

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**FORESTACIÓN ARTIFICIAL CON MANGLES
EN ISLETAS DE DRAGADOS EN UNA REGIÓN
SEMIÁRIDA DE MÉXICO**

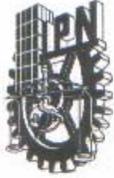
T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
MARINAS**

PRESENTA

DANIEL BENITEZ PARDO

LA PAZ, B.C.S., MARZO DE 2007



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 10:00 horas del día 12 del mes de Febrero del 2007 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

**"FORESTACIÓN ARTIFICIAL CON MANGLES EN ISLETAS DE DRAGADOS
EN UNA REGIÓN SEMIÁRIDA DE MÉXICO"**

Presentada por el alumno:

BENITEZ

Apellido paterno

PARDO

materno

DANIEL

nombre(s)

Con registro:

B	0	3	1	4	5	0
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

[Signature]

DR. FRANCISCO FLORES VERDUGO

PRESIDENTE

[Signature]

DR. VICTOR MANUEL GOMEZ MUÑOZ

SECRETARIO

[Signature]

DR. GUSTAVO HERNÁNDEZ CARMONA

SÉGUNDO VOCAL

[Signature]

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ
Director de Tesis Interno

TERCER VOCAL

[Signature]

DR. JUAN IGNACIO VALDEZ HERNANDEZ

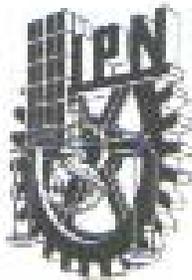
EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

[Signature]

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 12 del mes Febrero del año 2007, el (la) que suscribe DANIEL BENITEZ PARDO alumno(a) de

Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro B031450 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. FRANCISCO JAVIER FLORES VERDUGO y DR. MA. MARGARITA CASAS VALDEZ y cede los derechos del trabajo titulado:

"FORESTACIÓN ARTIFICIAL CON MANGLES EN ISLETAS DE DRAGADOS
EN UNA REGIÓN SEMIÁRIDA DE MÉXICO"

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: dbpardo6@hotmail.com mmcasas@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

DANIEL BENITEZ PARDO

nombre y firma

DEDICATORIA

A ti Olvia por ser una excelente compañera

A Ustedes hijos Asahel y Dania por ser la mayor razón de mi superación
académica

A mis Padres Silvano y María por todo lo que me han brindado incondicionalmente

A mis Hermanos Anita, Yesenia, Juan Carlos y Nerika por su apoyo moral

A mi Tío Abrahán por confiar en mi

AGRADECIMIENTO

Este trabajo no hubiera sido posible sin la colaboración y apoyo de mi Alma Mater la Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS).

Al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas y al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. Al Programa de Mejoramiento del Profesorado SEP-UAS y a la Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca (CONAPESCA) por el apoyo económico otorgado para el desarrollo de la fase experimental de campo, basado en convenios institucionales entre la CONAPESCA y la UAS.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-Unidad Académica Mazatlán de la UNAM y a su personal tanto académico como administrativo que sin ser alumno me albergaron en sus instalaciones como uno de ellos.

Mi sincero agradecimiento al Comité de Tesis por su apoyo y contribuciones durante el desarrollo del proyecto: Dr. Gustavo Hernández Carmona, Dr. Víctor Gómez Muñoz, Dr. Juan Ignacio Hernández Valdez y en especial a mis directores de tesis al Dr. Francisco Flores Verdugo por darme su confianza y ofrecerme la oportunidad de “empaparme” en el conocimiento de los manglares y a la Dra. Margarita Casas Valdez va mi respeto y admiración por su forma tan especial de conducir a sus estudiantes.

Al Ing Hugo Pérez Casasola Director General de Infraestructura y al Ing. Sofío Hernández Subdirector de Infraestructura de la CONAPESCA por el apoyo brindado.

Al Dr. José Cristóbal Román Reyes, Dr. Rodolfo Ramírez Sevilla y al Dr. Gustavo Hernández Carmona por su apoyo desinteresado en la asesoría para realizar los análisis estadísticos.

A Germán Ramírez Reséndiz y Carlos Suárez por su asistencia técnica en la edición de la presente tesis.

A Marino Valenzuela López por sus atinados comentarios en el tema de nutrición vegetal.

A Mariana Monroy por su apoyo moral. A Ignacio Rodríguez, Noemí Águila, Nidia Mora y Ransferi por brindarme su amistad.

A Isabel Muñoz García y a Sergio Armando Machado por compartir gran parte de mi estancia en el Doctorado.

A Pedro Allende Rosales y María Clara Ramírez Jáuregui por las facilidades otorgadas en la biblioteca de la Unidad Académica-Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.

A Leonardo Moroyoqui Rojo y a Jaime Salvador González por su disposición y asistencia durante todo el desarrollo de los trabajos de campo.

A Humberto Ceceña por su amistad y asistencia desinteresada en el Departamento de Servicios Escolares del CICIMAR.

ÍNDICE

	Página
GLOSARIO.....	i
LISTA DE TABLAS.....	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
1. INTRODUCCIÓN	1
2 ANTECEDENTES	6
3. JUSTIFICACIÓN	15
4. HIPÓTESIS	18
5. OBJETIVOS	18
6. MATERIALES Y MÉTODOS	20
7. RESULTADOS	33
7.1. Producción de mangles en vivero	33
7.2. Temperatura del agua	33
7.3. Salinidad en la zona experimental.....	34
7.4. Ensayos preliminares	35
7.4.1. Siembra de propágulos con la técnica de Riley y de Blasco	35
7.4.2. Construcción de trampas semilleros	36
7.5. Ensayo experimental.....	37
7.5.1. Supervivencia.....	37
7.5.1.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Avicennia</i> <i>Germinans</i> y <i>Rhizophora mangle</i>	36

7.5.1.2. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i> y <i>Rhizophora mangle</i>	39
7.5.2. Crecimiento (altura) de las plantas	44
7.5.2.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	44
7.5.2.2. Plantas sembradas a los 5 meses de edad <i>Rhizophora mangle</i>	47
7.5.2.3. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	48
7.5.2.4. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Rhizophora mangle</i>	49
7.5.3. Diámetro de las plantas	50
7.5.3.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	50
7.5.3.2. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Rhizophora mangle</i>	52
7.5.3.3. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	53
7.5.3.4. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Rhizophora mangle</i>	54
7.5.4. Ramas principales	55
7.5.4.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	55
7.5.4.2. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>Rhizophora Mangle</i>	55
7.8.4.3. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Avicennia germinans</i>	55
7.5.4.4. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>Rhizophora mangle</i>	55
7.6. Análisis químico del agua intersticial	57
7.7. Análisis químico del sustrato	58

7.8. Textura del suelo	60
8. DISCUSIÓN	61
8.1 Plantas de vivero.....	61
8.2 Ensayos preliminares	62
8.3. Temperatura del agua intersticial y superficial	63
8.4. pH del sustrato	63
8.5. Salinidad del agua intersticial y microtopografía del área experimental	64
8.6. Hidroperiodo.....	65
8.7. Supervivencia.....	67
8.8 Altura de plantas sembradas a los 5 meses de edad	68
8.9. Altura de planta sembrada a los 10 meses de edad	69
8.10 Diámetro de plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad.....	71
8.11. Número de ramas principales en plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad	71
8.12 Análisis del sustrato y del agua intersticial	72
8.12.1. Sustrato.....	72
8.12.2. Conductividad Eléctrica.....	73
8.12.3. Fertilidad del sustrato	74
8.12.4. Agua intersticial	76
8.13. Áreas susceptibles para forestar en isletas de dragado (Mareas y oleaje)	76
9. CONCLUSIONES	78
10. RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS.....	82
11. BIBLIOGRAFIA	80
ANEXOS	97

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Conductividad eléctrica: relación entre aniones y cationes, es la conductancia que presenta la saturación de extracto de pasta de suelo con agua a capacidad de campo y su contenido de sales.

Forestación: Establecimiento de plantaciones forestales en terrenos desprovistos o de incipiente vegetación.

Isletas de dragado: porción artificial de tierra, lugares de depósito de los lodos producto de los dragados. Construidas con un cerco de postes de concreto y una malla geotextil que permite que el agua se filtre y retenga los lodos.

Hidroperiodo: frecuencia o residencia de inundación en las franjas de manglar determinado por las mareas y la topografía local, lo que permite que se presenten diferentes niveles de salinidad.

Hipocótilo: se utiliza para designar a los propágulos de *Rhizophora mangle* que corresponde a la parte de la plántula que se encuentra situada entre los cotiledones y la radícula.

Fertilidad del suelo: cantidad de sales minerales (nutrientes) presentes en el suelo y que están disponibles para las plantas.

Malla sombra: Producto derivado del petróleo que se utiliza en la agricultura para mejorar la calidad de la luz. Existen de varios colores y porcentajes de sombra.

Nivel topográfico: término que se utilizó para designar las posiciones relativas a los accidentes del terreno. En este trabajo correspondió a los espacios que

ocupan naturalmente las especies de mangle *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*.

Propagación: forma que se utilizó para multiplicar o reproducir a los individuos (hipocótilos y plántulas de vivero y extraídas de su medio natural) de las especies de mangle utilizadas en el ensayo experimental.

Reforestación. reposición de plantas en terrenos donde anteriormente existió vegetación.

Rehabilitación: actividad encaminada a remplazar parcial o totalmente las características funcionales y estructurales de un ecosistema debido a que se han disminuido o perdido.

Restauración: actividad encaminada a volver de nuevo a un ecosistema a su condición original. La restauración se nota como un caso especial de rehabilitación.

Tarquina: sitio donde se destinan el producto de los dragados. Estas pueden ser continentales o para formar isletas.

Salinidad del suelo: Se refiere a la cantidad total de sales disueltas en el agua del suelo, pero que no disponibles para las plantas.

Vegetación prístina: vegetación primaria u original de un sitio.

Zonación: extensión o franja paralela a la línea de costa donde se ubican cada una de las especies de manglar. Esta puede ser regular o irregular dependiendo del hidroperiodo y esto a su vez es influenciada por la microtopografía local.

LISTA DE TABLAS

	Pág.
TABLA 1. análisis de varianza utilizando Kruskal-Wallis para número de ramas principales en plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad de <i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>	56
TABLA 2. Características químicas del agua intersticial en una isleta y en un bosque natural de manglar en la bahía de Navachiste, Sinaloa.....	57
TABLA 3. Propiedades químicas (salinidad) del sustrato de la isleta al inicio y al final del experimento en comparación con el de los bosques de manglar en la bahía de Navachiste, Sinaloa.....	58
TABLA 4. Propiedades físicas y químicas (fertilidad) del sustrato de la isleta en comparación con el de la zona de los controles en la Bahía de Navachiste, Sinaloa.	59
TABLA 5. Comparación de crecimiento de mangles en diferentes regiones.....	70
TABLA 6. Concentración de nutrientes en bosques de manglar de varias regiones del mundo.....	73

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1. Ubicación de la Bahía de Navachiste, Sinaloa que incluye la isleta de dragado indicada por la flecha	22
FIGURA 2. Lugar donde se instaló el vivero, así como la estructura de madera con su respectiva malla-sombra.....	23
FIGURA 3. Siembra de hipocótilos (izquierda) en los contenedores y plantas en proceso de aclimatación (derecha) durante un mes que posteriormente fueron plantadas en la isleta.....	25
FIGURA 4. Temperatura del agua superficial (TAS) e intersticial (TAI) de la isleta de dragado en la bahía de Navachiste, noroeste de México.....	34
FIGURA 5. Salinidad intersticial de acuerdo al gradiente topográfico en el área experimental de la isleta de dragado . P1 = punto (pozo) de muestreo 1, P2 = punto de muestreo 2, P3 = punto de muestreo 3, P4 = punto de muestreo 4, P5 = punto de muestreo 5, P6 = punto de muestreo 6, Rmcontrol = <i>R. mangle</i> control, Agcontrol = <i>A. germinans</i> control y SS = salinidad superficial	35
FIGURA 6. Supervivencia bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de edad utilizadas en la forestación de la isleta de dragados. Agvcb = <i>A. germinans</i> de vivero con contenedor, Agvsb = <i>A. germinans</i> de vivero sin contenedor, Agmn = <i>A. germinans</i> extraídas de su medio altural, Rmvcb = <i>R. mangle</i> de vivero con contenedor, Rmvsb = <i>R. mangle</i> de vivero sin contenedor, Rmmn = <i>R. mangle</i> extraída de su medio natural	37
FIGURA 7. Porcentaje de supervivencia de plantas sembradas a los 5 meses de edad durante 12 meses utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. Agvcb = <i>A. germinans</i> de vivero con contenedor, Agvsb = <i>A. germinans</i> de vivero sin contenedor, Agmn = <i>germinans</i> extraídas de su medio natural, Rmvcb = <i>R. mangle</i> de vivero con contenedor, Rmvsb = <i>R. mangle</i> de vivero sin contenedor, Rmmn = <i>R. mangle</i> extraída de su medio natural.	37
FIGURA 8. Supervivencia promedio de plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>A. germinans</i> con respecto a los niveles topográficos y formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = forma de propagación Agvcb y 2 = Forma de propagación Agvsb y 3 = Forma de propagación Agmn	38
FIGURA 9. Comportamiento bimensual de la supervivencia de plantas sembradas a los 10 meses de edad utilizadas en la forestación de la isleta de dragados . Agvcb = <i>A. germinans</i> de vivero con contenedor, Agvsb = <i>A. germinans</i> de vivero sin contenedor, Agmn = <i>A. germinans</i> extraídas de su medio natural, Rmvcb = <i>R.</i>	

mangle de vivero con contenedor, Rmvsb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída de su medio natural. 40

FIGURA 10. Porcentaje de supervivencia en plantas sembradas a los 10 meses de edad utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. Agvcb = *A. germinans* de vivero con contenedor, Agvsb = *A. germinans* de vivero sin contenedor, Agmn = *A. germinans* extraídas de su medio natural, Rmvsb = *R. mangle* de vivero con contenedor, Rmvsb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída de su medio natural 40

FIGURA 11. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* con respecto a las formas de propagación en la forestación de la isleta de dragado. 1 = Forma de propagación Agvcb, 2 = Forma de propagación Agvsb y 3 = forma de propagación Agmn. 41

FIGURA 12. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* respecto a los niveles topográficos y formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = nivel topográfico superior y 2 = nivel topográfico inferior. 1 = *A. germinans* vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor Agvsb) y 3 = *A. germinans* extraída del medio natural (Agmn)..... 42

FIGURA13. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* con respecto a las formas de propagación en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y 3 = *R. mangle* medio natural (Rmmn). 43

FIGURA 14. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a las formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y 3 = *R. mangle* extraída del medio natural (Rmmn). 1 = nivel topográfico superior y 2 = nivel topográfico inferior 44

FIGURA 15. Altura promedio bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans* respecto a las formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor (Agvcb), 2= plantas de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = plantas extraídas de su medio natural (Agmn) 45

FIGURA16. Altura promedio de plantas sembradas a los 5 meses de *A. germinans* respecto a las formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor (Agvcb), 2= plantas de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = plantas extraídas de su medio natural (Agmn).

FIGURA 17. Altura promedio bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* respecto a las formas de propagación utilizadas en la forestación de tarquinas en una región semiárida del noroeste de México. 1 = plantas de vivero con contenedor (Rmvcb), 2= plantas de vivero sin contenedor (Rmvsb) y 3 = plantas extraídas de su medio natural (Rmmn) 47

FIGURA18. Tasa de crecimiento bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor Rmvcb) y 2 = plantas de vivero sin contenedor (Rmvsb)..... 48

Figura 19 Altura promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* respecto a las formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb) y 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* medio natural (Agmn). 49

FIGURA 20. Altura promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción entre formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y *R. mangle* extraída de su medio natural (MRN) y 1 = nivel topográfico superior y 2 = nivel topográfico inferior..... 50

FIGURA 21. Diámetro promedio de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor (Agvcb) y 2 = plantas de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = plantas extraídas de su medio natural (Agmn). 1 = Nivel topográfico superior y 2 = Nivel topográfico inferior..... 51

FIGURA 22. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = forma de propagación Rmvcb y 2 = forma de propagación dos Rmvsb, 1 = Nivel topográfico superior y 2 = nivel topográfico inferior..... 52

Figura 23. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* respecto a los niveles topográficos y formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb), 3 = *A. germinans* extraídas del medio natural (Agmn) y 1 = nivel topográfico superior y 2 = nivel topográfico inferior..... 53

Figura 24. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción entre formas de propagación y niveles topográficos

utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb), 3 = *R. mangle* extraídas de su medio (MRN) natural y 1 = Nivel topográfico superior y 2= nivel topográfico inferior. 54

ANEXOS

ANEXO 1. Costos de los materiales, equipo y mano de obra para la construcción de un vivero con capacidad para producir 25,000 plántulas de mangles anuales	94
ANEXO 2. Análisis de varianza utilizando la prueba Kruskal-Wallis para los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>A. germinans</i> ..	96
ANEXO 3. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>A. germinans</i>	96
ANEXO 4. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>R. mangle</i>	97
ANEXO 5. Análisis de varianza utilizando la prueba de Kruskal-Wallis de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de <i>R. mangle</i>	97
ANEXO 6. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>A. germinans</i>	98
ANEXO 7. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 10 meses de edad de <i>R. mangle</i>	99
ANEXO 8. Análisis de varianza utilizando la prueba de Kruskal-Wallis de los factores y variables estudiadas en plantas de 10 meses de <i>A. germinans</i>	99
ANEXO 9. Análisis de varianza de los factores y variables estudiadas utilizando la prueba de Kruskal-Wallis en plantas de 10 meses de <i>R. mangle</i>	100

FORESTACIÓN ARTIFICIAL CON MANGLES EN ISLETAS DE DRAGADOS EN UNA REGIÓN SEMIÁRIDA DE MÉXICO

RESUMEN

Este estudio se realizó en la bahía de Navachiste, localizada al norte del Estado de Sinaloa. El ecosistema comprende un superficie de 33,000 ha de cuerpo lagunar y aproximadamente 17,490 ha de manglar. El sistema está considerado como sitio RAMSAR de importancia para aves acuáticas migratorias y es un área de importancia pesquera. Sin embargo, actividades como la agricultura, la acuicultura y las descargas de aguas urbanas, han ocasionando asolvamiento y contaminación al cuerpo de agua, así como el deterioro del manglar. Consecuentemente ante la problemática del asolvamiento, CONAPESCA desarrolló un programa de dragado para la rehabilitación hidrológica de aproximadamente 11,500 ha. La SEMARNAT condicionó a que las zonas de depósito formaran tarquinas como isletas y fueran forestadas con manglares para su estabilización, como hábitat de apoyo a pesquerías, refugio de aves acuáticas y como biofiltros. Por tales razones, el presente estudio planteó como objetivo principal determinar las condiciones más adecuadas para la formación artificial de nuevas áreas de manglares en isletas de dragado con las especies *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*, con el fin de propiciar su establecimiento. En este trabajo se aplicaron metodologías implementadas por diversos autores, así como la utilización de tres formas de propagación para la forestación: plantas de vivero con y sin contenedor e individuos extraídos de su medio natural. La forestación se realizó en diferentes áreas de una isleta de acuerdo al hidroperiodo requerido por cada especie (zonación), salinidad intersticial y otros factores. El experimento se instaló en dos fases: la primera con plantas de 5 meses de edad y la segunda con plantas de 10 meses. Para ambas fases se utilizó un diseño de bloques completamente al azar con un arreglo factorial 2x2x2x3. Para estudiar los datos de campo se utilizó análisis de covarianza y la prueba de Kruskal-Wallis. Los resultados indican que las plantas de 10 meses de *A. germinans* ofrecen mejor alternativa para forestación de isletas. *A. germinans* fue la especie que mayor supervivencia alcanzó con 66% y 76% y una tasa de crecimiento de 25.1 y 27 cm tanto a 5 como 10 meses de edad respectivamente. Las plantas de vivero fueron las mejores con una supervivencia promedio de 70% y un crecimiento de 1.62 cm mes⁻¹ en comparación con las extraídas de su medio natural que lograron 36% de supervivencia. Los mejores sitios para la forestación de isletas son los lugares protegidos y en una franja más angosta comparada con la zona que ocupan los manglares en su estado natural como consecuencia de la elevada salinidad intersticial (90 a 140 ups). La microtopografía, salinidad intersticial y el hidroperiodo son los factores más importantes a tomarse en cuenta al momento de la forestación de isletas de dragados.

ARTIFITIAL A FORESTATION WITH MANGROVE OF SPOIL DREDGE ISLANDS IN A REGION SEMI ARID OF MEXICO

ABSTRACT

This Study was carried out on the Navachiste Bay, located in Northern Sinaloa State. The ecosystem comprises an area of 33,000 ha of a lagoon body and approximately 17,490 ha of mangrove. The system is considered as a RAMSAR site, important to migratory aquatic birds and it is also an important fishing area. However, there are activities such as agriculture, aquaculture and urban effluents that have caused silting up and pollution of the water body as well as deterioration of the mangrove. Consequently, as a result of the silting up problem, CONAPESCA developed a dredging program for the hydrological rehabilitation of approximately 11,500 ha. To carry out of this dredging, SEMARNAT set as condition that the deposit zones formed mud mounds as islets and were reforested with mangrove trees for their stabilization, as habitat support fisheries, sanctuary for aquatic birds and as bio filters. The objective of study was, to determine the most adequate conditions for the artificial formation of new mangrove areas in islets from dredging, with the species *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*, in order to propitiate is settling in. In this study, the methods used comes from several authors, as well as the utilization of the three propagation forms for reforestation: plants from nurseries with and without container and individuals extracted from their natural environment. The reforestation was performed in different areas of an islet, according to the hydrological period required by each species (zoning), interstitial salinity, and other factors. The experiment was carried out in two phases; the first one with 5 month old plants and the second with 10 month old plants. For both phases a totally randomized block design was used with a factorial arrangement of 2x2x2x3. For the data analysis, covariance and the Kruskal-Wallis test were applied for the non parametric variables. The results suggest that the 10 month old plants offer a better alternative for the reforestation of the islets. *A. germinans* was the species that attained a higher survival with 66 % and 76 % and 25.1 and 27 cm growth at both 5 and 10 age months respectively. The nursery plants were better in comparison to those extracted from their natural environment with a survival rate of 70 % and a growth rate of 1.62 cm month⁻¹ compared to 36 %, respectively. The best sites for reforestation on islets were protected places and a band narrower that that of the hydrological period as a consequence of the increased interstitial salinity (90 to 140 psu) compared to the zone the mangrove trees inhabit in their natural state. The microtopography, pore water salinity and the hidroperiod principal, dominated by the tides were the mest important factors to be considered for the mangrove forestering in islands of dredge spols.

I. INTRODUCCIÓN

Los manglares son halófitas facultativas, por lo que pueden sobrevivir en agua con alta concentración de sales y se desarrollan en la zona de marea de regiones tropicales y subtropicales (Werner & Stelzer, 1990). Los manglares presentan mecanismos para la excreción o exclusión de sales, pueden crecer desde 0 a 70 ups pero su óptimo desarrollo es en aguas estuarinas de 10 a 25 unidades progresivas de salinidad (ups) (Chapman, 1970).

Los manglares crecen en sustratos cuya composición varía desde arenosos, lodosos, rocosos y calcáreos (corales). El manglar se instala donde existe una mayor acreción y sedimentación, preferentemente en deltas y en islas de coral, con baja energía de oleaje y pendientes suaves (Furukawa & Wolanski, 1996). Uno de los factores determinantes para la distribución geográfica de los manglares es la temperatura, que oscila alrededor de los 20° C y no debe exceder un intervalo de 10° C (Chapman, 1997).

Por lo que se refiere a su composición florística el número es variable se establece de acuerdo a su hábitat, fisonomía, estructura forestal e importancia socioeconómica, etc. Tomlinson (1986) propone 54 especies como estrictamente manglares, Field (1999) 60 especies entre árboles y arbustos como exclusivos del manglar y Saenger et al. (1983) un mínimo de 63 y un máximo de 84 especies distribuidas alrededor del mundo.

Para referirse a este ecosistema costero existen una serie de designaciones locales, pues esta varía de región en región, por ejemplo: en Malasia se denomina maggi-maggi, en Senegal mangué; en portugués manguezal; los de habla hispana y anglosajones manglares y mangroves respectivamente (Saenger, 2002).

Los humedales de manglar comprenden cuatro componentes principales: las marismas (llanuras de inundación estacional), los canales y venas de marea o

esteros, los bajos de marea y la vegetación propia del manglar (Kjerfve & Machintosh, 1997).

Los bosques de mangles fueron reconocidos por la Asamblea General de las Naciones Unidas (28 de agosto de 1982) como ecosistemas de elevada importancia ecológica, económica y social (Field, 1999).

La fuerte intensidad lumínica que se presenta en el ambiente donde se desarrollan los mangles, ha provocado que adquieran una serie de características xeromórficas, tales como: disminución en la superficie foliar, pocos estomas por unidad foliar, mesófilo en empalizada, cutícula más gruesa en las hojas más expuestas al sol, entre otras (Tomlinson & Wheat, 1979). Lugo et al. (1975) encontraron en *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans* que las hojas expuestas al sol, tienen una mayor tasa de transpiración, mientras que las hojas que están a la sombra presentan una tasa de respiración más alta.

Los mangles cuentan con metabolismo C3, es decir son plantas que requieren mayor cantidad de agua y luz para llevar a cabo una eficiente fotosíntesis. Sin embargo, presentan un uso eficiente del agua y la de luz solar muy parecido a las plantas C4 (Ball, 1988).

El establecimiento de asentamientos humanos alrededor de cuerpos lagunares y áreas de manglar es motivado por la posibilidad de extraer productos asociados a estos ecosistemas tales como moluscos, peces, crustáceos, sal y madera. Por ejemplo Walsh (1977 citado por Kabil & Bacon, 1994) registró más de 70 productos comerciales derivados de árboles de mangles. El tipo de uso extractivo más tradicional en relación directa a los mangles es la pesca artesanal. El ecosistema de manglar también genera diversos servicios ecológicos como: protección de las riberas, retención y acumulación de sedimentos y contaminantes (Struve & Falconer, 2001), mantenimiento de pesquerías, intercambio de carbono, belleza escénica, navegación, hábitat para la fauna silvestre, refugio de especies en

peligro de extinción (Ministerio del Ambiente del Ecuador, 2000) y actúan como trampas de carbono (Odum et al., 1982; Moreno et al., 2002b).

Los manglares garantizan la perpetuación de la calidad del agua costera al retener los nutrientes del agua y liberarlos paulatinamente, mantienen un nivel de eutroficación adecuada de canales y lagunas costeras (Flores-Verdugo, 1989).

En China, los residentes de la zona costera reconocen que los manglares ejercen un efecto importante en el control de los daños de los tifones, amortiguando el impacto de las inundaciones, evitando la erosión de la línea de costa, estabilizando los sedimentos con sus raíces, como hábitat de apoyo a la pesquería, a la vez que ofrecen un valor estético para turistas y valiosos materiales para la investigación científica (Zheng-Songfa et al., 1994).

Desde el punto de vista de las pesquerías, existen regiones donde la actividad pesquera ha sufrido importantes bajas en su producción debido básicamente a la sobreexplotación de estos recursos, a la creciente contaminación acuática, pero también a la pérdida de hábitat costero donde se incluyen a los manglares (Moreno et al., 2002a).

Lahmann et al. (1987) mencionan que la desproporcionada eliminación de fuentes de materia orgánica (hojas de mangle) en los esteros, puede ser una causa en la reducción de las poblaciones de larvas silvestres de camarón. Se estima que por cada hectárea de manglar destruida se pierden anualmente alrededor de 800 Kg. de camarón y de peces de importancia comercial (Turner, 1977).

Las especies que viven asociadas al manglar son comunes en todo el mundo, pero su composición varía de acuerdo al tipo de sistema de manglar y del área geográfica, gran parte de las especies acuáticas son de origen marino (Contreras, 1993). En la zona del Caribe se han realizado estudios que demuestran que la destrucción de manglares se relaciona con la baja en las poblaciones de la langosta espinosa

(*Panulirus argus*) y por tanto en las pesquerías de este crustáceo (Quinn & Kojis, 1997). También, Acosta & Butler (1997) aseguran que las raíces de los mangles son criaderos de juveniles de *Panulirus argus*. En Australia y Malasia se demostró que la vegetación acuática es refugio, criadero y alimentación de muchas especies de peces y crustáceos, pero que algunos juveniles de estas mismas especies son más abundantes en zonas de manglares (Robertson & Duke 1987; Staples, 1980a; 1980 b; Barbier et al., 1997).

En la bahía de Bintumi, Indonesia, se estima que en los manglares, la producción comercial de camarón aporta aproximadamente 400,000 dólares USA anuales y 150,000 dólares USA de la captura de peces, sin considerar los beneficios para la pesca de altura. La explotación forestal alcanza los 200,000 dólares al año (Barbier et al., 1997). Considerando estos beneficios y los elevados costos en su restauración (de US \$ 3000 a 510,000 dólares/ha), la mejor estrategia de manejo consiste en su conservación (Spurgeon, 1999).

Actualmente existen trabajos experimentales para el uso de los manglares en la remoción de nutrientes en los efluentes de las granjas acuícolas y sistemas silvopesqueros (Moroyoqui, 2005).

Algunos autores estiman que existen aproximadamente 240 000 km² de manglares en el mundo (Mitsch & Gosselink, 2000). Sin embargo, la tendencia a la reducción de estos bosques es evidente, con una pérdida anual del 1% entre 1990 y 2000 (Lewis III, 2005). En particular en Honduras se calcula que entre 1973 y 1991 más de 15, 000 ha de manglares, salinas y marismas fueron desaparecidas para transformarlas en granjas acuícolas (Suman, 1994). En Ecuador se talaron aproximadamente 59, 000 ha de este bosque para utilizarlos en la construcción de camaroneras (Bravo, 1995) y en el Caribe colombiano el 60% de las 51,000 ha que originalmente existían murieron principalmente a causa del asolvamiento e hipersalinización (Elster, 2000).

Nuestro país cuenta con aproximadamente 660,000 ha de manglares, ocupa el sexto lugar en el mundo (Flores, 1989; Tomlinson, 1986). A pesar de su importancia y de acuerdo con los inventarios forestales de 1970 y 1992, el porcentaje deforestado de los mangles se estima en 65% en aproximadamente 20 años (Yañez-Arancibia et al., 1994; Suman, 1994). Por su parte Tovilla (1994) señala que cerca del 12% de la cubierta de manglar ha sido eliminada durante el mismo periodo. Es evidente que existe controversia al respecto.

Los ecosistemas de manglares, al igual que otros ecosistemas costeros, tienen influencia de las actividades antropogénicas y de procesos biofísicos que ocurren fuera de las fronteras de este ecosistema (Secretaría de Gobernación, 1994). Esta influencia se hace aún más importante a una escala regional (Jiménez, 1994). Por lo que el manejo del manglar, debe necesariamente ser parte de un manejo integral de una región y no solamente una actividad aislada.

A pesar de la importancia que representan los manglares, existe una clara tendencia a la disminución de su extensión original. Consecuentemente queda claro que el desarrollo sustentable de este ecosistema implica el mantenimiento y uso racional de sus recursos, para asegurar su funcionamiento ecológico básico y aprovechamiento económico del presente y para futuras generaciones. Es evidente, que la degradación de la línea costera y la destrucción de los manglares (25 % en un periodo de 10 años) es un fenómeno mundial, por lo que es una necesidad urgente la restauración de los ecosistemas de manglar (Field, 1999).

2. ANTECEDENTES

La bahía de Navachiste está compuesta de una serie de lagunas y esteros, los cuales albergan una gran diversidad biológica que incluyen especies de interés comercial tales como camarón, lisa, tiburón, pargo, róbalo, jaiba, ostión, almeja voladora y otras (SAGARPA-CONAPESCA, 2002). Vicencio (1979) encontró 16 familias y 30 especies de peces, no obstante, años después Díaz et al. (1999) determinaron 14 familias y 23 especies. .

Las bahías de Navachiste, Santa María y Pabellones están consideradas como áreas de Importancia para la conservación de aves playeras y migratorias (AICA`s) por lo que se consideran uno de los humedales más importantes de México para el mantenimiento a largo plazo de poblaciones de aves (Convención RAMSAR, 1997-2002). Los humedales de Sinaloa albergan el 22.5 % de aves acuáticas migratorias que se distribuyen en el país, de este porcentaje la bahía de Topolobampo (Navachiste, Ohuira y San Ignacio) representa el 7.3 % (DUMAC, 1990).

2.1. Restauración de manglares

Desde los tiempos de Watson (1928) quién realizó trabajos de reforestación con *Rhizophora mangle* en Malasia, ya se abordaba la problemática que se ha tenido con los métodos de restauración de manglares.

También existe información que señala que el manejo y restauración de manglares data de inicios de la década de los 30's en Malasia (Watson, 1928), en los 50's en China, a partir de 1959 se realiza en países asiáticos como Indonesia y Tailandia (Lewis III, 1982), así como en países centroamericanos como Puerto Rico, Ecuador, Colombia (Bravo, 1995) y otros como Vietnam, Australia, Arabia Saudita, Cuba y Panamá (Agraz-Hernández, 1999) Estados Unidos de Norteamérica

(Snedaker & Biber, 1997). Sin embargo, el conocimiento sobre las medidas y técnicas apropiadas de esta actividad son escasas.

Bashan (2000) menciona que Brasil fue el primer país que inició programas de conservación de manglares en el siglo XVIII. Snedaker & Araújo (2000) citan a Davis (1940) como uno de los pioneros en la reforestación de manglares por medio de propágulos, en la región de la Florida, USA.

La información que existe deja claro que la mayoría de los proyectos sólo consideran especies del género *Rhizophora* u otras de la familia de las Rhizophoraceae (FAO, 1985; Komiyama et al., 1996). Por su parte Elster (2000) critica que las directrices para la reforestación de otras especies son generalmente incompletas o no existen. Harvey & Williams (1983) establecieron algunas técnicas para restauración de humedales de manera artificial, basados principalmente en lo que se refiere a las mareas, debido a que se ha visto que la topografía en los sitios por restaurar, es sumamente importante (Williams, 2001).

En México se han desarrollado pocas investigaciones y las que existe se han enfocado solamente al transplante directo de hipocótilos y plántulas (Tovilla & Orihuela, 2002). Flores et al. (en prensa) señalan que la restauración de manglares ha seguido tres tendencias: la reforestación, la restauración hidrológica y la combinación de las dos anteriores. Señala que la reforestación directa en zonas deforestadas es factible, sin embargo, se debe tomar en cuenta el hidroperiodo, debido a que la distribución de los propágulos y plántulas es más restringida que la de los adultos y está en función de las frecuencias de inundación.

Elster (2000) llevó a cabo trabajos de reforestación utilizando propágulos "semillas", plántulas y vástagos cultivados en condiciones controladas, obteniendo como resultado que estos últimos presentaron un mayor porcentaje de supervivencia. Además concluye que la reforestación con plantas de vivero ofrece la ventaja de lograr una mayor supervivencia que la siembra directa de propágulos. Díaz et al.

(2001) en Colombia realizaron trabajos sobre reforestación y mencionan que no se ha encontrado literatura donde se hayan considerado los aspectos físicos de las mareas, propiedades físicas y químicas del sustrato y el agua, así como las aportaciones de agua dulce (ya sea por lluvia o subterránea) de los lugares por reforestar, cuestiones fundamentales en la recuperación de áreas de manglares.

La mortalidad de los hipocótilos, así como su establecimiento depende en gran medida de su tamaño (Rabinowitz, 1978). En los bosques de Australia es común ver como especies de mangles con propágulos pequeños se instalan en zonas de marea baja y otras con propágulos grandes colonizan zonas intermareales de mareas altas (Smith, 1987). En este mismo sentido, Tomlinson (1986) descarta la hipótesis de Rabinowitz como real, debido a que no ha sido demostrada en todas especies de manglares, en donde no parece haber una relación directa entre el tamaño del propágulo y la distribución de la especie. Lema et al. (2001) también contradicen los postulados de Rabinowitz al encontrar que en mangles ribereños los propágulos más grandes logran establecerse en las partes altas y no son arrastrados por la corriente fuera del ecosistema.

En un manglar de zonas áridas de México se llevó a cabo un trabajo experimental de reforestación utilizando propágulos de *Avicennia germinans*. Las observaciones de campo se realizaron cada seis meses, en el primer mes de trabajo se observó que sobrevivieron el 96% de las plantas, y después de 24 meses sobrevivieron el 74% de los propágulos (Toledo & Bashan, 2001). Pinto da Cunha & Neves (2001) realizaron forestación con *Avicennia schaueriana* en un área de manglar degradada en Brasil, utilizando 25 plantas producidas en vivero de 10 meses de edad por tratamiento que después de 106 días sobrevivieron el 100 %.

Se ha demostrado que diferentes especies de *Avicennia* presentan la característica de favorecer a la acreción de la línea de costa, debido a la arquitectura que presentan sus raíces (Young & Harvey, 1996). Lo mismo ocurre con *Rhizophora spp* (Furukawa & Wolanski, 1996) ayudados por la sedimentación al flocularse las

sales y las pequeñas partículas de arcilla suspendidas en el agua de lagunas costeras. Sin embargo, los fenómenos de sedimentación y acumulación están determinados por procesos pedológicos. Esto incluye la naturaleza de las mareas, climáticos y otros procesos relacionados con la hidrología. Adicionalmente a esto se inicia la colonización por plantas, lo que lleva paulatinamente a la estabilización y madurez de los suelos (Saenger, 2002).

Milano (2000) trabajó en la consolidación y estabilización de islas artificiales en la Florida a través de muros de rocas en combinación con manglares utilizando las técnicas (pvc) de Riley (1999). Asegura que las islas artificiales incrementan las zonas de alimentación, refugio y hábitat para pesquerías y aumentan la biodiversidad.

Rocha (2003) trabajó en la repoblación de *Laguncularia racemosa* en un manglar de la costa de Nayarit, con propósitos forestales, utilizando repoblamiento natural (apertura del dosel) y plantaciones artificiales con propágulos extraídos de su medio natural. Encontró para ambos casos una mayor supervivencia en aquellos lugares donde la marea tiene menos influencia. Bosire et al. (2003) por su parte determinaron que la restauración (colonización) natural de manglares en sitios perturbados es posible, siempre y cuando se le apoye con reestructuración hidrodinámica.

Lacerda (1993) sustenta que aunque existe mucha información informal sobre manglares que enumera la sujeción de sedimentos como papel funcional importante, hay pocos datos para demostrarlo. Los manglares se desarrollan bien en áreas con fuerte sedimentación, como los estuarios y los deltas, donde su presencia ayuda a la acumulación y compactación de los sedimentos transportados por los ríos. Wright et al. (1997) aseguran que, una de las causas que provocan serios problemas ecológicos en los manglares se refiere a la extracción directa de la madera y al proceso de sedimentación elevada.

2.2. Viveros de manglar con propósitos de reforestación artificial y conservación

Los viveros de manglar son una alternativa que ayuda a la restauración artificial de los manglares degradados, con las ventajas indirectas que conlleva. Pueden contribuir a las estrategias de aprovechamiento múltiple que se realizan en la región costera (Paré & Fraga, 1994). Incluso, dada la gran cantidad de hectáreas deterioradas de manglar y que existe la necesidad de restaurar, los viveros se podrían convertir en una alternativa de empleo permanente para habitantes de este ecosistema.

Bojórquez (2002) trabajó sobre crecimiento de plantas en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa obteniendo como resultado que las plantas de *R. mangle* y *A. germinans* manejadas en vivero presentan una tasa de crecimiento de 4.34 y 0.51 cm por mes respectivamente, en cambio en su medio natural la tasa de crecimiento es de aproximadamente 0.62 cm por mes en *R. mangle* y 0.6 cm por mes para *A. germinans*.

Por otro lado Agraz-Hernández (1999) menciona que las plantas desarrolladas en vivero ofrecen una garantía de un mayor éxito en la reforestación; ejemplo de ello son los trabajos realizados en Bangladesh, Tailandia, India, Australia, Vietnam, Indonesia, Arabia Saudita, Cuba, Colombia y Panamá. Asimismo, cita tres formas importantes de reforestación en manglares llevadas a cabo con buenos resultados en un manglar de pacifico norte mexicano: reforestación directa con propágulos, transplante de plántulas y transplante con plantas de vivero. Las plantas de vivero incrementan los costos de reforestación de manglares. Sin embargo, son necesarias en situaciones especiales, donde no es posible la siembra directa de propágulos (Reyes & Tovilla, 2002).

Las plantas generadas en vivero presentan una tasa de crecimiento mayor que las que nacen en su ambiente natural (Benitez-Pardo et al., en prensa), cuestión

que se aprovechó en las isletas forestadas, dado que los manglares de la región de la bahía de Navachiste presentan un crecimiento lento comparado con el resto de las regiones del centro y sureste del país, debido a que la evaporación media anual de dicha área es más alta que la precipitación media anual, induciendo a la formación de suelos hipersalinos (SEMARNAP, 2000).

Domínguez (1994) determinó el nivel de sombra y el sustrato más adecuado para el crecimiento de plantas de *R. mangle* en vivero con fines de repoblamiento en los manglares de Tabasco. Obteniendo como resultado que las plantas de estas especies no toleran condiciones de luz al 100% o 0%. En cuanto a sustrato, la mezcla de suelo de manglar con aluvión resultó ser la más apropiada. Por su parte Ruiz (2000) estudio las plagas que atacan a *R. mangle*, *Conocarpus erectus*, *Laguncularia racemosa* y *A. germinans* en ambiente de vivero. Huesca (2000) realizó un trabajo en vivero con el fin de determinar la respuesta de plántulas de mangle a la adición de nutrimentos, encontrando que la respuesta a los abonos depende de la especie.

Milian (1997) asegura que en aquellas áreas donde existe influencia directa de mareas, oleaje y erosión, la forestación debe hacerse con plantas generadas en vivero y que tengan entre 10 y 12 meses de edad, con una distancia entre planta e hilera de 1 m.

2.3. Factores ecológicos y su influencia sobre los manglares.

La ubicación geográfica de los manglares obedece principalmente a la temperatura del ambiente y del agua, altitud y latitud y sobre todo la presencia de agua dulce (Araujo, 2000). Es por eso que en las zonas extremadamente áridas no existen manglares. Sin embargo, Scholander (1968) menciona que en las zonas extremadamente áridas, los mangles resuelven el problema de la ausencia de agua dulce proveniente de las precipitaciones, por medio de los mecanismos que poseen de ultrafiltración, que les permiten aprovisionarse a partir del agua de mar.

Mencionan que el verdadero problema en esta zona, obedece a la falta de aporte

sedimentario (fuente de nutrientes) provocado por el escurrimiento superficial ocasionado por las precipitaciones. Este dilema solo podría aclararse a través de la experimentación fisioecológica (Pannier & Fraino, 1977).

Tomlinson (1994) destaca que el establecimiento de los manglares depende del grado de salinidad, que permite la distribución de las especies según su tolerancia. Por su parte la FAO (1994) menciona que la hipersalinidad afecta gravemente a los manglares y puede ser a partir de que sobrepasa los niveles encontrados en el mar, manifestándose en manglares de tipo matorral y una composición florística escasa. Una vez que los manglares pierden su capacidad para soportar el estrés, ya sea por hipersalinidad u otro factor pierden la capacidad de respuesta y esto puede suceder cuando el manglar alcanza la pérdida del 40% de aportación de biomasa al ecosistema, lo que ocasiona que dicho ecosistema no se pueda sostener (Chávez, 2006).

Arango et al. (2001) determinaron que la salinidad y periodos de inundación son primordiales en los cambios de factores ambientales como: nivel del agua, porcentaje humedad, potencial redox y temperatura; que son parámetros esenciales en la supervivencia de propágulos.

McKee (1995) encontró que las condiciones hidro-edáficas varían sustancialmente en la zona intersticial de la parte radical de los manglares, permitiendo que se presente un gradiente de salinidad bien marcado de acuerdo con la inundación de las mareas. Mediante la frecuencia de mareas en un periodo en particular, es posible adscribir una especie dada en una estrecha franja de inundación y esto implica que una especie puede estar en menor o mayor grado restringida a una franja específica dependiendo de la microtopografía local (Tomlinson, 1994). Esta restricción puede ser modificada por otros factores, principalmente por el tipo de sustrato. Otros factores que se diferencian en la misma zona son las reacciones redox, siendo más bajo en la marea baja en contraste con el pH que es más alto en marea baja (Middleton & McKee, 2001). Incluso, estas

reacciones junto con la diversidad de bacterias que participan en los procesos de disponibilidad y fijación de nutrientes en los manglares dependen mucho de la calidad de estos bosques, determinado por actividades antropogénicas, es decir existen grandes diferencias entre un bosque sano y uno deforestado (Sjöling et al., 2005).

Otro aspecto fundamental en el éxito del establecimiento de plantas se refiere al efecto de las mareas, frecuencia de inundación y exposición por las mareas, la acción mecánica del agua mareal y la salinidad intersticial son mucho más importantes que el efecto que tiene el agua subterránea (manto freático) para determinar la distribución y producción de plantas (Clarke y Hannon, 1969).

A través de acuarios instalados en una zona estuarina de Costa Rica, se midió el efecto de las mareas en el establecimiento de propágulos de *L. racemosa*, *A. germinans* y *A. bicolor*, encontrando que el establecimiento de los propágulos depende de la especie, siendo más alta la mortalidad para propágulos de *L. racemosa*. Sin embargo, las “semillas” de *L. racemosa* se establecen primero (5 a 8 días) mientras que *A. germinans* aproximadamente a los 25 días (Delgado et al., 2001). En contraste Rabinowitz (1978), encontró que en Panamá los propágulos de *L. racemosa* duran flotando hasta 25 días en agua dulce y hasta 35 días en agua salada y los de *A. germinans* duran hasta 82 días para su establecimiento.

El éxito en proyectos de restauración de manglares depende de aspectos importantes como: objetivos bien claros, basar el programa de reforestación en experiencias regionales, selección del sitio basado en el flujo y reflujo de las mareas, protección del sitio (construir bordos, drenar las depresiones y los lugares inundados y evaluación anual) Araujo (2001). En este contexto Field (1996) indica que los manglares son muy variados y su estructura y funciones dependen de la naturaleza del ambiente prevaleciente. Por lo que el método adoptado para su restauración depende de las condiciones locales y del razonamiento principal para su restauración. Por lo tanto, es muy difícil generalizar acerca de las técnicas que se

deben adoptar para un sitio particular. Sin embargo, el mismo autor recomienda seguir algunos principios generales para restaurar un área particular de manglares: descripción general del sitio, razonamiento para la restauración, preparación del sitio, relación entre el sitio y la especie, ensayos de trasplante, recolección de propágulos, implementación de viveros y plantación, costos de regeneración, manejo del manglar en recuperación e impacto social y económico de la restauración.

3. JUSTIFICACIÓN

El aumento generalizado del deterioro de manglares, el azolve de las lagunas costeras con sus respectivas consecuencias en el abatimiento de las pesquerías por ambos fenómenos y, debido a que la bahía de Navachiste no escapa a tal situación, los gobiernos federal, estatal, municipal y los pescadores, en concordancia con el Plan Nacional de Desarrollo 1995-2000 (PND) se plantearon el propósito de recuperar el sistema como apoyo a las pesquerías, se realizó un programa de dragado consistente en extraer un volumen de 709,024 m³ de lodos en una longitud de 23,922. m lineales que fueron depositados (zonas de tiro) en una superficie de 76.13 ha, sin provocar daños mayores a las zonas de manglar, correspondiendo 25 ha a isletas (tarquinas), para con ello rehabilitar aproximadamente 11,500 ha. Esto se reflejó en beneficio para 1,350 familias de pescadores ribereños o bien 7,280 habitantes que viven directamente del sistema lagunar (SAGARPA-CONAPESCA, 2002). Esta misma dependencia especifica que lo ideal para el correcto desazolve de la bahía era tirar los lodos a mar abierto, sin embargo, no existía presupuesto viable. Por lo que se propuso como alternativa formar isletas de dragado (tarquinas) como zonas de tiro, y que éstas fueran forestadas con manglares para su establecimiento (CONAPESCA, 2001).

En relación con la superficie de manglares, Carrera-González y de la Fuente (en prensa) mencionan que la región que comprende la bahía de Navachiste, Topolobampo, bahía de Ohuira y las Glorias conforman un área de aproximadamente 17,490 ha, de las 73,974 ha que corresponden a Sinaloa (sin incluir los manglares de Dimas y Mazatlán) (DUMAC, 2003). Particularmente la bahía de Navachiste cuenta con 10 365 ha (Monzalvo-Santos, 2006).

Según Clay (1996) la construcción de granjas camaroneras, ha tenido un impacto importante en la destrucción de manglar. De manera global son las responsables de la desaparición del 10 al 15 % de esta vegetación y en la actualidad en las zonas donde se sigue desarrollando, son responsables de la destrucción del

20 al 50 % de los manglares (NACA, 1994). En Sinaloa se tienen consideradas 227 granjas de este tipo a lo largo de la zona costera. Adicionalmente se estima que existe un potencial de 200 000 ha más, para seguir desarrollando esta actividad (DUMAC, 2003). Es indudable que la camaronicultura ha provocado modificaciones al ambiente que van desde la calidad del agua hasta alteraciones tróficas, de hábitat, estructura de ecosistemas y comunidades (Ortega, 2002).

En particular sobre la problemática que ocasiona la acuicultura en la bahía de Navachiste, SEMARNAP (2000) señala que existen más de 25 granjas operando, que ocupan una superficie de 2,708 ha con un gasto de agua de 1' 607 688 m³ al año, extraídos de la bahía y devueltos a la misma cargados de materia orgánica y sedimentos, causando serios problemas al manglar. A pesar de ello, se desconoce la superficie que ha desaparecido por año.

Además, en la bahía de Navachiste, debido a presiones antropogénicas, se presenta un grado de deterioro evidente. Las causas principales son las descargas de los drenes de la actividad agrícola que se desarrolla en su planicie costera, principalmente la de Los Mochis (DUMAC, 2003), de las granjas acuícolas y de las aguas negras sin tratamiento de las ciudades de Los Mochis y Guasave, Sinaloa (SAGARPA-CONAPESCA, 2002). Esto está causando un serio problema de sedimentación producto de los arrastres de sedimentos de las tierras de las zonas agrícolas y tierras altas (751,433 ha de riego y 582, 433 ha de temporal) (Gobierno del Estado de Sinaloa, 1990), conjuntamente con las descargas de agroquímicos. La elevada sedimentación ha modificado los patrones de inundaciones en las zonas intermareales, cambiando en muchos casos la vegetación prístina, debido a que la reducción del cuerpo de agua ha traído como consecuencia la desaparición de áreas de manglares (DUMAC, 2003). Vergara et al. (1996) encontraron que los sedimentos que cubren la superficie de la bahía de Navachiste, así como los de la plataforma, son de origen continental y han sido transportados hacia la cuenca de depósito principalmente por los ríos Fuerte y Sinaloa.

El Plan Nacional de Desarrollo 1995-2000, establece que a través del Programa de Pesca y Acuicultura, se pretende diversificar las pesquerías promoviendo la acuicultura responsable y el reordenamiento de las pesquerías. Plantea que una forma de lograr el objetivo es rehabilitando las lagunas litorales a cargo de la SEMARNAT, además, de llevar a cabo diversos estudios y proyectos de infraestructura, para conservar y mejorar los sistemas lagunares costeros por medio de obras de protección, así como de aperturas y estabilización de bocas que comunican al mar, con el propósito de incrementar la capacidad productiva natural de los sistemas lagunarios costeros (SAGARPA-CONAPESCA, 2002). Esto genera una problemática nueva en torno a estos ecosistemas, por lo que es relevante generar conocimientos que se integren en el desarrollo de tecnologías innovadoras propias, que permitan contrarrestar hasta donde sea posible, los potenciales problemas ecológicos y tener éxito en la formación de nuevas áreas de manglar en los depósitos de dragado (isletas de dragado).

Por estas razones, en el presente estudio se planteó realizar una serie de experimentos que permitieran establecer las bases y criterios para repoblar con mangles las isletas de dragado, para tratar de estabilizar y consolidar los sedimentos, así como, las nuevas áreas de manglar. Adicionalmente contribuirá al mejoramiento de las pesquerías al funcionar como refugio, alimentación y reproducción.

4. HIPÓTESIS

Por las formas de propagación de los mangles, el hidroperiodo, la microtopografía y la salinidad que se presentan en áreas de reciente creación (isletas de dragados), es factible la forestación con mangles.

Las plantas de mangles generadas en vivero son más aptas para la forestación de isletas de dragado que las extraídas de su medio natural

5. OBJETIVOS

5.1. Objetivo general

Determinar las condiciones más adecuadas para la formación artificial de nuevas áreas de manglar en isletas de dragado con especies nativas de la bahía de Navachiste (*Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*).

5.1.1 Objetivos específicos

5.1.1.1. Determinar los lugares susceptibles a la forestación en una isleta de dragado en la bahía de Navachiste en función del hidroperiodo, salinidad, mareas y microtopografía.

5.1.1.2. Precisar cuales formas de propagación (plantas de vivero o extraídas del medio natural) presentan un establecimiento más rápido en la forestación artificial.

5.1.1.3. Determinar la supervivencia y la tasa de crecimiento de los individuos de mangle utilizados para la forestación de isletas de dragados, en función de las mareas y la salinidad.

5.1.1.4. Identificar cual especie de mangle (*Rhizophora mangle* o *Avicennia germinans*) es la más apta para el establecimiento de nuevas áreas de manglar en diferentes condiciones de hidroperiodo y topografía.

5.1.1.5. Determinar la edad de las plantas (5 o 10 meses) que es más apta para la forestación de isletas de dragados en las condiciones de mareas, hidroperiodo y salinidad que se presentan naturalmente.

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

Sinaloa se ubica en una zona ecológica de transición, al inicio del corredor costero noroccidental de México, tiene una longitud de 656 km de litoral, que converge en el Pacífico mexicano y con el inicio del Golfo de California. Esta entidad cuenta con 608 km² de superficie insular, 17, 751 km² de plataforma continental, 221, 600 ha de lagunas litorales y 57, 000 ha de aguas continentales (Gobierno del Estado de Sinaloa, 1992).

A lo largo de la zona costera sobresalen cuatro grandes bahías: Topolobampo, Santa María-La Reforma, Altata, Pabellones y Ceuta. La bahía de Topolobampo a su vez esta conformada de tres bahías más chicas que incluyen Ohuira, San Ignacio y Navachiste.

La bahía de Navachiste es un extenso cuerpo de agua de aproximadamente 33,500 ha. La planicie costera que rodea a la bahía está formada por depósitos lacustres que datan del cuaternario. Al oeste de la laguna y en las islas que la componen se encuentran afloramientos rocosos de andesita y roca volcánica (basalto) formados durante el terciario superior. La erosión de estas rocas es una fuente de sedimento; sin embargo, se pueden encontrar los tres principales mecanismos de depositación: litoral, eólico y aluvial. Desde el punto de vista geohidrológico, la zona está considerada como unidad de material no consolidado, con espesor reducido y extensión limitada, dando como resultado que la recarga y el almacenamiento sean mínimas, funcionando como transmisores de agua hacia costas más bajas (ECOPROYECTOS, S. A DE C. V., 2000). De acuerdo con el INEGI-SEMARNAP (1997) los principales fenómenos meteorológicos que afectan la región son los ciclones que se desarrollan en el Pacífico. El efecto de éstos en la bahía se debe no tanto a que toquen tierra en este sitio, sino al oleaje que generan.

La bahía de Navachiste se localiza en el Municipio de Guasave, Sinaloa, entre los 25° 10´ y 25° 22´ N y 109° 00´ y 108° 40´ W. En la zona se presenta un clima de

transición que va desde el tipo semiseco muy cálido muy seco (BS h'), muy cálido (BW h'), la temperatura promedio es de 18° C y los meses más cálidos son julio y agosto, en los que se registran temperaturas máximas de 38° C y 45° C respectivamente (García, 1980).

La Bahía de Navachiste se encuentra semicerrada por la isla de San Ignacio; al oeste se comunica con la bahía San Ignacio y al este con el golfo de California y la Bahía de Macapule; se forman dos canales en este sector por la presencia de una isla de arena. La precipitación media anual que se presenta oscila entre los 365 y 450 mm, siendo agosto y septiembre los meses más lluviosos, sin embargo, la evaporación promedio anual es cercana a los 2,000 mm. Pertenece a la región hidrológica 10 (SEMARNAP, 2000). Tiene una extensión de 3,858 km² y abarca porciones de cuatro Municipios de Sinaloa. Se encuentra limitada en la parte noroeste por el río Fuerte, en la parte oriental por la cuenca río Sinaloa y en la porción sudoeste por el Golfo de California (INEGI-SEMARNAP, 1997). Aunque los aportes directos de agua dulce que recibe la bahía en cuestión, sólo se debe a pequeños arroyos efímeros. Vergara et al. (1996) encontraron que los sedimentos que cubren la superficie de la bahía de Navachiste, así como los de la plataforma, son de origen continental y han sido transportados hacia la cuenca de depósito principalmente por los ríos Fuerte y Sinaloa, a l igual que los drenes agrícolas que se localizan en esta zona.

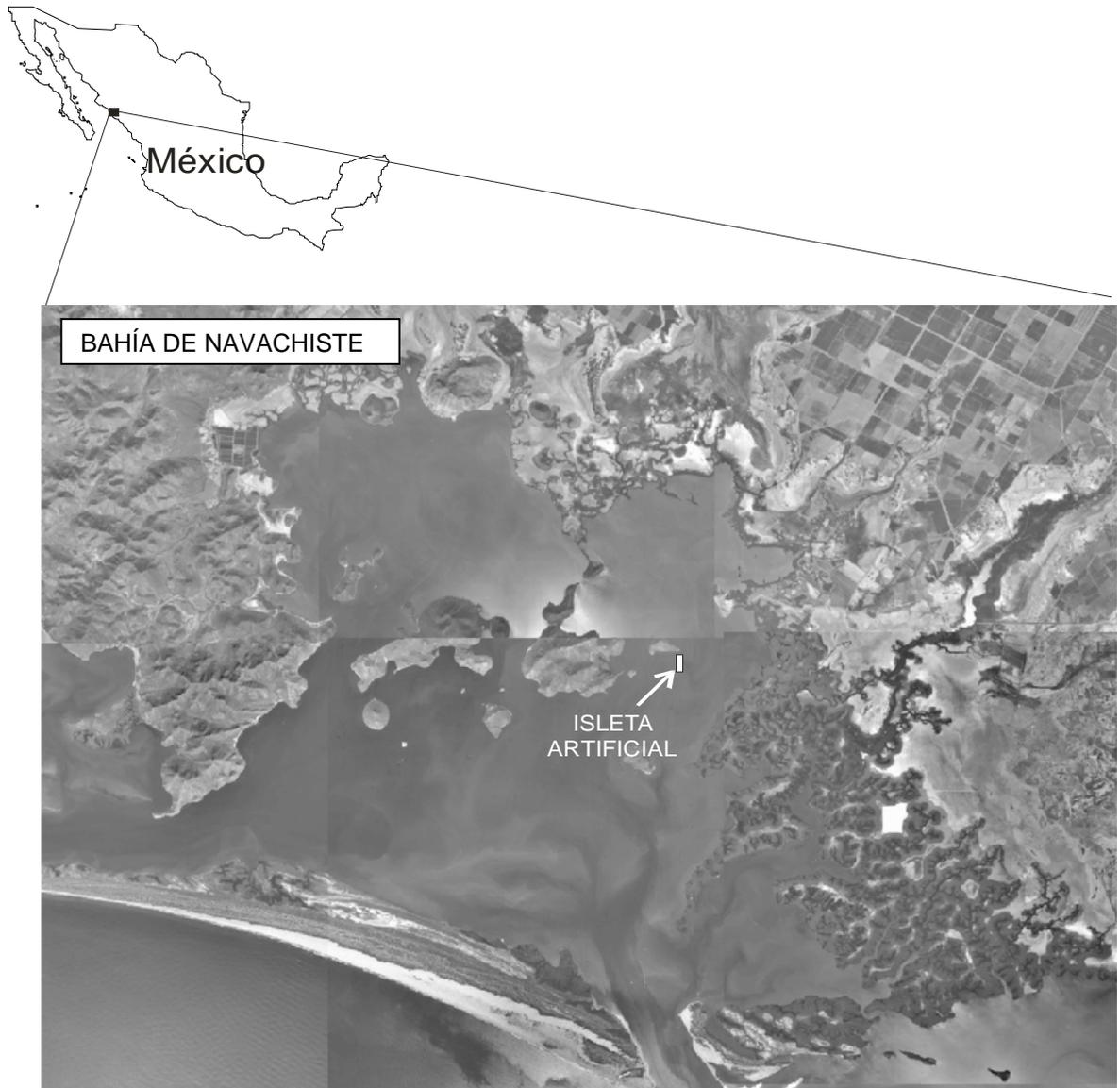


Figura 1. Ubicación de la Bahía de Navachiste, Sinaloa, que incluye la isleta de dragado indicada con la flecha.

6.2. Selección de las especies a utilizar en el experimento

Las especies utilizadas fueron *Rhizophora mangle* (mangle rojo, candelón) y *Avicennia germinans* (mangle negro, puyequé, madresal, cenizo), por considerarse las más adaptadas para los niveles de salinidad que se presentan en esta región.

6.3. Construcción de un vivero

Se llevó a cabo la construcción de un vivero de 50 m de largo y 20 m de ancho con una superficie de aproximadamente 1,000 m². Se produjeron 18, 000 plantas, de éstas se tomaron las plantas necesarias para el presente experimento.

Para la construcción del vivero se utilizaron postes de madera y una malla-sombra agrícola al 60 % de sombra que se colocó a una altura de 2 m, con el propósito de mejorar la cantidad y calidad de la luz solar.

Para el crecimiento de las “semillas” se utilizaron contenedores de polietileno negro de 18 cm de diámetro por 26 cm de altura, llenados con un sustrato compuesto por 20 % de arena y 80 % de tierra (aluvión), ambos de río.



Figura 2. Lugar donde se instaló el vivero, así como la estructura de madera con su respectiva malla-sombra.

6.3.1. Recolección y selección de las semillas

Se realizaron salidas de campo a los manglares de la bahía de Navachiste para llevar a cabo la recolección y preselección de “semillas” o hipocótilos a utilizar en la producción de plántulas, buscando que dichas semillas pertenecieran a poblaciones representativas de manglares sanas y homogéneas.

Para la producción de plántulas de *Avicennia germinans* se llevó a cabo la recolección de 10 000 “semillas” el 5 de septiembre de 2003. Se colectaron aquellas

que presentaban una coloración amarillo oro, propio de las propágulos con madurez fisiológica adecuada y con apariencia sana. Éstas fueron sembradas previo proceso de escarificación sumergiéndolas en agua dulce durante 24 horas. Se depositaron en charolas agrícolas llenadas con un sustrato inerte (turba o estopa de coco molida), propio para germinar hortalizas. Un mes después las plántulas (6 de octubre de 2003), fueron plantadas en los contenedores para su crecimiento.

La producción de plántulas de *Rhizophora mangle*, se hizo a través de hipocótilos cuyo tamaño variaba de 15 a 25 cm y que presentaban la parte apical de color café marrón. Estos fueron sembrados directamente en los contenedores de vivero a una profundidad de aproximadamente 4 a 7 cm, lo cual se llevo a cabo el 16 de agosto de 2003.

Otra fuente de propagación que se utilizó para los experimentos fueron plántulas extraídas de su ambiente natural aproximadamente de 5 y 10 meses de edad y plantadas inmediatamente en el lugar del experimento (isleta). Las plántulas utilizadas fueron seleccionadas al azar, aquellas que presentaban de 2 a 3 entrenudos, cuya altura en promedio alcanzaba 15.1 cm para *R. mangle* y 18.5 cm para *A. germinans*. Se extraían con palas jardineras chicas, procurando lastimar lo menos posibles sus raíces y un bolo o cepellón de aproximadamente 7 cm de diámetro por 10 a 15 cm de longitud.

6.3.2. Manejo del vivero

El manejo del vivero consistió básicamente en regar cada tercer día los contenedores de manera individual, con una mezcla de agua potable y propia de la bahía. Esta mezcla contenía desde 5 ups hasta 30 ups según las necesidades de las plantas. Es decir se bajaba o se aumentaba la salinidad según se fuera acumulando o bien por la apariencia de la plantas, que se manifestaban amarillentas cuando aumentaba la salinidad. También se realizaron dos aplicaciones de nitrógeno: la

primera al mes después de haber sido sembradas y la otra a los dos meses, las cuales se hicieron con Urea (46 % N) a razón de dos gramos por litro de agua dulce.



Figura 3. Siembra de hipocótilos (izquierda) en los contenedores y plantas en proceso de aclimatación (derecha) durante un mes antes de ser plantadas en la isleta.

6.4. Proceso de formación de las isletas de dragado

La construcción y el diseño técnico de las isletas, así como el cálculo de resistencia de los materiales estuvieron a cargo de la Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura, basándose en estudios de batimetría, corrientes, energía de las olas, zonas de sedimentación y áreas colindantes de manglares.

6.5. Selección de los lugares en la isleta ecológica

Se construyeron cuatro isletas, pero solo una fue seleccionada para llevar a cabo el presente estudio por ser la más grande y protegida. La isleta donde se realizó el experimento tiene forma rectangular, mide 540 m de largo por 200 m de ancho; una superficie de aproximadamente 11 ha y una altura aproximada de 3 m con respecto al nivel bajo de las mareas.

Se seleccionaron sitios cuya frecuencia de inundación de la marea fuera por lo menos de 15 inundaciones por mes, que no presentara inundaciones que duraran

más de un mes, ya que la salinidad de un lugar también depende de la penetración de las mareas, es decir, de su amplitud y la topografía local. Para conocer esta situación se utilizaron los calendarios de mareas regionales y la experiencia local de los pescadores, así como la topografía y zonación de los manglares ya existentes. También se buscó que el lugar estuviera lo menos expuesto a la acción permanente de olas porque induce a la erosión (parte protegida de la isleta).

6.6. Preparación y protección del sitio (canales, bordes)

Para dar inicio al proceso de forestación, fue necesario esperar un tiempo razonable para que hubiera cierta estabilización y maduración del suelo, en esta ocasión fueron alrededor de 9 meses dado que eran espacios nuevos formados por el vertimiento o depósitos de lodos.

En algunos de los sitios elegidos se implementaron pequeños cercos o “tapos” de malla-sombra con el fin de disminuir el efecto de la energía de las mareas y el oleaje, que cubrieron básicamente a los ensayos experimentales, además sirvieron como trampas para “semillas”. Para su colocación se consideró la topografía del terreno, lo que estuvo en función de la influencia de las mareas y las especie utilizadas en la forestación, es decir, se tomó como referencia la altura promedio del nivel donde se encuentren establecidas las poblaciones de manglar para simular y conservar el patrón de distribución normal como se encuentran en su estado natural.

6.7. Forestación

Es importante señalar que para dar inicio al proceso de forestación en las isletas ecológicas, inicialmente se realizaron ensayos preliminares donde se consideraron algunas técnicas implementadas por Blasco (1977 y 1981) que se basan principalmente en la siembra directa de propágulos (hipocótilos) y plantas extraídas de su medio natural. La técnica de Riley (1999) que utiliza tubos de PVC como tutores donde se coloca la planta y colocando ambos según elevación. En junio de 2003 se llevó a cabo la instalación de los tubos de PVC acorde con esta

técnica, es decir en la zona que corresponde a la ubicación natural del manglar. Se colocaron 50 tubos de 4" de diámetro y 75 cm de longitud y 50 de 2" de diámetro de la misma longitud. Se enterraron aproximadamente a 35 cm; se llenaron de sustrato para alcanzar con exactitud la zonación o nivel de marea de *R. mangle*. Al mes de haberse instalado se procedió a la siembra de propágulos de *R. mangle*. También se trabajó sobre régimen de mareas de acuerdo con Snedaker y Araujo (2000) quienes proponen principalmente la presencia de 50% de los eventos maréales en los sitios por forestar o reforestar (de este método se describen detalles más adelante).

Otro de los ensayos preliminares consistió en la construcción de corrales a base de madera y malla-sombra agrícola con el propósito de generar espacios que funcionaran como "trampas" semilleras o bien mantuvieran las semillas que se depositaban dentro de las mismas. Estas trampas se colocaron en las áreas donde corresponde a la zonación natural de *A. germinas* y *R. mangle* en forma paralela y perpendicular al oleaje, tratando de que fueran más altas que las mareas y que de esta forma las "semillas" de mangle se mantuvieran hasta que éstas se pudieran fijar, o bien a que se enraizaran al suelo de manera natural.

Las propuestas propias del presente proyecto, consistieron en utilizar plantas generadas en vivero y plantarlas con y sin el contenedor para observar el efecto de las mareas en el mantenimiento del cepellón; además, para evaluar la ausencia y presencia del contenedor. Las que se plantaron con la bolsa se les hicieron cortes longitudinales así como en la parte inferior, con el fin de evitar la resistencia física que presentan las mismas a las raíces.

6.7.1. Densidad de siembra

Para el caso de plantas producidas en vivero se recomienda una densidad de 2 000 a 3 000 por ha. En este trabajo se utilizó una densidad aproximada de 4 500 con una distancia entre planta y planta de 1.5 m X 1.5 m con el fin de igualar la

densidad mínima que presenta el manglar de la bahía de Navachiste que va de 4,590 a 8,784 fustes por ha (Monzalvo-Santos, 2006).

6.7.2. Inicio de la forestación

Se llevó a cabo durante el inicio del periodo regional de lluvias, por considerarse la mejor época del año para la forestación de especies arbóreas en general, ya que se aprovechan las lluvias como riego natural. En este caso en particular la influencia de las lluvias disminuye la salinidad y además, aumenta considerablemente el aporte de nutrientes. Esto contribuye a una mayor disposición de los mismos y a su vez a un mayor porcentaje de supervivencia de individuos (Benitez-Pardo et al., 2002). Sin embargo, existen dos factores que se tienen que considerar en esta región, el primero se refiere a la producción de “semillas” que se presenta de julio a septiembre y el segundo, a que la bahía de Navachiste está considerada como zona de influencia de huracanes. Por lo que se recomienda establecer las plantaciones a finales de octubre o bien hasta principio de marzo.

6.7.3. Establecimiento del experimento

El experimento se estableció en agosto de 2004 con plantas de vivero de aproximadamente 5 y 10 meses de edad y plantas extraídas de su medio natural con aproximadamente la misma edad que las plantas de vivero, éstos se conocen a través del número de entrenudos que presentan las plantas en el campo. Según observaciones visuales por tres años.

Las parcelas experimentales y/o tratamientos constaron de 50 plantas de vivero con 5 meses de edad, plantadas incluyendo el contenedor (01) y 50 plantadas de vivero con 5 meses de edad sin incluir el contenedor (02) y 50 plantas extraídas de su medio natural (03). Tratamientos que contenían 50 plantas de 10 meses de edad plantadas incluyendo el contenedor (01) y 50 plantadas con 10 meses de edad sin incluir el contenedor (02) y 50 plantas extraídas de su medio natural (03) con dos

repeticiones (bloques o nivel topográfico), utilizando *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*. Las plantas se depositarán en pozos de 20 cm de diámetro por 30 a 40 cm de profundidad, dependiendo del tamaño del contenedor.

FACTORES

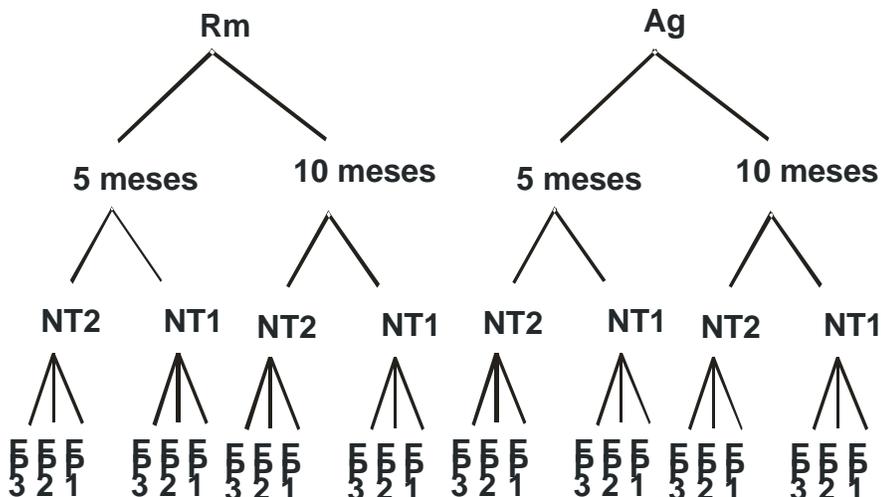
- A: Especies
- B: Edad de plantas
- C: Niveles topográficos
- D: Formas de propagación

NIVELES

- Rm (b1) y Ag (b2)
- 05(a1) y 10(a2)
- N1 (c1), N2 (c2)
- 01(d1), 02(d2) y 03 (d3)

Especies	Edad de las plantas	Niveles topográficos	Formas de propagación
<i>Avicennia germinans</i>	5 meses	Nivel Topográfico 1	Vivero con bolsa (1) Vivero sin bolsa (2) Extraída del medio natural (3)
		Nivel Topográfico 2	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
	10 meses	Nivel Topográfico 1	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
		Nivel Topográfico 2	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
<i>Rhizophora mangle</i>	5 meses	Nivel Topográfico 1	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
		Nivel Topográfico 2	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
	10 meses	Nivel Topográfico 1	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural
		Nivel Topográfico 2	Vivero con bolsa Vivero sin bolsa Extraída de su medio natural

Tratamientos



Para el diseño del experimento fue necesario considerar los factores incluidos con sus respectivos niveles e identificar los parámetros de estudio.

Se utilizó el Diseño de Bloques Aleatorizados (DBA) con un arreglo factorial 2 x 2 x 2 x 3 (2 edades, 2 especies, 2 niveles topográficos y 3 formas de propagación) conformando 24 tratamientos, con un tamaño de muestras de 50 plantas. Los tratamientos se colocaron en parcelas experimentales con dos repeticiones, una por nivel topográfico tratando de evitar la disparidad por diferencias en los gradientes que dio la microtopografía y la influencia de las mareas, dado que para el análisis estadístico se usaron los datos de cada planta, esto permitió que en cada bloque aparecieran representadas las dos edades, las dos especies y las tres formas de propagación. La distribución de las hileras de plantas que conformaban los tratamientos se hicieron al azar dentro de cada bloque o nivel topográfico.

Es importante señalar que debido a lo angosto de las franjas (zonación de cada especie) de aproximadamente 20 a 30 m, los tratamientos no cabían en una sola hilera, por lo que existió la necesidad de completar con más de dos hileras, esto permitió que los tratamientos se plantaran en casi todo el bloque o nivel topográfico

6.9. Seguimiento de parámetros ambientales y biológicos

Se estableció un programa de monitoreo mensual durante un año para registrar los parámetros ambientales (temperatura, salinidad, pH) y bimensual para registrar los parámetros biológicos (supervivencia, altura de planta, diámetro y número de ramas principales). Al inicio y al final del estudio, se hicieron análisis del agua intersticial, así como del sustrato de la isleta, para definir su textura, fertilidad y salinidad.

6.9.1. Parámetros ambientales

Para determinar tanto la salinidad (ups) como el pH y la temperatura se consideró tanto el agua superficial como la intersticial. La salinidad se determinó

mediante el uso de un refractómetro portátil modelo 80-124, marca Atago. El pH se midió con un potenciómetro portátil digital marca Hanna HI 9813. La Temperatura se determinó con un termómetro de mercurio marca Brannan con precisión de $\pm 0.1^{\circ}$ C. Se cavaron hoyos cada 5 m a la profundidad necesaria para encontrar el agua de donde se tomaron las muestras a lo largo de transectos considerando la dirección del gradiente topográfico.

6.9.2. Parámetros biológicos

6.9.2.1. Supervivencia

Se contó el número de individuos vivos en cada tratamiento y se calculó en porcentaje.

6.9.2.2. Altura de planta. Se determinó con la ayuda de un flexómetro de madera graduado en mm; para ello se midió a partir del cuello de la planta hasta la inserción del último par de hojas de la rama principal para el caso de *A. germinans* y, para *R. mangle* esta medida se hizo a partir de la parte apical del hipocotilo, es decir desde donde nace el tallo verdadero hasta donde se insertan el último par de hojas.

6.9.2.3. Diámetro del tallo. Se midió el cuello de la planta, un centímetro arriba de la superficie del suelo con un vernier de plástico. Para el caso de *R. mangle* se tomó como cuello de la planta donde nace la rama principal en la parte apical del hipocotilo.

6.9.2.4. Ramas principales. Como su nombre lo indica consiste en contar el número de ramas principales que emergen del tallo principal y que se mantuvieron durante el estudio.

6.9.2.5. Muestreo de sustrato. Se tomaron muestras de suelo, al inicio y al final del estudio para conocer las propiedades físicas y químicas (fertilidad, salinidad y textura). Para la toma de muestras se cavaron pozos en varios puntos del área

experimental a una profundidad de 0 a 0.50 m. De las paredes de los pozos se tomaron submuestras de cada uno de ellos para conformar una muestra de aproximadamente 2 kg.

6.10. Análisis estadístico

Una vez obtenido los datos de campo se procedió a verificar si cumplían los supuestos estadísticos básicos de normalidad de Lilliefors y de homogeneidad de varianzas Bartlett (Zar, 1986). Se observó que había desviación de normalidad. Asimismo y debido a que prácticamente fueron dos experimentos instalados en diferentes fechas y por la cantidad de factores que había que comparar se procedió a realizar un análisis estadístico multifactorial por separado, es decir se analizó por edades y especies. Para las variables altura y diámetro de la planta se aplicó regresión múltiple respecto a la variable salinidad y los factores niveles topográficos y formas de propagación con su correspondiente Análisis de Covarianza (ANCOVA). Para el caso de las variables número de ramas principales y supervivencia (datos no paramétricos) se les aplicó la prueba estadística Kruskal-Wallis (Mendenhall & Sincich, 1997). A las medias de los tratamientos que resultaron con diferencias significativas se les aplicó la prueba de comparaciones múltiples de Tukey al 5 % de probabilidad del error.

7. RESULTADOS

7.1. Producción de mangles en vivero

Se construyó un vivero en el campo pesquero El Caracol, municipio de Guasave, Sinaloa. Las especies multiplicadas fueron *Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*. De julio a septiembre de 2003 se produjeron 18,000 plantas y en la temporada 2004 otras 7,000; de las cuales se emplearon aproximadamente el 20 % en el establecimiento de los experimentos y el 80% para la forestación de las isletas.

Se sembraron aproximadamente 9,000 propágulos de *R. mangle*, 15 000 de *A. germinans* y 1,000 de *Laguncularia racemosa* lográndose una supervivencia de 93%, 94% y 85% respectivamente.

Las plantas crecieron en un periodo de seis meses a un año entre 10 a 15 cm en promedio para *R. mangle*, entre 16 a 24 cm en promedio para *A. germinans* y entre 20 a 35 cm en promedio respectivamente para *L. racemosa*.

Los materiales y costos para la construcción del vivero se muestran en el anexo 1, así como los costos de producción por planta.

7.2. Temperatura del agua

La temperatura del agua superficial e intersticial presentó un comportamiento similar a la que se presenta año con año en la zona de estudio. Las más altas temperaturas se observaron en mayo y junio y las más bajas en diciembre, enero y febrero para ambos casos (Figura 4).

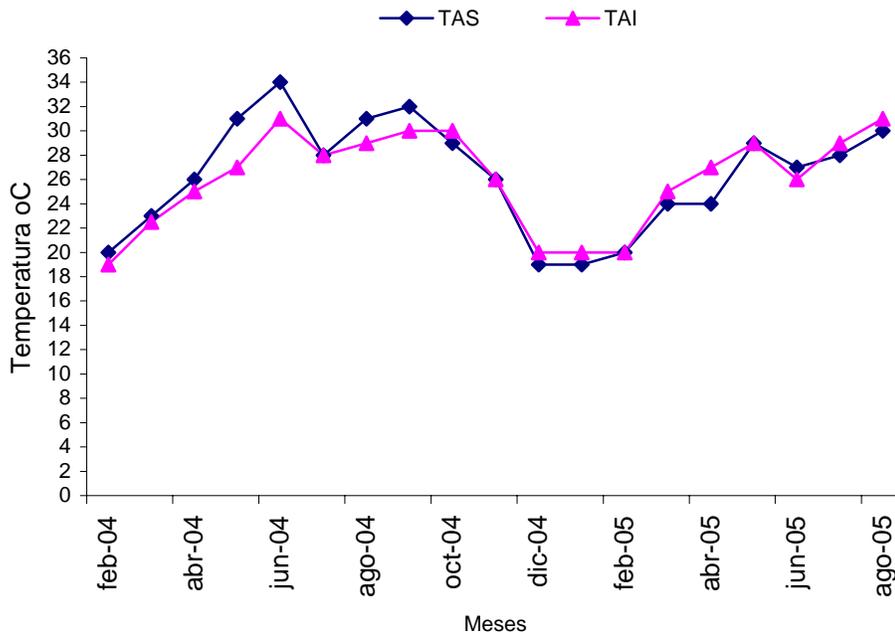


Figura 4. Temperatura del agua superficial (TAS) e intersticial (TAI) en la isleta de en la bahía de Navachiste, Sinaloa.

7.3. Salinidad en la zona experimental

La salinidad presentó variación en función del gradiente topográfico (Figura 5), por ejemplo, en el pozo uno los valores variaron de 50 a 155 unidades prácticas de salinidad (ups) y a medida que baja la pendiente los resultados se asemejan a la salinidad del agua superficial, la cual presentó valores entre 33 y 45 ups durante la época de muestreo. Los controles fluctuaron entre 48 y 58 ups para *R. mangle*, mientras que para *A. germinans* se obtuvieron valores entre 55 a 65 ups. Al comparar el comportamiento promedio por nivel topográfico, se observa que en el nivel topográfico uno (parte menos inundada) presentó mayor salinidad con un valor aproximado de $71 \text{ ups} \pm 18.05$ y el nivel dos (área más inundada) $52 \text{ ups} \pm 17.47$. Estas diferencia fueron significativas entre sitios y meses ($p < 0.05$). Así como para los factores estudiados y sus interacciones (Anexo 3).

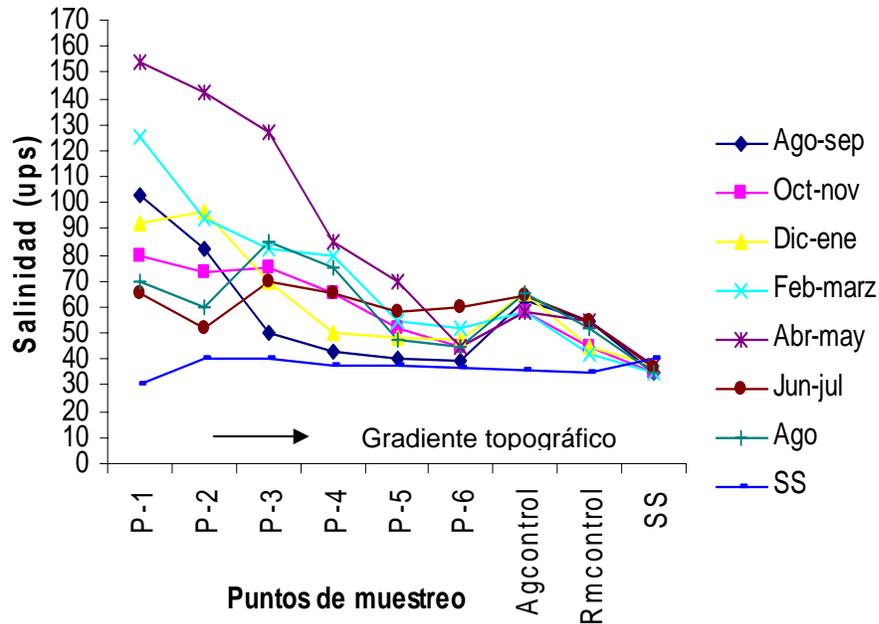


Figura 5. Salinidad intersticial de acuerdo al gradiente topográfico en el área experimental de la isleta de dragado. P1 = punto (pozo) de muestreo 1, P2 = punto de muestreo 2, P3 = punto de muestreo 3, P4 = punto de muestreo 4, P5 = punto de muestreo 5, P6 = punto de muestreo 6, Rmcontrol = *R. mangle* control, Agcontrol = *A. germinans* control y SS = salinidad superficial

7.4. Ensayos preliminares

7.4.1. Siembra de propágulos con las técnicas de Riley (1999) y Blasco (1977 y 1981)

En relación con la técnica de Riley (1999): muchos de los tubos fueron arrastrados por el fuerte oleaje que ocurre con frecuencia en la bahía de Navachiste y sólo quedó aproximadamente el 50%, de este porcentaje al 30% les fue eliminado el sustrato por el mismo problema y en cuanto a propágulos prendidos apenas se logró el 1% (4 plantas)

Respecto a la Técnica de Blasco (1977 y 1981): en agosto de 2003 se realizó la siembra directa de 3,000 hipocótilos de *R. mangle*. Se enterraron entre 5 y 7 cm

de profundidad a una distancia de 0.5 m entre hileras, de los cuales sólo lograron sobrevivir aproximadamente 1 % (30 plantas).

7.4.2. Construcción de trampas “semilleras”.

En la mayoría de los casos fueron arrancadas y enterradas por el fuerte oleaje que se presentó. En las dos trampas que no fueron destruidas “nacieron” o prendieron solamente el 1.5% de las 700 “semillas” que se depositaron en ellas. También se plantaron individuos producidos en vivero con el propósito de probar la eficiencia como protección. Las plantas incluidas en dichas trampas presentaron un crecimiento del 15% más que las plantas no protegidas.

7.5. Ensayo experimental

7.5.1. Supervivencia

7.5.1.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*

La Figura 6 muestra el comportamiento de la supervivencia promedio bimensual de las plantas de 5 meses de edad. Por ejemplo *Avicennia germinans* de vivero con contenedor (Agvcb) presentó la mayor supervivencia al mantener 33 de las 50 plantas sembradas inicialmente. Asimismo, en la Figura 7 se muestra el porcentaje de supervivencia para Agvcb el cual fue de 66%. Seguida de *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) que lograron sobrevivir 29.5, lo que significa un 59 % (Fig. 7). *A. germinans* extraída de su medio natural (Agmn) solo sobrevivió el 17% y de *R. mangle* extraído de su medio natural (Rmmn) que fue la que presentó el menor número de plantas vivas al final del estudio, sólo sobrevivieron 3 de las 50 que se plantaron al inicio del estudio, esto significa el 6% (Fig. 7).

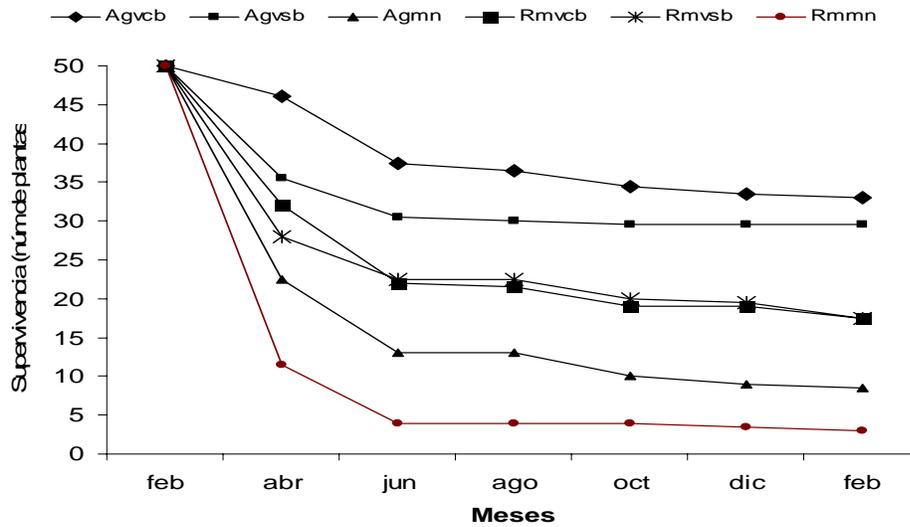


Figura 6. Supervivencia bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de edad utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. Agvcb = *A. germinans* de vivero con contenedor, Agvsb = *A. germinans* de vivero sin contenedor, Agmn = *A. germinans* extraídas de su medio altura, Rmvsb = *R. mangle* de vivero con contenedor, Rmvcb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída de su medio natural.

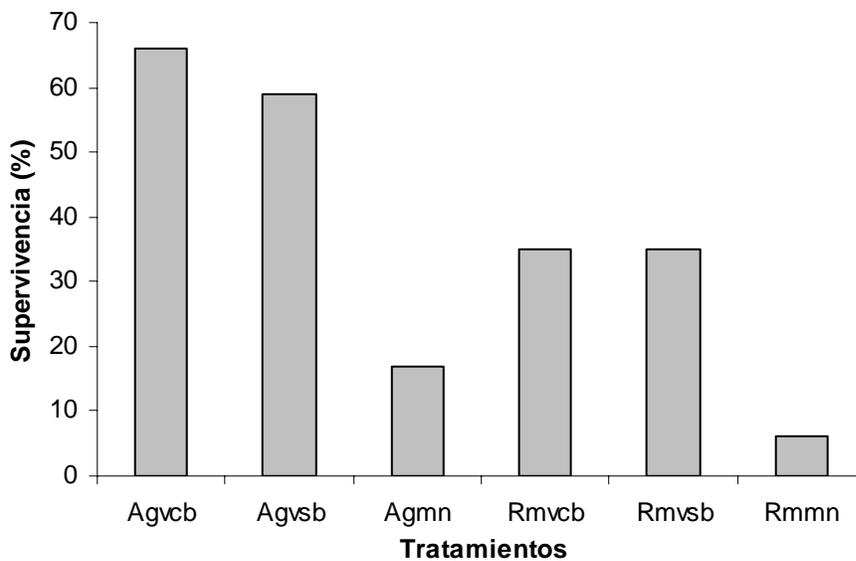


Figura 7. Porcentaje de supervivencia de plantas sembradas a los 5 meses de edad durante 12 meses, utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. Agvcb = *A. germinans* de vivero con contenedor, Agvsb = *A. germinans* de vivero sin contenedor, Agmn = *A. germinans* extraídas de su medio natural, Rmvsb = *R. mangle* de vivero con contenedor, Rmvcb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída del medio natural.

La prueba de Kruskal-Wallis indica que existió diferencia significativa entre los niveles topográficos y las formas de propagación ($p < 0.05$) (Anexo 2). En el nivel topográfico dos *A. germinans* sobrevivieron en promedio 43 ± 11.83 plantas de las 50 utilizadas por tratamiento. En cambio para el nivel uno la media fue de 14 ± 15.43 plantas. Respecto a las formas de propagación, para Agvcb se obtuvieron valores de 28 ± 10.43 plantas y para Agvsb 14 ± 15.77 plantas. Sin embargo, la mayor diferencia se presentó entre las formas de propagación Agvcb y Agmn, con una media de 45 ± 15.91 plantas y esta última apenas logró 17 ejemplares.

Se encontró diferencia significativa ($p < 0.05$) en la supervivencia en los niveles topográfico respecto a la forma de propagación utilizada. Las plantas de Agvcb en el nivel topográfico uno (mayor salinidad) sobrevivieron en promedio 31 ± 9.7 y en el nivel topográfico dos (mayor inundación y menor salinidad) 43 ± 2 (Fig. 8). Asimismo de las plantas de Agvsb sobrevivieron 20 ± 12 en el nivel topográfico uno y en el nivel topográfico dos 45 ± 2 . En cambio las plantas de Agmn lograron sobrevivir en promedio 13 ± 15 en el nivel topográfico uno y 19 ± 12 en el nivel topográfico dos (Fig. 8).

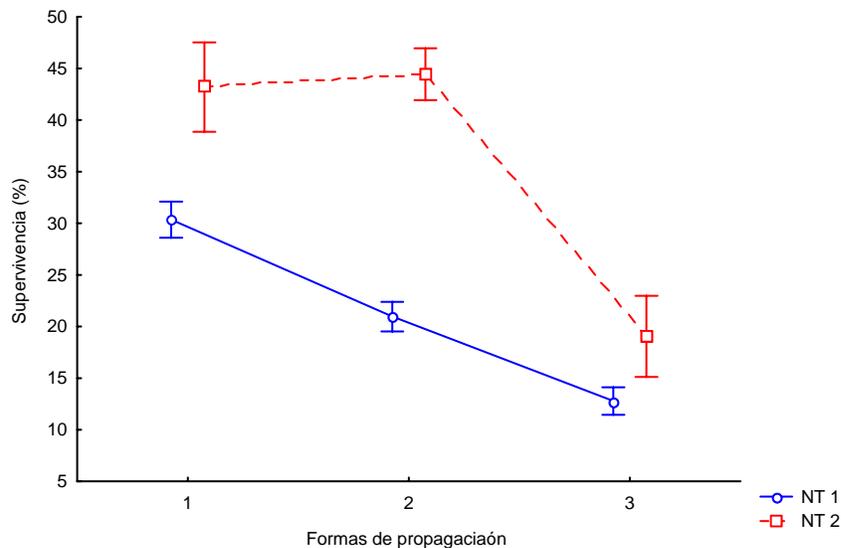


Figura 8. Supervivencia promedio de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans* con respecto a los niveles topográficos y formas de propagación, utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb) y 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* medio natural (Agmn). NT 1 = Nivel topográfico superior y NT 2 = Nivel Topográfico superior. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.870) = 24.648, p < 0.05$

En las plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* se encontró diferencia significativa relacionada con la supervivencia ($p < 0.05$) entre los niveles topográficos, en cambio para las forma de propagación no fue significativo (Anexo 5). Las plantas de Rmvcb y Rmvsb presentaron un comportamiento similar debido a que sobrevivieron en promedio 12 ± 16 plantas, para Rmmn perecieron el 100%.

7.5.1.2. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*

La mayor supervivencia promedio bimensual en esta edad de plantas fue para Agvsb al mantener 38 (Figura 9) de las 50 plantas empleadas por tratamiento (76%). Seguido de Agvcb que lograron sobrevivir 36 (72 %). Sin embargo, de *A. germinans* extraída de su medio natural (Agmn) solo sobrevivieron el 34% (Fig. 10).

Por el contrario el tratamiento de *R. mangle* extraídas de su medio natural (Rmmn) fue el que presentó el menor número de plantas vivas, solamente sobrevivieron 10 de las 50 que se plantadas, esto significa el 21% (Fig. 9 y 10).

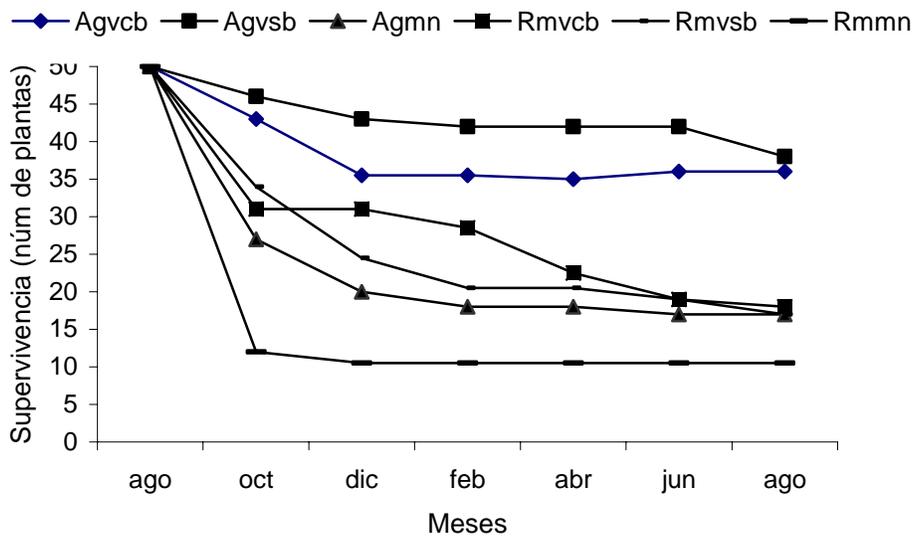


Figura 9. Comportamiento bimensual de la supervivencia de plantas sembradas a los 10 meses de edad utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. Agvcb = *A. germinans* de vivero con contenedor, Agvsb = *A. germinans* de vivero sin contenedor, Agmn = *A. germinans* extraídas de su medio natural, Rmvsb = *R. mangle* de vivero con contenedor, Rmvsb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída del medio natural.

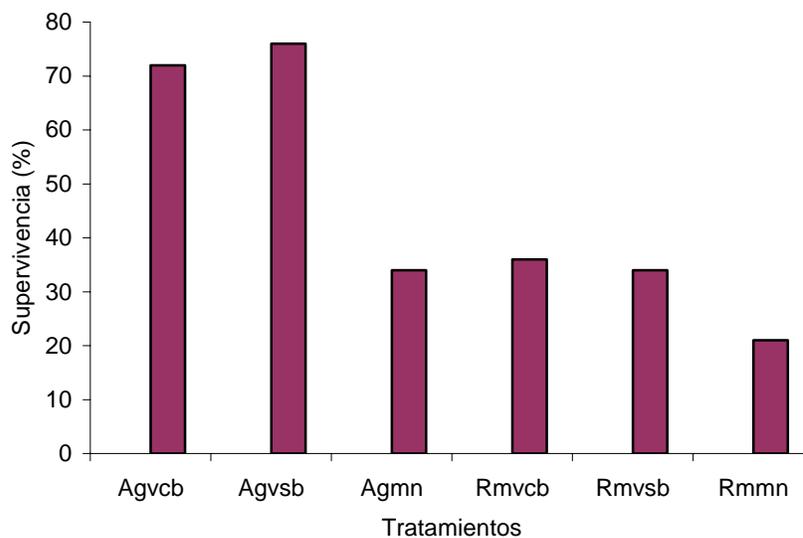


Figura 10. Porcentaje de supervivencia en plantas sembradas a los 10 meses de edad utilizadas en la forestación de tarquinas de la isleta de dragado. Agvcb = *A. germinans* de vivero con contenedor, Agvsb = *A. germinans* de vivero sin contenedor, Agmn = *A. germinans* extraídas de su medio natural, Rmvsb = *R. mangle* de vivero con contenedor, Rmvsb = *R. mangle* de vivero sin contenedor, Rmmn = *R. mangle* extraída del medio natural.

La prueba de Kruskal-Wallis demostró diferencia significativa ($p < 0.05$) para la variable supervivencia en los niveles topográficos, así como para las formas de propagación (Fig. 11 y Anexo 8). *A. germinans* obtuvo una media de 46 ± 5.75 plantas en el primer nivel y 26 ± 16.6 en el nivel dos.

En el nivel topográfico uno (mayor salinidad) se observa la diferencia significativa ($P < 0.05$) entre los tratamiento Agvsb y Agvcb comparados con la forma de propagación Agmn (Fig. 12). En el nivel topográfico dos la diferencia significativa ($P < 0.05$) se encontró entre los tres tratamiento Agvcb se logró un promedio de 32 ± 9 plantas respecto a Agvsb donde se obtuvo una media de 42 ± 6 plantas y finalmente Agmn alcanzó una media 11 ± 17 plantas (Fig. 11).

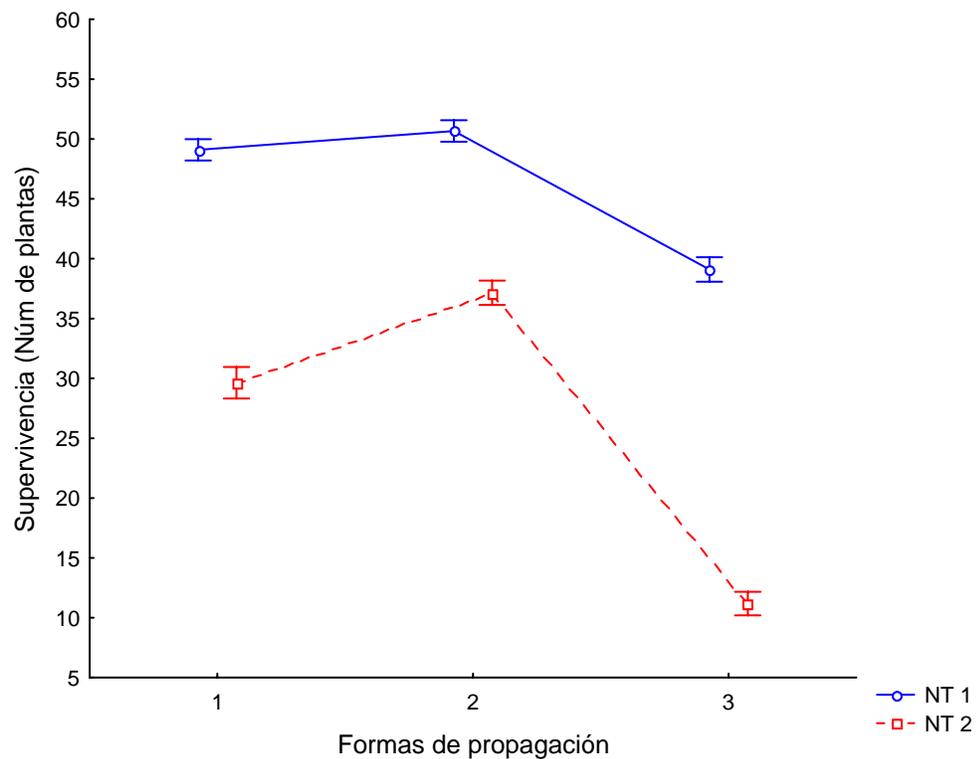


Figura 11. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* respecto a los niveles topográficos y formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. 1 = *A. germinans* vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* extraída del medio natural (Agmn). Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.1517) = 155,19$, $p < 0.05$

Particularmente en la Figura 12 se observa el comportamiento de *A. germinans* en cuanto a supervivencia se refiere para las diferentes formas de propagación, presentando 39 ± 14 plantas para Agvcb, 40 ± 11 para Agvsb y 24 ± 17 plantas para Agmn.

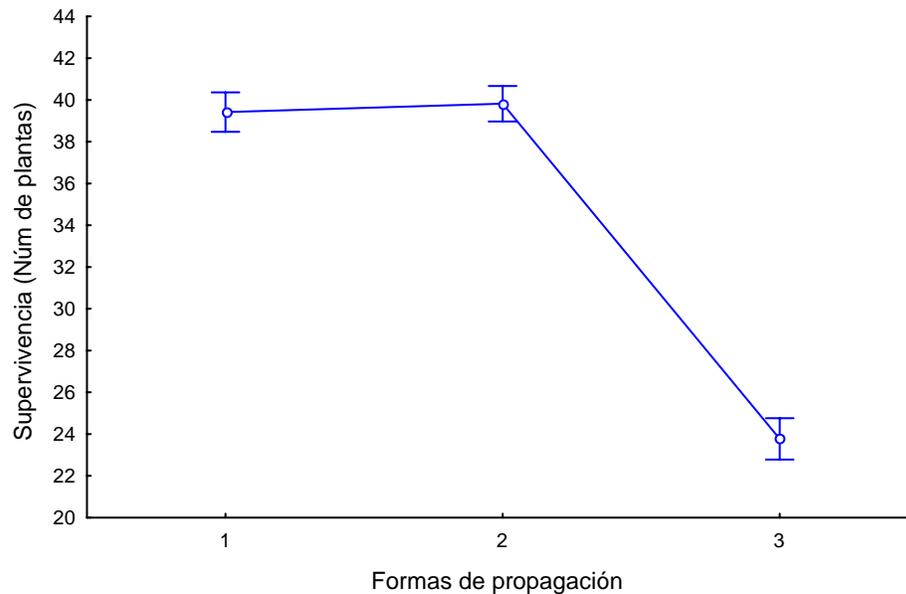


Figura 12. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* con respecto a las formas de propagación en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* medio natural (Agmn). Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.2288) = 3,511$, $p < 0.05$

Al igual que para *A. germinans* los tratamientos de *R. mangle* en relación a supervivencia resultaron con diferencia significativa ($p < 0.05$) tanto en los niveles topográficos como en las formas de propagación (Anexo 9). En la Figura 13 se observa el comportamiento de *R. mangle* respecto a las formas de propagación presentando 34 ± 11 plantas para Rmvcb, 29 ± 12 para Rmvsb y 21 ± 14 plantas para Rmmn.

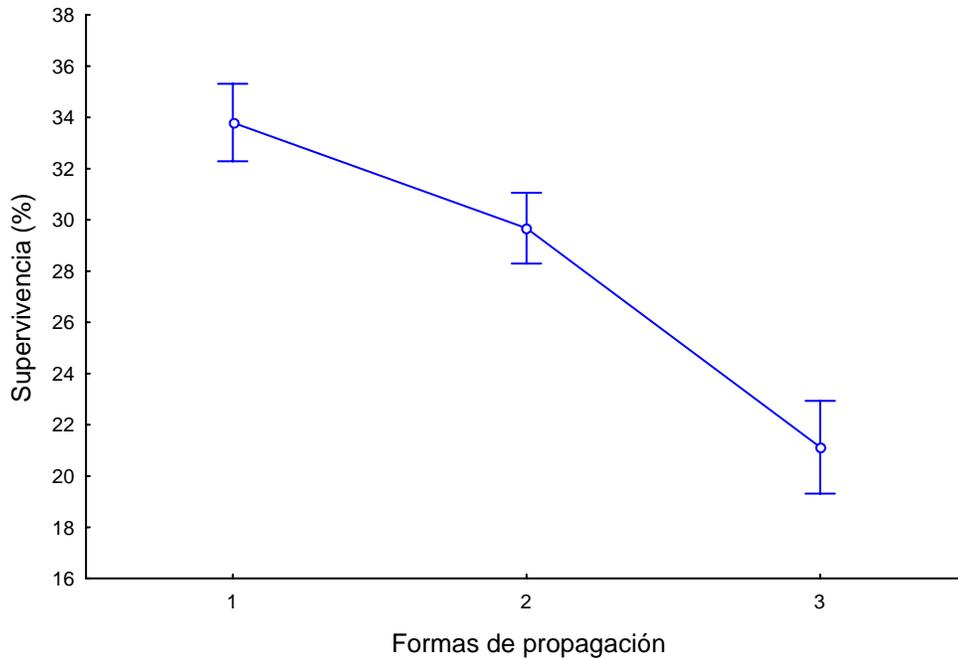


Figura 13. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* con respecto a las formas de propagación en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y 3 = *R. mangle* medio natural (Rmmn). Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.724) = 56.402$, $p < 0.05$.

En el nivel topográfico uno hubo diferencia significativa ($P < 0.05$) entre las tres formas de propagación (Fig. 14); Rmvcb presentó 38 ± 7 plantas en promedio, Rmvsb 35 ± 8 individuos y Rmmn 26 ± 10 plantas. En cambio en nivel topográfico dos la diferencia se dio entre Rmvcb y Rmvsb respecto a Rmmn que lograron 15 ± 13 plantas, 15 ± 15 y 4 ± 17 individuos respectivamente.

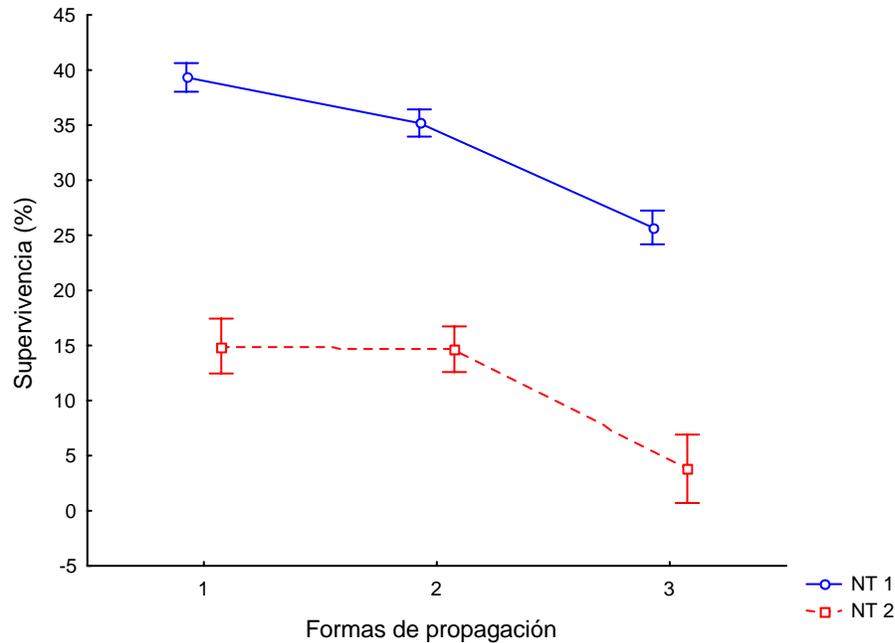


Figura 14. Supervivencia promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a las formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y 3 = *R. mangle* extraída del medio natural (Rmmn). NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.721) = 2,2839$, $p < 0.05$.

7.5.2. Crecimiento (Altura/bimensual) de Planta

7.5.2.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de *Avicennia germinans*

En el Anexo 3 se señalan los resultados de los análisis estadísticos aplicados a los datos de crecimiento de las plantas. Se observa que existe diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los factores estudiados, así como en la mayoría de sus interacciones, incluso la salinidad intersticial presentó efecto significativo. Sin embargo, al aplicar la prueba de medias Tukey al 5% de probabilidad no hay diferencia significativa en las interacciones del nivel topográfico dos con las plantas de vivero sin el contenedor (Agvsb) y las extraídas del medio natural (Agmn).

La altura de las plantas también presentó diferencia significativa ($p < 0.05$) con respecto al nivel topográfico donde fueron sembradas. El mayor promedio fue obtenido por Agvsb las cuales alcanzaron una media de 24 ± 0.5 cm en el nivel topográfico uno y la menor lectura promedio fue de 21.2 ± 2.2 en el nivel topográfico dos.

En términos de crecimiento promedio mensual las plantas de *A. germinans* presentaron los valores más altos: Agvcb con 1.67 cm mes^{-1} , Agvsb con 1.73 cm mes^{-1} y Agmn obtuvo 1.33 cm mes^{-1} , mientras que los tratamientos de *R. mangle*: Rmvcb presento 0.92 cm mes^{-1} , Rmvsb con 1.00 cm mes^{-1} y Rmmn pereció el 100% al segundo mes de estudio.

En la Tabla 1 se observa como los datos de crecimiento de *A. germinans* se ajustaron a una recta de regresión, con una tendencia lineal en las tres formas de propagación en el nivel topográfico uno como lo indican las elevadas R^2 que muestra valores cercanos al uno.

Tabla 1. Análisis de regresión ($y = mx + b$) para tasa de crecimiento (altura de planta) bimensual de plantas sembradas a los 5 meses de *A. germinans* y *R. mangle*

Nivel topográfico	Formas de propagación	m (cm bimes^{-1})	b (cm)	R^2
Uno (superior)	Agvcb	2.684	9.94	0.923
	Agvsb	2.420	9.083	0.919
	Agmn	2.93	2.761	0.923
	Rmvcb	0.892	5.86	0.997
	Rmvsb	1.908	4.30	0.962
	Rmmn	0	0	0
Dos (inferior)	Agvcb	2.9091	7.57	0.923
	Agvsb	4.005	6.40	0.942
	Agmn	3.032	4.312	0.847
	Rmvcb	1.66	6.048	0.969
	Rmvsb	1.90	4.30	0.962
	Rmmn	0	0	0

La altura final de las plantas también presentó diferencia significativa ($p < 0.05$) en relación con la forma de propagación. La mayor diferencia se encontró entre

plantas Agvsb con una media de 25.1 ± 12 cm y las plantas de Agvcb que alcanzaron una media de 21.3 ± 19 cm También se presentó diferencia entre Agvcb y Agmn que tuvo una media 24.8 ± 11.5 cm (Fig. 16). En el caso de plantas de Agmn este dato corresponde a pocas plantas que sobrevivieron (8 de 50).

En la Figura 16 se observa que los tratamientos de *A. germinans* en el nivel topográfico uno, presentaron diferencias significativas ($P < 0.05$) entre el tratamiento Agvcb (21 ± 10 cm) con respecto a Agvsb (25 ± 12) y Agmn (26 ± 18 cm). En cambio en el nivel topográfico dos, la diferencia significativa se presentó a la inversa, Agmn (15 ± 10 cm) con respecto a Agvcb (23 ± 8) y Agvsb (24 ± 4 cm).

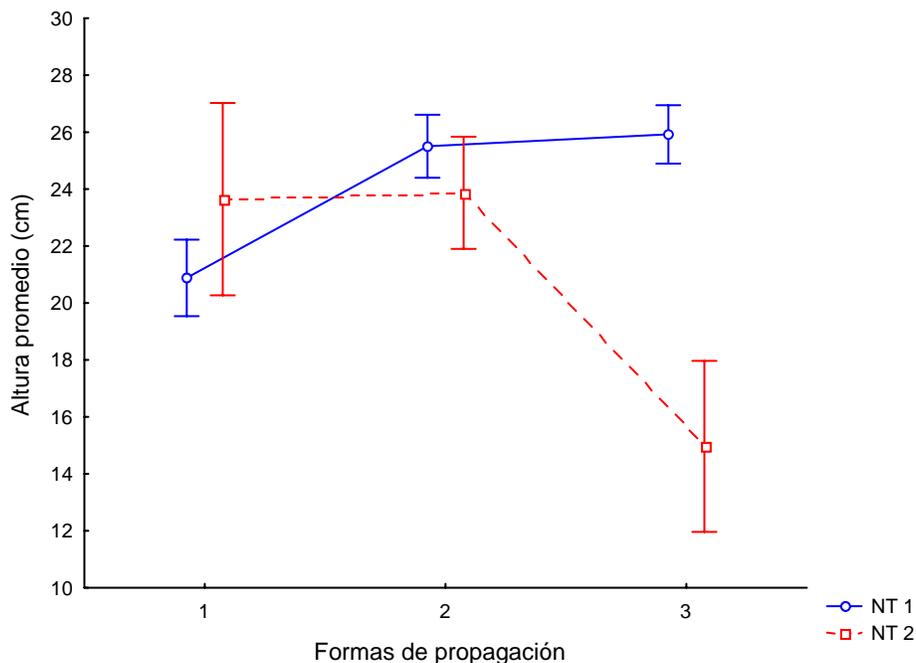


Figura 16. Altura Final promedio en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans* respecto a las formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* extraída del medio natural (Agmn). NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(2.870) = 17,870$, $p < 0.05$.

7.5.2.2. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de *Rhizophora mangle*

Se observó diferencia significativa ($p < 0.05$) en la altura de la planta respecto a los niveles topográficos. El mayor promedio (12.9 ± 5.1 cm) se obtuvo en el nivel topográfico dos y la menor lectura promedio (8.1 ± 3.3 cm) fue en el nivel topográfico uno (Anexo 4 y Fig. 17).

Se encontró diferencia significativa ($p < 0.05$) en la altura de las plantas en relación a la formas de propagación en el nivel topográfico dos. En Rmvsb se obtuvo la menor talla promedio de 11.5 cm, mientras que en Rmvcb la talla promedio alcanzada fue mayor de 13.9 cm. Cabe señalar que el tratamiento de *Rmmn* perecieron a los dos meses de haberlos plantados.

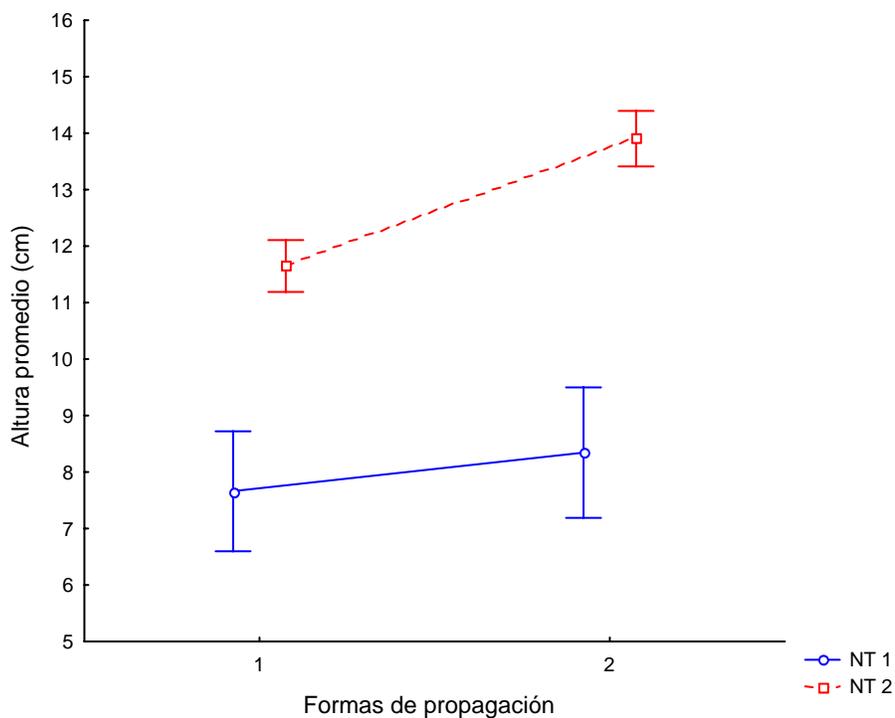


Figura 17 Altura promedio de planta sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor Rmvsb) y 2 = plantas de vivero sin contenedor (Rmvcb), NT 1= nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico superior. Diferencia significativa entre tratamientos ANCOVA: $F(1,793) = 3,3978$, $p < 0.05$.

En la Tabla I se observan las pendientes (m) y ordenadas al origen (b) de las rectas de regresión para determinar posteriormente las diferencias significativas, donde los datos de crecimiento de *R. mangle* se ajustaron a una recta, con una tendencia lineal en las dos formas de propagación y en los niveles topográficos, como lo indica las elevadas R^2 que muestra valores cercanos al uno.

7.5.2.3. Plantas sembradas a los 10 meses de edad de *Avicennia germinans*

En el Anexo 6 se muestran los resultados de los análisis estadísticos para esta especie y se observa que para el crecimiento (altura de planta) no presentó diferencia significativa ($p > 0.05$) para el factor niveles topográficos. En cambio para el factor formas de propagación la diferencia si fue significativa ($p < 0.05$). De acuerdo con la prueba de Tukey se encontró entre Agvcb y Agvsb con respecto a Agmn en el nivel topográfico uno, alcanzaron valores promedios de 26.5 ± 18 , 27.0 ± 16.7 y 24.3 ± 11.7 cm (Fig. 19), respectivamente.

El mayor crecimiento mensual fue obtenido por Agvsb con una media de 1.5 ± 1.1 cm mes⁻¹, seguida de Agmn con 1.29 ± 0.92 cm mes⁻¹ y finalmente Agvcb 1.01 ± 1.2 cm mes⁻¹. Aunque es importante aclarar que para el caso de Agmn el resultado es de pocas plantas que sobrevivieron 17 de 50 (34%).

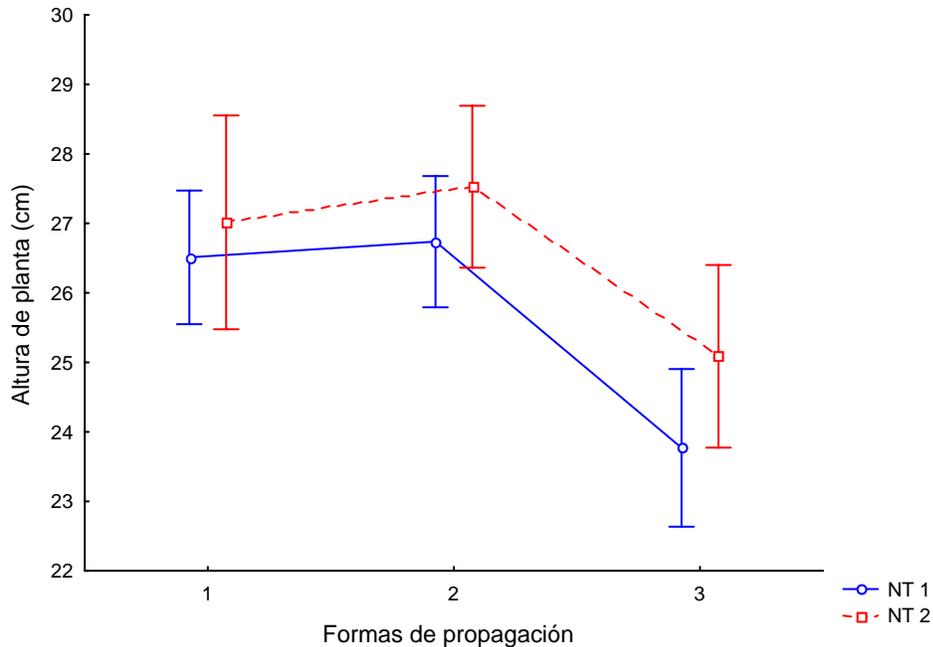


Figura 19. Altura final promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* de las formas de propagación respecto a los niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb) y 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = *A. germinans* medio natural (Agmn). NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico superior. Diferencia no significativa entre factores ANCOVA: $F(2,2285) = 0.21474$, $p = 0.8067$. Tukey = diferencia significativa entre formas de propagación

7.5.2.4. Plantas sembradas de 10 meses de edad de *Rhizophora mangle*

Los resultados de los análisis de covarianza (Anexo 7) indican que para altura de la planta existió diferencia significativa ($p < 0.05$) para los niveles topográficos. La mayor altura se encontró en el nivel dos con 14 ± 4.4 cm, en el nivel uno fue de 10.5 ± 4.9 cm. En cambio para el factor formas de propagación no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) (Fig. 20). Para las interacciones entre ambos factores solo existió diferencia significativa entre el nivel topográfico dos con las formas de propagación Rmvcb y Rmvsb.

Respecto a la interacción entre niveles topográficos y formas de propagación la diferencia no fue significativa ($p > 0.05$) (Anexo 7), se observa como se traslapan las desviaciones estándar (Fig. 20).

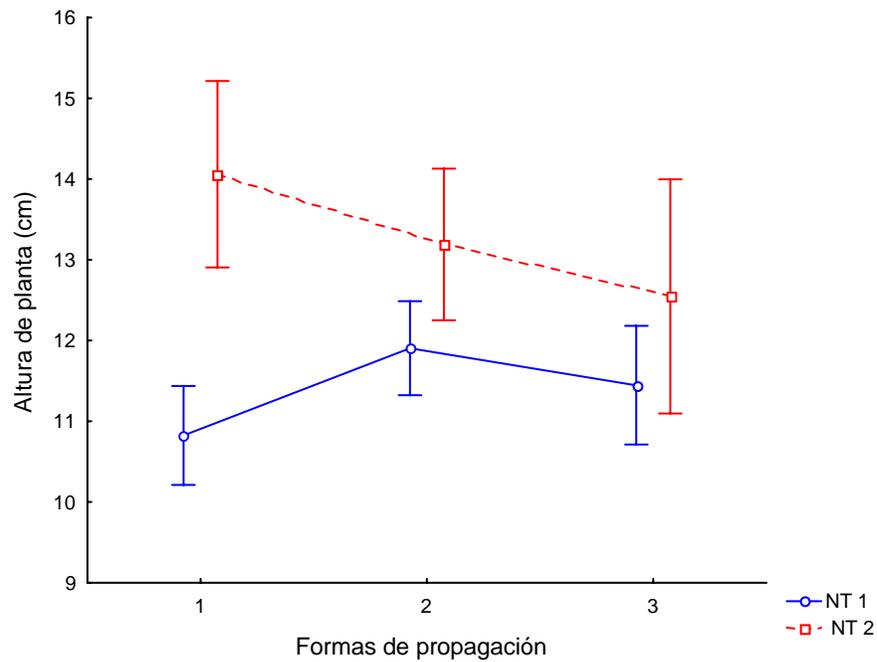


Figura 20. Altura final promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción entre formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb) y *R. mangle* extraída de su medio natural (Rmmn) y NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. Diferencia no significativa entre factores ANCOVA: $F(2,721) = 3,1004$, $p = 0.0456$.

En la Tabla 2 se observan las pendientes (m) y ordenadas al origen (b) de las rectas de regresión para determinar posteriormente las diferencias significativas, donde los datos de crecimiento de ambas especies de manglar se ajustaron a una recta, con una tendencia lineal en las tres formas de propagación y el nivel topográfico dos, como lo indica las elevadas R^2 . que muestra valores cercanos al uno.

Tabla 2. Análisis de regresión ($y = mx + b$) para tasa de crecimiento (altura de planta) bimensual de plantas sembradas a los 10 meses de *A. germinans* y *R. mangle*

Nivel topográfico	Formas de propagación	m (cm bimes ⁻¹)	b (cm)	R ²
uno	Agvcb	4.80	20.16	0.906
	Agvsb	1.60	26.92	0.966
	Agmn	2.95	9.72	0.966
	Rmvcb	1.24	6.85	0.982
	Rmvsb	2.64	9.62	0.947
	Rmmn	0.97	6.81	0.949
dos	Agvcb	4.24	21.83	0.964
	Agvsb	4.21	20.74	0.891
	Agmn	4.16	8.28	0.898
	Rmvcb	1.83	5.26	0.966
	Rmvsb	2.37	5.85	0.966
	Rmmn	1.01	8.26	0.784

7.5.3. Diámetro de las plantas

7.5.3.1. Plantas sembradas a los 5 meses de edad de *Avicennia germinans*

Se encontró diferencia significativa ($p < 0.05$) en los niveles topográficos en los cuales fueron sembrados (Anexo 3). El mayor diámetro de 5.75 ± 2.5 mm se obtuvo en el nivel topográfico uno, en el nivel topográfico dos fue de 3.9 ± 1.3 mm (Fig. 21). También en las formas de propagación existió diferencia significativa ($p < 0.05$) entre factores. Tal diferencia significativa ($P < 0.05$) se encontró entre plantas de Agvsb 5.22 ± 2.5 mm y las formas de propagación Agvcb de 5.71 ± 1.3 mm y Agmn 5.5 ± 2.7 mm. (Fig. 21). Aunque es importante aclarar que en el caso de Agmn corresponde a pocas plantas que sobrevivieron (8 de 50). De igual forma para las interacciones del nivel uno con individuos de Agvcb y Agmn. Para las interacciones del nivel uno con la forma de propagación Agvsb y el nivel dos con Agmn si existió diferencia significativa ($p < 0.05$) (Figura 21 y Anexo 3).

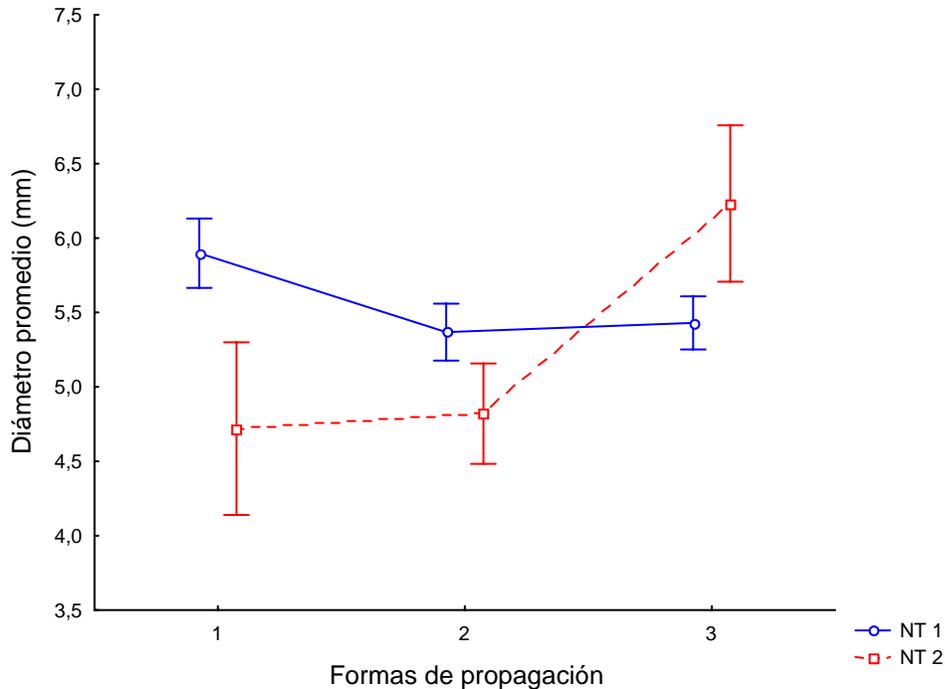


Figura 21. Diámetro promedio de plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = plantas de vivero con contenedor (Agvcb) y 2 = plantas de vivero sin contenedor (Agvsb) y 3 = plantas extraídas de su medio natural (Agmn). NT 1 = Nivel topográfico superior y NT 2 = Nivel topográfico inferior. Diferencia significativa entre factores ANCOVA: $F(2,870) = 12,376$, $p = 0.00001$.

7.5.3.2. Plantas sembradas de 5 meses de edad de *Rhizophora mangle*

El diámetro de la planta presentó diferencia significativa ($P < 0.05$) en relación a los niveles topográficos. El mayor diámetro se obtuvo en el nivel topográfico uno, fue de 5.42 ± 1.7 mm, en el nivel dos fue de 4.4 ± 0.78 mm (Fig. 22).

Para las formas de propagación también existió diferencia significativa ($p < 0.05$) entre factores. El mayor diámetro promedio lo presentaron las plantas de Rmvcb con 4.6 ± 1.04 mm, en comparación con las plantas de Rmvsb que alcanzaron 4.07 ± 0.99 mm (Fig. 22). Asimismo, para algunas interacciones (Anexo 4), es el caso de nivel topográfico dos con la forma de propagación dos (Rmvsb), así como para los individuos de Rmvcb. En relación con la salinidad intersticial todas las interacciones presentaron diferencia significativa ($p > 0.05$) (Anexo 4).

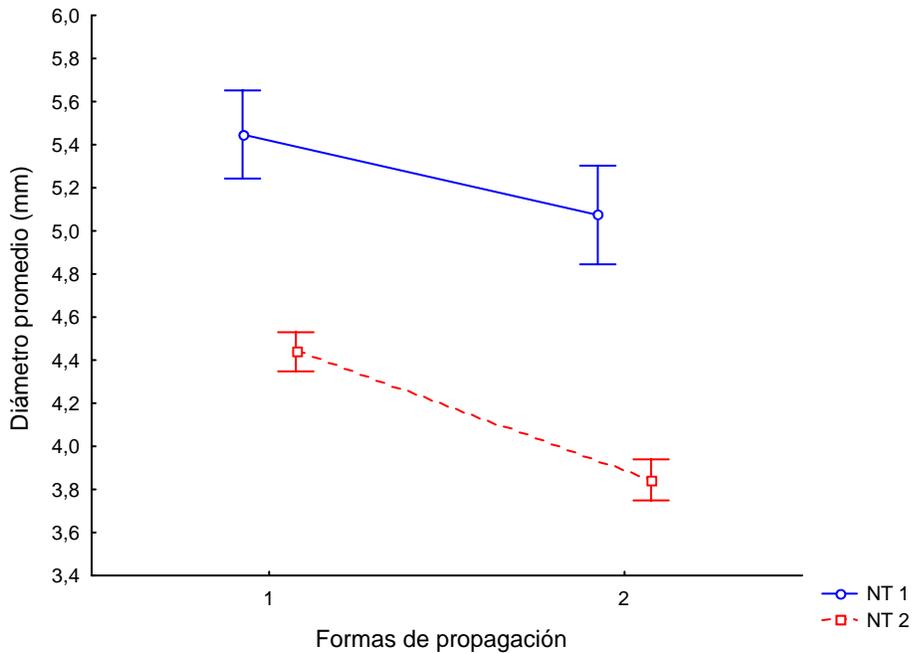


Figura 22. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = forma de propagación Rmvcb y 2 = forma de propagación dos Rmvsb, NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. Diferencia significativa entre factores ANCOVA: $F(1,793) = 1,7169$, $p = 0.19049$

7.5.3.3. Plantas sembradas de 10 meses de edad de *Avicennia germinans*

No existió diferencia significativa ($p < 0.05$) entre el diámetro de la planta y el factor nivel topográfico (Anexo 6) (Fig. 23). En cambio para las formas de propagación si existió diferencia significativa ($p < 0.05$). Al aplicar la prueba de comparación de medias de Tukey demostró que la diferencia significativa se encontró particularmente entre las forma de propagación Agvcb (6.31 ± 3.2 mm) respecto a Agvsb (5.69 ± 2.2) y Agmn (5.62 ± 2.8) (Fig. 23) en el nivel uno. En el nivel dos las diferencias significativas específicas fueron entre Agvcb (6.39 ± 3.1 mm), Agvsb (6.37 ± 3.2 mm) respecto a Agmn (5.65 ± 2.7 mm) (Fig. 23). Aunque es importante aclarar que en el caso de plantas de Agmn este dato corresponde a pocas plantas que sobrevivieron (17 de 50).

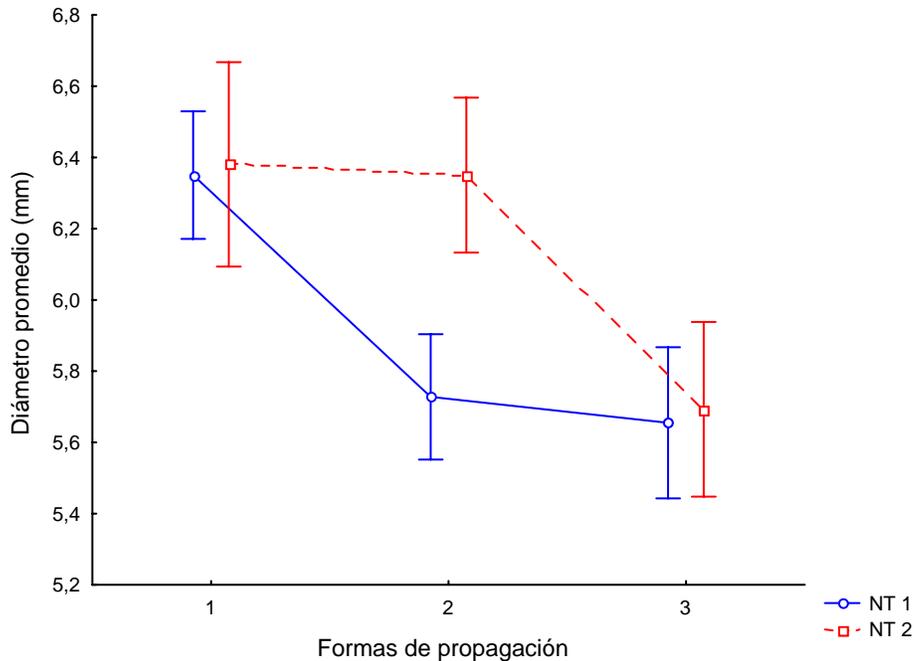


Figura 23. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* respecto a los niveles topográficos y formas de propagación utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb), 2 = *A. germinans* de vivero sin contenedor (Agvsb), 3 = *A. germinans* extraídas del medio natural (Agmn) y NT 1 = nivel topográfico superior y NT 2 = nivel topográfico inferior. Diferencia no significativa entre factores ANCOVA: $F(2,2285) = 5,0441$, $p = 0.0065$

7.5.3.4. Plantas sembradas de 10 meses de edad de *Rhizophora mangle*

El diámetro de las plantas presentó diferencia significativa ($p < 0.05$) respecto al factor niveles topográficos, presentando valores de 4.55 ± 0.86 mm para el nivel topográfico uno y 5.6 ± 2.9 mm para el dos. En cambio para formas de propagación no fue significativa la diferencia ($p > 0.05$) (Anexo 7 y Fig. 24).

La diferencia significativa ($p > 0.05$) para las interacciones entre niveles topográficos y formas de propagación no fue significativa para la mayoría de ellas, sin embargo, al aplicar la prueba de medias de Tukey al 5% de probabilidad se demostró que para la interacción nivel topográfico uno con la forma de propagación Rmvcb si fue significativo (Fig. 24) y se puede apreciar que alcanzó valores de 4.7 ± 1.6 mm contra 4.0 ± 0.94 mm que logró Rmmn.

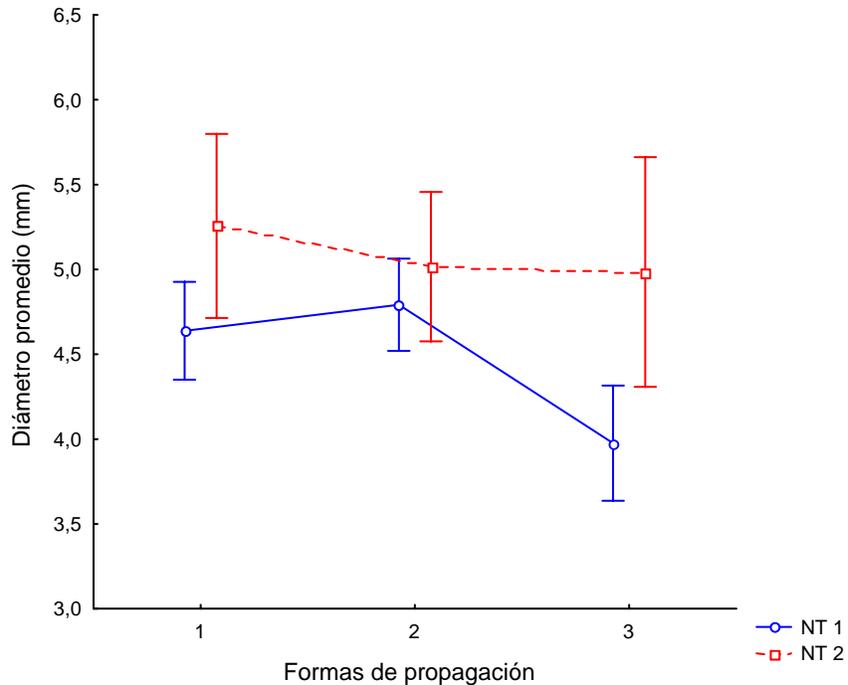


Figura 24. Diámetro promedio en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle* respecto a la interacción entre formas de propagación y niveles topográficos utilizadas en la forestación de la isleta de dragado. 1 = *R. mangle* de vivero con contenedor (Rmvcb), 2 = *R. mangle* de vivero sin contenedor (Rmvsb), 3 = *R. mangle* extraídas de su medio (MRN) natural y NT 1 = nivel topográfico superior y NT2= nivel topográfico inferior. Diferencia significativa entre niveles topográficos y no significativo para formas de propagación ANCOVA: $F(2,721) = 1,4910$, $p = 0.22585$.

7.5.4. Ramas principales

7.5.4.1. Plantas sembradas de 5 meses de edad de *Avicennia germinans*

La prueba de Kuskal-Wallis demostró que existió diferencia significativa ($p < 0.05$) en el número de ramas principales respecto a los niveles topográficos (Tabla 1). En el nivel topográfico uno la media fue de 2.4 ± 1.4 ramas y en nivel topográfico dos 1.5 ± 0.40 ramas. El valor máximo de ramas fue de 23 ramas en el nivel dos, en cambio para el nivel uno apenas alcanzó 6 ramas. Para el factor formas de propagación no se encontró diferencia significativa ($p > 0.05$) (Tabla 3).

7.5.4.2. Plantas sembradas de 5 meses de edad de *Rhizophora mangle*

Quedo demostrado que para la variable número de ramas principales no existió diferencia significativa ($p > 0.05$) en relación con los factores niveles topográfico y formas de propagación (Tabla 3 y Anexo 5) .

7.5.4.3. Plantas sembradas de 10 meses de edad de *Avicennia germinans*

De acuerdo con la prueba de Kuskal-Wallis no existió diferencia significativa ($p < 0.05$) en los niveles topográficos. En cambio en las formas de propagación si existió diferencia significativa ($p < 0.05$) (Tabla 3 y Anexo 8) sobre todo entre Agvcb que obtuvo una media de 3.1 ± 2.6 ramas y Agmn que alcanzaron una media 2.0 ± 1.4 ramas.

7.5.4.4. Plantas sembradas de 10 meses de edad de *Rhizophora mangle*

La prueba de Kuskal-Wallis demostró que no hubo diferencia significativa ($p > 0.05$) en relación con los factores niveles topográfico y formas de propagación (Tabla 3 y Anexo 9).

Tabla 3. Análisis de varianza utilizando la prueba Kruskal-Wallis para número de ramas principales en plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad de *A. germinans* y *R. mangle*.

	<i>Avicennia germinans</i>		<i>Rhizophora mangle</i>	
	Plantas de 5 meses		Plantas de 5 meses	
Factores	Niveles topográficos	*	Niveles topográficos	NS
	Formas de propagación	NS	Formas de propagación	NS
Factores	Plantas de 10 meses		Plantas de 10 meses	
	Niveles topográficos	NS	Niveles topográficos	NS
	Formas de propagación		Formas de propagación	NS

* entre Agvcb y Agmn

Simbología: NS = No diferencia significativa, * = Diferencia significativa

7.6. Análisis químicos del agua intersticial

En la Tabla 4 se muestran los resultados de los análisis químicos realizados al inicio y al final del experimento al agua intersticial de la isleta. Destaca que se obtuvo un pH de 7.4 al inicio del trabajo (ago-2004) y de 8.2 al final del experimento (ago-2005). En áreas donde existen bosques naturales de mangles monoespecíficos de *A. germinans* y *R. mangle* (controles) el pH osciló entre 8.4 para *A. germinans* y 8.6 para *R. mangle*. En esta misma tabla se observan características químicas del agua intersticial destacando sales como K^+ con un valor de 1,269 al inicio y 763 $mg L^{-1}$ al final del estudio, Fe^{3+} con 1.6 al principio y 0.6 $mg L^{-1}$ al final. Estos fueron similares a los valores encontrados en los controles: K^+ con 588.7 $mg L^{-1}$ para *A. germinans* y 548.8 $mg L^{-1}$ para *R. mangle*.

Tabla 4. Características químicas del agua intersticial en una isleta y en un bosque natural de manglar en la bahía de Navachiste, Sinaloa.

Característica	Tarquina ago- 2004	Tarquina ago -2005	Agcontrol	Rmcontrol
pH	7.4	8.2	8.4	8.6
CE (ds m^{-1})	99	118	98	88
RAS	63	69.3	62.6	63.7
	$mg L^{-1}$	$mg L^{-1}$	$mg L^{-1}$	$mg L^{-1}$
Nitratos (NO_3^-)	6.2	88.7	159	106
Fosfatos (PO_4^-)	2.53	14.56	39.25	41.5
Sulfatos (SO_4^-)	1731	2493	1743	1306
Carbonatos (CO_3^-)	36	126	228	222
Bicarbonatos (HCO_3^-)	367	402	312	280
Cloruros (Cl^-)	31914	37222	31905	29069
Sodio (Na^+)	16109	19658	16407	15006
Potasio (K^+)	1269	763	588	548
Calcio (Ca^{2+})	835	820	915	740
Magnesio (Mg^{2+})	2549	3199	2600	2099
Fierro (Fe^{3+})	1.6	0.6	0.34	1.16
Cobre (Cu^{2+})	0.18	0.15	0.13	0.11
Zinc (Zn^{2+})	0.03	0.09	0.08	0.07
Manganeso (Mn^{2+})	1.3	1.37	0.95	0.54
Boro (B^+)	10.7			

CE = Conductividad eléctrica, RAS = Relación de absorción de sodio, Agcontrol = *Avicennia germinans* testigo y Rmcontrol = *Rhizophora mangle* testigo.

7.7. Análisis químicos del sustrato

La Tabla 5 muestra otras propiedades químicas del sustrato de la isleta, las sales que se encuentran disueltas en el agua (salinidad). Se destaca que, el pH resultó ser más alto que el del agua intersticial, pero muy similar tanto al inicio del trabajo como al final del mismo, con valores de 8.3 y 8.4, respectivamente. En los controles se encontraron 7.8 para *R. mangle* y 7.7 para *A. germinans*. La CE presentó 56 ds m⁻¹ al inicio del trabajo y 63 ds m⁻¹ al final, en cambio en el bosque de *A. germinans* alcanzó 122 ds m⁻¹ y de *R. mangle* 80.5 ds m⁻¹. En el sustrato se encontró un valor de de K⁺ 10 me/L al inicio del trabajo y 11.2 me/L al final, en comparación con los encontrados para los controles que fueron de 36.9 me/L para *A. germinans* y *R. mangle* 28 me/L (Tabla 5). Asimismo, el Mg²⁺ fue menor en la isleta que los encontrados en los controles, 85.5 me/L para el inicio y 10.7 me/L al final y 308.5 para *A. germinans* y 172.7 para *R. mangle*.

Tabla 5. Propiedades químicas (salinidad) del sustrato de la isleta al inicio y al final del experimento en comparación con el de los bosques de mangles en la bahía de Navachiste, Sinaloa.

Sustrato	PM	pH Sat	CE	RAS	NO ₃ ⁻	PO ₄ ⁻	SO ₄ ⁼	CO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
I E	0-50	8.3	56	68.3	0.14	0.14	20.9	0.04	3.4	31.3	413	10	30.7	85.5
F E	0-50	8.4	63	108	0.11	0.02	33.1	0	2.6	590	563.3	11.09	42.9	10.7
Ag control	0-50	7.7	122	61.1	0.14	.05	73.3	0	6.6	580	826.4	36.9	56.9	308.5
Rm control		7.8	80.5	57	0.14	.06	41.9	0	6.2	740	576.3	28	31.7	172.7
NR	SA	7.0	1.0	<5	3.0	.10	2.0	<1	<3	<3	<5	0.50	5.0	2.0

I E = Inicio del estudio, F E = Final del estudio, PM = Profundidad de muestreo, pH Sat = Potencial de hidrógeno en pasta saturada, CE = Conductividad eléctrica, RAS = Relación de absorción de sodio, NR = Nivel de referencia y SA = como referencia de Suelos agrícolas.

En la tabla 6 se muestra la fertilidad del sustrato de la isleta, es decir aquellas sales que si están disponibles como nutrientes para las plantas, por ejemplo para el

Ca²⁺ se obtuvo 7,080 mg kg⁻¹ al inicio del trabajo y 714 mg kg⁻¹ al final del mismo, comparado con el sustrato de los controles donde se encontraron valores menores para *A. germinans* (306 mg kg⁻¹) y *R. mangle* (292 mg kg⁻¹) y el Mg²⁺ el menor valor (1,340 mg kg⁻¹) lo mostró al inicio y el mayor (1,410 mg kg⁻¹) al final del trabajo, mientras que los controles presentaron 520 mg kg⁻¹ para *A. germinans* y 330 mg kg⁻¹ para *R. mangle* (Tabla 6).

En cambio el N-NO₃ mostró 1.7 mg kg⁻¹ al inicio y 3.2 mg kg⁻¹ al final, por su parte los controles alcanzaron 8.8 mg kg⁻¹ para *A. germinans* y 5.6 mg kg⁻¹ para *R. mangle*. El K⁺ expuso 544 mg kg⁻¹ al inicio y 702 mg kg⁻¹ al final. Sin embargo, el sustrato de los controles alcanzo valores de 2,660 mg kg⁻¹ y 2,070 mg kg⁻¹ para *A. germinans* y *R. mangle* (Tabla 6) respectivamente.

Tabla 6. Propiedades físicas y químicas (fertilidad) del sustrato de la isleta en comparación con el de la zona de los controles en la bahía de Navachiste, Sinaloa

	PM	MO	pH	CE	N-NO ₃	PO ₄	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S	Fe ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Mn ²⁺
Sustrato					-----mg/Kg-----									
cm)		(%)		ds m ⁻¹										
I E	0-50	0.7	8.2	56	1.7	23.6	544	7.08	1340	624	32.1	2.5	1.2	10.1
F E	0-50	5.03	8.3	63	3.2	19.2	702	714	1410	936	32.2	1.6	1.9	8.9
Agco ntrol	0-50	13.14	7.7	122	8.8	54.4	2660	306	520	3730	20.2	3.4	3.3	8.6
Rmco ntrol	0-50	13.07	7.7	80.50	5.6	35.2	2070	292	330	1780	35.2	1.7	2.9	4.3
N R		2.00	7.0	1.0	35.0	30.0	150	1600	250	70	6.0	2.0	1.8	7.0
	S A													

I E = Inicio del estudio, F E = Final del estudio, N R = Niveles de referencia, PM = Profundidad de muestreo, MO = Materia orgánica, S A = Sustrato agrícola, pH = Potencial de hidrógeno, CE = Conductividad eléctrica.

Otros minerales tuvieron un comportamiento más o menos estable, así por ejemplo el Fe²⁺ alcanzó valores iniciales muy similares a los encontrados al final del estudio y a los presentados por los controles *A. germinans* y *R. mangle* (Tabla 6).

7.8. Textura del suelo

El sustrato presentó 62% de arena al principio y 57% al final del experimento. Sin embargo, también se encontró 19% y 21% de arcilla, 19% y 22% de limo al principio y al final del estudio respectivamente. De acuerdo al triángulo de textura corresponde a un suelo franco-arenoso.

8. DISCUSIÓN

8.1. Plantas de vivero

Los resultados del presente estudio sugieren que las plantas generadas en viveros son una alternativa adecuada para la restauración de manglares, así como, para la formación de nuevas áreas de manglar en regiones semiáridas. Los resultados demuestran que la siembra directa con propágulos de las dos especies de manglar estudiadas no son efectivas para la región de la bahía de Navachiste. Diversos autores mencionan que las plantas de vivero son necesarias en situaciones especiales, donde no es posible la siembra directa de propágulos (Agraz, 1999; Reyes y Tovilla (2002). Tal es el caso de las tarquinas en la bahía de Navachiste, donde la energía del oleaje, los fuertes vientos y la elevada temperatura del suelo (en las tarquinas) solo permiten la forestación con plantas de vivero. Sin embargo se recomienda continuar con la planificación y construcción de diferentes diseños de trampas semilleras como sistemas de captura e inducción de la colonización con propágulos silvestres tomando en cuenta la problemática del oleaje y el transporte litoral.

Respecto a crecimiento de las plantas en condiciones de vivero para *R. mangle* en un periodo de seis meses y un año, lograron de 10 a 15 cm en promedio respectivamente (1.6 y 1.25 cm mes⁻¹ respectivamente) y de 16 a 24 cm en promedio para *A. germinans* para el mismo periodo (2.6 y 2 cm mes⁻¹). Las plantas en su medio natural de la misma edad y en mismo tiempo apenas alcanzaron 0.5 cm mes⁻¹ para *A. germinans* y 0.3 cm mes⁻¹ para *R. mangle*.

Resultados similares fueron obtenidos por Bojórquez (2002) quién trabajó con plantas de mangles en vivero en el sur de Sinaloa, donde *R. mangle* y *A. germinans* presentaron una tasa de crecimiento de 4.34 y 0.51 cm mes⁻¹ respectivamente, en cambio en su medio natural la tasa de crecimiento fue de aproximadamente 0.62 cm mes⁻¹ en *R. mangle* y 0.6 cm mes⁻¹ para *A. germinans*. En esta misma región García y Zavala (2003) trabajaron con niveles de salinidad (1, 5, 10 y 15 ups) en ambiente de vivero y encontraron que *A. germinans* alcanzó su mayor crecimiento (4.66 cm

mes⁻¹) con 5 ups, en cambio *R. mangle* logró su mayor crecimiento (2.5 cm mes⁻¹) con 10 ups.

Estos resultados como los de diferentes autores indican que las plantas generadas en vivero presentan una tasa de crecimiento mayor que las que nacen en su ambiente natural. Por lo que es importante señalar que el manejo agronómico y sobre todo la periodicidad de los riegos y la salinidad del agua de riego son factores determinantes para el crecimiento adecuado de las plantas. También cabe señalar que las condiciones ambientales que se pueden proporcionar en un vivero son mejores que las del medio natural, en particular en las regiones marginales de distribución de los manglares como las zonas áridas y semiáridas.

8.2. Ensayos preliminares

En un proceso de restauración de manglar es importante considerar las características ecofisiológicas de las especies a utilizar, entender los patrones hidrológicos locales, considerar las modificaciones ambientales originales y compararlas con las generadas a partir de los rellenos, diseñar la hidrología apropiada, si es posible recurrir al reclutamiento natural de propágulos y solo utilizar la siembra o cultivo de propágulos de vivero después de determinar que el reclutamiento natural no es posible (Lewis y Streever, 2000). En el presente estudio se realizaron ensayos preliminares utilizando la técnica de Riley, Blasco y “trampas semilleras”. La técnica de Riley resultó ser poco eficiente, los resultados obtenidos indican que aproximadamente el 50% de los tubos utilizados fueron arrastrados por el fuerte oleaje que ocurre con frecuencia en la bahía de Navachiste, de este porcentaje al 30% les fue eliminado el sustrato y en cuanto a propágulos prendidos apenas se logró el 1% (4 plantas). A pesar de que en regiones como La Florida se ha trabajado en la consolidación y estabilización de islas artificiales a través de muros de rocas en combinación con manglares utilizando la técnica de Riley con buenos resultados (Milano, 2000).

También se demostró que la siembra directa de propágulos (técnica de Blasco) no fue posible, debido a que el 99% perecieron por desecamiento, herbivoría y por efecto causado por las corrientes de marea que ocurren en la bahía de Navachiste y no permiten su establecimiento. Los pocos propágulos que llegan a colonizar las isletas en su gran mayoría son deshidratados por efecto de la alta irradiación y la elevada temperatura del sustrato de las mismas. La eficiencia de ésta técnica se ha demostrado en otras regiones del mundo como Panamá donde incluso se observó un reclutamiento natural que rebaso las densidades naturales de los bosques y causó competencia entre sí (Duke, 1996). Por su parte Somodihardjo et al. (1996) encontraron que solo el 10% de un área deforestada necesitaba siembra directa de propágulos, debido a que el resto del área poseía más de 2,500 propágulos naturales por hectárea.

En relación con las “trampas semilleros” sólo quedaron algunas donde “nacieron” o prendieron solamente el 1.5% de las 700 “semillas” que se depositaron en ellas, debido a los problemas generados por herbivoría, el fuerte oleaje que sacaba los propágulos por encima de las mallas protectoras y el transporte litoral que colapsaba la malla protectora e incluso sofocaba las plántulas. En cambio las que se utilizaron para la protección de plantas de vivero se observó que si funcionaron al presentar un crecimiento del 15% superior a las plantas no protegidas, así como un mayor follaje. Se cree que este aumento en crecimiento se debió precisamente a que la malla-sombra ofrecía una barrera física que disminuía la energía tanto del oleaje como de la corriente mareal.

8.3. Temperatura del agua intersticial y superficial

Se puede observar como la temperatura del agua superficial e intersticial presentaron variaciones estacionales similares a las encontradas por otro autor en diferente año en la bahía de Navachiste (López-Aguilar, 2006). Estadísticamente se detectaron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre el Verano (33° C) y en invierno (20° C) (Fig. 4). López-Aguilar (2006) encontró en el agua superficial 32° C para el

verano y 21.7° C para la época invernal. No obstante que los manglares se adaptan a un intervalo amplio de temperatura son esencialmente tropicales, aunque algunas veces se distribuyen en los subtropicos (Clough, 1992) como sería el caso de la bahía de Navachiste. Este mismo autor señala que se han encontrado bosques de mangles en Australia desarrollándose en temperaturas de 15° C en promedio y 4° C como mínimo en épocas de frío, también en ambientes entre 30° y 40° C en épocas de baja precipitación.

8.4. pH del sustrato

De acuerdo con los resultados se encontró un pH de 7.4 al inicio del estudio y un después de un año de 8.2. En áreas donde existen bosques monoespecificos de *A. germinans* se encontró un pH de 8.4 y para bosques de *R. mangle* de 8.6. Estos resultados evidencian que el sustrato de las tarquinas (isletas) producto de dragado sufrió cambios importantes de pH. El pH del mar es de 8.1 (Millero, 2006) por lo cuál se puede atribuir que el cambio de pH observado en la tarquina a través del tiempo proviene de una acidificación inicial en la tarquina producto de la oxidación de elementos reducidos de suelos anaeróbicos como los sulfuros al ser expuesto al aire por las operaciones de dragado. Paulatinamente el pH inicial va en aumento por los compuestos "buffer" del agua de mar como los carbonatos y bicarbonatos hasta un pH similar al mar. El pH relativamente alto de los bosques naturales de manglar puede atribuirse en parte a la elevada presencia de sedimentos gruesos de carbonatos biogénicos ("conchilla") y a su solubilización con la presencia de aniones de carbonatos y bicarbonatos de éstos sedimentos e incrementando el pH a condiciones ligeramente básicas

8.5. Salinidad del agua intersticial y microtopografía del área experimental

Debido a que los manglares son halófitas facultativas pueden sobrevivir en diferentes niveles de salinidad de 1 a 70 ups, sin embargo, en crecimiento y desarrollo óptimo, es en condiciones estuarinas en salinidades alrededor de 15 ups

(Chapman, 1970), La presencia manglares en buen estado de desarrollo obedece a la existencia de mezcla de agua dulce con marina con aportes de nutrientes terrígenos por el agua dulce y la eliminación de competidores por el agua salada (Chapman 1970). Las condiciones por arriba de las 35 ups son consideradas hipersalinas por lo en las zonas extremadamente áridas no existen manglares (Araujo, 2000).. Esto es evidente en la bahía de Navachiste por la elevada irradiación y el consecuente déficit hidrológico por la elevada evaporación (2100 mm anuales) y escasa lluvias (510 mm anuales) se pueden encontrar salinidades superiores a las 100 ups aunado a otros factores, como los fuertes vientos, corrientes de mareas y bajas temperaturas invernales.

Según resultados de este estudio, los parámetros que fueron importantes para la supervivencia de las plantas de ambas especies fueron la salinidad y la microtopografía, presentando diferencia significativa ($p < 0.05$) para ambos factores (Anexo 3). Debido a que la superficie de la zona experimental presentaba pequeños promontorios y bajos se observaba mucha variación en la salinidad, en las parte altas se encontraron salinidades que alcanzaron las 155 ups y a medida que bajaba la pendiente los resultados se asemejan a la salinidad del agua superficial que presentó entre 33 y 45 ups durante la época de muestreo (Fig. 5).

Los mangles presentan la habilidad para crecer y desarrollarse en zonas con altas variaciones en las concentraciones de salinidad, debido a la eficiencia que presentan para la incorporación de potasio en sustratos con alta concentración de sodio (Medina *et al.*, 1995). Además, los mangles eliminan sales a través de glándulas secretoras y excretoras, presentan vacuolas más grandes y un proceso de gutación en mayor porcentaje que las plantas “normales”, por lo que tienden a provocar una presión osmótica más fuerte en el interior de la planta, lo cual permite la absorción de agua de mar y de aguas estuarinas con sus respectivas sales (Tomlinson, 1994; Salisbury y Ross, 1992). Incluso en sus tejidos aumentan la producción de compuestos orgánicos (prolina, galactosil glicerol y algunos

amininoácidos) que no tienen los efectos tóxicos de la sal, manteniendo un balance osmótico con la solución salina (Hellebust, 1976).

Desde el punto de vista de la microtopografía se encontró que en los niveles topográficos utilizados (zonación) la salinidad intersticial varió de un promedio de 71 ups para el nivel uno que era la parte menos inundable a 52 ups para el nivel dos que correspondía a la parte más inundable (Fig. 5). Este comportamiento probablemente se deba al patrón de mortalidad y crecimiento de los mangles sembrados, presentándose en forma de pequeños manchones con mangles muertos ó con relativamente poco crecimiento como se observó en este estudio. Además, esto coadyuvó en la elevada mortalidad de las plantas al inicio del experimento, cuestión que es muy propia de las plantas cuando se transplantan en los sitios definitivos, fenómeno conocido como aclimatación. (Fig. 6 y 9)

8.6. Hidroperiodo y salinidad intersticial

Uno de los factores que se incluyó en este estudio fue el hidroperiodo, por considerarse determinante en el establecimiento de los mangles, el cual según Flores et al. (en prensa) está determinado básicamente por el régimen de mareas y la microtopografía. Los manglares prefieren aquellas planicies con gradientes topográficos suaves (microtopografía), debido a que de manera natural permiten que el agua salada o dulce penetre en los suelos del manglar, pero además, determina un gradiente de inundación que resulta selectivo para cada especie (Monroy Torres 2005). Esto a su vez permite la colonización de una o de otra especie dando así la zonación, al ser desplazadas aquellas que no toleran la diferencia del nivel de salinidad que determina el exceso o déficit hídrico (Lugo y Cintron 1975; Flores-Verdugo, 1989). En este sentido se dice que los intervalos de distribución de las especies de manglar están dados en función del Nivel Medio de las Mareas Bajas (NMMB) (Monroy-Torres, 2005). Este nivel es el plano de referencia que se toma en cuenta de las Tablas de Predicción de Mareas En el puerto de Mazatlán dicho plano se localiza 0.61 cm por debajo del Nivel Medio del Mar (NMM)

Son varios los factores involucrados en el desarrollo y distribución de los manglares, sin embargo, el hidroperiodo (debido principalmente a la intrusión de agua marina) es considerado un factor clave, por el efecto que tiene sobre otros factores como la salinidad. Sin embargo hay autores que consideran que la inundación por marea, no es un factor crítico estricto sobre la distribución de los manglares, pero, se considera que puede desempeñar un papel excluyente para otras especies (Tovilla-Hernández, 1994; Harrison *et al.*, 1994; McKee, 1995; Mostafa, 2001). Otros autores opinan lo contrario, Medina (1999), concluyó que las comunidades de manglar generalmente muestran una zonación bien definida, con especies particulares sustituyendo una a la otra a lo largo de los gradientes de salinidad y duración de la inundación mareal. Esta zonación resulta de la exclusión competitiva de las especies difiriendo en su tolerancia a la salinidad y/o hidroperiodo. Delgado et al. (2001) encontró que *L. racemosa* se estableció mejor en condiciones discontinuas de inundación (93% de sobrevivencia) que permanentes (84%), *A. germinans* se estableció mejor en condiciones de menor inundación (97%) que con inundaciones periódicas (69%).

En este trabajo se demostró que la zonación de los manglares es el producto de un hidroperiodo selectivo para cada especie y que en regiones semiáridas esta determinado por las mareas. El hidroperiodo combinado con la insolación tiene un efecto en la salinidad intersticial que aumenta con el gradiente topográfico (Fig. 5).

Las diferencias de opinión entre los diferentes autores respecto a la zonación del manglar se atribuye a que el hidroperiodo esta determinado principalmente por las mareas y un gradiente topográfico positivo en regiones semiáridas y áridas con comunicación permanente al mar. Para el caso de regiones de mayor humedad ó con comunicación temporal con el mar, el hidroperiodo esta regulado por la combinación de factores como la inundación por los aportes fluviales, las lluvias, la influencia de las mareas y la geomorfología, así como los periodos de apertura y clausura de las bocas. Un ejemplo de este último caso ocurre en la laguna de Las Garzas, Manzanillo (Colima) donde los manglares están establecidos entre 0 y 40 cm

por arriba de las mareas más altas y esto se debe a que el sistema carece de comunicación al mar gran parte del tiempo por el bloqueo temporal de la boca causado por la corriente litoral. En época de lluvias los aportes fluviales y por permanecer la boca cerrada mantiene un nivel de inundación por arribas del nivel de las mareas donde se establece el manglar (Flores-verdugo, *com. pers.*).

Para efectos de reforestación o ferestación, es necesario el conocimiento del efecto del hidropериодо sobre la elevación topográfica, para determinar en que zona las plántulas tendrán más posibilidades de éxito (Mckee, 1995; Ellison & Farnsworth, 1997). Otros autores consideran que la inundación prolongada tendrá efectos negativos modificando la concentración de nutrientes, principalmente de N y P (Ellison y Farnsworth, 1997; Allen *et al.*, 2003) repercutiendo en un menor éxito.

Respecto a las especies estudiadas *A. germinans* fue significativamente diferente ($p < 0.05$) resultando mayor en sobrevivencia y crecimiento en relación con *R. mangle* en el nivel superior (Nivel 1) por ubicarse en una franja de inundación más apropiada para *A. germinans*, como lo demuestra la salinidad de acuerdo al gradiente microtopográfico (Fig. 5). Probablemente se deba a que *A. germinans* es una especie excretora de sales por lo que es más tolerante a la salinidad, al contener mayor cantidad de sales en su xilema (López-Portillo, 2005), también *A. germinans* tolera una mayor presión osmótica y conductividad eléctrica de 8 a 14 dicisiemens del agua intersticial comparada con *R. mangle* que tolera 1 a 4 dicisiemens (López-Portillo & Escurra, 1988). Esto es congruente con la relación de la salinidad intersticial y la sobrevivencia y crecimiento de las plántulas de mangles.

8.7. Supervivencia y formas de propagación

Los resultados obtenidos indican que, además de los niveles topográficos existió diferencia significativa ($p < 0.05$, Anexo 3) respecto a la edad de las plantas al momento de su siembra, en formas de propagación y entre especies. *A. germinans* logró una supervivencia del 66% para plantas sembradas a los 5 meses

de edad (Figura 7) y 76% para plantas sembradas a los 10 meses de edad (Figura 10), observándose que las plantas de vivero de *A. germinans* con contenedor y sin contenedor no presentaron diferencia significativa, pero presentaron una supervivencia mayor y significativa con respecto a las extraídas de su medio natural. En cambio *R. mangle* logró una supervivencia aproximada del 33 % para ambas edades de plantas y por lo tanto sin diferencia significativa (Fig. 7 y 10). Resultados similares a los del presente estudio los obtuvieron Toledo y Bashan (2001) en un manglar de zonas áridas de México (Baja California Sur), donde se realizó reforestación experimental utilizando propágulos de *A. germinans*, observando que en el primer mes de trabajo sobrevivieron el 96 % de las plantas, y después de los 24 meses sobrevivieron el 74 % de los propágulos. Pinto de Cunha y Neves (2001) realizaron forestación con *Avicennia schauerina* en un área de manglar degradada en Brasil, utilizando 25 plantas producidas en vivero de 10 meses de edad por tratamiento, después de 106 días sobrevivían el 100 %. Tovilla et al. (2004) obtuvo para *R. mangle* una mortalidad de 61.7%. De acuerdo a estos resultados se pudiera pensar que *A. germinans* es más apta que *R. mangle* para la forestación de tarquinas en esta zona del país, donde la salinidad promedio es de aproximadamente 36 ups durante todo el año. Esto reafirma porque en la zona de la bahía de Navachiste el 70% de la cubierta por manglar corresponde a *A. germinans* (DUMAC, 2003).

Se considera que otra de las razones que favorece a la mayor supervivencia de *A. germinans* se refiere a la arquitectura de sus raíces, las cuales una parte se fija al sustrato y la otra presenta geotropismo negativo que utiliza para el intercambio gaseoso (neumatóforos) y, lo más importante aún, es que se manifiestan desde muy temprana edad (entre 4 y 5 meses). En *R. mangle* las raíces secundarias que ofrecen intercambio gaseosos y fijación en el sustrato (raíces adventicias) se presentaron hasta aproximadamente al año y medio. En la región del trópico mexicano esta especie presenta sus primeras raíces secundarias a los 6 meses de edad (Tovilla et al., 2004). El periodo crítico para estabilizarse o aclimatarse a las condiciones de la isleta fueron aproximadamente 4 meses después de haberse plantado para las dos especies y para las dos edades de plantas (Fig. 6 y 9).

Otro factor que probablemente influyó en la supervivencia de las diferentes formas de propagación fue el tamaño del cepellón o bolo que contenían al momento de sembrarse. Las plantas de vivero contaban con un cepellón de 18 cm de longitud por 11.5 cm de diámetro y las extraídas de su medio natural aproximadamente con 10 cm de longitud por 7 cm de diámetro. En éstas últimas quizá provocó que muchas de sus raíces fueran dañadas al momento de extraerse y por ende mayor estrés al momento de transporte y plantación. Es posible que también el efecto de la luz directa contribuyó a una mayor mortalidad, debido a que las plantas extraídas de su medio natural estaban bajo una parte del dosel del bosque natural. Un estudio sobre restauración por colonización natural, en sitios con plantas de aproximadamente 4 a 5 años y sin plantas, se demostró que el efecto de la sombra de las plantas y como barreras físicas, favorece el establecimiento de los propágulos. Asimismo se observó que la sombra de las plantas ya establecidas evitan el desecamiento por el sol (Bosire et al., 2003).

8.8 Altura final de plantas sembradas a los 5 meses de edad

De acuerdo con los resultados la tasa de crecimiento presentó diferencia significativa entre las especies utilizadas. *A. germinans* obtuvo mayor crecimiento con respecto a *R. mangle*. En relación con las formas de propagación de *A. germinans* de vivero con contenedor (Agvcb) presentó diferencia significativa respecto a *A. germinans* de vivero sin bolsa (Agvsb) y *A. germinans* extraída de su medio natural (Agmn) y el mayor crecimiento fue el nivel topográfico uno (Figura 16). Sin embargo, *A. germinans* extraídas del medio natural (Agmn) existió diferencia significativa respecto a Agvcb y Agvsb siendo éstas 1.5 veces mayor en el nivel 2 (Fig. 16, Anexo 3).

El tamaño inicial para estas dos formas de propagación era significativamente diferente al momento de su plantación a pesar de contar con la misma edad. Para Agvcb y Agvsb fue de aproximadamente 12.5 cm en cambio para Agmn fue de 9 cm,

(Fig. 15), se debió probablemente a las condiciones de hipersalinidad presentes en el medio natural, en comparación con las que se dieron artificialmente en el vivero. Adicionalmente al escaso crecimiento en su medio natural las plantas extraídas del medio natural presentaron una menor supervivencia (27%) que las provenientes del vivero (67%).

Las plantas de Rmvsb presentaron mayor crecimiento en el nivel topográfico dos en comparación con el nivel uno (Fig. 17) resultando 1.21 veces mayor Rmvsb que las Rmvcb. Lo más importante de estos resultados fue que las plantas de *R. mangle* el mayor crecimiento lo alcanzaron en la zona de mayor inundación (Nivel 2) mientras que *A. germinans* fue en el nivel de menor inundación (Nivel 1), esto de acuerdo con la zonación de la región, la cual depende principalmente de la marea y la microtopografía.

8.9. Altura final de plantas sembradas a los 10 meses de edad

En las plantas sembradas a los 10 meses de edad el crecimiento también fue significativo, *A. germinans* fue mayor que *R. mangle*. Aunque su mayor tasa de crecimiento lo alcanzaron en el nivel topográfico dos (Fig. 19). Probablemente se debió a la mayor supervivencia que se expresó en la franja media del área experimental, es decir entre los dos niveles topográficos (Fig. 19).

R. mangle solo presentó diferencia significativa ($p < 0.05$) entre los niveles topográficos (Anexo 7), alcanzando de nuevo su mayor altura en el nivel topográfico dos (Fig. 20).

De manera general, la tasa de crecimiento fue significativamente diferente entre *A. germinans* respecto a *R. mangle* para ambas edades de plantas con salinidades que fluctuó entre 45 ups en promedio durante el año de estudio. Comparado con lo que alcanzaron plantas de estas mismas especies en una región tropical con salinidades de 10 ups en época de lluvia y a 36 ups en época de seca (Reyes-Chargoy, 2002; Tovilla et al. 2004) (Tab. 5) y lo encontrado en la región del

sur de Sinaloa (Bojórquez, 2002; Agraz-Hernández, 1999). Como se puede observar en la Tabla 7 la diferencia de crecimiento mensual de la región de estudio con otros sitios probablemente obedezca principalmente a la diferencia en las condiciones ambientales (Humedad Relativa, disponibilidad de nutrientes, etc.) pero, sobre todo lo que tiene que ver con la lluvia. En la región de la bahía de Navachiste llueve aproximadamente de 365 y 450 mm en promedio anual, en cambio los niveles de evaporación son aproximadamente de 2,000 mm promedio anual induciendo a la formación de suelos hipersalinos (SEMARNAP, 2000). Estas condiciones climáticas propician limitaciones en la tasa de crecimiento, prueba de ello son el matorral de mangles que predominan en dicha región. Lo contrario ocurre en aquellas zonas tropicales donde la precipitación es más abundante, los bosques de mangles se desarrollan con mayor vigor (Winograd, 1987).

Tabla 7. Comparación de crecimiento de mangles en diferentes regiones

Lugar/región	Especie	Crecimiento (cm mes ⁻¹)	Fuente
Sur de Sinaloa (Plat. artificial)	<i>A. germinans</i>	2.7	Agraz-Hernández, 1999
Urias/Sur de Sinaloa	<i>A. germinans</i>	4.3	Bojórquez, 2002
Chiapas, México (Tarquinas)	<i>A. germinans</i>	6.9	Tovilla et al., 2004
Norte de Sinaloa, México (isletas de dragado)	<i>A. germinans</i>	1.62	Este trabajo
Florida, USA	<i>R. mangle</i>	2.4	Lewis & Haines, 1980
Florida, USA	<i>R. mangle</i>	4.8	Riley, 1998
Colombia	<i>R. mangle</i>	3.6	Bohórquez y Prada, 1988
Florida, USA	<i>R. mangle</i>	1.8	Pulver, 1976
Sur de Sinaloa, México (Plat. artificiales)	<i>R. mangle</i>	3.0	Agraz-Hernández, 1999
Norte de Sinaloa, México (isletas de dragado)	<i>R. mangle</i>	0.9	Este trabajo

Chiapas, México	R. mangle	9.0	Reyes-Chargoy, 2002
Chiapas, México (En tarquinas)	R. mangle	10.5	Tovilla et al., 2004

8.10 Diámetro de las plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad

En relación al diámetro del tallo principal y número de ramas principales no se encontraron trabajos para generar la discusión. Sin embargo, según los resultados obtenidos las plantas sembradas de 5 meses de edad fueron significativamente diferente ($p < 0.05$) entre *A. germinans* respecto a *R. mangle*. *A. germinans* fue la que mayor diámetro (5.72 mm) para plantas de Agvcb en el nivel topográfico uno y *R. mangle* logró 4.6 mm en promedio en el nivel topográfico dos. Resultados similares ocurrieron en las plantas de 10 meses de edad, debido a que Agvcb logró un mayor diámetro (6.9 mm). y *R. mangle* 4.7 mm para plantas del tratamiento Rmvsb. Es importante señalar que el crecimiento en diámetro está relacionado directamente con la altura y, según resultados las plantas de vivero de *A. germinans* de 10 meses de edad fueron las que mayor diámetro alcanzaron por lo que esta especie representa la mejor opción para la forestación de isletas bajo condiciones ambientales propias de la región de la bahía de Navachiste.

8.11. Ramas principales en plantas sembradas a los 5 y 10 meses de edad

Por lo que se refiere a número de ramas principales, *A. germinans* logró un mayor número promedio de ramas principales con 2.6 en plantas de 5 meses de edad en el tratamiento Agvcb en el nivel topográfico uno, en este mismo nivel alcanzaron su valor máximo de ramas las cuales fueron 23 para individuos de Agmn. En cambio *R. mangle* apenas obtuvo 4 como valor promedio máximo para plantas Rmvcb y Rmvsb.

En plantas de 10 meses de edad de *A. germinans* de acuerdo con los resultados también logró la mayor media con 3.14 ramas y su valor máximo fue de

17. Por su parte para *R. mangle* la mayor media lograda fue de 1.4 ramas y su valor máximo de ramas fue de 5 ramas . Como puede observarse las plantas de 10 meses de edad tuvieron un mejor comportamiento en las variables consideradas (altura, diámetro, ramas principales y supervivencia). Tal parece que el número de ramas principales también están relacionadas con el diámetro y la altura, al menos hasta concluir este estudio, donde las plantas contaban con 22 meses de edad. De nuevo los resultados sugieren que las plantas de 10 meses de edad son mejores para forestar isletas de dragado en las condiciones ambientales que prevalecen en la bahía de Navachiste. Esto en cierta medida coincide con lo que señala Milian (1997), quien asegura que, en aquellas áreas donde existe influencia directa de mareas, oleaje y hay erosión, la forestación debe hacerse con plantas generadas en vivero y que tengan entre 10 y 12 meses de edad.

8.12. Análisis de sustrato y agua intersticial

8.12.1. Sustrato

Los resultados de los análisis obtenidos evidencian que el sustrato de las isletas producto de dragado está sufriendo cambios, al encontrar que las características químicas tanto en los elementos intercambiables (fertilidad), así como las concentraciones de las sales solubles (salinidad), la conductividad eléctrica y la textura está evolucionando (Tablas 5 y 6). Además, se sabe que las operaciones de dragado no son selectivas con respecto al tipo de sustrato que afectan. En las tarquinas en una etapa inicial es una mezcla no consolidada de limos-arcillas y arenas por lo que, éstas presentaron mucho dinamismo durante el periodo de estudio y se encuentran en un proceso de reconfiguración de los sedimentos tanto en la distribución granulométrica como en los procesos de compactación de sedimento.

En este mismo sentido se menciona que la disponibilidad de nutrientes en los suelos donde se establecen los manglares está relacionado con factores ambientales propios de este ecosistema, pero además, con las condiciones de las áreas adyacentes; y más aun en el caso de depósitos nuevos (tarquinas), donde destaca lo que se refiere al proceso de acumulación y disposición de nutrientes provocado por bacterias. Dichos procesos nunca serán los mismos si se comparan con bosques naturales, donde son mucho más eficientes (Sjöling et al., 2005). Otro parámetro importante a considerar es la salinidad y el hidroperiodo en las regiones marinas y zonas estuarinas, además, con los gradientes de salinidad que se forman (Medina et al., 1995) y sobre todo con el efecto de algunas sales tales como los silicatos y amonio (Arjonilla y Blasco, 2003) que cuando existe su acumulación son tóxicos para las plantas. Particularmente en las isletas se observó el caso de la alta concentración de cloruros, los cuales son tóxicos para las plantas. Muchos de los cambios antes mencionados quedan evidenciados con las diferentes concentraciones encontradas en suelos de otras regiones del mundo como se muestra en Tabla 8.

Tabla 8 Concentración de nutrientes en bosques de mangles en varias regiones del mundo

Región	Nutriente-Intervalo	Fuente
Colombia	N T 0.37 a 1.25%, P T 0.09 a 0.15%	Cardona & Botero, 1988
Florida, USA.	N T 0.20 a 0.40%	Hesse, 1961
NE de Australia	N T 0.10 ^a 0.40%, P T 0.02 a 0.05%	Boto & Wellington, 1984
Veracruz, México	N T 0.48 a 0.57%, P T 0.06 a 0.10% Ca ²⁺ 0.81 a 1.98%, Mg ²⁺ 0.22 a .35% K ⁺ 0.47 a 0.56%, Na ⁺ 0.53 a 1.07%	Medina et al., 1995
Sur de Sinaloa	N T 0.12 a 0.17%, Mg ²⁺ 5.5 a 11.2 g kg K ⁺ 12.2 a 26.5 g kg, Ca ²⁺ 1,190 mg kg ⁻¹ Na ²⁺ 204.5 a 251.9 me L ⁻¹	Benitez-Pardo (en prensa)
Este estudio (Norte de Sinaloa)	N-NO ₃ 1.7 a 3.2 mg kg ⁻¹ , P-PO ₄ 23.6 mg kg ⁻¹ , Mg ²⁺ 1,340 a 1,410 mg kg, Ca ²⁺ 7,080 a 714 mg kg ⁻¹ y Na ⁺ 413.2 a 513.2 me L ⁻¹	

Estas diferentes concentraciones y disposición de nutrientes que se muestran en la Tabla 6 junto con las condiciones ambientales de cada sitio o microregión influyen directamente en el fenotipo de los bosques de manglar. Es por eso que encontramos diferentes tamaños de bosques en una misma localidad y, en términos generales a medida que nos vamos alejando del Ecuador, donde existen los bosques de manglar más altos.

8.12.2. Conductividad eléctrica (CE) del sustrato

Según los resultados obtenidos la CE de los suelos de las tarquinas fue menor (58 ds m^{-1}), que los sitios que se tomaron como testigos (122 para *A. germinans* y 80.5 ds m^{-1} *R. mangle*). En cambio López-Portillo y Escurra (1989) encontraron que *A. germinans* es la que mayor C E tolera, encontrándose en un intervalo de 8 a 14 ds m^{-1} y *R. mangle* de 1 a 4 ds m^{-1} . Además *A. germinans* es altamente excretora de sales (López-Portillo et al., 2005), razón por la cual se desarrolló con menos problemas con la CE encontrada (122 ds m^{-1}) considerando que las plantas entraron en un periodo crítico de adaptación durante el tiempo que se encontró la mayor CE. Como se puede apreciar, en cualquiera de estas concentraciones de sales no es posible que sobreviva ninguna especie terrestre, sólo halófilas facultativas como los manglares, aunque con mucho gasto de energía provocado por el estrés hídrico.

8.12.3. Fertilidad del sustrato

De acuerdo a los resultados la fertilidad del sustrato, es decir aquellas sales que si están disponibles como nutrientes para las plantas, se observó que en los sustratos de las tarquinas inicialmente algunos nutrientes presentaron excesos, por ejemplo el Ca^{2+} , K^+ y el Mg^{2+} y al final del estudio estos disminuyeron. En otros casos sucedió lo contrario, es decir inicialmente presentaron valores bajos como el caso de los N-NO_3 y al final del estudio valores altos, pero, de manera general con una tendencia a igualarse a lo encontrado en los bosques monoespecíficos de *A. germinans* y *R. mangle* que se consideraron como testigos. Para el caso del K^+

cuyos valores son altos en los testigos (Tabla 6) comparado con el encontrado en la isleta, es debido posiblemente a la retención del sustrato durante el tiempo que tiene establecido el bosque de manglar. Otro factor importante se refiere a la presencia de Materia Orgánica (MO) que se fue acumulando en el tiempo con una tendencia a igualar a los testigos (Tabla 6). La MO contribuye en la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) a pesar de que es un suelo franco arenoso, esto coadyuva a facilitar la disponibilidad de los elementos nutritivos. Lo cual se pudo observar al final del experimento donde se pudo notar en las plantas un crecimiento más rápido.

Muchos de los cambios que se dieron en la isleta durante el estudio pudieron deberse al proceso natural de oxido-reducción que está ocurriendo en la tarquina y las constantes aportaciones de nutrientes por el agua de la bahía. Asimismo la capacidad que tiene el sustrato como compuesto “buffer” para ir soportando estos cambios paulatinos hasta igualar las características del sustrato con el resto de la bahía. Sin embargo, mientras se homogenizan los sustratos ¿cómo lograron los mangles sobrevivir en estas condiciones de CE y fertilidad de los sustratos?. Posiblemente se debió a la capacidad “buffer” que presentan los suelos y por otro lado recordar que los mangles cuentan con una serie estructuras anatómicas tales como las glándulas excretoras y secretoras de sales. Incluso, el efecto de las mareas y la presencia de agua dulce y su mezcla con agua salada propician condiciones para que se lleven a cabo procesos hidrogeoquímicos que favorecen la disponibilidad o no de nutrientes, es el caso de sulfatos, nitratos, nitritos, etc. Además, se asegura que, si bien algunos metales pesados (Fe, Mn, Cu y Zn) actúan como nutrientes esenciales para las plantas, en cierta concentración son mortales, es el caso de los propágulos de mangle en los que influyen sobre el crecimiento y desarrollo, incluso pueden provocar su muerte (Zheng Songfa et al., 1994). Los factores y procesos anteriores aunados a la acumulación y/o lavado de nutrientes permiten la evolución de los suelos, provocando, para el caso de isletas de dragados que se formen pequeños espacios, favoreciendo la posibilidad de un repoblamiento natural y sobre todo la forestación artificial.

Otro factor que favorece o perjudica a la fertilidad del sustrato de las tarquinas, es la textura que presentó características de un suelo arenoso, al encontrar el 62% al principio y 57% al final del experimento. Tanto los excesos de sales como la presencia de estas cantidades de arena en los suelos no permite la floculación y por ende la estructura o terrones. Lo que repercute en suelos pobres desde el punto de vista de la fertilidad, sobre todo nitratos que tiende a perderse por lixiviación por su alta movilidad.

Existen contenidos de limo y arcilla que son partículas con gran actividad química sobre todo con una capacidad de retener elementos como Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} lo que provoca una acumulación de estos en el tiempo (Marschner, 1986), como se muestra en las concentraciones de salinidad (Tabla 5) y los contenidos intercambiables de estos elementos.

8.12.4. Agua Intersticial

En aguas estancadas existe una mayor acumulación de carbonatos y bicarbonatos, caso contrario a lo que sucedió en la tarquina donde se realizó el trabajo, sin embargo, en el agua intersticial aumenta el pH (mayor alcalinidad) tanto en este tipo de agua como en el sustrato y por ende la cantidad de sales en la solución del suelo-agua. Mismo, fenómeno que fue evidente en la tarquina a excepción del N-NO_3 y el PO_4 que tuvieron rangos de 0.11 a 0.14 me L^{-1} y 0.02 a 0.14 me L^{-1} respectivamente, menores a los que se encuentran en los suelos de cultivo (3 y 0.10 me L^{-1} (Tabla 4) (Benitez-Pardo, et al. en revisión). Posiblemente la acumulación de sales se debió a las aportaciones que hacen diariamente las mareas y para el caso de N-NO_3 y PO_4 la escasez se debió, quizá a que son elementos de fácil lixiviación

8.13. Áreas susceptibles para forestar en isletas (Mareas y energía de oleaje)

A cada especie se le asignó una franja (zonación) en la isleta considerado como “nivel topográfico” cuyo objetivo era precisamente conocer si realmente esto

sucedía en estos espacios de nueva creación. Basado en los resultados obtenidos en este estudio y lo encontrado en otros trabajos citados, se demostró que los mangles en las tarquinas se establecieron en un área más angosta ubicada entre los dos niveles topográficos y sobre todo *A. germinans*; en comparación a la zona que ocupan los mangles adultos de manera natural. Esto a pesar de ubicarse en los mismos niveles de distribución topográfica. En otros trabajos se ha demostrado que la distribución de los propágulos y plántulas es más restringida que los adultos en función de las frecuencias de inundación u ocurrencia de mareas y de la energía de las olas (Lee, 1998; Thampanya et al., 2002; Flores et al., en prensa).

En las tarquinas las zonas hipersalinas están más extendidas que en el bosque natural y lo atribuimos al efecto de sombra de los árboles adultos que protegen al suelo de la evaporación, a la presencia de más canales de mareas en el manglar natural que en las tarquinas y probablemente a la presencia de un sustrato con mayor capacidad calórica en el bosque de manglar (limos-arcillas) que en las tarquinas (arenoso-calcáreo) y por lo tanto este último tiende a elevarse más en la temperatura con la energía solar que el primero. Otra cuestión interesante se refiere a los lugares más protegidos que se forman en las isletas o tarquinas. Esto es importante que se considere en las zonas donde hay influencia de huracanes como es el caso de la bahía de Navachiste y que provocan fuertes oleajes causando erosión y dinamismo en las tarquinas. Según observaciones de tres años consecutivos, se debe de dejar al menos por un año en “reposo” para su sedimentación y estabilización y que sea la propia naturaleza quién indique cuales son las zonas viables a forestar, en función de las zonas protegidas que se formen en las tarquinas. En este sentido se asegura que la sujeción de sedimentos por los manglares como papel funcional importante, aunque esta información es informal, por lo que hay pocos datos para demostrarlo (Lacerda, 1993). Se sabe que los manglares se desarrollan bien en áreas con fuerte sedimentación, como los estuarios y los deltas, donde su presencia ayuda a la acumulación y compactación de los sedimentos transportados por los ríos. En este estudio, los resultados indican que la estabilización inicial de isletas de dragado para el establecimiento de plantas en la región de la bahía de Navachiste es más importante que el efecto que causa la

temperatura y el pH del agua, incluso hasta los mismos aportes de agua dulce. Según (Díaz et al., 2001) no se ha encontrado literatura donde mencione el estudio sobre aspectos físicos de las mareas, propiedades físicas y químicas del sustrato y el agua, así como las aportaciones de agua dulce (ya sea por lluvia y/o subterránea) en lugares por reforestar. Sobre lo que menciona este autor sólo se conoce la experiencia de las isletas que se construyó la Comisión Federal de Electricidad en la laguna de Cuyutlán, Colima, en las cuales las condiciones ambientales y, sobre todo el efecto de corrientes y mareas determinaron de manera natural en cuales sitios o lugares específicos había que repoblar.

9. CONCLUSIONES

1. En relación con las técnicas de forestación de isletas, bajo las condiciones ambientales de la bahía de Navachiste, las plantas de vivero representan la mejor opción, con respecto a la utilización de siembra directa de hipocótilos, así como el uso de tubos de PVC como tutores.

2. La mayor tasa de supervivencia se obtuvo en plantas de vivero de *Avicennia germinans* con respecto a las plantas extraídas de su medio natural.

3. La mejor forma de propagación para la forestación de isletas fueron las plantas de vivero con y sin contenedor en ambas especies, por presentar una mayor supervivencia y en la mayoría de los casos una mayor tasa de crecimiento, en función de mareas, hidroperiodo y salinidad.

4. El comportamiento de *A. germinans* y *R. mangle* fue diferente en función del nivel topográfico y a la supervivencia, *A. germinans* demostró desarrollarse mejor en el nivel uno, la parte menos inundada, mientras que *R. mangle* se desarrolló mejor en el nivel dos, en la parte más inundada.

5. En relación con la edad de las plantas, los mejores resultados fueron obtenidos con plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans* generadas en vivero.

6. *A. germinans* fue la especie que resultó más apta para el establecimiento de nuevas áreas de manglar en isletas en diferentes condiciones de hidroperiodo y topografía.

7. Se observó que la plantación de mangles en isletas de dragado se reduce a una franja más angosta comparada con la franja (zonación) donde se establecen las especies de manera natural y, esta corresponde a una franja que se ubicó entre los dos niveles topográficos, es decir entre las áreas que corresponden a la zonación de *R. mangle* y *A. germinans*.

8. Debido a las condiciones ambientales de la bahía de Navachiste y por el dinamismo inicial que presentan las isletas de nueva creación, para iniciar el proceso de forestación se debe esperar como mínimo un año.

10. RECOMENDACIONES Y SUGERENCIAS

Es importante señalar que la bahía de Navachiste es un área que año con año es azotada por huracanes y en el mejor de los casos por vientos huracanados, esto provoca fuertes oleajes y mareas. Aunque, en este estudio no se realizaron trabajos expresamente para determinar que tan fuerte son estos oleajes, corrientes mareales y los daños que provocaron a las isletas. Se determinó, basado en la observación visual de tres años, que los mejores sitios para que persista la vegetación al forestar, son aquellos protegidos de dicho oleaje y corrientes de mareas. Asimismo, se sugiere que la forestación y reforestación se lleve a cabo con plantas de vivero de 10 meses de *A. germinans*.

Por el dinamismo inicial que presentan las isletas de nueva creación en la bahía de navachiste, en un año de espera se puede observar cuales son los mejores lugares para forestar . Incluso es recomendable que se realicen estudios para determinar cual es el tamaño (superficie), la forma y la altura más idóneas que deben tener las isletas de dragado para su forestación.

En la forestación de isletas de dragado es recomendable acondicionar un espacio (embarcadero) para las maniobras de descarga de las plantas y el equipo a utilizar en este proceso. Debido a que en marea baja se triplica el esfuerzo al momento de realizar dichas maniobras.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, CH. A. & M. J. Butler IV. 1997. Role of mangrove habitat as a nursery for juvenile spiny lobster, *Panulirus argus* in Belize. *Mar. Freshwater Res.*, 48: 721-727.
- Agraz-Hernández, C. 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma de Nuevo León. 132 p
- Alongi, M. D. 1996. The dynamics of benthic nutrients pools and fluxes in tropical mangrove forests. *J. of Mar. Res.* 54: 123-148.
- Allen, J., K. W. Krauss & R. D. Hauff. 2003. Factors limiting the intertidal distribution of the mangrove species *Xilocarpus granatum*. *Oecología* 135: 110-121.
- Arango, X. E., L. Botero, J. E. Mancera & P. Cardona. 2001. Repoblamiento experimental de manglar en sectores adyacentes al canal Clarín, delta exterior del río Magdalena. Memorias del IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Isla San Andrés, Colombia, realizado del 16 al 20 de sep. 1-4
- Araujo, R. 2000. Curso Internacional sobre zonas costeras (playas, manglares, zonas coralinas y puertos). Miami, Key Biscayne, Florida.
- Araujo, R. 2001. Curso internacional sobre ecología de manglares y arrecifes coralinos. Guayaquil y Parque Nacional Galápagos, Ecuador.
- Arjonilla, M. & J. Blasco. 2003. Análisis de nutrientes en aguas estuáricas. Efecto de la salinidad. *Ciencias Marinas*. 29 (4): 389-395.
- Ball, M. C. 1988. Ecophysiology of mangrove. *Trees*. 2:129-142.
- Barbier, B. E., M. Acreman & D. Knowler. 1997. Valoración económica de los humedales: guía para decisores y planificadores. Oficina de Convención Ramsar. Univ. de York. Instituto de Hidrología. UICN-Unión Mundial para la Naturaleza. Edición en Castellano, patrocinado por: CAIXA CATALUNYA. 143 p.
- Bashan, Y. 2000. Conservación de ecosistemas de manglar en zonas áridas en Baja California Sur, México. CIB-Nor.
<http://www.cibnor.mx/conserv/mangrove/einnoc.html>.

- Benitez-Pardo, D., F. Flores, V. & J. I. Valdez Hernández. 2002. Reproducción vegetativa de dos especies arbóreas en un manglar de la costa norte del pacífico mexicano. *Madera y Bosques*. 8 (2): 57-71.
- Benitez-Pardo, D., F. Flores V. & J. I. Valdez H. (en revisión) Mineral Content in leaves of *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn f. and its relation with phenology. *Anales del Instituto de Biología-UNAM*
- Blasco, F. 1977. Outlines of ecology, botany and forestry of the mangals of the Indian subcontinent. Chap. 12. En: (eds.) V. J. Chapman. Amsterdam. *Ecosystems of the world*. Vol. 1. Wet costal ecosystems.: Elsevier Scientific.
- Blasco, F. 1981. Los manglares. *Mundo científico*. 114 (II). 616-625.
- Bohórquez, C. & M. Prada. 1988. Transplante de plántulas de *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en el Parque Nal. Corales del Rosario, Colombia. Informe 45 p.
- Bojórquez, L. A. 2002. Crecimiento, productividad y estructura forestal de manglares en un ecosistema lagunar eutroficado (estero de Urías) y en estanques experimentales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. 65 p.
- Bosire, J. O., F. Dahdouh-Guebas, J. G. Kairo & N. Koedam. 2003. Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. *Aquatic Botany*. 76: 267-279.
- Bravo, M. 1995. Análisis de la cobertura de manglares, camaroneras y salinas en el Ecuador. Presentado en el Curso Internacional sobre ecología y manejo de manglares y arrecifes coralinos. Guayaquil y Parque Nacional Galápagos, Ecuador, abril de 2001.
- Cardona, P. & Botero, L. 1998. Soil characteristics and vegetation structure in a heavily deteriorated mangrove forest in the Caribbean coast of Colombia. *Biotropica*. 30 : 24-34.
- Carrera-González, E. & G. de la Fuente de León (en prensa). Inventario y Clasificación de los Humedales de México. DUMAC-México. 124 p.
- Clarke, L. D. & N. J. Hannon. 1969. The mangrove swamp and saltmarsh communities of the Sydney district, H. The holocenotic complex with particular reference to physiography. *J. Ecol.* 57: 213-234.

- Clay, J. 1996. Markets potentials for redressing the environmental impacts of wild captured on pond produced shrimp. Manuscript, World Wildlife Fund, Washington, D. C. 188 p.
- Clough, B. F. 1992. Primary productivity and growth of mangrove forests. *In*: Robertson A. Y. & D. M. Alongi (eds.) Coastal and Estuarine Studies. Tropical Mangrove Ecosystems. American Geophysical Union. Washington, D. C. (USA) 225-249.
- CONAPESCA. 2001. Informe Técnico de la reunión de trabajo con los pescadores de la Bahía de Navachiste, Guasave, Sinaloa. 28 p.
- Contreras, E. F. 1993. "Ecosistemas costeros mexicanos" México. UAM, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 664-670.
- Convención sobre los humedales 1997-2002. Plan estratégico 1997-2002. Sexta reunión de las partes contractante. Brisbane, Australia. Convención Ramsar. <http://www.ramsar.org/key-strat-plan-s.htm>.
- Chapman, V. J. 1970. Mangroves phytosociology. *Trop. Ed.* (5): 19.
- Chapman, V. J. 1997. Introduction 1-29. En: Chapman V. J. (Ed.). *Ecosystems of the world. I. Wet coastal ecosystems*. Elsevier Sc Publ. Co. Amsteram..
- Chávez, R. S. 2006. El papel de los manglares en la producción de las comunidades acuáticas de Bahía Magdalena, B. C. S. Tesis de doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. 139 p.
- Delgado, P., P. F. Hensel, J. A. Jiménez & J. W. Day. 2001. The important of propagule establishment and physical factors in mangrove distributional patterns in a Costa Rican estuary. *Aquatic Botany*. 71: 157-178.
- Díaz, G., J. M. Gutiérrez, J. M. Lojero, Q. C. H. Rábago & C. B. Reyes. 1999. Listado ictiofaunístico de la bahía de Navachiste. Resúmenes del XV Congreso Nacional de Zoología y VII Reunión Nacional de Malacología y Conquiliología. 9 al 12 de noviembre. Tepic, Nayarit. 27-31.
- Díaz, K., R. Meléndez & I. F. Angel. 2001. Análisis de sobrevivencia de plántulas de *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa* en el delta del río Ranchería, Caribe Colombiano. Memorias del IX Congreso

- Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Isla San Andrés, Colombia, realizado del 16 al 20 de sep.
- Domínguez, D. M. 1994. Evaluación de crecimiento de plántulas de *Rhizophora mangle* L. bajo diferentes condiciones de sustrato e intensidad de luz. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados, Montecillo, Méx., México. 102 p.
- Duke, N. 1996. Mangrove reforestation in Panama Restoration of mangrove ecosystems. C. Field, (Ed.) International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 209-232.
- DUMAC. 1990. Áreas Lacustres de México. Plan Maestro 2000. DUMAC. 12(1): 4-12.
- DUMAC. 2003. Inventario y Clasificación de Humedales en México. Parte I. Carrera G. y de la Fuente de L. (Eds.). Impresora y Editorial Plata, S. A de C. V. Monterrey, N. L., México. 239 p.
- ECOPROYECTOS, S. A. de C. V. 2000. Manifestación de impacto ambiental, modalidad particular, para la rehabilitación de la zona estuarina de la bahía de Navachiste, Sinaloa. Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. 144 p.
- Elster, C. 2000. Reason for reforestation success and failure with tree mangrove species in Colombia. Forest Ecology and Management. 131: 201-214.
- Ellison, A. M., B. B. Mukherjee & A. Karim. 2000. Testing patterns of zonation in mangroves: scale dependence and environmental correlates in the Sundarbans of Bangladesh. Journal of Ecology 88:813-824.
- FAO. 1985. Mangrove management in Thailand, Malaysia and Indonesia. FAO Environment Paper No. 4, Rome. 60 p.
- FAO. 1994. Directrices para la ordenación de los manglares. Montes No. 117. Santiago, Chile. 345 p.
- Field, C. D. 1996. La restauración de ecosistemas de manglar. Sociedad Internacional para Ecosistemas de Manglar. (Ed.) C. D. Field. Okinawa, Japón. 278 p.
- Field, C. D. 1999. Charter for mangroves. 1-4 En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (Eds.) Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de

- Ecología, A. C. México, UICN/HORMA, Costa Rica, NOAA/INMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Flores-Verdugo, F. 1989. Algunos aspectos sobre ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. 21-56. En: González Farías F. J. de la Rosa Vélez (Eds.) Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, B. C. 337 p.
- Flores-Verdugo, F., C. Agraz-Hernández & D. Benitez-Pardo (en prensa). Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. Capítulo de libro. Gobierno Municipal de Jalapa, Veracruz-Instituto de Ecología A. C. Jalapa, Veracruz.
- Flores-Verdugo, F. J. 2007. Comunicación personal.
- Furukawa, K. & E. Wolanski. 1996. Sedimentation in mangrove forests. Mangrove and Salt Marshes. 1:3-10.
- García, E. 1980. Apuntes de climatología. Según programa vigente en las carreras de Biólogo en la ENEP Cuautitlán-UNAM y la Universidad Metropolitana, México D. F. 33-57 p.
- García, A. A. J. & D. Zavala. 2003. Tasa de crecimiento de mangles a diferentes niveles de salinidad en ambiente de vivero como potencial para su conservación. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa. 36 p.
- Gobierno del Estado de Sinaloa. 1990. Monografía. Secretaría de Administración. Coordinación de Sistemas. 244 p.
- Gobierno del Estado de Sinaloa. 1992. Plan Estatal de Ordenamiento Ecológico de Sinaloa. Documento inédito.
- Harvey, T. H. & P. B. Williams. 1983. California coastal salt marsh restoration desing. Proceedings of Coastal Zone '83, New York, ASCE. 1444-1456.
- Harrison, P. J., S. C. Snedaker, S. I. Ahmed & F. Azam. 1994. Primary producers of the arid climate mangrove ecosystem of the Indus River Delta, Pakistan. En: Overview. Tropical Ecology. 35(2): 155-184.

- Hassan, H. H. A. 1981. A Working Plant for the Second 30 year Rotation of the Matang Mangrove Forest Reserve Perak 1980-89. State Forestry Department Publication, Perak, Malasia. 109 p.
- Hellebust, J. A. 1976. Osmoregulation. Annual Review of Plant Physiology 27:485-505.
- Hesse, P. R. 1961. Some differences between the soil of *Rhizophora* and *Avicennia germinans* mangrove swamps in Sierra Leone. Plant and Soil. 14: 335-346.
- Huesca, T. W. U. 2000. Efecto de la adición de nutrimentos en cuatro especies de mangle en vivero, reserva estatal "El Palmar", Yucatán. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Chapingo. Centro Regional Universitario Península de Yucatán. 91 p.
- INEGI-SEMARNAP. 1997. Estadísticas del Medio Ambiente. México
- Jiménez, A. 1994. Los manglares del Pacífico Centroamericano. Universidad Nacional (UNA). Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). 336 p.
- Kabil, T. & P. Bacon. 1994. La protección de humedales y tierras costeras y sus hábitats. Ramsar Convention Bureau, Suiza. University of the Indies, Trinidad.
- Komiyama, A., T. Santien, M. Higo, P. Patanaponpaiboon, J. Kongsanchal & K. Ogino. 1996. Microtopography, soil hardness and survival of mangrove (*Rhizophora apiculata* BL.) seedling planted in an abandoned tin-minig area. Forest Ecol. and Management. 81: 243-248.
- Kjerfve, B. & D. J. Machintosh. 1997. The impact of climate change of mangrove ecosystem. 1-7 En: Kjerfve, Drude de Lacerda y E. H. Drop (Eds.) Mangrove Ecosystem Studie in Latin Americanin African. UNESCO, ISME y UFS.
- Lacerda, L. D. 1993. Conservation and Sustainable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa Regions. I. Latin America. ISME Mangrove Ecosystems Technical Reports. 2:272 p.
- Lahmann, J. E., S. C. Snedaker & M. S. Brown. 1987. Structural comparision of mangrove forest near shrimp ponds in souther. Interciencia. 12. University of Miami, USA. (5): 240-243 p.
- Lee, S. Y. 1998. Ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: a review. Mar. Freshwater Res. 49: 335-343.

- Lema, V. L., F. J. Polania & L. E. Urrego. 2001. Estudio de dispersión y reclutamiento de propágulos de mangle en le delta del río Ranchería, Caribe colombiano. Memorias del IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Isla San Andrés, Colombia, realizado del 16 al 20 de sep. 13-17.
- Lewis, R. R. & C. K. Haines. 1980. Large escala mangrove restoration on St. Croix., US. Virgen Islands. En: D. P. Cole (ed.) Proc. 7 th Annual Conference on the Restoration and Creation of Wetlands. Hillsborounh Community College, Tampa, Florida, EEUU. 137-148
- Lewis III, R. R. 1982. Mangrove Forests. 153-171. En: Lewis R. R. (Ed.) Creation and Restoration of Coastal Plant Communities. CRC. Press. Boca Raton, Florida. EEU, 101: 448-460.
- Lewis III, R. R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forest. Ecological Engineering. 24: 403-418.
- Lewis, R. R. & B. Streever. 2000. "restoration of mangrove habitat" WRP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRP-VN-RS-3.2), U. S. Army Engineer Research and development Center, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/wrp.
- López-Aguilar, LL. C. 2006. Distribución espacial y estacionadle de las principales especies del Nitrógeno en aguas de las lagunas costeras de Sinaloa. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Univ. Nal. Autó. de México. 204 p.
- López-Portillo, J. L. & E. Escurra. 1989. Response of tree mangroves to salinity in two geoforms. Functional Ecology. 3, (3): 355-361.
- López-Portillo, J. L., F. W. Ewres & G. Angeles. 2005. Sap salinity effects on xilem conductivity in two mangroves species. Plant, Cell and Environment. 28: 1285-1292.
- Lugo, A. E. & G. Cintrón. 1975. The mangrove forest of Puerto Rico and their management. 825-846 En: G. E. Walsh, S. C. Snedeker y H. J. Teas (Eds.) Proc. of the Internal. Symposium of Biology and management mangroves. East-West center Honolulu, Hawii. 823 p.
- Lugo, A. E., G. Evink, M. M. Brison, A. Broce & S. C. Snedaker. 1975. Diurnal rates of photosynthesis, respiration an transpiration in mangrove forests in South

- Florida. Ecological studies II. Tropical Ecological systems. 335-350. En: Golley F. B. & E. Medina (Eds.). Springer Verlag, New York.
- Marschner, H. 1986. Mineral Nutrition of Higher Plants. Institute of Plant Nutrition University Hohenheim Federal Republic Germany. 674 p.
- Mckee, K. L. 1995. Mangrove species distribution propagule predation in Belize. En: An exception to the dominance-predation hypothesis. *Biotropica* 27(3): 334-345.
- Mckee, K. L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia*. 101: 448-460.
- Medina, E., A. E. Lugo & A. Novelo. 1995. Contenido mineral del tejido foliar de especies de manglar de la Laguna de Sontecomapan (Veracruz, México) y su relación con la salinidad. *Biotropica*. 27(3): 317-323.
- Medina, E. 1999. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat and light stress under recurrent flooding. En: Yañez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A. (Eds.). *Ecosistemas de manglar en América Tropical*. Instituto de Ecología. Xalapa, Ver. México 380 p.
- Mendenhall, W. & T. Sincich. 1997. Probabilidad y Estadística para Ingeniería y Ciencias. . Edit. Prentice Hall. (Cuarta Edición). Traducción: Roberto Escalona UNAM, México. 1182 p.
- Middleton, B. A. & K. L. Mckee. 2001. Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forest. *J. of Ecol.* 89: 818-828.
- Milano, G. R. 2000. Island restoration and enhancement in Biscayne Bay, Florida, 1-17. En: P. J. Cannizarro (Ed.) *Proceedings of the 26th Annual Conference on Ecosystem Restoration and Creation Hillsborough Community College*, Tampa, Fl.
- Millero, J. F., T. B. Graham, F. Huang, H. Bustos-Serrano & D. Pierrot . 2006. Dissociation constants of carbonic acid in seawater as a function of salinity and temperatura. *Marine Chemistry* 100: 80-94

- Milian, P. C. 1997. Restauración de ecosistemas de manglar en Cuba, Estudio de caso de Provincia Habana, Cuba. 176-186. En: Restauración de Ecosistemas Costeros de Manglar. Field C. (Ed) OITM y ISME. Managua, Nicaragua.
- Ministerio del Ambiente. 2000. Concesiones para el Uso y Custodia del Manglar. Componentes de gestión ambiental en el Golfo de Guayaquil. República del Ecuador, U.C.P.-Patra Litoral, agosto del 2000.
- Mitsch, W. J. & J. G. Gosselink. 2000. Wetlands. 335-373. Mangrove Swamps tird Edition. 920 p.
- Monroy-Torres, M. 2005. Distribución de tres especies de manglar en relación al hidroperiodo y salinidad intersticial en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 83 p.
- Moreno, C. P., J. L. Rojas G., D. Zarate L., M. A. Ortiz., A. L. Lara. & T. Saavedra. 2002a. Diagnóstico de los manglares de Veracruz: Distribución, vínculos con los recursos pesqueros y su problemática. Maderas y Bosques. Número especial: 61-88.
- Moreno, C. E., A. Guerrero P., Ma. C. Gutiérrez C., C. A. Ortiz S. & D. J. Palma L. 2002b. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. Madera y Bosques. Número especial: 115-128.
- Moroyoqui, R. L. 2005. Análisis de la eficiencia en la remoción de nutrientes en un sistema experimental silvopesquero (Manglar-Inctiofauna) con recirculación de agua. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral de la Región. CIIDIR-IPN, Unidad Sinaloa. 77 p.
- Mostaza, M. 2001. Growth and establishment of mangrove (*Avicennia marina*) on the coastlines of Kuwait. *Wetlands Ecology and Management* 9: 421-428.
- Mozalvo-Santos, K. I. 2006. Estimación de la cobertura espacial y análisis de la estructura forestal del manglar en Sinaloa, México. Aplicando técnicas de Percepción Remota. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 85 p.

- NACA (Network of Aquaculture Center in Asia-Pacific). 1994. Draft Report: Workshop on Environmental Assessment and management of Aquaculture Development. Sixth Meeting of the Governing Council, GCM & REF 03 Beijing, China.
- Odum, W. E., C. C. McIvor & T. J. Smith, III. 1982. The ecology of mangroves of south Florida: A. Community profile. Biological Service Program, U. S. Department of the interior. FWS/OBS-18/24. 144 p.
- Ortega, A. 2002. Evaluación de impacto ambiental en sistemas de acuicultura. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. Informe Técnico. CIBNOR. La Paz, B. C. S.
- Páez, O. F., H. M. Zazueta P. & F. G. Izaguirre. 1991. Trace metals in bivalves from Navachiste Lagoon, Mexico. Mar. Pollut. Bull. 22 (6): 305-307.
- Pannier, F. & R. Fraino P. 1977. Interpretación fisioecológica de la distribución de los manglares en la costa del continente sur Americano. Interciencia. 2 (3)
- Paré, L. & J. Fraga. 1994. "La costa de Yucatán: Desarrollo y vulnerabilidad ambiental. Instituto de Investigaciones Sociales, UNAM. 120 p.
- Pinto da Cunha, R. & C. M. Neves. 2001. Avaliação do emprego de *Avicennia schaueriana* Stapf & Leechman na restauração de uma área degradada do manguezal do rio Itacorubi, Ilha de Santa Catarina, SC. Brasil. Memórias del IX Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar, Isla San Andrés, Colombia, realizado del 16 al 20 de sep. 11-13.
- Pulver, R. 1976. Transplant techniques for sapling mangrove trees. *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia germinans* in Florida. Florida Department of Natural Resources No. 22 St. Peterburg, Florida.
- Quinn, N. & B. L. Kojis. 1997. Settlement Variations of the Spiny Lobster (*Panulirus argus*) on Witham Collectors in Caribbean Coastal Waters of St. Thomas, United States Virgin Islands. Caribbean Journal Science. 33 (3-4): 251-262.
- Rabinowitz, D. 1978. Early growth of mangrove seedlings in Panama, and an hypothesis concerning the relationship and zonation. J. Biogeography. 5: 113-133.

- Reyes Ch., M. A. & C. Tovilla H. 2002. Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la costa de Chiapas. Madera y Bosques. Número especial : 103-114.
- Riley, R. W. 1998. Planting methodology (R. mangle). Riley@mangrove.org. <http://mangrove.org/method.htm>
- Riley, R. W. 1999. Riley encased methodology: principles and processes of mangrove habitat creation and restoration. Mangrove and Salt Marshes. 3 (4): 207-213.
- Robertson, A. I. & N. C. Duke. 1987. Mangrove as nursery sites: comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. Marine Biology. 96:193-205.
- Rocha, G. V. 2003. Repoblación de *Laguncularia racemosa* (L.) Gaertn. f. en el ejido Villa Juárez, Nayarit. Tesis de Maestría. Colegio de Posgraduados. Montecillo, Texcoco, Edo. de México. 90 p.
- Ruíz, V. V. 2000. Manejo fitosanitario de mangle en vivero, en la reserva Estatal "El Palmar". Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Chapingo, Mérida, Yucatán. 91 p.
- Saenger, P. 2002. Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation. Kluwer Academic Publishers. Southern Cross University. Lismore, Australia. 359 p.
- Saenger, P., E. J. Hegerl & J. D. S. Davie. 1983. Global status of mangrove ecosystems. 1-88. (Eds.) P. Saenger, E. J. Hegerl & J. D. S. Davie. The Environmentalis 3 (Suppl.). 45 p.
- SAGARPA-CONAPESCA. 2002. Comunicado de prensa. Periódico "El Noroeste" Mazatlán, Sinaloa a 29 de julio.
- Salisbury F. B. y L. C., Ross 1992. Fisiología Vegetal. Traducción al español por V. González V. Iberoamericana. México. 759 p.
- Secretaría de Gobernación. 1994. Erosión. Fascículo 8. 825 p.
- Scholander, P. F. 1968. How mangrove desalinate seawater. Physiol. Plantarum. 21: 256-268.

- SEMARNAP. 2000. Manifestación de impacto ambiental, modalidad particular, para la rehabilitación de la zona estuarina de la bahía de Navachiste, Sinaloa. 144 p.
- Sjöling, S., S. M. Mohammed, T. J. Lyimo & J. J. Kyaruzi. 2005. Benthic bacterial diversity and nutrient processes in mangroves: impact of deforestation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 63: 397-406.
- Smith, T. J. 1987. Effects of light and intertidal position on seeding survival and growth in tropical tidal forests. *J. Exp. Biol. Ecol.* 110:113-146.
- Snedaker, S. C. & P. D. Biber. 1997. Restauración de manglares en los Estados Unidos de América. 187-205. (Eds.) Colin Field. En: *La restauración de Ecosistemas de Manglares*. Trad. de David B. Traumann.. Managua: Editora de Arte. 280 p.
- Snedaker, S. C. & J. R. Araujo. 2000. Protocolo para la restauración de manglares y experimentos de repoblamiento. División of Marine Biology and Fisheries. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science, University of Miami.
- Soemodihardjo, S., P. Wirotmodjo, P. Mulia & M. K. Harahap. 1996. Mangroves in Indonesia: a case estudy of Tembilahan, Sumatra. 97-110. (Ed.) C. Fiels. *Restoration of Mangrove Ecosystems.. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.*
- Soto R. 1992. Nutrient concentration and retranslocation in coastal vegetation and mangroves from the pacific coast of Costa Rica. *BRENESIA* 37: 33-50.
- Spurgeon, J. 1999. The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin*. 37 (8-12). 373-382.
- Staples, D. J. 1980a. Ecology of juvenile and adolscent banan prans. *Panaeus merguiens*, in mangrove estuary and adjacent offshore area of the Gulf of Carpentaria. I. Inmigration and settlement of postlarvae. *Australian J. of Mar. and Freshwater Res.* 31:635-652.
- Staples, D. J. 1980b. Ecology of juvenile and adolescent banana prawns, *Panaeus merguiensis*, in a mangrove estuary and adjacent offshore area of the Gulf of Carpentaria. II. Emigration, population structure and growth of juveniles. *Australian J. of Mar. and Freshwater Res.* 31:653-665.

- Struve, J. & R. A. Falconer. 2001. Hydrodynamic and Water Quality Processes in Mangrove Regions. *J. of Coastal Res. Special Issue* . 27, 65-75.
- Suman, D. 1994. El ecosistema del manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación. Miami: Universidad de Miami, Rosenstiel School of Miami and Atmospheric Science. 263 p.
- Thampanya, W., J. E. Vermaat & C. M. Duarte. 2002. Colonisation success of common thai mangrove species as a function of shelter from water movement. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 237: 111-120.
- Toledo, G. & Y. Basham. 2001. Monitoring of black mangrove restoration with nursery-reared seedling on an arid coastal lagoon. *Hidrobiología* 444:101-109.
- Tomlinson, B. P. 1986. The botany of mangroves. Cambridge University Press, Cambridge. 413 p.
- Tomlinson, B. P. 1994. The botany of mangroves. First Paperback Edition. Cambridge University Press. New York. 419 p.
- Tomlinson, B. P. & D. W. Wheat. 1979. *Bijugate pyllotaxis*. En: *Rhizophora* (Rhizophoraceae) *Bot. J. Linn. Soc.* 78:317-321.
- Tovilla, H. C. 1994. Manglares. 371-423. (Eds.) De la Lanza Espino, G. y Cáceves, C. En: *Lagunas Costeras y el litoral mexicano*. Univ. Autón. De Baja California Sur.. 525 p.
- Tovilla, H. C. & D. E. Orihuela B. 2002. Floración, establecimiento de propágulos y supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoaapa, Guerrero, México. *Maderas y Bosques*. Núm. Especial. 2: 89-102.
- Tovilla, H. C., A. V. Román S., G. M. Simuta M. & R. M. Linares. 2004. Recuperación del manglar en la Barra del Río Cahoacán, en la costa de Chiapas. *Maderas y Bosques*. Núm. especial 2:77-91.
- Turner, R. E. 1977. Intertidal vegetation and comercial yields of peneid shrimp. *Trans Am. Fish. Soc.* 106:411-416.
- Vergara, M. S., S. M. Ortiz G. & M. L. García L. 1996. Sedimentología de la costa norte de Sinaloa, México. *Sedimentología de la costa norte de Sinaloa, México*. Resumen. X Congreso Nacional de Oceanografía.

- Vicencio, A. 1979. Estudio ictiológico de dos lagunas costeras de la zona norte de Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 116 p.
- Watson, J. G. 1928. Mangrove Forest of the Malay Peninsula. Malayan Forester. Rec. No. 6, Singapur: Fraser and Neave. 726 p.
- Werner, A. & R. Stelzer. 1990. Physiological responses of the mangrove *Rhizophora mangle* grown in the absence and presences of NaCl. Plant. Cell and Environ. 13:243-255.
- Williams, P. 2001. Restoring physical processes in tidal wetlands. J. of coastal Res. (2): 149-161.
- Winograd, M. 1987. Mangroves de Colombie. Particularites biologiques et economiques. Gaussenia (3) 11-43.
- Wright, C. L., P. Lindsay & J. A. G. Cooper. 1997. The effect of sedimentary processes on the ecology of the mangrove fringed Kosi estuary/lake system, South Africa. Mangrove and Salt Marshes. 1:79-94.
- Yañez-Arancibia A., O. Zarate-Lomelí, J. L. Rojas-Galavíz & G. Villalobos-Zapata. 1994. Estudio de declaratoria como área ecológica de protección de la flora y fauna silvestre de la Laguna de Términos, Campeche. 152-159. (Ed.) D. Suman. En: El ecosistema del manglar en América Latina y cuenca del Caribe: su manejo y conservación. USA. 263 p.
- Young, B. M. & L. E. Harvey. 1996. A spatial analysis of the relationship between mangrove (*Avicennia marina* var. *australasica*) physiognomy and sediment accretion in the Hauraki plains, New Zeland. Est. Coastal Shelf Sci. 42:231-246.
- Zar, J. H. 1986. Bioestatistical Analisis. 3rd Ed. Prentice-Hall, Princeton, New Jersey. UAS. 662 p.
- Zheng Songfa, Z., L. Dezhang, L. Baowen & L. Yun. 1994. La contaminación en las tierras costeras de la provincia de Guangdong (China) y la forestación de manglares. Research Institute Forestry, Chinense Academy of Forestry, Londong, Guangdong, China. 322-334.

ANEXOS

Anexo1. Costos de los materiales, equipo y mano de obra para la construcción de un vivero con capacidad para producir 25,000 plántulas de mangles

DESCRIPCION	CANTIDAD	P. UNITARIO (\$)	P. TOTAL (\$)
Instalación o construcción	15 jornales	120.00	1 800.00
Recolección de semillas	20 jornales	120.00	2 400.00
Selección de semillas	5 jornales	120.00	600.00
Caja plástico para colecta semillas	15	115	1 725.00
Renta de lancha con motor fuera de borda para la recolección de semillas	5 viajes de 5 hr (25 hr)	150 la hora	3 750.00
Malla-sombra agrícola al 60 % de sombra	(10X25) 250 m ²	35.00 confeccionada	8 750.00
Almácigo (charolas semillera, 120 cavidades)	150 charolas	25.00	3 750.00
Sustrato (tipo aluvión)	42 m ³	120.00	5 040.00
Bolsas vivero 18X25 cm	200 kg	30.00	6 000.00
Llenado de bolsas	25,000	0.50	12 500.00
Germinasa plus	15 bultos	250.00	3 750.00
Siembra en charola	150	10.00	1 500.00
Siembra directa	25,000	0.50	12 500.00
Hilo marino No. 14	4	140.00	560.00
Alambre chivero (p. cerco)	4	630.00	2 520.00
Postes de concreto	60	150.00	9 000.00
Cable calibre ¼" p. colocar malla	260 m	4.86	1 263.00
Cemento	4 sacos	105	420.00
Arena	6 m ³	190.0	1 140.00
Sello (grava) solo p. postes	6 m ³	250	1 500.00

periféricos			
Tinacos de plástico 1100 L	4 de 1100 L	2 400	9 600.00
Aspersora tipo mochila	1	720.0	720.00
Insecticidas	1 kg	540	540.00
Enraizador	1 Kg	120.00	120.00
Fertilizante	100	4.70	470.00
Manguera plástico de 16 mm	100	6.50	650.00
Manguera plástico 1"	100	8.5	850.00
Plomería materiales y mano de obra	1	1,000	1 000.00
Azadón	4	95.00	380.00
Pala jardinera	4	86.00	344.00
Rastrillo	2	72.0	144.00
Carretilla	2	620	1 240.00
Poseadora macánica	2	270	540.00
Bomba sumerg1/2 HP	2	2 390	4 780.00
Manejo, riegos y vigilancia	365 días	100.00	36 500.00
Agua para riego	12 meses	200.00	2 400.00
Energía eléctrica	12 meses	150	1 800.00
TOTAL			142 543.00

Simbología: cada jornal comprende 8 horas

Nota: En este presupuesto no se considera la subcontratación de un técnico. El costo de la producción de planta de mangle es de aproximadamente \$ 5.70 de seis meses de edad.

Nota: en los anexos que contiene resultados de análisis de covarianza se observa la significancia o no significancia estadística de las interacciones, éstas se determinaron a través de la prueba de Tukey al 5%.

Anexo 2. Análisis de varianza utilizando la prueba Kruskal-Wallis para los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans*

	VARIABLES	
FACTORES	Núm de ramas principales	Supervivencia
Niveles topográficos	*	*
Formas de propagación	*	*

* = diferencia significativa y NS = No diferencia significativa

Anexo 3. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *A. germinans*

	VARIABLES		
FACTORES	Altura de planta (cm)	Diámetro (mm)	Salinidad ups
Niveles topográficos	*	*	*
Formas de propagación	*	*	*
INTERACCIONES			
Interacción NT I con vcb	*	*	
Interacción NT I con vsb	*	NS	
Interacción NT I con mn	*	*	
Interacción NT II con vcb	*	*	
Interacción NT II con vsb	NS	*	
Interacción NT II con mn	NS	NS	

Simbología: * diferencia significativa al 0.05, NS = No significativo, vcb = vivero con contenedor, vsb = vivero sin contenedor y mn = extraída de su medio natural, NT I = Nivel topográfico uno y NT II = Nivel topográfico dos.

Anexo 4. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle*

	VARIABLES		
FACTORES	Altura de planta (cm)	Diámetro (mm)	Salinidad ups
Niveles topográficos	*	*	*
Formas de propagación	*	*	*
INTERACCIONES			
Interacción NT I con vcb	*	*	
Interacción NT I con vsb	*	NS	
Interacción NT II con vcb	*	*	
Interacción NT II con vsb	*	*	

Simbología: * diferencia significativa al $P < 0.05$, NS = No diferencia significativa, vcb = vivero con contenedor, vsb = vivero sin contenedor y mn = extraída de su medio natural, NT I = Nivel topográfico uno y NT II = Nivel topográfico dos.

Anexo 5. Análisis de varianza utilizando la prueba de Kruskal-Wallis de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 5 meses de edad de *R. mangle*

	VARIABLES	
FACTORES	Núm de ramas principales	Supervivencia
Niveles topográficos	NS	*
Formas de propagación	NS	NS

* = diferencia significativa y NS = No diferencia significativa

Anexo 6. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *A. germinans*

	VARIABLES		
FACTORES	Altura de planta (cm)	Diámetro (mm)	Salinidad ups
Niveles topográficos	NS	NS	NS
Formas de propagación	*	NS	*
INTERACCIONES			
Interacción NT I con vcb	*	NS	
Interacción NT I con vsb	*	NS	
Interacción NT I con mn	*	*	
Interacción NT II con vcb	NS	*	
Interacción NT II con vsb	NS	NS	
Interacción NT II con mn	NS	NS	

Simbología: * diferencia significativa al 0.05, NS = No diferencia significativa, vcb = vivero con contenedor, vsb = vivero sin contenedor y mn = extraída de su medio natural, NT I = Nivel topográfico uno y NT II = Nivel topográfico dos.

Anexo 7. Análisis de covarianza de los factores y variables estudiadas en plantas sembradas a los 10 meses de edad de *R. mangle*

	VARIABLES		
FACTORES	Altura de planta (cm)	Diámetro de planta (mm)	Salinidad ups
Niveles topográficos	*	*	*
Formas de propagación	NS	NS	NS
INTERACCIONES			
Interacción NT I con vcb	NS	*	
Interacción NT I con vsb	NS	NS	
Interacción NT I con mn	NS	NS	
Interacción NT II con vcb	*	NS	
Interacción NT II con vsb	*	NS	
Interacción NT II con mn	NS	NS	

Simbología: * diferencia significativa al 0.05, NS = No diferencia significativa, vcb = vivero con contenedor, vsb = vivero sin contenedor y mn = extraída de su medio natural, NT I = Nivel topográfico uno y NT II = Nivel topográfico dos.

Anexo 8. Análisis de varianza utilizando Kruskal-Wallis de los factores y variables estudiadas en plantas de 10 meses de *A. germinans*

	VARIABLES	
FACTORES	Núm de ramas principales	Supervivencia
Niveles topográficos	NS	*
Formas de propagación	*	*

* = diferencia significativa y NS = No diferencia significativa

Anexo 9. Análisis de varianza de los factores y variables estudiadas utilizando Kruskal-Wallis en plantas de 10 meses de *R. mangle*

	VARIABLES	
FACTORES	Núm de ramas principales	Supervivencia
Niveles topográficos	NS	*
Formas de propagación	NS	*

* = diferencia significativa y NS = No diferencia significativa