas al canal serían zonas de mayor influencia y esta disminuirá conforme se aleje del canal, estas zonas se definirán como un estrato (Fig. 3.5). Se ha observado que la influencia hidrológica del canal puede ser de entre 10 y 20 m (Andueza, 2011). Sin embargo, esta depende de características específicas de los canales (profundidad, ancho, forma de los bordes), o el intervalo de marea específico, por lo que una forma de definir los límites de la zona de influencia es con mediciones en campo de la hidrología y las condiciones fisicoquímicas que rodean a los canales (salinidad, potencial Redox, pH).

En el caso de las acciones relacionadas con modificaciones topográficas (MT), estas pueden ser implementadas usando diferentes técnicas y materiales, por lo que cada MT puede presentar diferente altura y tamaño (Fig. 3.4 E y F). Generalmente, estas MT son dispuestas aleatoriamente en zonas delimitadas del área a restaurar. Se recomienda que el área total en donde están presentes las MT sea definida como un solo estrato (Fig. 3.5). Por otra parte, en la reforestación, generalmente las plántulas son sembradas siguiendo un diseño espacial sistemático en el área de interés. Por lo que el estrato estaría definido por la extensión en la que las plántulas han sido sembradas. Adicionalmente es importante ubicar áreas de vegetación remanente que puedan ser definidas como un estrato o integrado a otros.

La definición de los estratos dependerá de la distribución, área y tipo de acciones implementadas específicamente en cada proyecto. Los criterios para definir los límites de cada estrato dependerán del área, los objetivos particulares del proyecto y su ejecución. Es importante que los estratos no presenten traslapes entre sí. Cada estrato debe tener un área bien definida y la suma del área de estos debe representar el área total del proyecto y mantenerse constante a lo largo del monitoreo.

La estratificación permitirá reducir el número de muestras necesarias y aumentar la exactitud de la estimación de los almacenes de carbono. El tamaño y número de estratos deben reflejar equilibrio entre la exactitud deseada, el tiempo requerido y los recursos disponibles (Howard *et al.*, 2014). Así mismo, los estratos definidos deben poder ser delimitados y monitoreados a través de los SIG para determinar sus áreas específicas (sección 5).

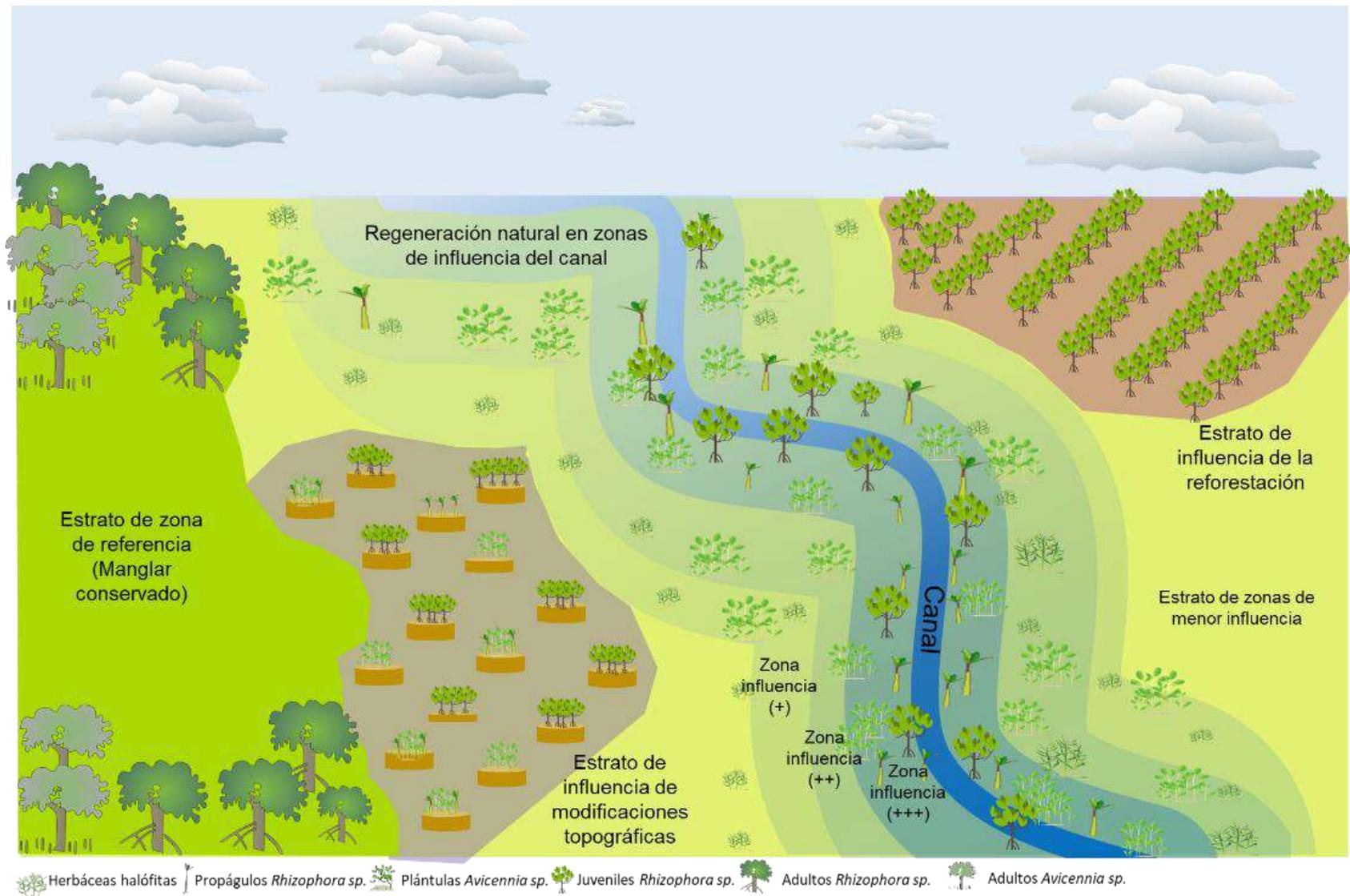


Figura 3.5. Esquemática de la geometría de la restauración, por estratos definidos por las acciones de restauración ejecutadas y las zonas de influencia. Elaboró Diana Cisneros.

3.4.2 Definición de parcelas

Para el muestreo de cada estrato durante el monitoreo de la restauración, se definen unidades de muestreo denominadas parcelas, que permiten extrapolar y reportar las mediciones de los almacenes de carbono por hectárea (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018). En un manglar en restauración se recomienda **definir parcelas permanentes**; las cuales son áreas perdurables y bien demarcadas en el espacio que permiten hacer mediciones comparables directamente a través del tiempo. La ventaja de las parcelas permanentes es que la estratificación y el diseño de parcelas se realiza solo una vez y son estadísticamente más precisas para determinar cambios en la existencia de carbono a través del tiempo porque se mide la misma parcela en dos momentos (Howard *et al.*, 2014). Las desventajas son que las parcelas pueden representar áreas en donde la vegetación no ha sobrevivido o no se ha establecido, por lo que se requiere aumentar el número de parcelas para obtener una medición precisa (Pearson *et al.* 2007).

Las parcelas para describir la composición de la biomasa y reservas de carbono pueden ser de diferentes formas y tamaños, dependiendo del componente (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014). Para el tamaño de la parcela es recomendado que el tamaño mínimo sea similar o mayor que la resolución espacial de la imagen utilizada en los SIG, para que pueda haber un seguimiento de los

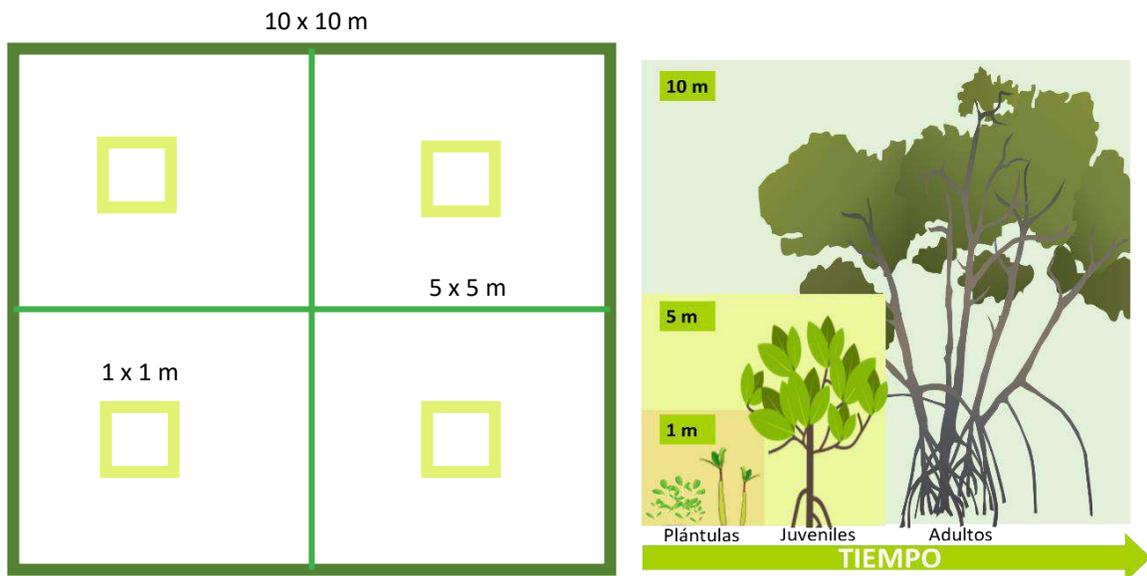


Figura 3.6. Unidad de muestreo anidado. En una parcela, se ubican diferentes subparcelas de menor dimensión de acuerdo con el componente. Las subparcelas permiten medir diferentes componentes durante el proceso de restauración. Las medidas presentadas en la imagen son sugerencias que, pueden ser adaptadas de acuerdo con las necesidades y objetivos específicos de cada sitio.

cambios en los almacenes de carbono a través del análisis espacial (sección 5). Se recomienda que las parcelas sigan un diseño anidado que, permite considerar las variaciones de composición y estructura a través del tiempo (Fig. 3.4). Las parcelas anidadas consisten en una parcela grande permanente y subparcelas más pequeñas dentro de esta. Cada subparcela permitirá la medición de diferentes componentes a través del tiempo. Sin embargo, estas deben ser definidas en el tiempo 1 (inicio de la restauración, una vez realizadas las acciones de restauración) y ser monitoreadas a través de la restauración. Las plántulas se miden en las parcelas más pequeñas (e. g. 1 m x 1 m), los individuos juveniles se miden dentro de parcelas medianas (e. g. 5 m x 5 m); mientras que los árboles adultos se miden en parcelas grandes de (e. g. 10 m x 10 m). Las muestras para la medición del carbono en suelo se obtienen del centro de la parcela. El objetivo del diseño de parcelas anidadas es alcanzar la forma, tamaño e intensidad de muestreo óptimo para describir con la mayor exactitud posible la recuperación de un manglar en restauración sin recurrir a las redundancias. Una vez designadas las parcelas permanentes es necesario registrar las coordenadas GPS al centro de la parcela y delimitar cada vértice, para ello se puede utilizar tubos de PVC con alguna marca de cinta de color o (e.g. cinta flagging) o marcador, con lo cual será más sencillo su identificación en muestreos subsiguientes.

Las parcelas permanentes deben establecerse en los estratos definidos de manera aleatoria, pero considerando la accesibilidad al sitio (Fig. 3.7). Esto permite por una parte observar la respuesta en el almacén y captura de carbono de las diferentes acciones de restauración, y por otra se favorece una mejor representatividad del crecimiento y acumulación de biomasa, y por tanto de carbono en

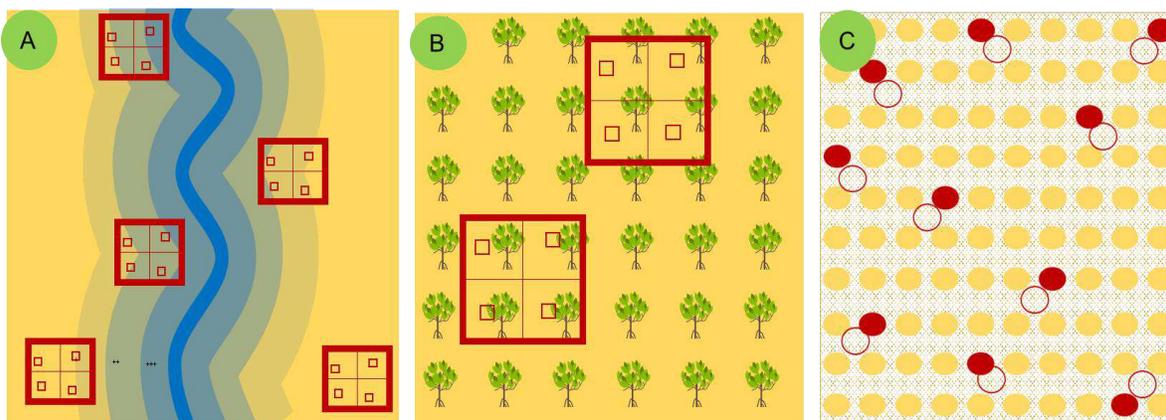


Figura 3.7. Unidades de muestreo de acuerdo con las acciones de restauración A) habilitación de canales, B) reforestación (Los cuadros representan parcelas permanentes anidadas) y c) modificaciones topográficas, los círculos amarillos representan MT, los círculos rojos aquellas MT seleccionadas como unidades de muestreo y los círculos rojos vacíos representan unidades de muestreo fuera de las MT. Elaboró Diana Cisneros.

el sitio. A continuación, se describen algunas consideraciones adicionales para definir la distribución, tamaño y número de parcelas en función a las acciones de restauración.

Habilitación y rehabilitación de canales: Si el objetivo es determinar el efecto del canal en los almacenes de carbono, se definen diferentes niveles en los estratos en función de la influencia del canal (Fig. 3.5), a partir de mayor (+++) a menor nivel de influencia (+). Las parcelas serán definidas aleatoriamente a lo largo del canal, considerando un acceso de máximo 100 m de distancia a zonas para su muestreo (Fig. 3.7A).

Reforestación: La reforestación, plantación o aforestación suele ejecutarse a manera de monocultivos con un diseño espacial homogéneo. El número de individuos suele ser contabilizado con precisión, así como la tasa de supervivencia. En áreas reforestadas se debe muestrear al menos el 10 % del área total en donde se ha hecho la plantación, para ello se establecerán parcelas permanentes de forma aleatoria (Fig. 3.7B).

Modificaciones topográficas (MT): Este tipo de acción se ha vuelto muy común en diferentes proyectos habiendo diferentes formas y tamaños. Las MT permiten recrear condiciones del nivel del suelo idóneas para el crecimiento del manglar. El área total que representa cada MT corresponderá a una unidad de muestreo, por lo que se recomienda muestrear al menos 10% del total para mejor representatividad, disminuyendo así el error por aquellas unidades de MT en las que la vegetación no se desarrolle o muera. Adicionalmente, por cada MT muestreada se debe considerar el seguimiento de la misma área y número de unidades de muestreo, pero afuera de las MT. Si la MT presenta un diámetro o área mayor a 5m² se deben de establecer subparcelas de 1 x 1 m para evaluar las plántulas. Por la dificultad que puede representar desplazarse dentro de los sitios en restauración, se recomienda que el punto sin MT se seleccione cercano o a un costado de las MT elegidas (Fig. 3.7C)

El número de parcelas puede determinarse mediante el conocimiento local y experiencia, así como pruebas estadísticas sencillas (Kauffman *et al.*, 2013). Una herramienta en línea útil para calcular el número de parcelas es: <http://www.winrock.org/Ecosystems/tools.asp>. Por lo general se requiere que la precisión de muestreo esté dentro del 10% del valor real de la media, con un 95% de nivel de confianza. De acuerdo con Kauffman *et al.*, (2013), el número de parcelas que se requieran puede calcularse mediante la siguiente fórmula:

Número mínimo de parcelas (n) = ((t*s) / E)²

n= número de parcelas

t= estadístico de la distribución t para el intervalo de confianza de 95% (t es generalmente 2, ya que en este momento el tamaño de muestra es desconocido)

s= desviación estándar esperada o conocida de datos previos o iniciales

E= error admisible en la primera mitad del intervalo de confianza, obtenido de multiplicar el promedio de la reserva de carbono por la precisión deseada, i.e. * 0.1 (precisión de 10%).

Sí el área está dividida en estratos, el número de parcelas debe ser calculado para cada estrato. En sitios en donde se presente mayor variabilidad deberán establecerse mayor número de parcelas para disminuir la incertidumbre dentro del estrato. Adicionalmente, el número de parcelas determinadas deberá incrementarse un 10% para cubrir los datos perdidos por situaciones inesperadas durante la restauración (Kauffman *et al.*, 2013).

4. Medición del almacén y captura de carbono

Para la estimación de la captura de carbono en un manglar en restauración, se requiere realizar mediciones de los almacenes de carbono de los componentes establecidos por el IPCC (biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta, mantillo, carbono en suelo, según la etapa de restauración, ver Cap. 3) en un mínimo de dos momentos distintos (Fig. 4.1). En los manglares en restauración, la medición del carbono remanente en el sitio antes de la perturbación del sitio permite definir una línea base de referencia para la cuantificación del carbono capturado resultado de la restauración (Fig. 4.1). La medición del almacén y sus componentes a través del monitoreo durante la restauración permitirá dar seguimiento a los cambios en los almacenes de carbono. El análisis de los almacenes y captura de carbono puede ser abordado a través del almacén total en el ecosistema o como los cambios en cada uno de los componentes por separado, como resultado de la restauración, según los objetivos específicos del proyecto.

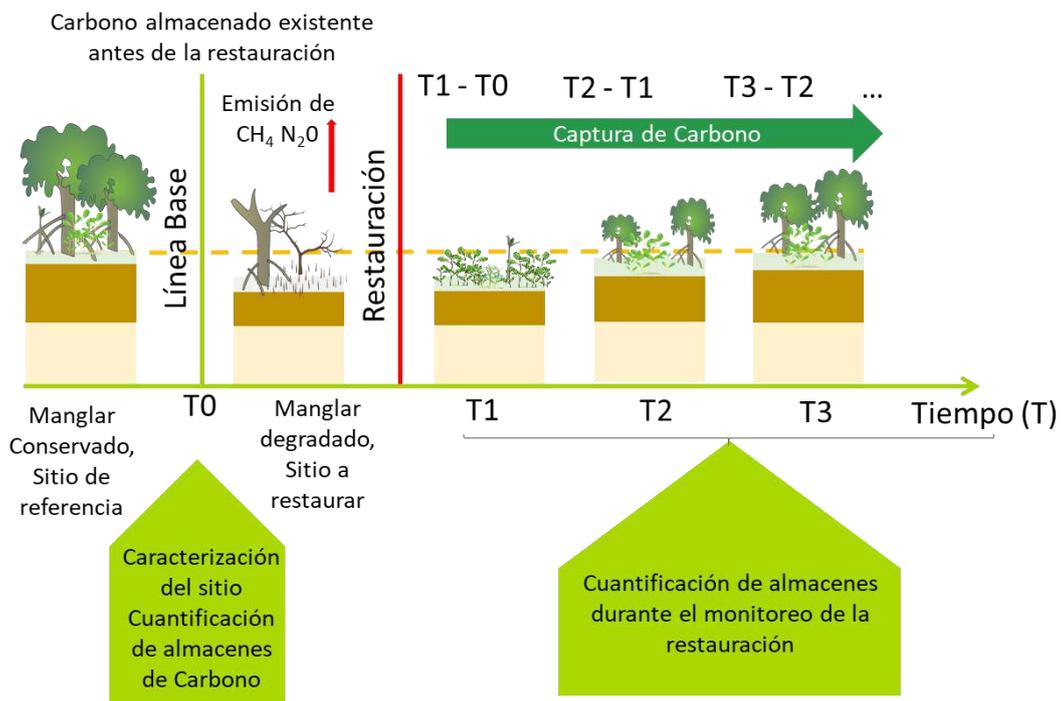


Figura 4.1. Esquematización de la captura de carbono durante el proceso de restauración (Modificado de Howard *et al.*, 2014).

Para la estimación de los almacenes y captura de carbono es necesario: 1) Trabajo en campo, mediciones y toma de muestras según el componente; 2) Estimación de biomasa (peso seco) y contenido de carbono orgánico, a través de ecuaciones alométricas o por medición directa en

laboratorio; 3) Estimación de los almacenes como la suma de todos los componentes, y la captura de carbono como la diferencia de los almacenes de este en el tiempo (Fig. 4.2).

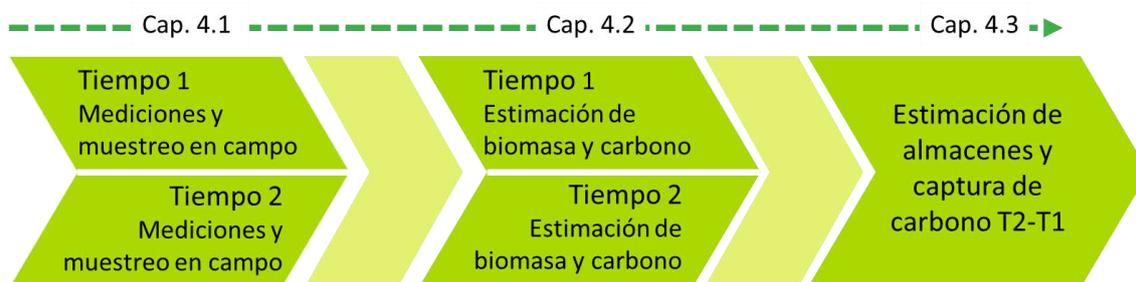


Figura 4.2. Secuencia metodológica para la estimación de la captura de carbono.

Las metodologías descritas en esta sección se basan en los protocolos y manuales ya publicados para la medición de carbono en manglares (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.*, 2014; Cifuentes *et al.*, 2018); por lo que se presenta una síntesis de estas metodologías y se recomienda consultar los documentos ya publicados como apoyo y referencia para más detalles (tabla 4.1). Se hace una mayor descripción y énfasis en la medición de componentes claves durante las primeras fases de la restauración, como son las plántulas y juveniles. Una vez que el manglar en restauración presenta un estado de desarrollo estructural en el que los árboles adultos predominan, pueden usarse metodologías estándar para manglares maduros, las cuales pueden ser consultadas en los manuales detallados en la tabla 4.1.

Tabla 4.1, Lista de referencias para metodologías con estándares internacionales para la medición de almacén de carbono en manglares maduros.

| Componente | Metodologías de referencia | |
|-----------------|--|--|
| Árboles adultos | | Kauffman <i>et al.</i> , 2013 Howard <i>et al.</i> , 2014 Cifuentes <i>et al.</i> , 2018 Rodríguez <i>et al.</i> , 2018 |
| Mantillo | Yepes <i>et al.</i> , 2016 | |
| Suelo | | |
| Raíces | Adame <i>et al.</i> , 2014, 2017 Hernández-Saavedra, 2011 | |

4.1 Trabajo en campo

Consideraciones previas

El trabajo de campo en manglares en restauración presenta dificultades que resultan en un esfuerzo físicamente demandante en comparación de aquellas que surgen en un manglar sano. Durante las primeras fases de restauración, es común enfrentarse a gran variación topográfica, densidad y estructura vegetal poco desarrollada o nula, lo que implica estar expuesto a alta incidencia solar y dificultad de desplazamiento de un punto a otro. Además, es común encontrarse con restos de madera muerta enterrada que puede ser peligrosa, aunado a los canales naturales y aquellos derivados de las acciones de restauración que dificultan, y en algunos casos, limitan la movilidad para el muestreo. Por lo anterior, es necesario avanzar con precaución y con el equipo adecuado como son: zapatos con suela gruesa, gorra o sombrero, camisa manga larga, protector solar, repelente. Por último, se recomienda considerar la tabla de mareas o la regla de los doceavos (Kauffman *et al.*, 2013), con el fin de realizar los muestreos durante los periodos de menor inundación, así como programar los muestreos en temporadas de sequía o de menor precipitación para facilitar el trabajo en campo.



Figura 4.3, Zona de restauración. Se aprecian los canales y la alta incidencia solar al realizar los muestreos durante las primeras fases de restauración ecológica de manglar. Yucalpetén, Yucatán, Méx.

El trabajo en campo para la cuantificación de los almacenes de carbono en los diferentes componentes consiste en dos actividades principales: 1) medición en campo de variables estructurales y; 2) colecta de muestras para su posterior análisis en laboratorio.

En cada muestreo es necesario que se lleve el registro adecuado de los datos, por lo que se recomienda llevar formularios de los datos a coleccionar (Anexo 7.1). En estos formatos se debe registrar; el sitio, coordenadas, estrato o zona, número de parcela, tamaño de parcela, fecha, componente a muestrear, número identificador (ID) del individuo (en caso de árboles, juveniles o plántulas), nombre de quien muestrea, observaciones generales del sitio o al momento de hacer las mediciones. El registro adecuado de estos datos permite mantener una cadena de custodia de la información coleccionada y analizada para disminuir el error asociado. A continuación, se describen las metodologías de trabajo en campo según el almacén y sus componentes.

4.1.1 Biomasa aérea

Plántulas y juveniles

Las plántulas y juveniles son individuos que no han alcanzado su etapa reproductiva. Las plántulas se distinguen por ser individuos de altura menor a 50 cm, mientras que los juveniles tienen altura mayor a 50 cm y diámetro menor a 2.5 cm en la parte media de la altura del individuo (Tabla 3.1). Para estimar la captura de carbono en plántulas e individuos juveniles, se requiere el cálculo de la biomasa para cada especie. A diferencia de los adultos en los que se



Figura 4.4. Establecimiento de plántula de manglar y de pastos halófitos adyacente a un canal en una zona de restauración en Progreso, Yucatán, México.

han desarrollado numerosas fórmulas alométricas para la estimación de su biomasa, las fórmulas alométricas para plántulas y juveniles deben obtenerse para cada sitio. Su estimación requiere mayor precisión debido a la gran variabilidad que estos estadios pueden presentar en función de las condiciones ambientales particulares en las que se desarrollen (Turner *et al.*, 1995). Por ello, la estimación de la biomasa de plántulas y juveniles se estima a través de la colecta de individuos para el desarrollo de fórmulas alométricas específicas que incluyan la variabilidad dentro del sitio (Sección 4.2.1.1). Una vez que se han desarrollado las fórmulas alométricas específicas para plántulas y juveniles del sitio, estas podrán ser usadas con las mediciones estructurales tomadas en campo durante el monitoreo del proyecto.

En cada campaña de campo, en las subparcelas destinadas para las plántulas y juveniles se debe determinar la composición y estructura de los individuos presentes. Las variables que se medirán son: composición de especies, densidad de individuos/área de la parcela, longitud total y diámetro del tallo. Estas variables permiten obtener la tasa de crecimiento y supervivencia de individuos, así como estimar el incremento de biomasa en un intervalo de tiempo. Para la medición de variables estructurales en campo y el cálculo de la tasa de crecimiento e incremento de biomasa, se requiere en el tiempo 1 (t1) después de la ejecución de las acciones de restauración, la medición de cada plántula y etiquetarla con una placa de aluminio o cinta “flagging” de identificación individual. Se recomienda que solo se etiqueten plántulas de más de 10 -15 cm de altura, debido a que plántulas más pequeñas pueden implicar error en la identificación y ser susceptibles a dañarse al etiquetarse. El marcaje debe ser de fácil identificación y lectura en el tiempo y que no dañe al organismo y poder dar seguimiento a los cambios morfológicos durante el monitoreo (Fig. 4.5). Un ejemplo de colocación de etiquetas es



Figura 4.5. Marcaje de plántulas en subparcelas con cinta “flagging” para su seguimiento.

en el extremo distal del ápice de crecimiento, sin ajustarlo, o por arriba del primer nudo (correspondiente a los cotiledones), como se muestra en la figura 4.6. Con esto, se podrá dar seguimiento de la supervivencia y crecimiento en cada uno de los muestreos posteriores (Rodríguez *et al.*, 2018). Si por alguna razón en los muestreos posteriores al t1 alguna de las placas colocadas en las plántulas ya no existe o se dañó, debe ser reemplazada para continuar el monitoreo del individuo en cuestión, el reemplazamiento debe ser registrado en la bitácora al igual que cualquier cambio observado. Se espera que durante el primer muestreo en un sitio en restauración solo haya plántulas. Sin embargo, en monitoreos posteriores conforme la vegetación se desarrolle se espera la presencia de juveniles, los cuales deben incluirse en las subparcelas de mayor tamaño (5 x 5m), dentro de la parcela permanente, estos individuos también deben ser etiquetados para su seguimiento. Para los individuos juveniles se recomienda que la etiqueta o marca se coloque en la parte superior del primer nudo. Las nuevas plántulas que se observen dentro de la subparcela más chica deben ser marcadas y medidas y registrar las que hayan muerto.

El seguimiento de la supervivencia y desarrollo estructural de los individuos permite no solo registrar el incremento de la biomasa de plántulas y juveniles durante su desarrollo para la estimación de carbono; sino también da la oportunidad de un análisis sobre la dinámica poblacional del sitio en respuesta a las acciones de restauración y su relación con la tasa de captura de carbono.

Las subparcelas pueden ser marcadas con cuadrantes previamente hechos con PVC; esto da agilidad a las mediciones en campo, con un bajo costo. Una vez definida la subparcela se miden las siguientes variables:



Figura 4.6. Plántula de *Rhizophora mangle* etiquetada con placas de aluminio.

Composición de especies: especies observadas y su frecuencia (número de individuos en la subparcela).

Densidad de individuos: número de plántulas presentes en la subparcela (Fig. 4.7A). Se recomienda hacer el conteo desde una esquina, para evitar que las plántulas sean pisadas o maltratadas durante la colecta de las demás variables (Rodríguez *et al.*, 2018).

Longitud del tallo (cm): este se realiza con una regla (madera o plástico) o cinta métrica a nivel de suelo por un costado del individuo. La medición se toma desde donde comienza el tallo hasta donde llegue la última hoja (Fig. 4.7B).

Diámetro del tallo (cm): su medición puede realizarse con un vernier. El diámetro del tallo principal se mide por arriba del primer nudo de la plántula (correspondiente al par de cotiledones) y en juveniles la medida se hace a la mitad de la distancia de su altura (D). Para el caso de especies con propágulo como *R. mangle* se recomienda tomar una medición a la mitad del propágulo y otra medición a la mitad del tallo (Fig. 4.7C).

Es importante que en cada monitoreo se lleve un registro adecuado de las mediciones en la bitácora de campo, esto puede ser a través de formatos que incluyan todas las variables que deben ser medidas (Anexo 7.3.1). Se debe anotar el reclutamiento y mortalidad de los individuos, así como cualquier cambio que se observe o realice durante el monitoreo. En cada ocasión, es importante revisar que cada individuo este correctamente etiquetado; confirmar el estado de su placa de aluminio o cinta flagging, remarcar el código de seguimiento, así como sustituir aquellas que se han perdido.



Figura 4.7. A) sub – parcela de 1 x 1 para la medición de plántulas; B) Medición longitud total de plántula; C) Medición diámetro de plántula con vernier.

Para el desarrollo de las fórmulas alométricas es necesario en el t_1 coleccionar una muestra aleatoria de al menos 50 individuos por especie presente en el sitio restaurado de diferentes cohortes (alturas) en plántulas y juveniles. Esta muestra permite obtener un amplio rango de variabilidad en la biomasa con respecto a su altura y diámetro dada por la densidad de sus tejidos en respuesta a la variabilidad ambiental. El establecimiento de cohortes puede realizarse mediante la fórmula: Sturges (1926), utilizada en Ramírez-García (1998), y así seleccionar las cohortes de alturas para hacer la colecta de individuos.

Formula de Sturges: $K = 1 + 3.322 (\text{Log } N)$

K=número de intervalos

Determinar la amplitud de la clase: $C = R / K$

Donde: **R**= Rango= (Valor mayor–Valor menor)

N= Número de individuos

La colecta debe realizarse fuera de las parcelas permanentes. Las plántulas y juveniles colectados deben ser correctamente etiquetados. Posteriormente, deben ser trasladadas para su procesamiento en el laboratorio (Sección 4.2).

Árboles adultos

Los árboles adultos de manglar pueden presentar diferente estructura dependiendo del tipo ecológico de manglar que se desarrolle en el sitio (e. g. franja, cuenca, chaparro, rivereño; Lugo y Snedaker, 1974). En una zona en restauración, el sitio de referencia proporcionará un panorama de que estructura se espera en el sitio restaurado (Fig. 4.8). Se consideran adultos aquellos individuos mayores a 50 cm y más de 2.5 cm de diámetro (Diámetro normal, 1.30 m de



Figura 4.8. Manglar de *Rhizophora mangle* de tipo arbustivo con altura máxima de 60cm en Sian Ka'an, Quintana Roo, México. Fotos: Diana Cisneros.

altura), y que han alcanzado su etapa reproductiva. El sitio de referencia conservado permitirá definir con mayor precisión las características estructurales de los adultos. En sitios donde

predomina una estructura arbustiva o de manglar chaparro, los individuos que presenten estructuras reproductivas se les considerará adultos sin importar su altura o diámetro (Herrera-Silveira *et al.*, 2014; Rodríguez *et al.*, 2018).

Los adultos deben ser medidos en el sitio de referencia y en el sitio en restauración en cuanto haya presente al menos un individuo dentro de la parcela permanente. Todos los individuos adultos deben ser marcados para su seguimiento durante todos los muestreos (etiquetas aluminio, marcas con pintura o cinta flagging, etc.). Las variables por medir en los individuos se muestran en la figura 4.9.



Figura 4.9. Síntesis de las metodologías para la medición de variables estructurales de adultos. Para más detalles sobre la medición de estas variables que se ajusten a los diferentes patrones de crecimiento que se presentan en el manglar se puede consultar a Kauffman *et al.*, 2013 y Rodríguez *et al.*, 2018.

Neumatóforos

Los neumatóforos forman parte de la biomasa viva dentro de la biomasa aérea. Para determinar su biomasa se recomienda establecer al menos tres subparcelas dentro de las parcelas permanentes que, permiten obtener el promedio y la desviación estándar de la parcela y medir su densidad, altura y diámetro según la figura 4.10. Se recomienda elaborar un cuadrante de 1 x 1 m con tubos de PVC ensamblados entre sí; la ventaja de utilizar los cuadrantes de PVC es la facilidad con la que puede ser transportado y su bajo costo. Cuando la densidad de neumatóforos es alta (> 100 individuos) se recomienda hacer cuadrantes de 30 x 30 cm.



Figura 4.10 Medición y colecta de muestras de neumatóforos de *Avicennia germinans* para la estimación de biomasa.

Herbáceas halófitas

Durante la primera fase de la restauración (colonización), las herbáceas halófitas llegan a representar una alta proporción de la biomasa aérea (Fig. 4.11). Su inclusión dentro de la metodología de cuantificación de los almacenes y captura de carbono al inicio de la restauración puede ser relevante. A diferencia de un ecosistema de manglar adulto cuya cuantificación puede ser menospreciada por su abundancia, en sitios en restauración permite determinar su aportación de materia orgánica y carbono al sistema. El levantamiento de datos de este componente permite ahondar en el entendimiento de su función dentro de los procesos de sucesión en la restauración de manglar, y su contribución en la captura de carbono del sistema,

ya que hay quienes pueden llegar a pensar que son especies invasoras. Sin embargo, es importante mencionar que, para reportes de reducción de emisiones, este componente no es considerado por su baja contribución en el tiempo (Kauffman *et al.*, 2013).

Para su medición se establecen al menos tres subparcelas de 20 x 20 cm, 50 x 50 cm o de hasta 1m x 1m de acuerdo con su abundancia, colectándose muestras de todas las herbáceas contenidas dentro para su posterior análisis en el laboratorio (Sección. 4.2). Las repeticiones permitirán obtener el promedio y la desviación estándar del componente por parcela.



Figura 4.11. Diferentes coberturas de pastos halófitos durante la restauración A) fase de colonización; B) fase de establecimiento temprano y C) desarrollo estructural. Celestún, Yucatán, México.

4.1.2 Biomasa subterránea

Raíces

Las raíces pueden comprender de 5 a 25% del total del carbono subterráneo en los manglares (Howard *et al.*, 2014). Las raíces se pueden dividir en raíces finas de < 2mm que sirven para la absorción de agua y nutrientes y gruesas de > 2mm que sirven como estructuras de transporte y sostén (Gleason y Ewel, 2002). Si bien pudiera pensarse que aportan una proporción no significativa durante el inicio de la restauración, las plántulas y juveniles de especies del género *Avicennia* y *Laguncularia* desarrollan sistemas radiculares muy complejos que aportan gran proporción de biomasa subterránea. Se ha observado que en manglares restaurados de tres años en Kenya, las raíces de > 3mm representan del 65-95% del total de la biomasa de las raíces. Su medición se recomienda durante la etapa de establecimiento temprano, cuando hay mayor presencia de plántulas y juveniles. La mayor concentración de raíces se encuentra en al menos los primeros 45 cm de profundidad (Adame *et al.*, 2017). Para reducir la incertidumbre en la estimación del carbono de raíces se recomienda considerar raíces finas (< 2mm) y gruesas (> 2mm) y usar ecuaciones alométricas para raíces especie específicas cuando sea posible (Adame *et al.*, 2017). Sin embargo, dado que se observó que el uso de ecuaciones para sitios en los que no han sido desarrolladas puede sobre estimar de 40 a 1000% el contenido de biomasa de raíces (Adame *et al.*, 2017), se recomienda hacer la medición directa a través de toma de muestras con núcleos (Fig. 4.12) (consultar a Hernández-Saavedra, 2011 y Adame *et al.* 2014 para más detalles).



Figura 4.12 Extracción de núcleos para la estimación de biomasa viva subterránea.

4.1.3 Madera muerta

Madera muerta en pie y caída

La biomasa muerta es un componente que puede representar una proporción importante al inicio de la restauración; cuando el sitio se encuentra degradado por efectos hidrometeorológicos como huracanes, o por acciones antrópicas como el cambio de uso de suelo. Es importante mencionar que, como parte de las acciones de restauración, los restos de tocones o árboles puede ser removidos para liberar el flujo de agua. Sin embargo, esta materia siempre debe conservarse dentro del sitio, de manera que pueda seguir su proceso de descomposición y contribuir a los almacenes de carbono del sitio. La medición de este componente dependerá de las condiciones particulares y los objetivos de cada proyecto. La madera muerta en pie puede presentar diferentes grados de descomposición, los cuales deben ser considerados para la estimación de biomasa y carbono. De manera general, la madera muerta caída se muestrea con el método de la intersección de las líneas (Fig. 4.13). Para más detalle sobre las metodologías puede consultarse las siguientes referencias: Waddell (2002), Baker y Chao (2009), Kauffman *et al.* (2013), Howard *et al.* (2014) y Cifuentes *et al.*, (2018).

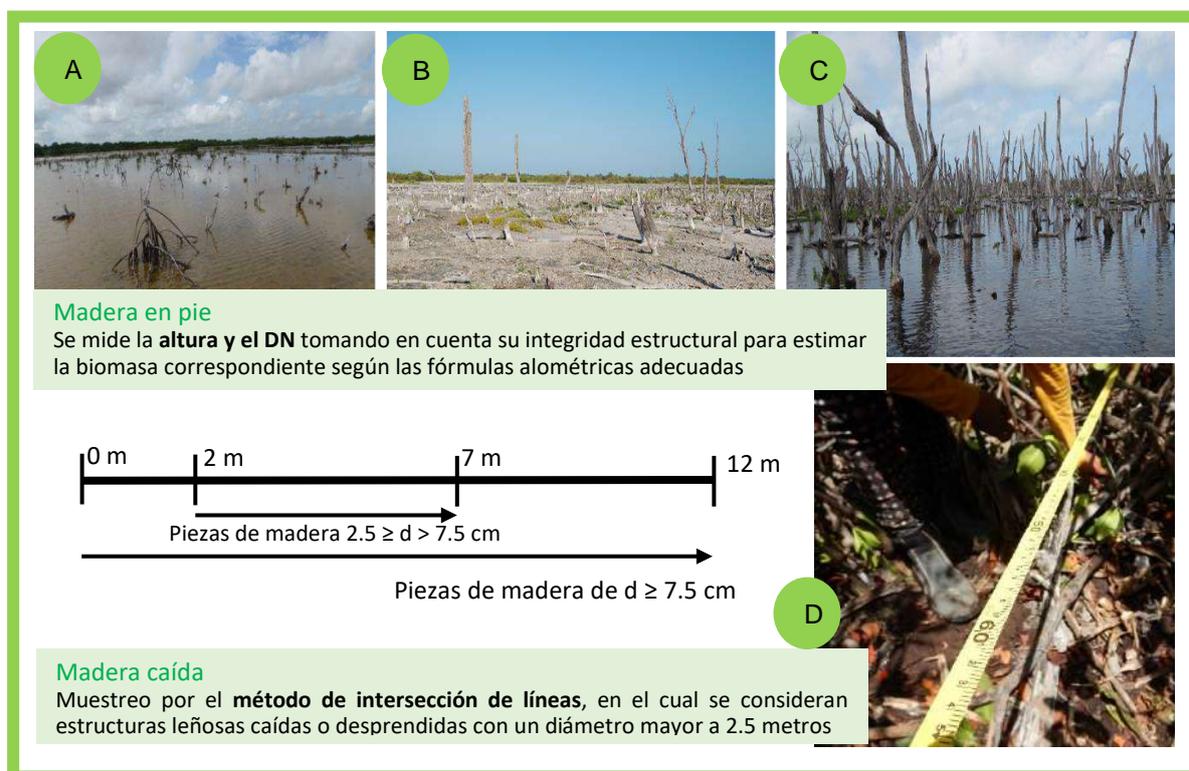


Figura 4.13. Diferentes escenarios en manglares degradados en la Península de Yucatán, México. A) inundado con mayoría de madera muerta caída, Yucalpetén, Yucatán, Méx.; B) Presencia de fustes en pie y madera muerta caída, Celestún, Yucatán, Méx.; C) Presencia de mayoría de madera muerta en pie, Celestún, Yucatán, Méx. D) Representación del método de intersección de líneas (12m de longitud y 2m de altura) utilizado para medir madera caída. Modificado de Kauffman *et al.* (2013).

4.1.4 Mantillo

Se refiere al material orgánico muerto sobre la superficie del suelo como hojas muertas, flores, frutos, propágulos, pedazos de corteza y madera muerta de < 2.5 cm que se depositan en la superficie del suelo (Kauffman *et al.*, 2013; Howard *et al.* 2014; Cifuentes *et al.*, 2018; Rodríguez *et al.* 2018). Este componente está ausente durante las primeras fases de la restauración; no obstante, puede integrarse una vez que el sitio de restauración se encuentre en la fase de desarrollo estructural y exista mayor proporción de adultos. Para su medición, se debe establecer al menos tres cuadrantes de 20 x 20 cm que permitan calcular el promedio y desviación estándar por parcela y coleccionar todo el mantillo que esté dentro (Fig. 4.14), la muestra coleccionada se lleva a laboratorio en una bolsa hermética para su posterior análisis y estimación de biomasa (Sección 4.2).



Figura 4.14 Muestreo y análisis del mantillo.

4.1.5 Carbono orgánico en suelo

Carbono en el suelo

El suelo es el almacén más importante en los ecosistemas de carbono azul, incluidos los manglares. Por tanto, su medición es crucial para la cuantificación de la captura de carbono en los sitios en restauración. Si bien la tasa de acumulación de C en el suelo es muy lenta en comparación con la biomasa, esta debe ser considerada desde el inicio de la restauración, tanto en el sitio en restauración como en los sitios de referencia. Su medición permite mayor entendimiento sobre la captura de carbono asociada al proceso de restauración (Chen *et al.*, 2018). La extracción del núcleo y la toma de submuestras se realiza según la figura 4.15.



Figura 4.15. Metodología para la extracción de núcleo de suelo y la colecta muestras para la estimación del carbono orgánico del suelo.

El núcleo debe ser muestreado en diferentes intervalos de profundidad (Fig. 4.18). En manglares, a diferencia de otros bosques, el contenido de carbono disminuye de manera más gradual, lo que permite determinar el carbono con submuestras de cada intervalo (Kauffman *et al.*, 2013).

Las submuestras deben ser colectadas de una longitud de 5 - 15 cm de la parte media del intervalo, según el grosor del intervalo y transportarse en bolsas herméticas en frío para ser analizadas posteriormente en el laboratorio (Howard *et al.*, 2014; Kauffman *et al.*, 2013).

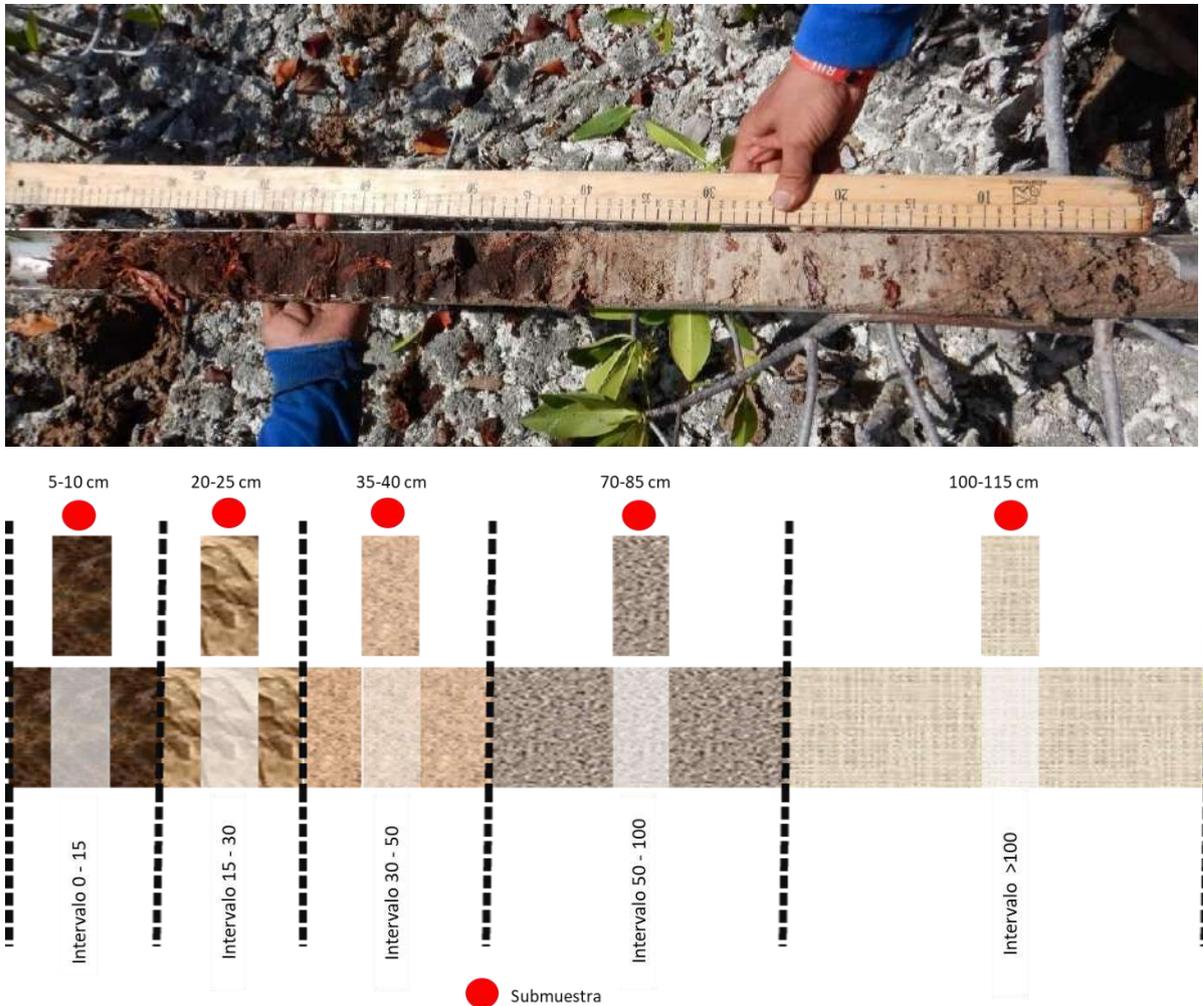


Figura 4.16. Perfil del suelo e intervalos para la colecta de submuestras para la cuantificación de carbono orgánico de acuerdo con Kauffman *et al.* (2011) y Donato *et al.* (2011).

Marcador de horizontes

Los cambios de elevación de la superficie de sedimentos en el sitio en restauración y la densidad de carbono en el sedimento, permiten determinar la captura de carbono en el suelo dado por la acreción resultado de la recuperación de la estructura vegetal (Cahoon y Lynch, 1997; Howe *et al.*, 2009; Rogers *et al.*, 2012). Los marcadores de horizontes son capas artificiales de un material inerte que permiten medir, a través de un nivel de referencia, la acreción del suelo en el tiempo. Entre los materiales usados como marcadores se encuentra el feldespato (material inerte de color blanco que se distingue fácilmente del sedimento), el cual al tener una densidad mayor al

agua se deposita en zonas inundables (Lynch *et al.*, 2014). Son necesarios al menos 6 meses para que el marcador sea cubierto por sedimento y 1 año para ser muestreado (Whelan *et al.*, 2016), por lo cual se recomienda colocarlo desde las primeras fases de la restauración (Fig. 4.17). El horizonte de referencia asociado puede brindar información adicional de interés para fines de investigación; en este caso relacionado con la acreción resultado de la restauración (Cahoon *et al.* 2002; Howard *et al.*, 2014).



Figura 4.17 Metodología para colocación de feldespato para la medición de acreción de suelo en manglar

4.2 Estimación de biomasa y carbono orgánico

Una vez que se ha realizado el trabajo en campo descrito en la sección 4.1 se debe estimar la biomasa de la materia orgánica para obtener el contenido de carbono orgánico de los componentes de la biomasa (aérea y subterránea) y necromasa (madera muerta y mantillo), así como estimar el carbono orgánico del suelo.

La biomasa y carbono orgánico se obtendrá por la medición directa en el laboratorio de las muestras colectadas en campo (e.g. mantillo, raíces, suelo) y a través de fórmulas alométricas con los datos de estructura medidos en campo (biomasa aérea) (Fig. 4.18). Una vez establecido el contenido de carbono de los diferentes sumideros (biomasa, necromasa y suelo) se suman para determinar el contenido de carbono por unidad de área (Mg C ha^{-1}).

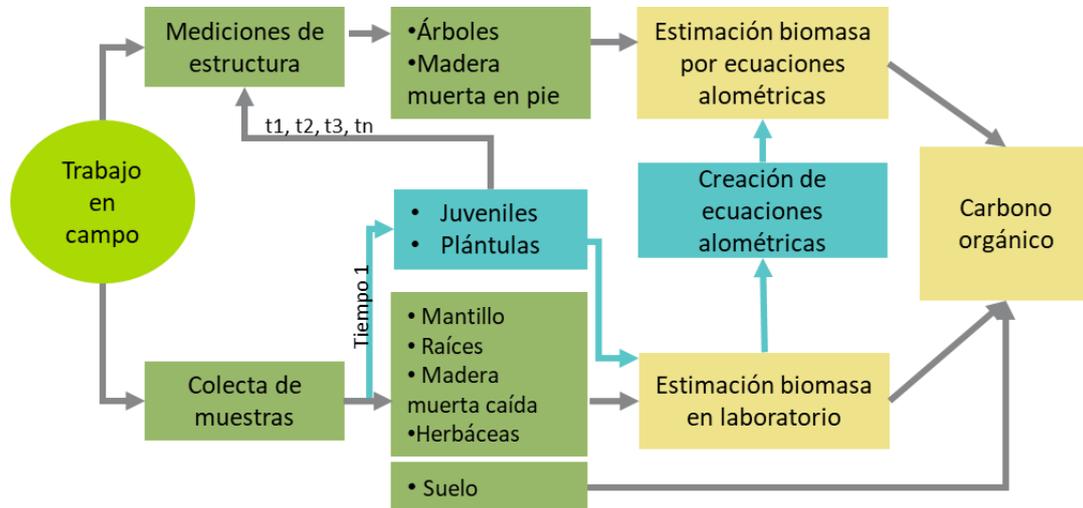


Figura 4.18. Diagrama de flujo del trabajo para la estimación de carbono orgánico en los diferentes componentes en los manglares en restauración. Elaboró Andres Canul/Diana Cisneros.

A continuación, se describen las metodologías para la estimación de biomasa y carbono orgánico de 1-biomasa viva (biomasa aérea, biomasa subterránea) y necromasa (mantillo, madera muerta) y 2- carbono orgánico del suelo.

4.2.1 Biomasa viva y necromasa

4.2.1.1 Estimación de biomasa

Estimación de biomasa en laboratorio

Para la obtención de biomasa en el laboratorio, las muestras colectadas de cada componente: (plántulas, raíces, juveniles, mantillo, madera muerta caída, herbáceas halófitas y neumatóforos) se deben secar en una estufa a 60 °C entre 48 - 72 horas hasta obtener peso constante, **el valor de peso seco obtenido será**

equivalente a la biomasa. En el caso de las plántulas, juveniles y neumatóforos el valor se obtendrá por individuo, especie y parcela. Para las herbáceas halófitas y el mantillo, se obtendrá el valor por la subparcela muestreada según el caso. Para las raíces colectadas con los núcleos, el material será previamente cernido con una malla de 1mm y lavado para la separación de las raíces antes de secarse en la estufa, considerando tanto las raíces finas (< 2 mm), como gruesas (> 2mm) de acuerdo con Adame *et al* (2017). Cuando sea posible se utilizarán formulas alométricas para raíces subterráneas, teniendo especial cuidado de usar fórmulas especie-específicas que minimicen la sobreestimación de biomasa; en el caso de sitios con baja densidad de árboles se puede hacer una corrección a las fórmulas de acuerdo con Adame *et al.* (2017)

| Especie | Altura (cm) | Peso seco (gr) |
|---------------------|-------------|----------------|
| <i>L. racemosa</i> | 19.2 | 0.3 |
| <i>L. racemosa</i> | 25.5 | 1.5 |
| <i>L. racemosa</i> | 36 | 2.2 |
| <i>L. racemosa</i> | 22 | 0.3 |
| <i>L. racemosa</i> | 13.2 | 0.3 |
| <i>L. Racemosa</i> | 27 | 1.3 |
| <i>L. Racemosa</i> | 42.5 | 1.7 |
| <i>R. mangle</i> | 26.2 | 5.5 |
| <i>R. mangle</i> | 10 | 10.9 |
| <i>R. mangle</i> | 22 | 9.1 |
| <i>R. mangle</i> | 35 | 16.4 |
| <i>R. mangle</i> | 15 | 6.9 |
| <i>R. mangle</i> | 18 | 13.8 |
| <i>A. germinans</i> | 20 | 1 |
| <i>A. germinans</i> | 31 | 0.9 |
| <i>A. germinans</i> | 30.1 | 0.6 |
| <i>A. germinans</i> | 27.3 | 0.6 |
| <i>A. germinans</i> | 26 | 0.5 |
| <i>A. germinans</i> | 40 | 14.1 |

Figura 4.19. Ejemplo de base de datos de la captura de la biomasa de plántulas (Teutli-Hernández, 2017).

Para el caso de plántulas, juveniles, neumatóforos y herbáceas su biomasa se obtendrá única y exclusivamente al inicio del proyecto, esta información servirá para elaborar las bases de datos para la creación de las fórmulas alométricas correspondientes (Fig. 4.19).

Estimación de biomasa por ecuaciones alométricas

Las ecuaciones alométricas son utilizadas para describir la relación entre variables como la altura, diámetro de tallo, densidad de la madera y la biomasa total o de alguna parte del individuo o del individuo total, a fin de evitar muestreos destructivos en cada muestreo (Picar *et al.*, 2012).

En el caso de plántulas y juveniles se deben desarrollar ecuaciones alométricas para la estimación de su biomasa. Con los pesos de la biomasa obtenidos previamente para las plántulas y juveniles se realizará un análisis de regresión para obtener la relación con el diámetro, con ello se obtiene la ecuación alométrica, como se observa en la figura 4.20.

Posteriormente, ya con las relaciones obtenidas para plántulas y juveniles por especies, se procede a aplicar la fórmula obtenida con los datos estructurales obtenidos en campo. En la

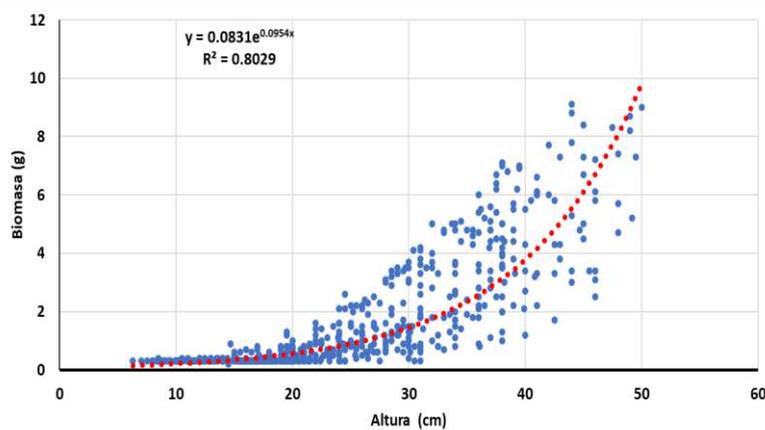


Figura 4.20. Ejemplo de la relación biomasa con la altura de *Laguncularia racemosa* cuando se tiene un monitoreo de todas las cohortes (Teutli-Hernández. 2017).

Tabla 4.2 se muestran ejemplos de fórmulas creadas para plántulas con un D_{max} de 2.5 cm en un manglar de ciénega, el cual se caracteriza por presentar salinidades altas ($> 40 \text{ gr kg}^{-1}$) y el aporte de agua es por lluvias en la península de Yucatán, México.

Tabla 4.2 Ecuaciones alométricas desarrolladas para plántulas de manglar en Progreso, Yucatán, Méx.

| Especie | Ecuación | Literales de la fórmula | Referencia |
|---------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------------|
| <i>R. mangle</i> | $B=0.3026 (D) - 6.032$ | D= Diámetro | Zenteno, <i>et al.</i> , 2016 |
| <i>A. germinans</i> | $B=0.1017 (D) - 1.1765$ | D= Diámetro | |
| <i>L. racemosa</i> | $B=0.9256 (D) - 1.671$ | D= Diámetro | |

En el caso de los adultos la biomasa se calcula por medio de ecuaciones alométricas generales o específicas que ya han sido desarrolladas. De preferencia, las ecuaciones elegidas deben ser especie específicas y usarse la misma fórmula para todos los individuos de la especie durante todo el proyecto. Las ecuaciones generales incluyen toda la biomasa aérea de los individuos. En el caso de las ecuaciones específicas, los resultados de la ecuación representan la masa de

madera y no incluyen hojas ni raíces. En estas ecuaciones se emplean variables como la altura, la densidad de la madera y el diámetro tomadas previamente en campo (Sección 4.1). También es fundamental tener en cuenta el diámetro máximo del que se derivó la ecuación. Aplicar la ecuación a árboles que exceden el diámetro máximo ($D_{m\acute{a}x}$) puede hacer que se sobrestime significativamente la biomasa en términos estadísticos. En situaciones en las que el número de datos sea muy pobre, se pueden aplicar ecuaciones alométricas generales para los mangles, pero la incertidumbre será relativamente alta (Howard *et al.*, 2014). Un compendio de diversas fórmulas alométricas para árboles adultos se puede encontrar en Kauffman *et al.*, (2013), Howard *et al.*, (2014) y Cifuentes *et al.* (2018). Debido a que las ecuaciones son específicas para cada especie, se recomienda cuando sea posible elegir ecuaciones que han sido desarrolladas en la región donde se realiza el monitoreo (Chave *et al.* 2005; Howard *et al.*, 2014).

4.2.1.2 Estimación de Carbono Orgánico

Para determinar el carbono orgánico de la biomasa estimada en la sección. 4.2.1.1 de los almacenes de biomasa viva y necromasa, es necesario multiplicar la biomasa del componente de biomasa viva o necromasa por el factor de conversión de carbono correspondiente (Tabla 4.3). Este factor representa la fracción de carbono orgánico que contiene la biomasa de cada componente. Por ejemplo, si se determinó que la madera aérea viva está compuesta por un 45 % de carbono, el factor de conversión de carbono es 0.45. El factor de conversión puede determinarse en el laboratorio con un autoanalizador elemental (Fig. 4.21) o por el método de % perdida por ignición (% LOI); o bien, usar factores de conversión de carbono ya publicados específicos para cada especie y componente (Howard, *et al.*, 2014).

Tabla 4.3. Factor de conversión para obtener el porcentaje de carbono orgánico de la biomasa de los diferentes componentes en el manglar. Fuente: Howard *et al.* (2014).

| Componente | | Factor de conversión |
|--------------------------|---------------------------------|----------------------|
| Biomasa viva aérea | Plántulas | 0.45 – 0.5 |
| | Árboles juveniles y adultos | 0.46 – 0.5 |
| | Neumatóforos | 0.39 |
| Necromasa | Hojarasca (mantillo) | 0.45 |
| | Madera muerta en caída o en pie | 0.5 |
| Biomasa viva subterránea | Raíces | 0.39 |

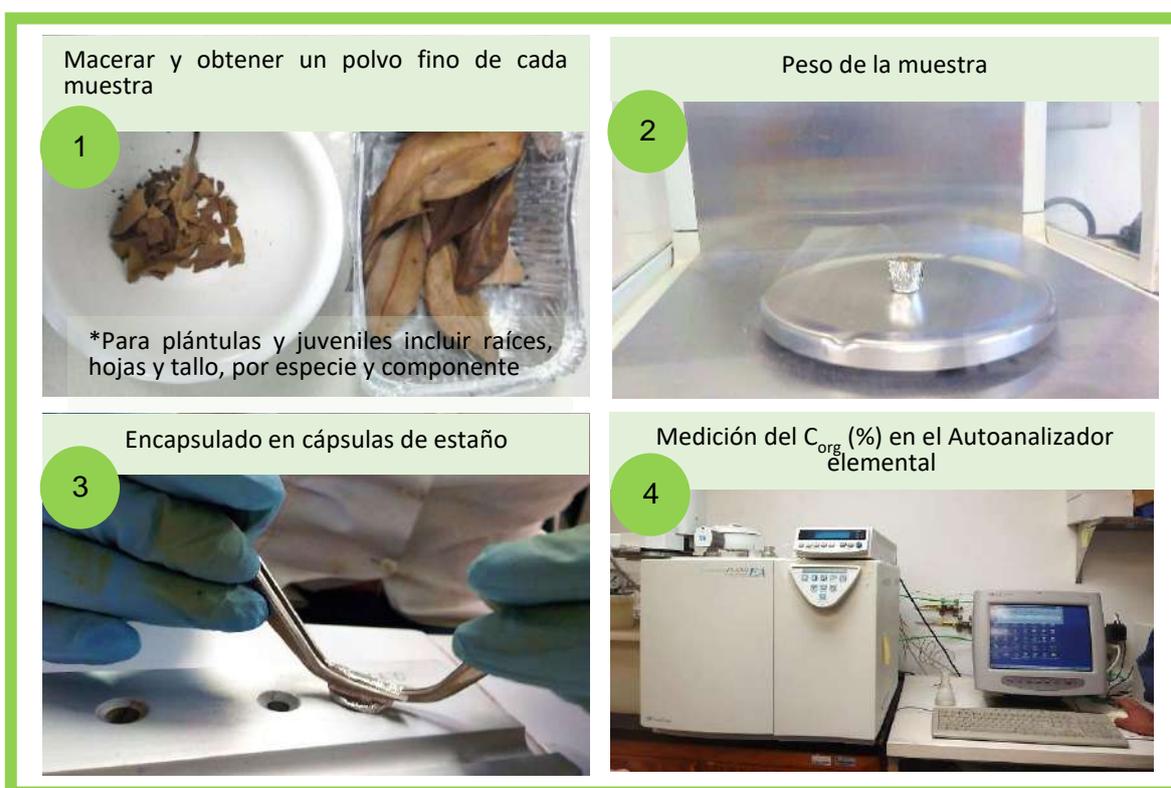


Figura 4.21. Procesamiento de muestra en autoanalizador elemental. Mas detalles consultar en Rodríguez *et al.*, 2018.

El C_{org} puede ser calculado a partir de la biomasa de cada individuo o de la suma de todos los individuos de una subparcela (paso 1, Fig. 4.22). La suma del C_{org} de todos los individuos de una parcela permite obtener el contenido de carbono total del componente por subparcela o parcela (gC), según sea el caso, que al dividirlo entre el tamaño de la parcela (m^2) se obtendrá el carbono total por componente en un área determinada ($g C m^{-2}$; paso 2, Fig.4.22). El resultado debe expresarse siempre en $Mg C ha^{-1}$, que son las unidades usadas para reportar los almacenes de carbono (paso 3, Fig. 4.22). En caso de que el componente se haya medido en subparcelas (e.g. plántulas, juveniles, mantillo, etc.), el carbono por componente por parcela será el promedio del carbono por componente de las subparcelas (paso 4, Fig. 4.22).

| PASO | EJEMPLO |
|---|--|
| 1 Biomasa total estimada de la parcela o subparcela Individuos 1 (g) + Individuos 2 (g) + Individuo 3 (g) + ... | <i>Plántulas</i> Individuo 1 (g)= 0.48 g Individuo 2 (g)= 1.11 g Individuo 3 (g)= 0.97 g ... 0.48 g + 1.11 g + 0.97 g + ... = Biomasa total de la parcela → 82.56 g |
| 2 Carbono del componente por parcela o subparcela ($g m^{-2}$) (Bp * Factor de conversión de carbono) / area de la subparcela (m^2) | <i>Plántulas</i> Factor de conversión=0.45 $(82.56 g * 0.45) / 1 m^2 =$ Área de la subparcela=1 m^2 Carbono del componente por subparcela → 37.15 $g C m^{-2}$ |
| 3 Carbono del componente en $Mg C ha^{-1}$ 1 Mg = 1 000 000 g 1 hectárea = 10 000 m^2 | $37.15 g C m^{-2} * (1 Mg / 1 X 10^6 g) * (1 X 10^4 m^2 / 1 ha) =$ Carbono del componente en $Mg C/ha$ → 0.3715 $Mg C/ha$ |
| 4 *Carbono del componente por parcela ($Mg C ha^{-1}$) Promedio de carbono de subparcelas ± Error estándar de la media * Solo para componentes medidos en subparcelas | Subparcela 1= 0.37 MgC/ha $(0.37 Mg C/ha + 0.55 Mg C/ha + 0.64 Mg/ha)/3 =$ Subparcela 2= 0.55 MgC/ha Subparcela 3= 0.64 MgC/ha Carbono del componente por parcela → 0.52 ± 0.07 $MgC ha^{-1}$ |
| Repetir para parcelas y subparcelas (según el componente) | |

Figura 4.22. Ejemplo de estimación de carbono orgánico de la biomasa por componente.

4.2.2 Carbono orgánico en suelo

Las submuestras de los núcleos de suelo colectados tanto en los sitios de restauración como en los sitios de referencia se caracterizan en el laboratorio donde se obtiene el % de C_{org} de la submuestra de cada intervalo por núcleo de acuerdo con la metodología de la figura 4.23.

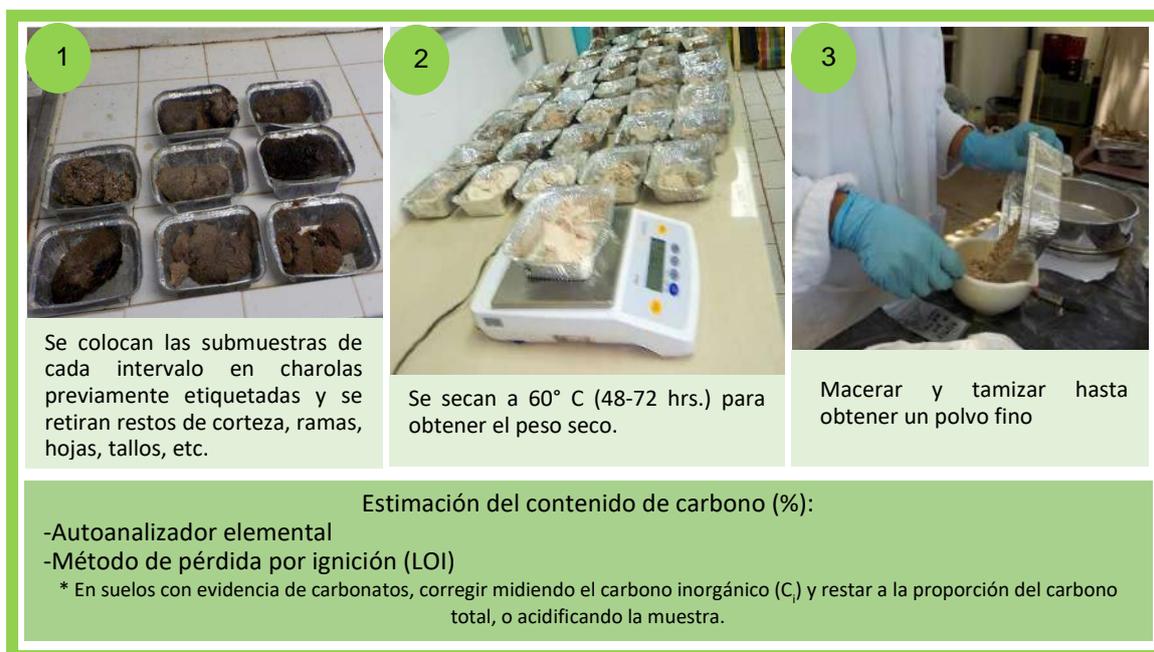


Figura 4.23. medición de C_{org} en suelo. Las muestras se analizan por intervalo y núcleo independientemente. Para más detalles consultar Howard *et al.*, (2014) y Rodríguez *et al.*, (2018).

Para calcular el carbono total del suelo dentro del área del proyecto además del C_{org} del suelo, se debe obtener la densidad aparente (DA), calculada como el cociente entre el peso seco (g) y el volumen de sedimento que fue colectado (cm^3) en cada intervalo. En la figura 4.24 se describen los pasos para obtener el carbono orgánico del suelo de acuerdo con Howard *et al.*, (2014).

Si se realizaron mediciones de la acreción del suelo, debe incluirse el contenido de carbono asociado a este cambio. En caso de acreción, es necesario multiplicar el aumento en el nivel del suelo por la densidad de carbono del segmento superior que corresponde a la acreción y extrapolarlo a hectáreas para sumarse al almacén de carbono total (Howard *et al.*, 2014). Ejemplo: acreción en 3 años = 3.1 cm, densidad de carbono en los 10 cm superiores $1.06 g cm^{-3}$, carbono por acreción = $3.1 cm * 1.056 g cm^{-3} = 3.27g C cm^{-2} = 327 Mg ha^{-1}$. Este resultado debe sumarse al almacén de carbono total del suelo. Si el área se vio afectada por erosión, un núcleo de un metro en t2 llegará a más profundidad que la muestra obtenida en t1, y la nueva superficie que antes estaba enterrada, estará ahora expuesta a la acción del aire y del agua. En este caso, el cambio en el carbono del suelo en t2 se determina con una evaluación del contenido de

carbono en la profundidad superpuesta. Ejemplo: erosión en 10 años de -5.2, por lo que el núcleo de 1m llega -5.2 cm más profundo en t2 que en t1, por tanto, esos 5.2 cm del fondo no deben contabilizarse para determinar el cambio. Se calcula el carbono contenido en esos 5.2 cm de acuerdo con los pasos de la figura 4.24 y se resta al contenido total del núcleo.

| PASO | | EJEMPLO |
|--|---|--|
| 1 | Densidad del carbono en el suelo (DC) (g cm⁻³) DC = DA (g cm ⁻³) * C _{org} /100 <small>DA= densidad aparente; C_{org}=% carbono orgánico</small> | DA = 0.186 g c m ⁻³ C _{org} (%) = 12.9/100=0.129 0.186 g cm ⁻³ * 0.129 = Densidad carbono en el suelo → 0.02399 g cm⁻³ |
| 2 | Carbono de intervalo muestreado (g cm⁻²) = DC (g cm ⁻³) * longitud del intervalo (cm) | Longitud del intervalo muestreado (Fig. 4.18) = 15 cm 0.02399 g cm ⁻³ * 15 cm = Carbono del intervalo → 0.3599 g cm⁻² |
| 3 | Carbono del intervalo en Mg C ha⁻¹ 1 Mg = 1 X 10 ⁶ g 1 hectárea = 1 X 10 ⁹ cm ² | 0.3599 g cm ⁻² * (1 Mg / 1 X 10 ⁶ g) * (1 X 10 ⁹ cm ² / 1 ha) = Carbono del intervalo → 35.99 MgC/ha |
| Repetir para cada intervalo muestreado | | |
| 4 | Carbono total del núcleo (Cn) Suma del carbono en todos los intervalos muestreados Sección 0-15cm + Sección 15-30cm+ Sección 30-50cm + Sección 50-100cm | 35.99 Mg C ha ⁻¹ + 33.4 Mg C ha ⁻¹ + 31.8 Mg C ha ⁻¹ + 156.6 Mg C ha ⁻¹ = Cn → 257.79 Mg C ha⁻¹ a 1m de profundidad* <small>*profundidad muestreada en este ejemplo 1m (100cm)</small> |
| Repetir para cada núcleo | | |

Figura4.24 Pasos para la estimación de Carbono orgánico del suelo por núcleo.

4.3 Estimación de almacenes y captura de carbono en el área de estudio

4.3.1 Almacenes de carbono

Una vez que se tiene el carbono por componente (Mg ha⁻¹) de acuerdo con la sección 4.2, se obtiene el carbono total por cada estrato definido. El carbono total (Mg ha⁻¹) será igual a la sumatoria de todos los componentes que al multiplicarlo por el área del estrato se obtiene el carbono total por área del estrato (Fig. 4.25). La obtención de los almacenes de carbono en cada estrato y en el área de estudio puede realizarse como la suma de todos los almacenes (biomasa viva, biomasa subterránea, madera muerta, mantillo y suelo), por almacén o por cada uno de sus componentes (i.e. plántulas, arboles, raíces, suelos, etc.). El análisis por almacén o

componente permite evaluar el aporte de carbono de cada uno y su relación con diferentes procesos ecológicos a través del proceso de restauración. El nivel de análisis elegido dependerá de los objetivos específicos del proyecto. Es fundamental siempre incluir en los cálculos la incertidumbre asociada a la medición de los componentes y del carbono total del área, así como propagar el error correspondiente.

Incertidumbre y propagación del error

Toda medición implica incertidumbre o duda sobre la validez del resultado observado. Por lo que la incertidumbre es un reflejo de la precisión de los datos y es influenciada por diferentes fuentes error, entre éstas, dos de las más importantes son el error de medición y el tamaño de muestra. Por tanto, el análisis de incertidumbre permite priorizar los esfuerzos para incrementar la precisión de los inventarios, a través de mejoras en el diseño de muestreo o el aumento en el número de muestras y para guiar las decisiones sobre la elección metodológica.

La incertidumbre puede estimarse de dos maneras: puntual, por medio de la desviación estándar de la muestra (s), o por intervalo de confianza (IC) y su error máximo de estimación (EME), también conocida como incertidumbre expandida (U). Para reportes de carbono suele utilizarse un IC de 95%, el cual se presenta como el porcentaje de variación alrededor de la media (Kauffman *et al.*, 2013). Para estimaciones con una alta variación de la s , se recomienda el uso de los métodos Bootstrap para disminuir su incertidumbre. Estos métodos pueden variar, así que se sugiere el método utilizado en Herrera *et al.* (2020).

En la estimación de los almacenes, cada componente (i.e. biomasa aérea, suelo, madera muerta, etc.) tiene una incertidumbre asociada y al obtener el carbono total es necesario conjuntar la incertidumbre total (Kauffman *et al.*, 2013). Esto puede ser realizado por la propagación del error a través de dos métodos. El método simple utiliza la propagación del error, como se ejemplifica en la figura 4.25 en la sumatoria para el carbono total y en la figura 6.2 en la estimación de las emisiones de CO₂ al multiplicar el factor de emisión por los datos de actividad. El segundo método para la propagación del error es el de MonteCarlo, el cual puede ser usado cuando existen datos correlacionados, cuando las incertidumbres son muy grandes (por ejemplo, superiores al 100%) y cuando la distribución de los datos se desvía mucho de la normalidad (Kauffman *et al.*, 2013). Para más detalles metodológicos para el cálculo de incertidumbre se puede consultar el capítulo 6 y el anexo 1 de la Orientación del IPCC sobre las buenas prácticas y la gestión de la incertidumbre IPCC (2000), Pearson *et al.*, (2005, 2007), Kauffman, *et al.*, (2013) y Casanoves *et al.* (2017).

| | PASO | EJEMPLO |
|------------------------|---|---|
| 1 | <p>Carbono del componente por estrato (Mg C ha⁻¹)</p> <p>Promedio de carbono de las parcelas ± U</p> <p>U = incertidumbre expandida</p> <p>U - Calculado como el error máximo de estimación (EME)</p> | <p>Componente: Plántulas</p> <p>Parcela 1 = 1.16 Mg C ha⁻¹ (1.16 Mg C ha⁻¹ + 1.80 Mg C ha⁻¹ + 2.30 Mg C ha⁻¹ +...)/10</p> <p>Parcela 2 = 1.80 Mg C ha⁻¹</p> <p>Parcela 3 = 2.30 Mg C ha⁻¹</p> <p>...</p> <p>Carbono del componente por estrato → 1.37 ± 0.16 Mg C ha⁻¹</p> |
| | <p>Carbono orgánico del suelo por estrato (Mg C ha⁻¹)</p> <p>Promedio del Carbono total de los núcleos por estrato ± U</p> | <p>núcleo 1 = 257.79 Mg C ha⁻¹</p> <p>núcleo 2 = 200.50 Mg C ha⁻¹ (257.79 Mg C ha⁻¹ + 200.50 Mg C ha⁻¹ + 310.23 Mg C ha⁻¹ + 224.51 Mg C ha⁻¹)/4</p> <p>núcleo 3 = 310.23 Mg C ha⁻¹</p> <p>núcleo 4 = 224.5 Mg C ha⁻¹</p> <p>Carbono orgánico del suelo en estrato 1 → 248.25 ± 37.81 Mg C ha⁻¹ a 1m de profundidad</p> |
| Repetir por componente | | |
| 2 | <p>Carbono total por estrato (CT_S) (Mg C ha⁻¹)</p> <p>Suma de todos los componentes considerados ± U</p> <p>CT_S = C_{biomasa aérea} + C_{biomasa subterránea} + C_{necromasa} + C_{suelo}</p> <p>Biomasa aérea: árboles + plántulas + neumatóforos + pastos halófitos + juveniles</p> <p>Biomasa subterránea: raíces</p> <p>Necromasa: madera muerta en pie y caída</p> <p>Propagación del error al estrato</p> <p>U_{S(n)} = (U_{c1}² + U_{c2}² + U_{c3}² + U_{cn}²)^{1/2}</p> <p>U_{S(n)} = incertidumbre total de cada estrato</p> <p>U_{c(n)} = incertidumbre de cada componente</p> | <p>Carbono – plántulas = 1.37 ± 0.16 Mg C ha⁻¹</p> <p>Carbono – raíces = 0.31 ± 0.02 Mg C ha⁻¹</p> <p>Carbono – juveniles = 4.23 ± 0.63 Mg C ha⁻¹</p> <p>Carbono – suelo = 248.25 ± 37.81 Mg C ha⁻¹</p> <p>Ejemplo de un sitio en las primeras fases de restauración por lo que no hay componentes de necromasa que considerar.</p> <p>CT_{S1} = 1.37 Mg C ha⁻¹ + 0.31 Mg C ha⁻¹ + 4.23 Mg C ha⁻¹ + 248.25 Mg C ha⁻¹</p> <p>254.16 Mg C ha⁻¹</p> <p>U_{S1} = (0.16² + 0.02² + 0.63² + 37.81²)^{1/2} = 37.81</p> <p>Carbono total por estrato → 254.16 ± 37.81 Mg C ha⁻¹</p> |
| | Repetir por estrato | |
| 3 | <p>Carbono en el área total del estrato (CT_{ST}) (Mg C)</p> <p>CT_{ST(n)} = CT (Mg C ha⁻¹) * área del estrato (ha)</p> <p>U_{ST(n)} = U_{S(n)} * área del estrato</p> <p>CT_{S(n)} = Carbono total por área de cada estrato (Mg C)</p> <p>U_{ST(n)} = Incertidumbre por área de cada estrato (Mg C)</p> | <p>CT en estrato 1 (S1) = 254.16 ± 37.81 Mg C ha⁻¹; área = 80 ha</p> <p>CT en estrato 2 (S2) = 105.21 ± 18.05 Mg C ha⁻¹; área = 100 ha</p> <p>CT en estrato 3 (S3) = 300.67 ± 47.52 Mg C ha⁻¹; área = 30 ha</p> <p>CT_{ST1} = 254.16 Mg C ha⁻¹ * 80 ha = 20,332.80 Mg C</p> <p>U_{ST1} = 37.81 Mg C ha⁻¹ * 80 ha = 3,024.80</p> <p>CT_{ST2} = 105.21 Mg C ha⁻¹ * 100 ha = 10,521 Mg C</p> <p>U_{ST2} = 18.05 Mg C ha⁻¹ * 100 ha = 1,805</p> <p>CT_{ST3} = 300.67 Mg C ha⁻¹ * 30 ha = 9,020.34 Mg C</p> <p>U_{ST3} = 47.52 Mg C ha⁻¹ * 30 ha = 1,425.60</p> |
| | Repetir por estrato | |
| 4 | <p>Carbono total (CT) en el área del proyecto (Mg C)</p> <p>CT = CT_{ST1} + CT_{ST2} + CT_{ST3} + CT_{STn}</p> <p>Propagar el error para la Incertidumbre del CT del área total</p> <p>U_T = (U_{ST1}² + U_{ST2}² + U_{ST3}² + U_{STn}²)^{1/2}</p> <p>U_T = incertidumbre total para el área del proyecto</p> | <p>CT = 20,331.2 Mg C + 10,521 Mg C + 9,020.11 Mg C</p> <p>U_T = (3,024.80² + 1,805² + 1,425.60²)^{1/2}</p> <p>Carbono total almacenado en el área del proyecto 39,874.14 ± 3,799.97 Mg C</p> |

Figura 4.25. Ejemplificación para la estimación del carbono total en el área del proyecto.

4.3.2 Captura de carbono

Para calcular la captura de carbono es necesario tener el carbono de cada componente (i.e. biomasa viva, carbono orgánico en suelo, etc.) en al menos dos tiempos distintos, la diferencia entre estos almacenes será equivalente al carbono capturado o perdido. La estimación puede realizarse a diferentes niveles (i.e. componente, estrato, área total) según sea el objetivo del proyecto (Fig.4.26). La medición de los almacenes de carbono antes de la restauración (durante la caracterización del sitio) (Teutli *et al.*, 2020), permitirá tener un valor de referencia inicial para determinar la captura de carbono resultado de la restauración (Fig. 4.26). Los muestreos realizados durante el monitoreo después de la ejecución de las acciones de restauración permitirán definir los siguientes monitoreos para determinar la captura de carbono durante diferentes etapas de la restauración.

| | PASO | EJEMPLO |
|----------|---|--|
| 1 | <p>Captura de carbono $CT_{t2} - CT_{t1}$</p> <p>$CT_{t(n)}$ =Carbono total en el t1, t2, t(n)...</p> <p>Propagación del error</p> $U_T = (U_{CT1}^2 + U_{CT2}^2)^{1/2}$ <p>U_T = incertidumbretotal $U_{CT(n)}$ =incertidumbre delcarbono total en t1, t2, t(n)...</p> | <p>$T_1 = 254.16 \pm 37.81 \text{ Mg C ha}^{-1}$ $T_2 = 546.32 \pm 63.15 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (después de 2 años)</p> <p>Captura de carbono = $546.32 \text{ Mg C ha}^{-1} - 254.16 \text{ Mg C ha}^{-1}$</p> <p>$U_{ST} = (37.81^2 + 63.15^2)^{1/2} = 73.61$</p> <p>Carbono capturado → $292.15 \pm 73.61 \text{ Mg C ha}^{-1}$</p> |
| 2 | <p>Tasa de captura de carbono</p> <p>Captura de carbono/ número de años transcurridos de monitoreo.</p> | <p>$292.15 \text{ Mg C ha}^{-1} / 2 \text{ años}$</p> <p>Tasa de captura de carbono → $146.07 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$</p> |

Figura 4.26. Estimación del carbono capturado por el método de diferencia de almacenes.

5. Análisis espacial

En un manglar en restauración el análisis espacial a través de percepción remota apoyada de sistemas de información geográfica (SIG) es una herramienta que contribuye a la planeación, ejecución y monitoreo de la restauración (Fig. 5.1). Sobre todo, dadas las dificultades técnicas de acceso y desplazamiento que implica trabajar en el ecosistema de manglar, más cuando está en restauración.

Al inicio del proyecto el análisis espacial permite i) delimitar y definir el área a restaurar; durante la restauración permite ii) definir los estratos, iii) puntos de muestreo aleatorios e iv) identificar la extensión y v) alcance de las acciones de restauración; durante el monitoreo, vi) permite caracterizar los cambios en la vegetación de manglar perdida o impactada y vii) evaluar el resultado de las estrategias de restauración mediante el seguimiento de los cambios en el tiempo en términos de su extensión espacial. El análisis espacial a través de la percepción remota permite una retroalimentación constante con datos obtenidos en campo durante el proceso de mapeo para determinar los cambios de cobertura de manglar afectados por diferentes actividades (e. g restauración, degradación) y la estimación del almacén y captura de carbono con un nivel de incertidumbre aceptable.



Figura 5.1. Uso de herramientas de percepción remota durante la cuantificación de carbono en sitios de manglar en restauración. Elaboración Diana Cisneros.

Existen múltiples fuentes de información de percepción remota a través de las cuales es posible obtener los datos de las diferentes coberturas de la tierra: información adquirida desde aviones de baja altura mediante fotografías aéreas (Fig. 5.2A), sensores especializados colocados sobre satélites en el espacio (Fig. 5.2C), información adquirida por cámaras montadas en un Vehículo Aéreo no Tripulado o dron (con sistemas de geoposicionamiento) (Fig. 5.2B). Su selección está condicionada por las ventajas y desventajas de las fuentes de información (Tabla 5.1), los objetivos y recursos particulares de cada proyecto.

La información adquirida satelitalmente y por drones permiten monitorear la variación espacial y temporal de las zonas de manglar y asociar las diferentes características estructurales del bosque medidas en campo con la información espectral de las regiones del visible (400 - 700 nm) e infrarrojo (760-780 nm) (Walsh *et al.*, 1998) de donde se obtiene la mayor información referente a las principales coberturas de la tierra (agua, suelo y vegetación). En el caso del uso de drones, es una herramienta en auge que puede ser usada en áreas pequeñas, siempre y cuando cuenten con un sistema de georreferenciación (Yaney-Keller, 2018). Los dispositivos montados en drones ofrecen con un bajo costo y un mínimo de personal para la caracterización de regiones de interés específicas de difícil acceso en otras condiciones (González *et al.*, 2020).

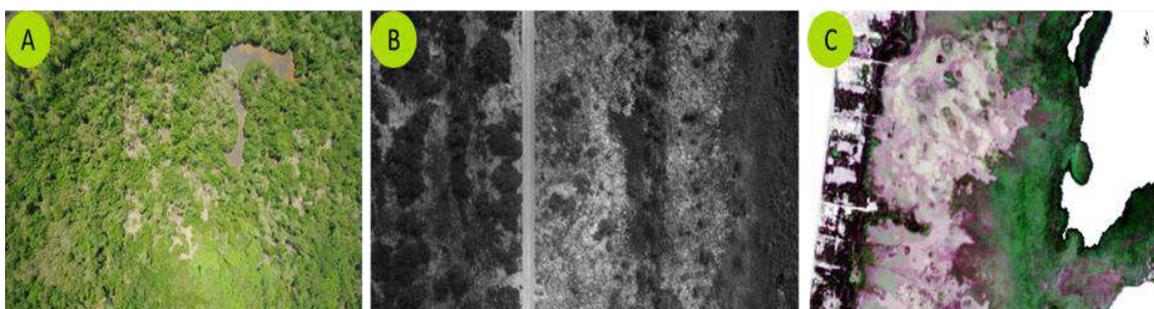


Figura 5.2. Diferentes fuentes de información adquiridas de manera remota para la evaluación de la cobertura terrestre. (A) Manglares de Ixtapa, Guerrero. CONABIO-SEMAR (J. Díaz, 2008). Fotografía aérea vertical (B) fotografía espectral en la región del infrarrojo medio obtenidas por vuelo de dron en Sisal 2019, (CINESTAV, Mérida) y (C) imagen satelital Sentinel 2a de la cobertura de manglar en Nichupté 2018.

Los cambios de área necesarios para estimar los datos de actividad son calculados a partir de un sistema de referencia asignado a la fuente de datos. Una fuente de datos sin referencia condiciona la veracidad de los resultados obtenidos. Por lo tanto, cuando el sistema de referencia se encuentre ausente en la fuente de datos, pueden realizarse correcciones geométricas descritas ampliamente en la literatura (Pala y Pons, 1995; Serra, Pons y Saurí, 2001) para asignar de manera precisa una coordenada a cada pixel de la fuente de datos (Docan, 2015).

Tabla 5.1. Principales ventajas y desventajas de las diferentes fuentes de información para el monitoreo de coberturas. A) resolución espacial. B) resolución temporal. C) Resolución espectral. D) Costos. E) Disponibilidad.

| Tipo de información | Ventajas | Desventajas |
|-------------------------------------|---|---|
| Fotografías aéreas | A) Mediana resolución (1 – 5 m) | B) Poca/nula resolución temporal C) Nula información espectral, Fotografías (RGB) D) Sumamente caro (plan de vuelo) E) Poca disponibilidad |
| Fotografías multiespectrales (dron) | A) Buena resolución (0.02 – 1 m) B) Monitoreo periódico, limitado por las condiciones del clima. | E) Únicamente limitado por las condiciones del clima y las condiciones del dron |

| | | |
|---|--|---|
| | C) Buena resolución espectral (3 a 5 bandas) D) Poco caras (costos por m ²) | |
| Imágenes multiespectrales (satelitales) | B) Buena resolución temporal (8 – 15 días) C) Buena resolución espectral (3 a 7 bandas) E) Buena disponibilidad (8 a 50 años de datos) | A) Mediana a buena resolución (0.5 – 5 m) D) Medianamente caras (\$US 30 km ²) |

El análisis espacial del sitio en restauración permite la obtención de los “datos de actividad” del IPCC (IPCC, 2006; Capítulo 4); es decir la estimación de las áreas de los diferentes tipos de cobertura vegetal y usos del suelo, y de su variabilidad en el tiempo en el área de estudio (Howard, *et al.*, 2014). Los datos de actividad se expresan en hectáreas y son fundamentales para estimar emisiones y secuestros de carbono (CO₂) en el sistema. Así pues, las emisiones son la combinación entre la cantidad de carbono que cambia en el tiempo (perdida o ganancia) por unidad de área (Mg C ha⁻¹) y la cantidad de área donde ese carbono cambia (hectáreas).

El análisis de la evolución espacial de un manglar permite asociar los factores que lideraron la degradación o la deforestación (e.g construcción de carretera, incendios, tala) y también cuantificar las áreas que se están recuperando tras las actividades de restauración o por regeneración natural, aún sin intervención humana. En el sitio a restaurar; los datos de actividad inician con la caracterización del manglar en la zona de estudio (e.g. extensión inicial de manglar perturbado al inicio del proyecto), determinando la extensión del manglar en diferentes estados (e.g. degradado, bien conservado, etc.) que se encuentren dentro del área del proyecto, dentro de los estratos que hayan sido definidos según la geometría de la restauración (Sección 3.3). Una vez efectuadas las acciones de restauración se analizarán la dirección y magnitud del cambio en la cobertura o categorías del manglar, a fin de contabilizar, el área de manglar restaurado, así como aquella que se perdió ya sea por causas naturales (e. g. huracanes, tormentas) o antrópicas (e.g. tala, construcción de caminos).

Proceso metodológico para el análisis de imágenes

Una vez adquiridas las diferentes fuentes de información, el proceso metodológico para la caracterización inicial y el posterior seguimiento de las diferentes actividades y coberturas de manglar y sus cambios en el tiempo consta de tres elementos fundamentales:

1. Preparación y preprocesamiento de las fuentes de información

Pretratamiento de las imágenes para homogeneizar sus coordenadas e interferencias atmosféricas y topográficas en el caso de los datos satelitales. Una vez corregida las imágenes a utilizar se estratifica la zona de estudio en función de características similares (e. g. grado de degradación, estadio de restauración, zonas afectadas por deforestación, etc.). Es importante estructurar la variabilidad del paisaje en estratos (Sección 3.4.1) para caracterizar la dinámica del uso del suelo y los cambios de cobertura vegetal en función de la restauración (muestreo estratificado). Los estratos definidos para la medición de carbono y los estratos para medir los cambios en el área deben ser diseñados en conjunto. De manera que haya congruencia entre los estratos designados para el monitoreo de la restauración para estimar los cambios en carbono (de acuerdo con la

sección 4) y aquellos designados en la percepción remota. Así los estratos designados en percepción remota contarán con datos de los almacenes y cambios de carbono en diferentes tiempos (monitoreos) durante la restauración. Existen diferentes métodos descritos ampliamente en la literatura para la determinación de estratos de manera automatizada o de manera asistida. En la figura 5.3 se describen los principales métodos para la estratificación de la cubierta de la tierra con sus ventajas y desventajas en el contexto del manual.

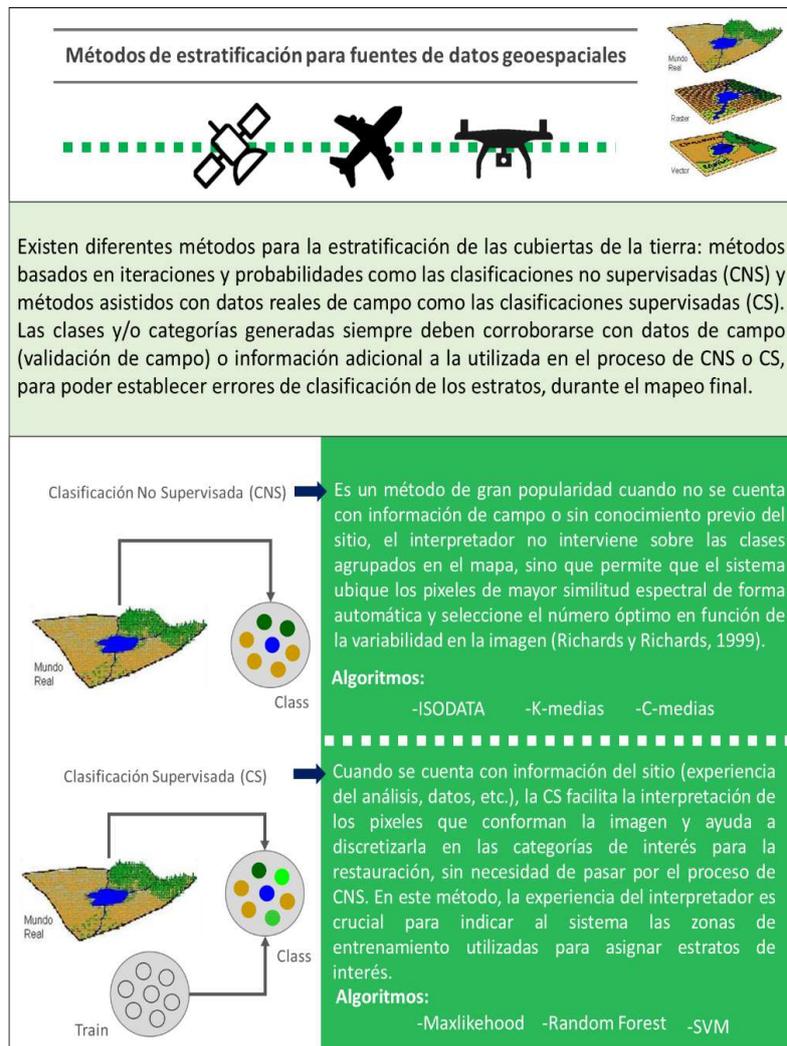


Figura 5.3. Métodos de agrupación utilizados para la estratificación e interpretación de la cubierta de la tierra. Para más información revisar Chuvieco (1996).

2. Selección de las categorías a evaluar durante la restauración

Las categorías interpretadas por clasificación supervisada (CS) en cada estrato deben ser reinterpretadas a partir de la información obtenida de los sitios de caracterización, parcelas de

muestreo y/o a partir de los vuelos de dron. La reinterpretación de los resultados del CNS o CS mediante algoritmos (Chuvieco, 1991; Stromann *et al.*, 2020; Xiong *et al.*, 2017) permitirá establecer categorías para evaluar la dirección y magnitud de los cambios de cobertura en dos tiempos distintos. Es fundamental mantener el menor número de categorías posibles y estas deben identificarse en ambos tiempos, para poder evaluar las trayectorias de cambio (cambio de uso del suelo). La definición de los estratos de acuerdo con el estado inicial y el cambio esperado resultado de las acciones de restauración permitirá estimar las diferentes tasas de cambio en los almacenes de carbono según el estrato y la magnitud y dirección del cambio. En la tabla 5.2 se presentan cinco categorías que permiten definir la dirección del cambio de cobertura.

Manglar maduro saludable; *Manglar degradado* y *Sin vegetación* representan condiciones iniciales del proyecto de restauración y las categorías *Manglar restaurado* y *Manglar degradado a posteriori* corresponden a condiciones en un tiempo diferente como consecuencia de las medidas de restauración implementadas en el sitio.

Tabla 5.2. Tipologías mínimas requeridas para la evaluación del cambio de zonas de manglar restauradas con énfasis en la estimación de los datos de actividad y emisiones asociadas a esa actividad de acuerdo con los protocolos del IPCC (2006). 1) Tipologías obtenidas al inicio del proyecto, 2) Tipologías obtenidas a partir del monitoreo después de las acciones de restauración.

| Tipologías en el mapa | Dirección del cambio | Magnitud del cambio |
|---|----------------------|---|
| Manglar maduro saludable ¹ | Pérdidas/Ganancias | Extensión de los diferentes estratos (ha) ± U |
| Manglar degradado a “posteriori” ² | | |
| Manglar degradado ¹ | | |
| Manglar restaurado ² | | |
| Sin vegetación ¹ | | |

3. Definición de unidades de muestreo y tamaño de muestra

Una vez delimitados las categorías mediante percepción remota, se definen puntos en campo con dos propósitos; para reinterpretar paisajísticamente las categorías definidas por la CNS/CS y para asociar la variación del almacén carbono dentro de cada estrato. Para esto, se definen dos unidades de muestreo con tamaños de muestra balanceados y distribuidos homogéneamente sobre cada categoría definida (Fig. 5.4):

a) Sitios para clasificación: Se definen como ubicaciones geográficas temporales en campo donde se interpretarán las categorías definidas por el CNS o CS según sea el caso, en elementos

reconocibles del paisaje (e. g. zona sin vegetación, manglar restaurado, etc.). Para esto, se designan parcelas temporales en campo en donde se miden datos sobre la cobertura del dosel arbóreo, altura promedio de árboles, número de árboles, especie, tipo ecológico dominante y condición dominante de la vegetación. Con lo cual es posible verificar que las categorías definidas son consistentes con lo observado en campo. Con la información obtenida en campo, se construye una base de datos para asociarse dentro de un SIG con cada pixel o con las categorías en la imagen y retroalimentar el proceso de mapeo por CS y estimar la incertidumbre del mapa.

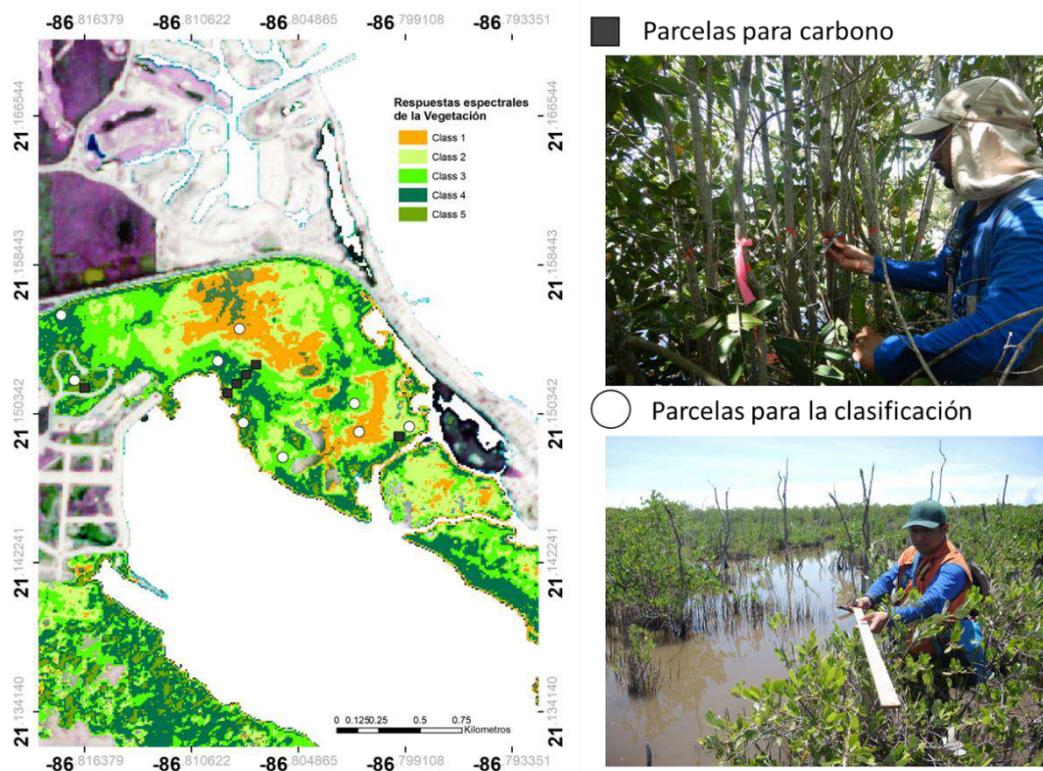


Figura 5.4 Ejemplificación de sitios de verificación y parcelas de muestreo sobre una CNS de una zona dominada con manglar en Nichupté. Fotos: Laboratorio de producción primaria, CINVESTAV, Mérida.

Adicionalmente, en caso de usar dron, pueden planearse vuelos con barrido sistemático o vistas panorámicas de un área de interés (Fig. 5.5). Un vuelo de dron puede cubrir entre 1 – 5 hectáreas en una sola misión (dependiendo de las especificaciones de cada dron). La información obtenida es fundamental para la reinterpretación por métodos asistidos de la cobertura de manglar o para el seguimiento de zonas específicas, como parte del monitoreo continuo de la vegetación de manglar restaurada.

Si bien el uso de drones permite monitorear paisajes de matrices muy complejas, los drones no necesariamente deban reemplazar las imágenes satelitales. Los datos de los drones son recomendados para calibrar los datos satelitales y extrapolar el análisis a zonas de mayor extensión. Una buena verificación con el mayor número de sitios posibles asegura una mayor certidumbre al mapa final.

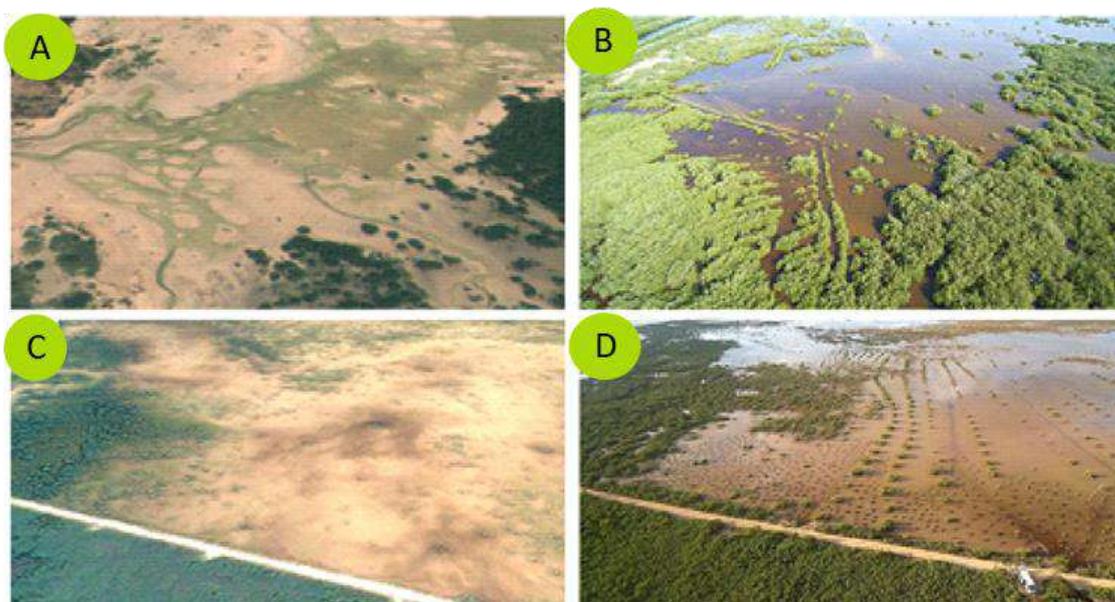


Figura 5.5. Uso de imágenes satelitales (izquierda) y vuelos de dron (derecha). (A) Imagen satelital de la Ciénega de Progreso tomada en 2009. (B) Imagen obtenida por vuelo de dron de la Ciénega de Progreso en 2019. (C) Imagen satelital del Playón Sian Ka'an tomada en 2009. (D) Imagen obtenida por vuelo de dron del Playón Sian Ka'an en 2019. Fotos: laboratorio de Producción Primaria CINVESTAV, Mérida.

b) Parcelas de evaluación de carbono: Se refieren a las parcelas permanentes muestreadas en campo durante el monitoreo, para la determinación de variables estructurales de manglar y evaluación de los almacenes de carbono aéreo y del sedimento (Sección 4). Los promedios en las características estructurales de la vegetación del manglar pueden correlacionarse con la información espectral contenida en cada píxel o para cada categoría del mapa final. Por lo tanto, se recomienda en la medida de lo posible que el tamaño mínimo de las parcelas sea similar o mayor que la resolución espacial de la imagen utilizada; por ejemplo, con una resolución de 5m, la parcela tendría que ser mínimo de 5m².

Estimación de la incertidumbre del mapa

La evaluación de la incertidumbre del mapa es un proceso post clasificatorio que consiste en comparar la información categórica mapeada y contrastada con información considerada muy

confiable, idealmente tomada en campo (Congalton y Green, 1993) (e.g. validar si la categoría de manglar degradado en el mapa coincide con manglar degradado en campo). La información de referencia utilizada para calcular los errores del mapa puede ser obtenida a partir de una selección aleatoria de los sitios caracterizados en campo o del análisis visual de nuevos puntos de verificación sobre imágenes más detalladas (con mejor resolución), que aquellas utilizadas para generar el mapa; tales como imágenes georreferenciadas obtenidas por dron o imágenes satelitales de alta resolución.

| Categorías del mapa | Categorías de referencia | | | | | | Total | Error asociado al usuario | |
|---------------------------------------|--------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-------------------------|--------|---------------------------|-----------------|
| | A | B | C | D | E | 1-(CONFIABLE Nn/Suma n) | | 1-(Comisión n) | |
| a | CONFIABLE Aa | | | | | | Suma a | Comisión a | Error Usuario A |
| b | | CONFIABLE Bb | | | | | Suma b | Comisión b | Error Usuario B |
| c | | | CONFIABLE Cc | | | | Suma c | Comisión c | Error Usuario C |
| d | | | | CONFIABLE Dd | | | Suma d | Comisión d | Error Usuario D |
| e | | | | | CONFIABLE Ee | | Suma e | Comisión e | Error Usuario E |
| Total | Suma A | Suma B | Suma C | Suma D | Suma E | | | | |
| Error asociado al clasificador | 1-(CONFIABLE Nn/Suma N) | Omisión A | Omisión B | Omisión C | Omisión D | Omisión E | | | |
| | 1-(Omisión N) | Error Clasificador A | Error Clasificador B | Error Clasificador C | Error Clasificador D | Error Clasificador E | | | |

Figura 5.6. Ejemplificación de una matriz de confusión para evaluar la confiabilidad global y por clase de mapas temáticos considerando las categorías mínimas propuestas por este manual.

Un método comúnmente utilizado para evaluar la confiabilidad de mapas temáticos en términos porcentuales es el que se realiza mediante una matriz de confusión (Fig. 5.6). En esta matriz, las filas representan generalmente las categorías de referencia y las columnas las categorías del mapa. Por lo tanto, la diagonal expresa la proporción de cada categoría del mapa consistente con los datos de referencia (confiabilidad), mientras que los datos marginales indican errores de la clasificación, distinguiendo dos tipos: los errores de omisión indican las categorías reales que no se incluyeron en las categorías del mapa, mientras que las categorías del mapa que no se ajustan a la realidad, corresponden a los errores de comisión (Congalton y Green, 1993; Chuvieco, 1996). Los datos ofrecidos en una matriz de confusión son píxeles y por lo tanto pueden transformarse en áreas de error (e.g. hectareas mal clasificadas por comisión u omisión).

Análisis de cambios de cobertura (estimación de los datos de actividad)

Los métodos de detección de cambio permiten generar información sobre la dinámica de la cobertura vegetal con base en el análisis de mapas o de imágenes de diferentes fechas sobre un área fija para minimizar los efectos de factores externos al cambio (Eastman *et al.*, 1994). La dinámica de cambio puede analizarse bajo dos aproximaciones diferentes; de manera continua; a partir de imágenes originales o derivadas de ellas (índices espectrales) aplicando técnicas aptas

| | | Categorías en t1 | | | |
|---------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------------|-------------------|----------------|
| | | | Manglar maduro saludable | Manglar degradado | Sin vegetación |
| Categorías t0 | | | Manglar maduro saludable | Manglar degradado | Sin vegetación |
| | Manglar maduro saludable | Manglar maduro saludable | Manglar degradado a posteriori | Sin vegetación* | |
| | Manglar degradado | Manglar restaurado | Manglar degradado | Sin vegetación | |
| | Sin vegetación | Manglar restaurado* | Manglar restaurado | Sin vegetación | |

Figura 5.7 Ejemplificación de una tabla cruzada para evaluar los cambios de coberturas en dos fechas distintas. *categorías con las magnitudes de cambio más evidentes.

para variables de intervalo (e.g. diferencias, regresión, componentes principales, etc.) o de manera categórica comparando imágenes previamente clasificadas, mediante tablas cruzadas.

El seguimiento de la vegetación de manglar intervenida dentro del área del proyecto puede estimarse a partir del cruzamiento espacial de las categorías determinadas en t0 y t1 (Tabla 5.2). Tanto la magnitud (proporción de cambio) como la dirección (degradación o restauración) del cambio están dadas por las clases marginales fuera de la diagonal y las zonas sin cambio sobre la diagonal que componen la tabla cruzada (Fig. 5.7). La concordancia espacial es crítica entre las dos imágenes (t0 y t1) para asegurar certidumbre en el mapa de cambio. Estas matrices cruzadas se expresan en píxeles y, por lo tanto, pueden transformarse en áreas (e.g. hectáreas) que permanecen sin cambios (aunque el carbono siempre puede cambiar, por crecimiento y expansión forestal) y áreas que cambian de categorías (e.g. de degradado a restaurado, de saludable a degradado, etc.). También habrá categorías que cambio que no ocurren entre t0 y t1 pero pueden ocurrir más adelante en el tiempo, y categorías que simplemente no pueden ocurrir (e.g. de saludable a restaurado).

Las incertidumbres asociadas a los cambios de área son fundamentales para estimar el error de las emisiones y se pueden estimar como la suma de las áreas erróneamente clasificadas por omisión y comisión. De tal manera que el área de cambio de una transición será el área correctamente clasificada \pm el área incorrectamente clasificada por omisión y comisión (Fig. 5.6). Este error, como todos los otros, habrá que propagarlo al agregar otras áreas o multiplicarlo por los cambios de carbono al estimar las emisiones (Fig. 4.25).

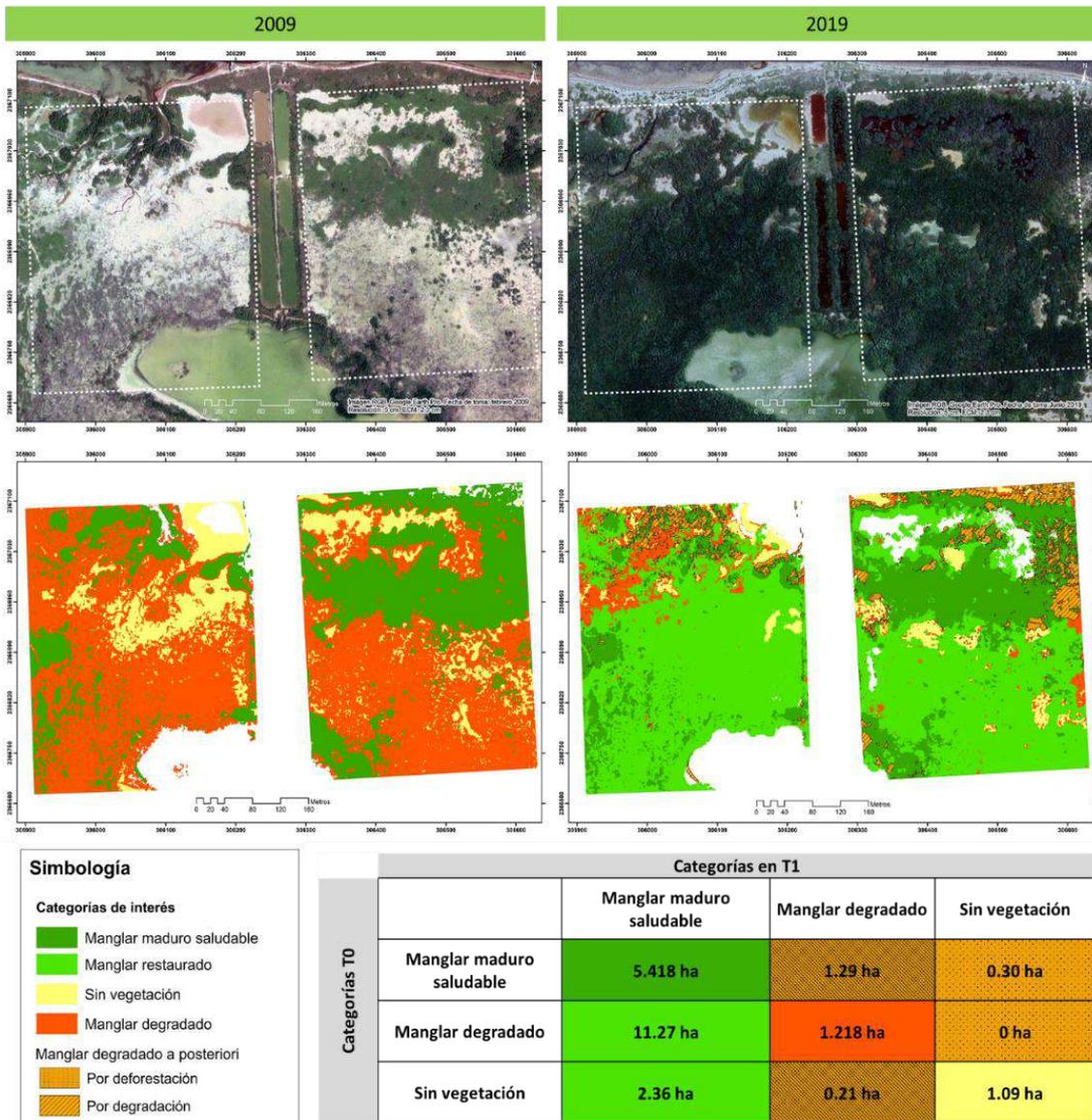


Figura 5.8. Ejemplificación del del proceso metodológico para estimar los cambios de cobertura sobre una zona de restauración de manglar en Dzilam de Bravo.

De la discusión previa, se presenta una ejemplificación del proceso metodológico para estimar los cambios de cobertura sobre una zona de restauración de manglar en Dzilam de Bravo (Fig. 5.8). Con esta aproximación, la dinámica entre las categorías clasificadas en ambos tiempos puede ser observada mediante el registro de sus trayectorias (*"Manglar maduro saludable"* >

“Manglar degradado” > “Sin vegetación”). Para este ejemplo, las zonas restauradas (t1) significan el restablecimiento del 59% de la cobertura de manglar en tres diferentes condiciones de salud (maduro saludable, restaurado y degradado) sobre una superficie analizada de 23.11 ha. La transición de una condición degradada a conservada significa una disminución en las tasas de emisión de zonas degradadas en t0. Por el contrario, las zonas degradadas y deforestadas (6.8%) clasificadas como manglar degradado “a posteriori” representarían emisiones de carbono. Mientras que las zonas sin cambio representaron el 33%.

6. Reporte de emisiones de GEI (CO₂ y no-CO₂)

Los bosques de manglar contribuyen a las estrategias nacionales de adaptación y mitigación al cambio climático por los servicios ecosistémicos que proveen (adaptación) y por sus emisiones y absorciones de carbono (mitigación). Sin embargo, este capítulo no se centrará en estimar la capacidad del manglar restaurado para mitigar el cambio climático, puesto que ello requeriría establecer y explicar el concepto de líneas base y niveles forestales de referencia. Este capítulo se centrará exclusivamente en explicar cómo reportar los GEI del sistema manglar restaurado a través del almacén de carbono en la biomasa aérea y subterránea, la necromasa y el carbono orgánico del suelo. El reporte de GEI se expresa siempre como cantidad de gas por unidad de área y unidad de tiempo (e.g. Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹). Los manglares, como todos los humedales inundados, producen tres GEI: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O). Por tanto, para poder estimar emisiones y/o absorciones de los GEI en manglares en restauración es imprescindible tener al menos 2 mediciones a lo largo del tiempo.

La estimación de cualquier gas requiere de la multiplicación de dos variables, datos de actividad y factores de emisión (Fig. 6.1). La estimación de las emisiones o absorciones de GEI pueden reportarse por hectárea para cada estrato designado. Sin embargo, las emisiones deben reportarse para el área total del proyecto de restauración como la suma de todos los estratos designados (Fig. 6.2).

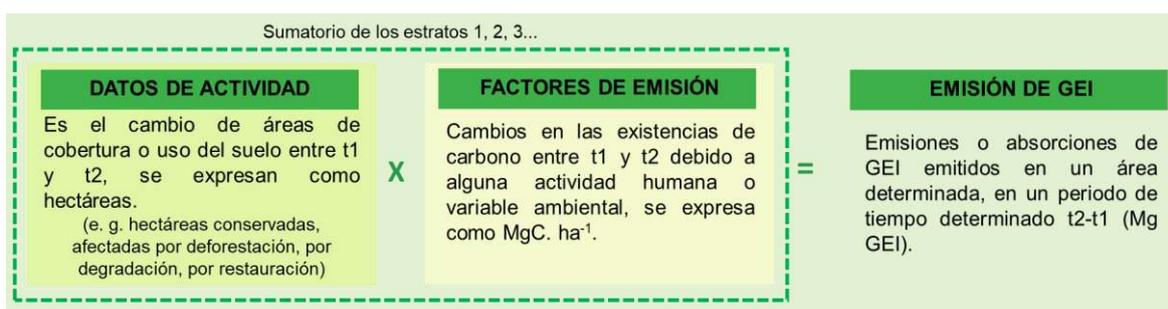


Figura 6.1. Estimación de emisiones de GEI a partir de los datos de actividad y factores de emisión.
Elaborado por Diana Cisneros.

Reporte de emisiones de CO₂

Las emisiones de CO₂ se derivan de los cambios en los almacenes de carbono en el sistema restaurado (Factores de emisión), a lo largo del tiempo analizados como cambios en biomasa, necromasa y contenido de carbono en suelo en dos momentos en el tiempo (al menos 2

| PASO | EJEMPLO |
|---|---|
| <p>Emisiones por estrato (MgC)</p> $E_s = FE_s \times DA_s$ <p>$E_{s(n)}$ = Emisiones por estrato $FE_{s(n)}$ = Factor de emisión por estrato $DA_{s(n)}$ = datos de actividad por estrato</p> <p>Propagación del error para la estimación de las emisiones por estrato</p> $U_E = FE_s * DA_s ((U_{FE}/FE_s)^2 + (U_{DA}/DA_s)^2)^{1/2}$ <p>U_E = incertidumbre de las emisiones por estrato U_{FE} = incertidumbre para el factor de emisión por estrato U_{DA} = incertidumbre para los datos de actividad por estrato</p> | <p>FE estrato 1 = 146.07 ± 36.8 MgC/ha DA estrato 1 = 25 ± 1.8 ha</p> $E_{s1} = 146.07 \text{MgC/ha} * 25 \text{ha} = 3,652.75 \text{ MgC}$ $U_E = 146.07 * 25 ((36.8/146.07)^2 + (1.8/25)^2)^{1/2} = 956.93$ <p>Emisiones estrato 1 → 3,651.93 ± 956.93 MgC</p> |
| <p>Emisiones por estrato en CO₂</p> <p>Multiplicar emisiones por factor de conversión 44/12</p> | <p>3,651.93 ± 956.93 * 44/12</p> <p>Emisiones estrato 1 → -13,390.43 ± 3,508.77 MgCO₂</p> |
| <p>Emisiones totales</p> $E_T = E_{s1} + E_{s2} + E_{s3} + E_{sn}$ <p>E_T = emisiones totales del área del proyecto $E_{s(n)}$ = emisiones totales por área de cada estrato</p> <p>Propagación del error para las emisiones totales</p> $U_{ET} = (U_{E1}^2 + U_{E2}^2 + U_{E3}^2 + U_{En}^2)^{1/2}$ <p>U_{ET} = incertidumbre para las emisiones totales U_E = incertidumbre de las emisiones estimadas para cada estrato.</p> | <p>Emisiones estrato 1 = -13,390.43 ± 3,508.77 MgCO₂ Emisiones estrato 2 = -11,012.1 ± 2,888.26 MgCO₂ Emisiones estrato 3 = -8,145.98 ± 1,950 MgCO₂</p> $E_T = 13,390.43 \text{ MgCO}_2 + 11,012.1 \text{ MgCO}_2 + 8,145.98 \text{ MgCO}_2$ $E_T = 32,548.51 \text{ MgCO}_2$ $U_{ET} = ((3,508.77)^2 + (2,888.26)^2 + (1,950)^2)^{1/2} = 4,945.31$ <p>Emisiones totales de CO₂ - 32,548.51 ± 4,945.31 MgCO₂</p> <p>Captura de CO₂ del área de estudio por acciones de restauración (emisión negativa)</p> |

Figura 6.2. Ejemplificación de la estimación de las emisiones de CO₂ para el área total del proyecto y la propagación del error.

monitoreos), para cada estrato de interés identificado en el análisis espacial (Datos de Actividad).

Las emisiones de carbono tanto capturadas como emitidas se reportan en la medida de Dióxido de Carbono equivalente (CO_{2e})

Para la estimación de CO₂ en la zona de estudio es necesario:

1. Estimación de cambios de carbono (Sección 4): representa la captura o emisión de carbono por estrato (Factor de emisión, Mg C ha⁻¹ ± Incertidumbre/Error)

La biomasa se transforma en peso de carbono aplicando los factores de conversión de la tabla 4.3 (e.g. Mg C ha⁻¹). El carbono en suelo se ofrece como peso de carbono (tras

transformar el contenido de carbono (%) en peso, como se ha explicado en la sección 4.2.2. Los pesos de carbono de los diferentes componentes se suman para tener el total de carbono para cada medición (sección 4.3.1) y se obtiene el cambio en los almacenes de carbono como la captura o emisión para cada estrato de acuerdo con la sección 4.3.2.

2. Cálculo del carbono orgánico capturado a CO₂ (Mg CO₂ ha⁻¹ ± Incertidumbre/Error)

El carbono orgánico (C) se convierte en CO₂ multiplicando por el peso molecular del CO₂: 44/12.

$$1 \text{ MgC} * 44/12 \text{ (Factor de conversión molecular de carbono a CO}_2\text{)} = 3.67\text{MgCO}_2$$

$$1 \text{ MgCO}_2 * 12/44 \text{ (Factor de conversión molecular de CO}_2\text{ a carbono)} = 0.27\text{MgC}$$

Si el sistema de manglar restaurado ha ganado carbono entre el t1 y t2 (monitoreo 1, monitoreo 2), el CO₂ correspondiente a este incremento de carbono se reporta con signo negativo, por representar una captura (emisión negativa) de CO₂ a la atmósfera. Si el sistema ha perdido carbono entre t1 y t2, el CO₂ correspondiente a esta pérdida de carbono se reporta con signo positivo por representar una emisión positiva a la atmosfera

3. Estimación del Dato de Actividad (ha) (Sección 5)

4. Estimación de Emisiones de CO₂ equivalentes (Mg CO₂e ha⁻¹)

El CH₄ y el N₂O son GEI que tienen mayores capacidades de retener calor en la atmósfera que el CO₂. Por este motivo, al trabajar con GEI en ecosistemas como los humedales que no sólo producen CO₂, se usan unidades de CO₂-equivalente (CO₂e). Es decir, se transforman las capacidades de retención de calor de los otros gases en relación con el CO₂. Estas unidades se calculan multiplicando los Mg CH₄ y Mg N₂O emitidos por sus potenciales de calentamiento en 100 años, con relación al CO₂, y luego sumándolas al CO₂.

| | |
|---|-----|
| Potencial de calentamiento del 1 Mg CO ₂ ----- | 1 |
| Potencial de calentamiento de 1 Mg CH ₄ ----- | 28 |
| Potencial de calentamiento de 1 Mg N ₂ O----- | 256 |

En el ejemplo hipotético anterior, donde tendríamos 1Mg de cada gas, el sistema emitiría (1+28 +256) 285 Mg CO₂e.

Niveles de complejidad de reporte (“Tiers”)

Los Factores de Emisión se clasifican en función de su complejidad de reporte en el nivel 1, nivel 2 y nivel 3 (según el IPCC, Tabla 6.1). Los países que no tienen datos sobre cómo cambian sus contenidos de carbono a lo largo del tiempo en una zona restaurada pueden usar Factores de Emisión (FE) estándar ofrecidos por el IPCC en tablas (reporte en nivel 1). Los cuales son datos obtenidos para otras regiones y para la propia región, pero que no son datos nacionales y no son datos con incertidumbres conocidas (e.g. desviación estándar asociadas a los cambios en los contenidos de carbono). En nuestro caso, se está proponiendo trabajar en nivel 2 que consiste en obtener los datos a través de análisis de campo realizados en el propio país y con datos de incertidumbre conocidos. Para poder acceder a pagos por mitigación, nivel 2 es el nivel mínimo de reporte. Para países con muchos datos sobre los almacenes de carbono, la dinámica de cambios de contenidos de carbono y sus incertidumbres se pueden estimar mediante modelos que conectan los 5 almacenes de carbono para diferentes estratos considerados (Fig. 2.1). Este nivel de reporte con modelos sería nivel 3. El nivel 3 es aplicable en países que cuentan con sistemas de inventarios nacionales o programas de monitoreo continuo en los que los almacenes de los distintos sumideros de biomasa se miden a intervalos periódicos (IPCC, 2013). No obstante, el enfoque del cambio en la existencia requiere de mediciones de cada sumidero de carbono y de recursos significativos, lo que hace que este enfoque no sea factible en todas las situaciones.

Tabla 6.1. Niveles de valoración en la estimación de carbono de acuerdo con el IPCC, 2006.

| Nivel | Requisitos | Comentarios |
|-------|--|--|
| 1 | Factores predeterminados por del IPCC | <ul style="list-style-type: none"> • Métodos de fácil implementación • Menor precisión y exactitud • Suposiciones ecológicas simplificadas • Mayor margen de error ($\pm 50\%$ sumideros aéreos y $\pm 90\%$ carbono en el suelo) |
| 2 | Datos específicos de cada país | <ul style="list-style-type: none"> • Mayor exactitud y resolución. • Los datos pueden representar ecosistemas y condiciones específicas de una región o país. |
| 3 | Inventario detallado de almacenes de carbono y mediciones repetidas en el tiempo o a través de modelos | <ul style="list-style-type: none"> • Datos específicos de las existencias de carbono de los diferentes almacenes y sus componentes. • Mediciones obtenidas directamente en campo o a través de modelos. • Se requieren sistemas de monitoreo en un área determinada |

Medición de emisión de otros GEI (no CO₂)

Este manual ofrece información para estimar emisiones de CO₂ a través del IPCC “diferencia de los almacenes de carbono” entre dos momentos de monitoreo. Sin embargo, este método no funciona para emisiones de otros Gases de Efecto Invernadero (GEI) importantes en los humedales, como son el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O). A continuación, se dan alternativas para su inclusión en manglares en restauración.

En un sistema de humedal sano las emisiones de CH₄ siempre son importantes, aunque las emisiones de N₂O pueden ser poco significativas. Sin embargo, en sitios degradados o en proceso de restauración estos gases pueden ser considerables al inicio del proyecto. La cantidad de emisiones depende de la salinidad, la humedad, la hidrología y el uso de suelo (Cameron *et al.*, 2019b; Al-Haj, A. y Fulweiler, 2020). No obstante, los estudios que describan estos flujos bajo diferentes escenarios aún son escasos (Hernández y Junca-Gómez, 2020).

Si bien las diferencias de almacenes de carbono permiten estimar de manera indirecta las emisiones de CO₂ de ecosistemas costeros en dos momentos en el tiempo, las mediciones directas de flujo mediante equipos especializados son otra buena forma de medir la emisión de todos los gases, incluidos el CO₂. En campo, su medición puede realizarse con cámaras estáticas (campanas de gases) que permiten medir el flujo de GEI directamente del suelo (Fig. 6.3A y B) (Meronigal y Schlesinger 2002; Lovelock *et al.* 2011; Sidik y Lovelock 2013). Este tipo de análisis de flujo de gases es más frecuente para suelos, aunque también podría realizarse para otros componentes (e.g. CO₂ (respiración) de los troncos). En este manual se sugiere el uso de campanas de gases para la medición directa de los flujos de metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) en el suelo. Este método ofrece suficiente certidumbre para poder incluir estos gases dentro de los reportes de GEI bajo la UNFCCC, REDD+ o mercados de carbono voluntario (Howard *et al.*,



Figura 6.3.A) Analizador de gases (“campanas de gases”) para CH₄ (LGR-ICOS™ GLA131-GGA) y B) Cámara de medición de CO₂ (IRGA) Fotos: Julio Salas.

2014). Sin embargo, estos métodos pueden resultar muy costosos y poco eficiente para medir gases de carbono azul. Para consultar más información sobre estadísticas y métodos de medición de CH₄ y N₂O en bosques de manglar, se pueden consultar la publicación de Hernández y Junca-Gómez. (2020).

Si no es posible hacer las mediciones en campo mediante equipo especializados (campanas de gases) igualmente se puede reportar las emisiones de CH₄ y N₂O del nivel 1, mediante los FE del Suplemento de Humedales del IPCC (2013) y el refinamiento (IPCC, 2019) de las guías del IPCC (2006), Capítulo 4.

7. Anexos

7.1 Formatos de campo

7.1.1 Biomasa

Ejemplo de formato para la medición de variables estructurales en campo para plántulas, juveniles y adultos.

| NOMBRE DE INSTITUCIÓN RESPONSABLE | | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------|-----------------------|-------------------|----------|--------------------------|-----------------------|
| Estado | Yucatán | Localidad | Celestún | | Fecha | 25-05-20 |
| Componente | Plántulas | | | | Hora | 12:30 |
| Coordenadas | Grados | 20.854425, -90.391738 | | | Responsable | Silvia Ramírez |
| | UTM | | | | | |
| Sitio | Restauración, zona 1 | # Parcela | 2 | | Tamaño/área de parcela | 1x1 / 1m ² |
| # Individuos | 15 | | Especie dominante | | <i>Rhizophora mangle</i> | |
| Nivel de inundación | 10cm | | Forma de vida | | árbol | |
| # placa | Especie | Condición | D 1(cm) | D 2 (cm) | Altura (cm) | Observaciones |
| 3 | <i>R. mangle</i> | ok | 1 | 1.1 | 25 | DAP, Vernier |
| | | | | | | |
| | | | | | | |

**En caso de la zona presente árboles adultos de tipo arbustivo incluir: la altura del suelo al inicio del dosel, ancho y largo del dosel.

Ejemplo de bitácora de campo para la colecta y medición de neumatóforos

| NOMBRE DE INSTITUCIÓN RESPONSABLE | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------|---------------|-------------------|-------------|----------------------------|-----------------|
| Estado | Yucatán | Localidad | Celestún | | Fecha | 10-08-18 |
| Componente | Neumatóforos | | | | Hora | 8:00am |
| Coordenadas | 20.854425, -90.391738 | | | | Responsable | |
| Zona | Restauración, zona2 | # Parcela | 3 | | Tamaño de parcela | 1m ² |
| # Individuos | 25 | | Especie dominante | | <i>Avicennia germinans</i> | |
| Nivel de inundación | 10 cm | | | | | |
| ID | Especie | Diámetro (cm) | | Altura (cm) | | Observaciones |
| 1 | <i>A. germinans</i> | 1.1 | | 16 cm | | |
| | | | | | | |

7.1.2 Suelo

Ejemplo de la bitácora de campo en la colecta de núcleos de suelo para la medición de carbono

| NOMBRE DE INSTITUCIÓN RESPONSABLE | | | | | |
|-----------------------------------|--------------------------------|------------------------------|-------------------|------------------------|------------------------------|
| Estado | Yucatán | Localidad | Celestún | Fecha | 05-may-18 |
| Componente | Suelo | | | Hora | 10:00am |
| Coordenadas | Grados | 20.854425, -90.391738 | | Responsable | Biol. Oscar Pérez |
| | UTM | | | | |
| Sitio | Restauración, Zona 1, Bloque B | # Parcela | 5 | Tamaño/área de parcela | 10 x10 100 m ² |
| Tipo núcleo | Barrena acero inoxidable | | | | |
| Longitud Total del núcleo | 1 m | Longitud de Materia Orgánica | 15 cm | | |
| Nivel de inundación | 3 cm | | | | |
| ID | Intervalo | Muestra(cm) | Observaciones | | |
| #1-ZR-1 | 0-15cm | 5-10 | Color café oscuro | | |
| | | | | | |

7.2 Formatos de laboratorio

7.2.1 Biomasa

Ejemplo de bitácora de laboratorio para el registro de medición de biomasa para la creación de fórmulas alométricas de plántulas y juveniles.

| NOMBRE INSTITUCIÓN RESPONSABLE | | | | | | |
|--------------------------------|----------------------------------|----------------|----------------------------|---------------|------------------------|--------------------------|
| Estado | Yucatán | | Localidad | San Crisanto | Fecha | 9 julio 2018 |
| Componente | Neumatóforos | | | | Hora | 10:20 |
| Coordenadas | Grados | X | Lat 270882.88 Long 2362090 | | Responsable | Ing. Q. Daniela Sierra |
| | UTM | X | 61 UTM 16Q | | | |
| Sitio | Transecto 6 | | # Parcela | 1 | Tamaño/área de parcela | 1 x 1 m /1m ² |
| Balanza utilizada | Granataria N° 1, marca SARTORIUS | | | | | |
| N° Muestra | Especie | ID laboratorio | Altura (cm) | Diámetro (cm) | Peso seco (g) | Observaciones |
| 1 | Ag | 1 | 12 | 0.4 | 7.2 | |
| 2 | Ag | 2 | 17 | 0.6 | 9.4 | |
| 3 | Lg | 3 | 10 | 0.5 | 5.8 | |

Ejemplo de bitácora de laboratorio para la medición de biomasa de neumatóforos.

| NOMBRE DE INSTITUCIÓN RESPONSABLE | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------|-----------------------------------|-------------------|--------------------------|---|
| Estado | Yucatán | Localidad | Celestún | Fecha | 12-may-18 |
| Componente | plántulas | | | Hora | 8:00am |
| Coordenadas | Grados | Lat 21.01120477, lon -86.82893182 | | Tamaño/área de parcela | 1 m ² , 1 x1 |
| | UTM | | | | |
| Sitio | Restauración, zona 1 | | # Parcela | 2 | Balanza utilizada Granataria N° 2, marca OHAUS |
| Responsable de análisis: | Daniela Sierra | | | | |
| # Individuos | 15 | | Especie dominante | <i>Rhizophora mangle</i> | |
| Peso seco total | 141g | | | | |
| # de placa | Especie | ID Laboratorio | Peso seco (g) | Observaciones | |
| 3 | <i>R. mangle</i> | 1A | 10.1 | Renovación placa | |
| 4 | <i>R. mangle</i> | 2 A | 16.4 | | |
| 5 | <i>A. germinans</i> | 3 A | 5.5 | | |

7.2.4 Suelo

Ejemplo de bitácora de laboratorio para la medición de carbono en suelo.

| Estado | Yucatán | Localidad | Celestún | Fecha | 12 febrero 2017 |
|--------------------------|--------------------------|------------------------|--------------------------|--|-----------------|
| Componente | Suelo de manglar | | | Hora | 11:00 |
| Coordenadas | Grados | X | Lat 2315459, long 776629 | Diámetro nucleador/Tipo nucleador | 5.25 cm |
| | UTM | | | | |
| Longitud Total | 100 cm | | Balanza utilizada | Granataria N° 2, marca OHAUS | |
| Responsable del análisis | | Biol. Eunice Pech Poot | | | |
| Sitio | Capa de profundidad (cm) | Perfil (cm) | ID de lab | Contenido | Peso seco (g) |
| Interna Cuenca Plot A | 0-15 | 5-10 | 1 | Materia orgánica en descomposición, raíz fina (0.2 cm) y mediana (0.5 cm) | 12.0 |
| Interna Cuenca Plot A | 15-30 | 20-25 | 2 | Materia orgánica en descomposición, raíz fina (0.2 cm) | 17.0 |
| Interna Cuenca Plot A | 30-50 | 35-40 | 3 | Materia orgánica orgánica en descomposición, raíz fina (0.2 cm) y mediana (2-5 cm) | 16.4 |
| Interna Cuenca Plot A | 50-100 | 75-80 | 4 | Poca materia orgánica orgánica en descomposición, raíz fina (0.2 cm) | 11 |

7.3 Glosario y conceptos clave

Acreción: Es la deposición de sedimentos, puede ocasionarse por el movimiento de las olas, las mareas y las corrientes litorales.

Acuerdo de París: Es un tratado internacional sobre el cambio climático jurídicamente vinculante. En el se reconoce la necesidad urgente de actuar para frenar el flujo de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), con la aspiración de limitar el aumento de la temperatura por debajo de 1,5 °C; haciendo que todos los países emprendan esfuerzos para combatir el cambio climático y adaptarse a sus efectos.

Almacén de carbono: Son depósitos en los cuales se captura dióxido de carbono evitando así que ingrese a la atmósfera. De acuerdo con el IPPCC los almacenes en bosques pueden ser en biomasa aérea, biomasa subterránea, madera muerta, mantillo y suelo.

Autoanalizador elemental: Instrumento utilizado para determinar las cantidades de carbono (C), hidrógeno (H), nitrógeno (N), azufre (S) y oxígeno (O) presentes en muestras orgánicas e inorgánicas, sólidas o líquidas, volátiles y no volátiles.

Cambio climático: Es la modificación del clima que ha tenido lugar respecto de su historial a escala regional y global. Es atribuido directa o indirectamente a la actividad humana.

Captura de carbono: Es la captura de dióxido de carbono de la atmósfera, debido al proceso natural de fotosíntesis a través del tiempo.

Carbono azul: Carbono acumulado en manglares, marismas y pastos marinos, en el suelo, la biomasa aérea viva (hojas, ramas, tallos), la biomasa subterránea viva (raíces) y la biomasa muerta (detritos y madera muerta).

Carbono orgánico del suelo: Es el carbono orgánico que permanece en el suelo después de la descomposición parcial de cualquier material producido por organismos vivos.

Ciclos biogeoquímicos: Son los procesos en los cuales los elementos necesarios para la vida circulan entre los seres vivos y el ambiente.

CND (Contribución Nacionalmente Determinadas): Representan los compromisos asumidos por los países para la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) y la adaptación al cambio climático, de acuerdo con la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y el Acuerdo de París de 2015.

Competencia intraespecífica: Interacción entre individuos de una misma especie en la que compiten por recursos limitados que afecta su probabilidad de supervivencia y reproducción.

Competencia interespecífica: Interacción entre individuos de distinta especie en la que compiten por recursos limitados que afecta su probabilidad de supervivencia y reproducción.

Condiciones anóxicas: Ausencia de oxígeno disuelto, puede presentarse en zonas de agua marina, agua dulce o de aguas subterráneas.

Conectividad: Describe cómo la distribución y la calidad de los elementos en el paisaje afectan el desplazamiento de los organismos entre parcelas de hábitats.

Cotiledones: Hojas primordiales de las plantas con flores, sirven para reservar y absorber nutrientes hasta que la plántula puede producir sus hojas verdaderas y realizar la fotosíntesis.

Degradado: Ecosistema cuya diversidad, productividad y funcionamiento ecológico se han reducido de tal modo que resulta poco probable que pueda recuperarse si no se adoptan medidas de rehabilitación o restauración.

Densidad aparente: Relación del peso de suelo seco (masa) y su volumen, que incluye el volumen de las partículas y de la porosidad entre las partículas.

Dióxido de carbono (CO₂): Gas de origen natural, también es un subproducto de la quema de combustibles fósiles (como el petróleo, el gas y el carbón), de la quema de biomasa, de los cambios de uso de la tierra y de procesos industriales.

Ecuación alométrica: Establecen relaciones cuantitativas entre características clave fáciles de medir (por ejemplo, altura y diámetro del tallo) y otras propiedades que a menudo son más difíciles de evaluar (por ejemplo, biomasa).

Erosión: Conjunto de procesos que causan el desgaste del suelo por efecto de los agentes naturales externos, en especial el agua y el viento.

Existencias de carbono: La existencia de carbono es la cantidad total de carbono orgánico almacenado en un ecosistema de carbono azul de un tamaño determinado. Puede ser la suma de uno o más componentes de carbono.

Factores de emisión: Término utilizado para describir cambios en los almacenes de carbono, y las emisiones o remociones resultantes, de un área predefinida debido al cambio en la cobertura y el uso de la tierra o cambios dentro de un mismo tipo de uso de la tierra.

Feldespato: Son un grupo extenso de minerales formados por silicatos de aluminio combinados en sus tres formas: potásicos, sódicos y cálcicos. Es un componente esencial de muchas rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas. Los principales usos del feldespato son en la industria de fabricación del vidrio y la cerámica

Flujos de carbono: Son las transferencias verticales y laterales (entradas y salidas) de carbono. En ecosistemas terrestres se da en la producción de la biomasa viva (tallos, hojas y raíces), en la descomposición de la materia orgánica, la respiración de las raíces y microbios.

Gases de Efecto Invernadero (GEI): Gases emitidos de forma natural y antrópica (actividad humana) que se acumulan en la atmósfera de la Tierra y absorben la energía infrarroja del Sol. Esto crea el denominado efecto invernadero, que contribuye al calentamiento global del planeta.

Halófito: Planta capaz de vivir en suelos salinos.

Humedales: Según Ramsar son zonas de marismas, pantanos, turberas o aguas, ya sean naturales o artificiales, permanentes o temporales, con agua estática, corriente, dulce, salobre o salada, incluidas las zonas de agua marina, cuya profundidad durante la marea baja no supera los seis metros.

Iniciativa 20 x 20: Esfuerzo liderado por ocho países de Latinoamérica y el Caribe con el objetivo de restaurar 20 millones de hectáreas de tierra antes de 2020.

Interferencias atmosféricas: Efectos producidos en las imágenes satelitales a lo largo de su trayectoria por la atmósfera. Estos dependen del trayecto recorrido, de las condiciones atmosféricas presentes y de la longitud de onda de la radiación.

Inventario de carbono: Es la cuenta de las ganancias y las pérdidas de carbono debidas a la emisión de carbono a la atmósfera/océano o a la remoción de carbono de la atmósfera/océano durante un período.

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change); Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático: Organización Internacional fundada por las Naciones Unidas que intenta predecir los impactos del efecto invernadero de acuerdo con los modelos climáticos existentes e información bibliográfica.

Materia orgánica: Describe los elementos orgánicos del suelo (tejidos no descompuestos de plantas y animales muertos, productos generados a medida que estos se descomponen y la biomasa microbiana del suelo).

Microtopografía: Son pequeños accidentes del paisaje que solo son perceptibles en sus cercanías, a menudo de apenas unos cuantos centímetros. Es uno de los principales controladores del hidroperíodo.

Objetivos del desarrollo sostenible (ODS): Son una iniciativa impulsada por las Naciones Unidas para poner fin a la pobreza, proteger el planeta y garantizar que todas las personas gocen de paz y prosperidad para 2030.

Percepción remota: Técnica que emplea sensores o dispositivos situados a cierta distancia de la tierra para obtener información sobre su superficie, apoyándose en medidas de energía electromagnética reflejadas o emitidas.

Potencial de hidrógeno (pH): Es una unidad de medida que nos indica el grado de acidez o alcalinidad de una solución.

Potencial redox: Medida de la presión (o disponibilidad) de los electrones en una solución. A menudo se utiliza para cuantificar el grado de reducción electroquímica en suelos de humedales.

Reducción de las emisiones debidas a la deforestación y la degradación forestal (REDD+): Iniciativa dirigida a crear valor financiero para el carbono almacenado en los bosques, ofreciendo incentivos para que los países en desarrollo reduzcan las emisiones procedentes de las tierras forestales e inviertan en trayectorias de bajo consumo de carbono hacia el desarrollo sostenible.

Resiliente: Capacidad de un cuerpo de regresar a su estado original después de un evento que lo modifica.

Restauración ecológica: Consiste en llevar a cabo un proceso para la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido y que pueda retornar a su estado original.

Reto Bonn: Es un vehículo de implementación para prioridades nacionales tales como impulsar la productividad de la tierra, mejorar la seguridad hídrica y alimentaria, conservar la biodiversidad y combatir la desertificación, a la vez que facilita la implementación de compromisos internacionales sobre cambio climático, biodiversidad y degradación de suelos.

Salinidad: Representa la cantidad de sal en una solución.

Salinidad intersticial: Cantidad de sal en el agua subterránea que se encuentra entre rocas y sedimentos.

Sedimentación: Proceso de depósito y asentamiento de materia suspendida en el agua por efecto de la gravedad.

Servicios ecosistémicos: Son los beneficios que las personas obtienen de la naturaleza. Estos beneficios pueden ser en forma de valores, bienes o servicios.

Sistema de georreferenciación: Asignación de algún tipo de coordenadas a un punto.

Sistema de Información Geográfica: Sistema formado por hardware, software y procedimientos diseñados para la captura, manejo, análisis, modelado y muestra de datos georreferenciados para resolver problemas de planeamiento, dirección y conducción.

Sitio de referencia: Sitio que define el estado ideal o futuro que debe lograrse tras implementarse un proyecto de restauración ecológica.

Soluciones climáticas naturales: Iniciativas para promover la capacidad de los ecosistemas a almacenar dióxido de carbono, a través de la conservación, restauración o gestión de ecosistemas claves, que permita el aumento en el almacenamiento de carbono y/o eviten las emisiones de gases de efecto invernadero.

Sucesión ecológica: Proceso en el tiempo mediante el cual cambia la composición de las especies en un ecosistema.

8. Literatura citada

- Aburto-Oropeza, O., Ezcurra, E., Danemann, G., Valdez, V., Murray, J., & Sala, E. (2008). Mangroves in the Gulf of California increase fishery yields. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30), 10456-10459. <https://doi.org/10.1073/pnas.0804601105>.
- Adame, M. F., Hermoso, V., Perhans, K., Lovelock, C. E., & Herrera-Silveira, J. A. (2014). Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation Biology*, 29(2), 493-502. Doi: 10.1111/cobi.12391.
- Adame, M.F., Teutli, C., Santini, N.S., Caamal, J.P., Zaldívar-Jiménez, A., Hernández, R., & Herrera-Silveira, J.A. (2014). Root biomass and production of mangroves surrounding a karstic oligotrophic coastal lagoon. *Wetlands*, 34, 479–488. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0514-5>.
- Adame, M. F., Cherian, S., Reef, R., & Stewart-Koster, B. (2017). Mangrove root biomass and the uncertainty of belowground carbon estimations. *Forest ecology and management*, 403, 52-60. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.08.016>.
- Al-Haj, A. N., & Fulweiler, R. W. (2020). A synthesis of methane emissions from shallow vegetated coastal ecosystems. *Global change biology*, 26(5), 2988-3005. <https://doi.org/10.1111/gcb.15046>.
- Alleman, L. K., & Hester, A. (2011). Refinement of the fundamental niche of black mangrove (*Avicennia germinans*) seedlings in Louisiana: applications for restoration. *Wetlands Ecology and Management*, 19(1), 47-60. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9199-6>.
- Alongi, D. M. (2012). Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon management*, 3(3), 313-322. <https://doi.org/10.4155/cmt.12.20>.
- Andueza-Briceño, M. T. (2011). *Análisis del crecimiento de manglar bajo gradientes ambientales en una zona de rehabilitación hidrológica y reforestación en Celestún, Yucatán*. (Tesis de Licenciatura). Universidad Autónoma de Yucatán. México.
- Arenas-González, P. (2019). *The potential of Blue Carbon Management in Mexico: a case study from the Biosphere Reserve of Sian Ka'an*. (Tesis de Maestría). The University of Manchester, Manchester, United Kingdom.
- Arifanti, V. B., Kauffman, J. B., Hadriyanto, D., Murdiyarso, D., & Diana, R. (2019). Carbon dynamics and land use carbon footprints in mangrove-converted aquaculture: The case of the Mahakam Delta, Indonesia. *Forest ecology and management*, 432, 17-29. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.047>.
- Baker, T., & Chao, K. (2009). Manual for coarse woody debris measurement in RAINFOR plots. http://www.geog.leeds.ac.uk/projects/rainfor/manuals/CWD_protocol_RAINFOR_2009.pdf.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B. I., Lewis III, R. R., Field, C., Kairo, J. G., & Koedam, N. (2008). Functionality of restored mangroves: a review. *Aquatic Botany*, 89(2), 251-259. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2008.03.010>
- Cahoon, D. R., & Lynch, J. C. (1997). Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, USA. *Mangroves and Salt Marshes*, 1(3), 173-186. <https://doi.org/10.1023/A:1009904816246>.
- Cahoon, D.R., Lynch, J.C., Perez, B.C., Segura, B., Holland, R.D., Stelly, C. Stephenson, G., & Hensel, P. (2002). High-precision measurements of wetland sediment elevation: II. The rod surface elevation table. *Journal of Sedimentary Research*, 72, 734–739. <https://doi.org/10.1306/020702720734>.
- Calva, L. G., Golubov, J., Mandujano, M. C., Lara-Domínguez, A. L., & López-Portillo, J. (2019). Assessing Google Earth Pro images for detailed conservation diagnostics of mangrove communities. *Journal of Coastal Research*, 92(SI), 33-43. <https://doi.org/10.2112/SI92-005.1>.
- Cameron, C., Hutley, L. B., & Friess, D. A. (2019a). Estimating the full greenhouse gas emissions offset potential and profile between rehabilitating and established mangroves. *Science of the Total Environment*, 665, 419-431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.104>.
- Cameron, C., Hutley, L. B., Friess, D. A., & Brown, B. (2019b). Community structure dynamics and carbon stock change of rehabilitated mangrove forests in Sulawesi, Indonesia. *Ecological applications*, 29(1). <https://doi.org/10.1002/eap.1810>.
- Cardona-Olarte, P., Twilley, R. R., Krauss, K. W., & Rivera-Monroy, V. (2006). Responses of neotropical mangrove seedlings grown in monoculture and mixed culture under treatments of hydroperiod and salinity. *Hydrobiologia*, 569(1), 325-341. <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0140-1>.

- Casanoves, F., Cifuentes-Jara, M., & Chacón, M. (eds.) (2017). Manual de buenas prácticas para la recolección, manejo y análisis de datos para la estimación de carbono en Inventarios Nacionales Forestales. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 110 p. (Serie Técnica, Informe Técnico no. 140).
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riéra, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145(1), 87-99. <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>.
- Chavez, J. (1988). An improved dark-object subtraction technique for atmospheric scattering correction of multispectral data. *Remote Sensing of Environment*, 24, 459-479. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90019-3](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90019-3).
- Chen, G., Gao, M., Pang, B., Chen, S., & Ye, Y. (2018). Top-meter soil organic carbon stocks and sources in restored mangrove forests of different ages. *Forest Ecology and Management*, 422, 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.044>.
- Chuvieco, E. (1996). *Fundamentos de teledetección espacial* (3ra. Edición). Ediciones RIALP. Madrid, España.
- Cifuentes Jara, M., Brenes, C., Leandro, P., Molina, O., Romero, T. E., Torres Gómez, D., & Velásquez Mazariegos, S. (2018). *Manual centroamericano para la medición de carbono azul en manglares*. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 92 p. Informe técnico, no.#141.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (2016). *Nature-based solutions to address global societal challenges*. IUCN: Gland, Switzerland, 97.
- Congalton, R. G., & Green K. (1993). A practical look at the sources of confusion in error matrix generation. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 59(5), 641-644.
- Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., Farber, S., & Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global environmental change*, 26, 152-158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.
- Crooks, S., Herr, D., Tamelander, J., Laffoley, D., & Vandever, J. (2011). *Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: challenges and opportunities*. Environment department papers, no. 121. Marine ecosystem series. World Bank, Washington, DC.
- Docan, D. C. (2015). *ArcGIS for Desktop Cookbook*. Packt Publishing Ltd. 372.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), 293-297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Eastman, J. R., McKendry, J., & Fulk, M. (1994). *UNITAR Explorations in GIS Technology, vol. 1: Change and Time Series Analysis*. Geneva, Switzerland.
- Ehrenfeld, J. G., & Toth, L. A. (1997). Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration ecology*, 5(4), 307-317. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00544.x>.
- Ellison, A. M. (2000). Mangrove restoration: do we know enough?. *Restoration ecology*, 8(3), 219-229. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80033.x>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO, 2007). The world's mangroves 1980–2005. *A thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005*.
- Friess, D. A., Chua, S. C., Jaafar, Z., Krauss, K. W., & Yando, E. S. (2020). WITHDRAWN: Mangroves and people: impacts and interactions. *Estuarine, coastal and shelf science*, 107004. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107004>.
- Friess, D. A., Rogers, K., Lovelock, C. E., Krauss, K. W., Hamilton, S. E., Lee, S. Y., Lee, Y., Lucas, R., Primavera, J., Rajkaran, A. & Shi, S. (2019). The State of the World's Mangrove Forests: Past, Present, and Future. *Annual Review of Environment and Resources*, 44, 89-115. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033302>.
- Fromard, F., Puig, H., Mougin, E., Marty, G., Betoulle, J. L., & Cadamuro, L. (1998). Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia*, 115(1-2), 39-53. <https://doi.org/10.1007/s004420050489>
- Gleason, S. M., & Ewel, K. C. (2002). Organic matter dynamics on the forest floor of a Micronesian mangrove forest: an investigation of species composition shifts. *Biotropica*, 34, 190–198. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00530.x>
- González-R, P. L., Canca, D., Andrade-Pineda, J. L., Calle, M., & León-Blanco, J. M. (2020). Truck-drone team logistics: A heuristic approach to multi-drop route planning. *Transportation Research Part C: Emerging Technologies*, 114, 657-680. <https://doi.org/10.1016/j.trc.2020.02.030>.

- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., Schlesinger, W. H., Shoch, D., Siikamaki, J. V., Smith, P., Woodbury, P., Zganjar, C., Blackman, A., Campari, J., Conant, R. T., Delgado, C., Elias, P., Gopalakrishna, T., Hamsik, M. R., Herrero, M., Kiesecker, J., Landis, E., Laestadius, L., Leavitt, S. M., Minnemeyer, S., Polasky, S., Potapov, P., Putz, F. E., Sanderman, J., Silvius, M., Wollenberg, E., & Fargione, J. (2017). Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(44), 11645-11650. <https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>.
- Griscom, B. W., Busch, J., Cook-Patton, S. C., Ellis, P. W., Funk, J., Leavitt, S. M., Lomax, G., Turner, W. R., Chapman, M., Engelmann, J., Gurwick, N. P., Landis, E., Lawrence, D., Malhi, Y., Schindler-Murray, L., Navarrete, D., Roe, S., Scull, S., Smith, P., Streck, C., Walker, W. S., & Worthington, T. (2020). National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1794), 20190126. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0126>.
- Hernández, M. E., & Junca-Gómez, D. (2020). Carbon stocks and greenhouse gas emissions (CH₄ and N₂O) in mangroves with different vegetation assemblies in the central coastal plain of Veracruz Mexico. *Science of The Total Environment*, 741, 140276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140276>.
- Hernández-Saavedra, R. (2011). Productividad subterránea del manglar de franja en la costa norte de la península de Yucatán, se., México. (Tesis de Maestría). Centro de Investigación y Estudios Avanzados del IPN, México.
- Herr, D., & Landis, E. (2016). Coastal blue carbon ecosystems. Opportunities for nationally determined contributions. Policy brief. *Gland, Switzerland: IUCN. Washington, DC: TNC*.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Ruiz, P. G., & Comín, F. (2020a). Restauración ecológica de manglares de México. In: *Gobernanza y Manejo de las Costas y Mares ante la Incertidumbre*. Universidad Autónoma de Campeche. RICOMAR. 649-674.
- Herrera-Silveira, J. A., Pech-Cárdenas, M. A., Morales-Ojeda, S. M., Cinco-Castro, S., Camacho-Rico, A., Caamal-Sosa, J. P., Mendoza-Martínez, J. E., Pech-Poot, E.Y., Montero, J., & Teutli-Hernandez, C. (2020b). Blue carbon of Mexico, carbon stocks and fluxes: a systematic review. *PeerJ*, 8, e8790. doi: 10.7717/peerj.8790.
- Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Zaldívar-Jiménez, A., Pérez-Ceballos, R., Cortés-Balán, O., Osorio-Moreno, I., Ramírez-Ramírez, J., Caamal-Sosa, J., Andueza-Briceño, M. T., Torres, R., & Hernández-Aranda, H. (2014). Programa regional para la caracterización y el monitoreo de ecosistemas de manglar del Golfo de México y Caribe Mexicano: Península de Yucatán. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados-Mérida. Informe final SNIB-CONABIO, proyecto No. fn009. México, D.F.
- Howard, J. L., Creed, J. C., Aguiar, M. V., & Fourqurean, J. W. (2018). CO₂ released by carbonate sediment production in some coastal areas may offset the benefits of seagrass "Blue Carbon" storage. *Limnology and Oceanography*, 63(1), 160-172. <https://doi.org/10.1002/lno.10621>.
- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Pidgeon, E., & Telszewski, M. (eds). (2014). Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, Virginia, USA.
- Howe, A. J., Rodríguez, J. F., & Saco, P. M. (2009). Surface evolution and carbon sequestration in disturbed and undisturbed wetland soils of the Hunter estuary, southeast Australia. *Estuarine, coastal and shelf science*, 84(1), 75-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.06.006>.
- Initiative 20x20 (2019). Declaración de Buenos Aires sobre Restauración de Tierra. <https://initiative20x20.org/news/declaracion-de-buenos-aires-sobre-restauracion-de-tierra>. Recuperado: 12 de enero 2021.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Japan. https://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/gpplulucf/gpplulucf_files/GPG_LULUCF_FULL.pdf
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2014). 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc.ch/publication/2013-supplement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories-wetlands/>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2019). 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>

- Irving A. D., Connell, S. D., & Russell, B. D. (2011) Restoring coastal plants to improve global carbon storage: reaping what we sow. *PLoS ONE*, 6(3),1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018311>.
- Kamali, B., & Hashim, R. (2011). Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering*, 37(2), 387-391. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.025>.
- Kauffman, J.B., & Donato, D. (2011). Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR). 40.
- Kauffman, J. B., Donato, D. C., & Adame, M. F. (2013). Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares (Vol. 117). Bogor, Indonesia: Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). 37.
- Kridiborworn, P., Chidthaisong, A., Yuttitham, M., & Tripetchkul, S. (2012). Carbon sequestration by mangrove forest planted specifically for charcoal production in Yeasarn, Samut Songkram. *Journal of a Sustainability Energy Environment*, 3(2), 87-92.
- Laffoley, D., & Grimsditch, G. D. (Eds.). (2009). *The management of natural coastal carbon sinks*. IUCN. Gland, Switzerland. 53.
- Lewis III, R. R. (2005). Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological engineering*, 24(4), 403-418. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.10.003>.
- Lewis, R. R., & Brown, B. (2014). Ecological mangrove rehabilitation—a field manual for practitioners. Mangrove Action Project, *Canadian International Development Agency, and OXFAM*. 275.
- López-Portillo, J., R. R. Lewis, P. Saenger, A. Rovai, N. Koedam, F. Dahdouh-Guebas, C. Agráz-Hernández, & V. H. Rivera-Monroy. 2017. Mangrove Forest Restoration and Rehabilitation. In: Rivera-Monroy, V.H., Lee, S.Y., Kristensen, E., & Twilley, R. R. *Mangrove Ecosystems: A Global Biogeographic Perspective: Structure, Function, and Services*. Springer International Publishing, Cham. 301-345.
- Lovelock, C. E., Ruess, R. W., & Feller, I. C. (2011). CO₂ efflux from cleared mangrove peat. *PLoS one*, 6(6), e21279. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0021279.t001>.
- Lugo, A. E., & Snedaker, S. C. (1974). The ecology of mangroves. *Annual review of ecology and systematics*, 5(1), 39-64.
- Lunstrum, A., & Chen, L. (2014). Soil carbon stocks and accumulation in young mangrove forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 75, 223-232. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.04.008>.
- Lynch, E. P., Jönberger, J., Bauer, T. E., Sarlus, Z., & Martinsson, O. (2014). Meta-volcanosedimentary rocks in the Nautanen area, Norrbotten: preliminary lithological and deformation characteristics. Sveriges geologiska undersökning, *Barents project*.
- McKee, K. L., y Faulkner, P. L. (2000). Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. *Restoration Ecology*, 8(3), 247-259. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80036.x>.
- McKee, K. L., Cahoon, D. R., & Feller, I. C. (2007) Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 6, 545–556. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00317.x>
- Megonigal, J. P., & Schlesinger, W. (2002). Methane-limited methanotrophy in tidal freshwater swamps. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 35-31. <https://doi.org/10.1029/2001GB001594>.
- Menéndez, P., Losada, I. J., Torres-Ortega, S., Narayan, S., & Beck, M. W. (2020). The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific reports*, 10(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61136-6>.
- Moreno-Casasola, P., Rosas, H. L., Mata, D. I., Peralta, L. A., Travieso-Bello, A. C., & Warner, B. G. (2009). Environmental and anthropogenic factors associated with coastal wetland differentiation in La Mancha, Veracruz, Mexico. *Plant Ecology*, 200(1), 37-52. <https://doi.org/10.1007/s11258-008-9400-7>.
- Organización de las Naciones Unidas. (2020). Objetivos de Desarrollo sustentable. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>
- Ouyang, X., Guo, F., & Lee, S. Y. (2020). The impact of super-typhoon Mangkhut on sediment nutrient density and fluxes in a mangrove forest in Hong Kong. *Science of The Total Environment*, 776, 142637. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142637>
- Pala, V., & Pons, X. (1995). Incorporation of relief in polynomial-based geometric corrections. Photogrammetric engineering and remote sensing, 61(7), 935-944.
- Pearson, T., Walker, S. & Brown, S. (2005). Sourcebook for land use, land-use change and forestry projects. In: *Report from BioCF and Winrock International World Bank Washington DC*. World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16491>

- Pham, V. H., Luu, V. D., Nguyen, T. T., & Koji, O. (2017). Will restored mangrove forests enhance sediment organic carbon and ecosystem carbon storage? *Regional Studies in Marine Science*, *14*, 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2017.05.003>.
- Picard, N., Saint-André, L., & Matieu, H. (2012). *Manual de construcción de ecuaciones alométricas para estimar el volumen y la biomasa de los árboles*. FAO. Roma.
- Ramírez-García, P., López-Blanco, J., & Ocaña, D. (1998). Mangrove vegetation assessment in the Santiago River Mouth, Mexico, by means of supervised classification using LandsatTM imagery. *Forest Ecology and Management*, *105*(1-3), 217-229. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00289-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00289-2).
- Richards, D. R., Thompson, B. S., & Wijedasa, L. (2020). Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. *Nature communications*, *11*(1), 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18118-z>
- Richards, J. A., & Richards, J. A. (1999). *Remote sensing digital image analysis: An introduction*. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Rodríguez Zúñiga, M. T., Villeda-Chávez, E., Vázquez-Lule, A. D., Bejarano, M., Cruz López, M. I., Olgúin, M., Villela Gaytán, S. A., & Flores, R. (2018). Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos. In: *Métodos para la caracterización de los manglares mexicanos: un enfoque espacial multiescala*. CONABIO. 271 p.
- Rogers, K., Saintilan, N., & Copeland, C. (2012). Modelling wetland surface elevation dynamics and its application to forecasting the effects of sea-level rise on estuarine wetlands. *Ecological Modelling*, *244*, 148-157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.06.014>.
- Rovai, A. S., Twilley, R. R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P. A., Simonassi, J. C., Fonseca, A. L., & Pagliosa, P. R. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, *8*(6), 534-538. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0162-5>,
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G., Solvik, K., Adame-Vivanco, M. F., Benson, L., Bukoski, J., Carnell, P., Cifuentes-Jara, M., Donato, D., Duncan, C., Eid, E. M., Ermgassen, P. Z., Ewers-Lewis, C. J., Macreadie, P. I., Glass, L., Gress, S., Jardine, S. L., Jones, T. G., Nsombo, E. N., Rahman, M. M., Sanders, C. J., Spalding, M., & Landis, E. (2018). A global map of mangrove forest soil carbon at 30 m spatial resolution. *Environmental Research Letters*, *13*(5), 055002.
- Sasmito, S. D., Taillardat, P., Clendenning, J. N., Cameron, C., Friess, D. A., Murdiyarso, D., & Hutley, L. B. (2019). Effect of land-use and land-cover change on mangrove blue carbon: A systematic review. *Global Change Biology*, *25*(12), 4291-4302. <https://doi.org/10.1111/gcb.14774>.
- Seillès, B., Sánchez-Goñi, M. F., Ledru, M. P., Urrego, D. H., Martínez, P., Hanquiez, V., & Schneider, R. (2016). Holocene land-sea climatic links on the equatorial Pacific coast (Bay of Guayaquil, Ecuador). *The Holocene*, *26*(4), 567-577. <https://doi.org/10.1177/0959683615612566>.
- Serra, P., Pons, X., & Saurí, D. (2001). Protocolo para la detección de cambios a través de diferentes sensores. *Revista de teledetección*, *16*, 17-24.
- Sidik, F., & Lovelock, C. E. (2013). CO₂ efflux from shrimp ponds in Indonesia. *PloS one*, *8*(6), e66329. doi: 10.1371/journal.pone.0066329.
- Sidik, F., Adame-Vivanco, M. F., & Lovelock, C. E. (2019). Carbon sequestration and fluxes of restored mangroves in abandoned aquaculture ponds. *Journal of the Indian Ocean Region*, *15*(2), 177-192. <https://doi.org/10.1080/19480881.2019.1605659>.
- Stromann, O., Nascetti, A., Yousif, O., & Ban, Y. (2020). Dimensionality reduction and feature selection for object-based land cover classification based on Sentinel-1 and Sentinel-2 time series using Google Earth Engine. *Remote Sensing*, *12*(1), 76. <https://doi.org/10.3390/rs12010076>.
- Sturges, H. A. (1926). The choice of class interval. *Journal of the American Statistical Association*, *21*, 65-66.
- Teutli Hernández, C. (2017). Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar. (Tesis doctoral). Univeristat de Barcelona. España.
- Teutli-Hernández C., Herrera-Silveira, J. A., Cisneros-de la Cruz, D.J., Román-Cuesta, R.M. (2020). *Guía para la restauración ecológica de manglares: Lecciones aprendidas*. Proyecto, Mainstreaming Wetlands into the Climate Agenda: A multi-level approach (SWAMP). CIFOR/CINVESTAV-IPN/UNAM-Sisal/PMC, 42 p.
- Teutli-Hernández, C., Herrera-Silveira, J. A., Comín, F. A., & López, M. M. (2019). Nurse species could facilitate the recruitment of mangrove seedlings after hydrological rehabilitation. *Ecological Engineering*, *130*, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.030>.
- Turner, I., Gong, W., Ong, J., Bujang, J., & Kohyama, T. (1995). The Architecture and Allometry of Mangrove Saplings. *Functional Ecology*, *9*(2), 205-212. <https://doi.org/10.2307/2390566>.

- Twilley, R. R., Rovai, A. S., & Riul, P. (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(9), 503-508. <https://doi.org/10.1002/fee.1937>.
- UNEP-Nairobi Convention/USAID/WIOMSA (2020). Guidelines on Mangrove Ecosystem Restoration for the Western Indian Ocean Region. UNEP, Nairobi, 71 p. www.nairobiconvention.org/; www.wiomn.org/; www.wiomsa.org/.
- United Nations Framework Convention on Climate Change. (2016). Intended Nationally Determined Contributions Mexico. <https://www4.unfccc.int/submissions/indc/submission%20pages/submissions.aspx>
- United Nations Framework Convention on Climate Change. (2015). Adoption of the Paris Agreement. Report No. FCCC/CP/2015/L.9/Rev.1. <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>
- Valenzuela, R. B., Yeo-Chang, Y., Park, M. S., & Chun, J. N. (2020). Local People's Participation in Mangrove Restoration Projects and Impacts on Social Capital and Livelihood: A Case Study in the Philippines. *Forests*, 11(5), 580. <https://doi.org/10.3390/f11050580>
- Valiela, I., Bowen, J. L., & York, J. K. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience*, 51(10), 807-815. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0807:MFOOTW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2).
- Waddell, K. L. (2002). Sampling coarse woody debris for multiple attributes in extensive resource inventories. *Ecological indicators*, 1, 139-153. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00012-7](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00012-7).
- Walsh, S. J., Butler, D. R., & Malanson, G. P. (1998). An overview of scale, pattern, process relationships in geomorphology: a remote sensing and GIS perspective. *Geomorphology*, 21(3-4), 183-205. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00057-3](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00057-3).
- Whelan, K. R. T., & Prats, M. C. (2016). *Measuring accretion with a feldspar marker horizon—Version 1.00*. South Florida / Caribbean Network Standard Operating Procedure NPS/SFCN/SOP—SET06. National Park Service, Miami, Florida
- Wodehouse, D. C., & Rayment, M. B. (2019). Mangrove area and propagule number planting targets produce sub-optimal rehabilitation and afforestation outcomes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 222, 91-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.04.003>.
- Worthington, T., & Spalding, M. (2018). Mangrove restoration potential: A global map highlighting a critical opportunity. IUCN, The Nature Conservancy & University of Cambridge. 36 p. <https://doi.org/10.17863/CAM.39153>
- Xiong, X., Duan, L., Liu, L., Tu, H., Yang, P., Wu, D., Chen, G., Xiong, L., Yang, W., & Liu, Q. (2017). Panicle-SEG: a robust image segmentation method for rice panicles in the field based on deep learning and superpixel optimization. *Plant methods*, 13(1), 1-15. <https://doi.org/10.1186/s13007-017-0254-7>.
- Yaney-Keller, A. M. (2018). Using Unmanned Aerial Vehicles (UAVS) and Automatic Camera Traps to Assay Mangrove Estuaries and Tropical Dry Forest on the Pacific Coast of Costa Rica. (Tesis doctoral). Purdue University. Costa Rica.
- Yepes, A., Zapata, M., Bolivar, J., Monsalve, A., Espinosa, S. M., Sierra-Correa, P. C., & Sierra, A. (2016). Ecuaciones alométricas de biomasa aérea para la estimación de los contenidos de carbono en manglares del Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical*, 64(2), 913-926. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i2.18141>.
- Zedler, J. B., & Callaway, J. C. (1999). Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories. *Restoration ecology*, 7(1), 69-73. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.07108.x>.
- Zenteno-Díaz K., Teutli-Hernández, C., Herrera-Silveira, J. A., & y Caamal-Sosa, J. (2016). Captura de carbono en diferentes manglares restaurados de la Península de Yucatán. 350-356. En: Paz, F. & R., Torres (editores). 2016. *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2016*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Texcoco, Estado de México, México. ISBN 978-607-96490-4-3. 732 p.



USAID
FROM THE AMERICAN PEOPLE

PM^C
Programa Mexicano del Carbono
RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**