



Universidad Nacional Autónoma de México
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA
UNIDAD ACADÉMICA MAZATLÁN
(BIÓLOGIA MARINA)

**DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES DE MANGLAR EN RELACIÓN A LA
MICROTOPOGRAFÍA Y LA MANIPULACIÓN EXPERIMENTAL DEL HIDROPERIODO
PARA ABATIR LA SALINIDAD INTERSTICIAL EN UNA MARISMA HIPERSALINA, EN
EL ESTERO DE URÍAS; MAZATLÁN SINALOA**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

BIÓL. EDUARDO RAMÍREZ BARRÓN

TUTOR:

DR. FRANCISCO JAVIER FLORES VERDUGO

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN, UNAM

COMITÉ TUTOR:

DR. STEVEN CITROM BAUS

INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA, MÉXICO D.F., UNAM

DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLES

INSTITUTO DE BIOLOGÍA, MÉXICO D. F., UNAM

DR. ARTURO RUÍZ LUNA

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

DR. JORGE LÓPEZ PORTILLO

POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

MÉXICO, D. F. AGOSTO 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por haberme permitido ingresar al posgrado y así poder continuar con mi desarrollo profesional, en particular a la Unidad Académica Mazatlán.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por autorizarme la beca durante el periodo de estudios.

Al Dr. Francisco Javier Flores Verdugo, por dirigir este proyecto de manera continua prestándome asesoría, confianza, tiempo y sobre todo paciencia, permitiéndome formar parte de su equipo de trabajo.

A los miembros del comité: Dr. Steven Citrom, Dr. Luis Zambrano, Dr. Arturo Ruíz y al Dr. Jorge López-Portillo por las valiosas aportaciones que dieron para la realización de este trabajo. Agradezco su disponibilidad y atención.

A mis compañeros de laboratorio y amigos Dr. Leonardo Moroyoqui, M en C. Ramón de León, M. en C. Elena Silva, IBT. Itzel Castillo, Ing. Pesquero Jesús Pérez y Biol. Mar. Carolina Franco por su apoyo y compañía constante para poder concluir este proyecto.

Al personal del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, por su apoyo en todo momento que se necesito; Margarita Cordero, Natalia Medina, Clara Ramírez. A los miembros del taller de la unidad académica: Genaro, Daniel, Esteban, Shover Alex y al laboratorio de computo Germán Ramírez y Carlos Suarez.

DEDICATORIAS

A mi Madre

Por apoyarme incondicionalmente en todo momento, por tu enorme paciencia, dedicación y sobre todo por la confianza que me das para continuar con mis objetivos y metas, este proyecto te lo dedico a ti. Gracias por todo mamá.

Amigos

A mis compañeros de generación por todos esos buenos momentos compartidos, a mis compañeros y amigos del equipo Mangle; Ramón, Moro, Carolina, Itzel, Jesús y Rosa por brindarme su apoyo , amistad y confianza, por todos esos buenos momentos inolvidables que compartí con ustedes.

Dr. Francisco J. Flores Verdugo por instruirme y mostrarme el fabuloso mundo de los manglares y enseñarme que tener la oportunidad de trabajar con lo que se ama es lo más importante, por enseñarme el método de ICS (Intuición Científica Salvaje), por hacerme parte de su equipo y sobre todo por demostrar una calidad humana en cada aspecto de su vida, lo admiro y respeto, no se agüite Doc, no es nada personal.

ÍNDICE

Página

ÍNDICE	i
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. Propiedades e importancia de los humedales	1
1.2. Manglares	2
1.3. Importancia del manglar	2
1.5. Factores que determinan el establecimiento y desarrollo de los bosques de manglar	3
1.5.1. Forma del terreno (Geoforma)	4
1.5.2. Hidrología	4
1.4. Distribución y especies de manglar en México	6
1.6. Problemática	7
2. ANTECEDENTES	12
3. HIPOTESIS	15
4. OBJETIVOS	16
4.1. Objetivos generales	16
4.2. Objetivos particulares	17
5. ÁREA DE ESTUDIO	18
6. MATERIAL y MÉTODOS	20
6.1. Selección del sitio	20
6.2. Microtopografía	21
6.2.2. Especies, distribución y condiciones fisonómicas del manglar	22
6.3. Periodo de inundación	23
6.4. Salinidad intersticial	24
6.5. Análisis estadístico	25
7. RESULTADOS	27

7.1. Relieve del suelo.....	27
7.1.1. Nivel topográfico de los tubos, distribución y condiciones fisonómicas del manglar en las zonas de las bermas.....	28
7.2. Distribución de manglares.....	30
7.3.1. Tubo comunicante estero-marisma uno	32
7.3.2. Tubo comunicante estero-marisma dos.....	35
7.3.3. Tubo comunicante estero-marisma tres	39
7.4. Hidroperiodo	42
7.5. Salinidad intersticial.....	46
7.5.1. Análisis de varianza de la salinidad intersticial (Distancia dos, cuatro, seis, ocho y diez metros).....	49
7.6. Análisis de regresión de salinidad.....	59
8. DISCUSIÓN	67
8.1. Distribución microtopográfica de los manglares	68
8.2. Microtopografía, frecuencia y duración de inundación	70
8.3. Hidroperiodo y salinidad intersticial	72
9. CONCLUSIONES	77
RECOMENDACIONES	79
BIBLIOGRAFÍA.....	80

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Hidroperiodo total (25, 50 y 100%), por mes y tiempo de funcionamiento del tubo comunicante uno, dos y tres durante la pleamar en hrs mes ⁻¹ , con sumatoria de cada mes del hidroperiodo durante 14 meses.....	45
Tabla 2. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y significancia de la pendiente a dos metros de distancia.....	60
Tabla 3. Comparación de pendientes entre los tratamiento a dos metros de distancia	60
Tabla 4. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y significancia de la pendiente a cuatro metros de distancia.....	63
Tabla 5. Comparación de pendientes entre los tratamientos a cuatro metros de distancia.....	64
Tabla 6. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a seis metros de distancia.	65
Tabla 7. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a ocho metros de distancia.....	65
Tabla 8. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a diez metros de distancia.	66

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Estero de Urías y ubicación de la marisma.....	18
Figura 2. Zona de estudio (marisma) y sitios marcados donde se colocaron los tubos comunicantes (uno, dos y tres) y los controles, sin tubo (Cntl1 y Cntl2).....	20
Figura 3. Esquema del sistema de comunicación directa entre el estero y la marisma.	22
Figura 4. Perfiles de salinidad para la toma de muestras en las direcciones A, B y C a los 2, 4, 6, 8 y 10 metros.	25
Figura 5. Nivel microtopográfico de los tres perfiles, donde se colocaron los tubos comunicantes, referenciados con la amplitud de marea para Mazatlán (0 a 120cm)	28
Figura 6 Esquema del sistema de comunicación del tubo uno, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y distribución del manglar rojo (<i>R. mangle</i>) y mangle negro (<i>A. germinans</i>).	29
Figura 7 Esquema del sistema de comunicación tubo dos, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM) y distribución de manglar rojo (<i>R. mangle</i>), mangle blanco (<i>L. racemosa</i>) y mangle negro (<i>A. germinans</i>), en dos condiciones fisonómicas, tipo borde y tipo matorral denso.	29
Figura 8. Esquema del sistema de comunicación tubo tres, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM) y distribución de mangle rojo (<i>R. mangle</i>) y mangle blanco (<i>L. racemosa</i>).	30
Figura 9 Distribución vertical de las especies de manglar en los perfiles uno, dos y tres, donde se colocaron los tubos comunicantes, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y Nivel Medio del Mar (NMM).....	31
Figura 10. Distribución vertical y horizontal de <i>R. mangle</i> en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y Nivel Medio del Mar (NMM).	32
Figura 11. Distribución vertical y horizontal de <i>A. germinans</i> en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	33
Figura 12. Distribución vertical y horizontal de <i>C. erectus</i> en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).	34

Figura 13. Distribución vertical y horizontal de <i>R. mangle</i> en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	35
Figura 14. Distribución vertical y horizontal de <i>A. germinas</i> en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	36
Figura 15. Distribución vertical y horizontal de <i>L. racemosa</i> en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	37
Figura 16. Distribución vertical y horizontal de <i>C. erectus</i> en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	38
Figura 17. Distribución vertical y horizontal de <i>R. mangle</i> en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	39
Figura 18. Distribución vertical y horizontal de <i>L. racemosa</i> en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	40
Figura 19. Distribución vertical y horizontal de <i>A. germinas</i> en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).....	41
Figura 20 Hidroperiodo mensual total de los sitios donde se colocaron los tubos comunicantes (Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3), durante 14 meses en hrs mes ⁻¹ ..	42
Figura 21 Hidroperiodo al 25% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes ⁻¹ ..	43
Figura 22. Hidroperiodo al 50% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes ⁻¹ ..	43
Figura 23. Hidroperiodo al 100% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes ⁻¹ ..	44
Figura 24. Valores promedio de salinidad intersticial entre los tratamientos sin tubo (S/T) vs con tubo (C/T). Excluyendo el tubo comunicante tres. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	46
Figura 25. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). Las barras de erro representan un intervalo de 95% de confianza.....	47

Figura 26. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza	48
Figura 27. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A dos metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	49
Figura 28. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A dos metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	50
Figura 29. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A cuatro metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza	51
Figura 30. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A cuatro metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	52
Figura 31. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A seis metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	53
Figura 32. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A seis metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza	54
Figura 33. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A ocho metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	55
Figura 34. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A ocho metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	56
Figura 35. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A diez metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	57
Figura 36. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A diez metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza.....	58

Figura 37. Regresión de salinidad durante 316 días, a dos metros de distancia. En el tubo comunicante uno	61
Figura 38. Regresión de salinidad, durante 316 días, a dos metros de distancia. En el tubo comunicante dos.....	61
Figura 39. Regresión de salinidad, durante 326 días, a dos metros de distancia. En el sitio control.....	62
Figura 40. Regresión de salinidad, durante 316, a dos metros de distancia. En el sitio control dos	62
Figura 41. Regresión de salinidad, durante 316 días, a cuatro metros de distancia. En el tubo comunicante uno	64

RESUMEN

El proceso de sedimentación natural a lo largo de la franja litoral de manglar (bermas), limita parcial o temporalmente los flujos de pleamares hacia el interior de los bosques y durante el reflujó ocasiona un elevado retraso de marea, que junto con los altos niveles de evaporación provocan una alta acumulaci3n de sales, haciendo que el manglar pierda estructura y muera, formando marismas hipersalinas. Con fines de restauraci3n de estos sitios, se determin3n la distribuci3n de las especies de manglar en una marisma ubicada en el estero de Urías, Sinaloa y su relaci3n con la microfotografía e hidroperiodo, adicionalmente con el fin de abatir la salinidad intersticial de estos humedales mediante la manipulaci3n hidrol3gica, se instalaron tres tubos de comunicaci3n directa entre el cuerpo de agua (estero) y la marisma, a trav3s del bosque de manglar por debajo del bordo natural. Como resultado se encontr3 manglar tipo borde compuesto principalmente por las especies *Rhizophora mangle* y parches de *Laguncularia racemosa*, entre el canal de navegaci3n y el bordo natural, mientras que *Avicennia germinans* se presenta en dos condiciones fison3micas, bosque con 3rboles de tres metros y bosque chaparro menores a 1.5 m. El hidroperiodo de la zona mostro que la marisma es inundada cuando la pleamar est3 por arriba del promedio (PMS), siendo este únicamente del 5%, en los meses con m3s horas de inundaci3n. Se demostr3 que la influencia del sistema con tubo fue de 15 minutos durante la pleamar, inundando el 14.1% de la marisma que corresponde a 145.5 hrs mes⁻¹ en el punto m3s bajo (tubo uno) y 29 hrs mes⁻¹ en el punto m3s alto (tubo tres) y aumento 21% la inundaci3n, mientras que durante la bajamar el sistema de comunicaci3n fue fundamental evitando el estancamiento del agua. Los tubos comunicantes redujeron la salinidad inicial de 178 ups a 103 ups durante los primeros 63 días, y la influencia de los tubos uno y dos fue a dos metros mostrando salinidades de 90.8 ups y 88 ups respectivamente. Durante el experimento la tasa de desalinizaci3n fue de -0.1ups día⁻¹ para el tubo uno y de -0.1ups día⁻¹ para el tubo dos. De acuerdo con los resultados obtenidos de microtopografía con relaci3n a la distribuci3n de las especies de manglar, *A. germinans* se sugiere como la especie indicada para colonizar la marisma de forma natural o inducida. Los tubos comunicantes redujeron la salinidad intersticial un 58% en dos meses con un 3rea de influencia de cuatro metros, demostrando que la manipulaci3n hidrol3gica a trav3s de sistemas de comunicaci3n directa estero-marisma pueden ser t3cnicas implementadas como apoyo a proyectos de reforestaci3n.

Palabras clave: Manglar, marisma, Tubo comunicante, Salinidad, hidroperiodo.

ABSTRACT

Natural sedimentation process, along the mangrove shoreline fringe (berms) partially or temporarily restricts high tide flows towards mangrove forest, and during the low tide generating a tidal delay. In addition to this factor the high values of evaporation state generate a significant amount of salt accumulation, causing massive mangrove structure loss and death, forming salt flat (high marsh). In order to search alternatives for the restoration of these sites, mangrove species and their relationship with microtopography and hydroperiod was determined, located in Urías estuary, Sinaloa state, these parameters were used to implement three systems of direct communication between the body of water (stream) and the salt flat through the mangrove fringe type, below the berm. This would help reducing the interstitial salinity of these wetlands by hydrologic manipulation. As a result mangrove fringe type was found, mainly composed by *Rhizophora mangle* and patches of *Laguncularia racemosa*, between navigation channel and berm, while *Avicennia germinans* has two physiognomic conditions, trees with three meters of height and dwarf forest less than 1.5 meters height. Hydroperiod of the area showed that the salt flat is flooded when the tide is above the average high tide level (PMS in Spanish), this happened only 5% of the year, with highest flooding percentages. We demonstrated that the influence of the tube system was of 15 minutes at high tide, flooding 14.1% of the salt flat that corresponded to 145.5 hrs month⁻¹ at the lowest point (tube one) and 29 hrs month⁻¹ at the highest point (tube three), increasing flooding near 21%, meanwhile during low tide the system was essential to prevent water from pooling. The communicating one and two tubes reduced the interstitial salinity of 178 ups to 103 ups during the first 63 days and the influence of the tubes one and two was 90.8 ups y 88 ups respectively. In the experiment the desalination rate was of -0.14 ups day⁻¹ to one tube and -0.1 ups day⁻¹ tube two. According to the results of microtopography in relation to the distribution of mangrove species, *A. germinans* is suggested as indicated species to colonize the salt flat natural or induced. Communicating tubes interstitial salinity reduced by 58% in two months with a catchment area of four meters, demonstrating that the hydrological manipulation through direct communication systems estuary-salt flat can be implemented to support reforestation techniques.

Keywords: Mangrove, salt flat, Communication tube, Salinity, hidroperiod

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Propiedades e importancia de los humedales

Los humedales son ecosistemas que se encuentran en todos los países y en todas las latitudes, que van desde la tundra hasta el trópico (Abarca, 2002). Se caracterizan por presentar uno a más de los siguientes atributos: a) suelo saturado de agua de manera temporal o permanente, b) presentar una capa de agua próxima a la superficie y c) al menos periódicamente, presentar vegetación acuática predominante (Mitsch y Gosselink, 2000).

Estas zonas de transición, entre los sistemas terrestres y acuáticos, cuentan con una gran variedad de bienes, servicios, usos y funciones de valor para la sociedad, la flora y fauna silvestre, así como para el mantenimiento de sistemas y procesos naturales. Son fuente de agua para uso antropogénico, protección contra fenómenos naturales, estabilizadores de microclimas, además presentan alta productividad primaria, la elevada fertilidad de las lagunas costeras y estuarios mantiene una rica y compleja trama trófica, caracterizada por una elevada producción pesquera (Day *et al.*, 1973).

Lo diverso y complejo de estos ecosistemas los definen tanto naturales como artificiales que se caracterizan por estar permanentemente o temporalmente inundados, ya sea por aguas dulces, estuarinas (Salobres) o salinas, las cuales pueden estar estancadas o corrientes que incluyen las regiones ribereñas, costeras y marinas que no excedan los seis metros de profundidad con respecto al nivel medio de las mareas bajas (RAMSAR, 1971).

Dada la definición anterior se puede considerar como humedales a ecosistemas naturales como bahías, lagunas costeras, estuarios, esteros, bajos lodosos, barras y bajos de arena, manglares, praderas de pastos marinos, arrecifes de coral, pantanos estuarinos y dulceacuícolas de pastizales emergentes o de macrófitas flotantes, libres o enraizados al fondo, ríos, marismas, bosques pantanosos,

selvas bajas inundables, lagos y lagunas de agua dulce, oasis, cenotes, ciénegas, lagunas hipersalinas, así como algunos otros artificiales creados por el hombre como presas, lagos artificiales, chinampas, arrozales, algunos sistemas agrícolas con sus canales, entre otros (Flores-Verdugo *et-al.*, 1995).

La clasificación de los humedales del Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (Cowardin *et-al.*, 1979), fue utilizada para describir los humedales en México, dentro de los cuales se encuentran el Marino-Estuarino (océano abierto sobre la plataforma continental y ambientes mareales, profundos o someros, con acceso al mar de manera esporádica o parcialmente obstruido, y por lo menos de modo ocasional reciben escurrimientos de agua dulce): bahías, ceibadales de pastos marinos, estuarios, petenes, marismas, saladeras y manglares (Olmsted, 1993).

1.2. Manglares

Los manglares son bosques tropicales y subtropicales, que se encuentran en la zona de transición o ecotono del ecosistema terrestre y ecosistema marino, donde comparte características de los dos sistemas pero también tienen sus características propias, por lo que algunos autores lo consideran como un ecosistema. Los manglares están formados por unidades taxonómicas muy diversas agrupadas en 12 familias que comprenden más de 50 especies (Chapman, 1970).

1.3. Importancia del manglar

Los bosque de manglar, junto con los pantanos con macrófitas emergentes de regiones templadas (“marshes” que no debe de traducirse como marismas), son ecosistemas que están reconocidos como los más productivos (producción primaria) de la biosfera. En los manglares se ha registrado una productividad de 24ton/ha/año, (Whittaker y Linkens, 1975; Odum y Heald, 1975). Los manglares brindan protección y estabilidad a la costa porque forma barreras que protegen la

tierra de tormentas tropicales, mareas, inundaciones y de la erosión. Son excelentes evapotranspiradores, los cuales aportan humedad a la atmósfera y al hacerlo se torna en una fuente de enfriamiento natural a las comunidades cercanas. Son recicladores de CO₂, fuente de materia orgánica, también son excelentes removedores de toxinas, lo cual favorece a la calidad del agua (Torres y Rivera, 1989). Por otro lado es importante destacar que el 70% de las especies de importancia comercial para las pesquerías lo constituyen organismos estuarinos o aquellos que en algún período de su vida transcurre en un ecosistema lagunar estuarino (McHugh, 1976; Yañez-Arancibia, 1978). La importancia es aún mayor al considerar sus funciones ecológicas, que se incluyen ser hábitat de alimentación, descanso, protección y reproducción de diversas especies, algunas de ellas amenazadas o en peligro de extinción (The conservation Foudation, 1988).

1.5. Factores que determinan el establecimiento y desarrollo de los bosques de manglar

En cuanto a su desarrollo estructural los bosques de manglar muestran una gran variabilidad, debido a la respuesta de la vegetación a los factores físico-químicos que afectan a la comunidad, como; nutrientes, escurrimiento, precipitación, evaporación, cambios bruscos de salinidad y temperatura, presencia de huracanes e incluso periodos de sequía prolongados y contaminantes, son tensores que modifican constantemente la estructura de los bosques (Citrón y Schaeffer, 1981). Es por ello que de acuerdo a sus características fisiográficas los bosques de manglar se clasifican en bosques de borde, cuenca, ribereños, sobre lavado de domo y enanos o arbustivos (Snedaker y Getter, 1985).

En la actualidad se conocen tres clasificaciones para los ecosistemas de manglar: Tomlinson (1986); Lugo y Snedaker (1974); Thom (1967 y 1984).

Thom (1967 y 1984), propone una clasificación geomorfológica (basada en la forma del terreno o geoforma), para los sitios donde se desarrollan los manglares, debido a que encontró una relación entre la geoforma y el drenaje del suelo, el nivel de inundación y la salinidad, lo que finalmente determina la composición de especies.

1.5.1. Forma del terreno (Geoforma).

El conocimiento de los cambios en el relieve del suelo, nos permite determinar la distribución de los diferentes tipos fisiográficos de manglar, así como las especies vegetales que en ellos se encuentran. Con fines de restauración la microtopografía ayuda a identificar las áreas potenciales, así como la ampliación o acreción de nuevas áreas para cada tipo de humedales (Lewis, 1982). En la misma zona el relieve del suelo (microtopografía), puede determinar el hidropereodo, lo que a su vez definirá las condiciones del bosque de manglar.

La elevación topográfica con respecto al nivel de la marea es un factor significativo en el establecimiento del manglar (Teas, 1976). Existen trabajos que reportan una zonación definida de los manglares, *R. mangle* en la orilla con una alta influencia de mareas, seguido por *L. racemosa* y *A. germinans* esta última se localiza en sitios de menor inundación y tolerando salinidades más altas, en algunos sitios puede encontrarse *C. erectus* y finalmente vegetación terrestre. (Lugo y Snedaker, 1974; López-Portillo y Escurra, 1989; Mckee, 1995; Flores-Verdugo *et-al.*, 1990, 2001).

1.5.2. Hidrología

Otros factores que intervienen en el grado de desarrollo de los manglares son el hidroperiodo y la salinidad intersticial (Flores-Verdugo *et-al.*, 2007). El hidroperiodo es el patrón resultante de la frecuencia y la duración de inundación de cierta área, lo cual determina las condiciones de oxidación/reducción (Mitsch y Gosselink, 2000). El patrón de inundación es provocado por las mareas, los ríos y los escurrimientos de la región, así como las áreas que inundan las fluctuaciones del nivel freático y de la acreción (Flores-Verdugo, 1995; Agraz Hernández, 1999).

El cambio climático provoca variaciones en el nivel del mar modificando el patrón hidrológico de estos ecosistemas, causando alteraciones estructurales en los manglares (Ellison, 1997). Algunas causas que modifican la microtopografía y la hidrología natural del ecosistema son los fenómenos naturales, (Kamali y Hashim, 2011; Lewis, 2005). En el 2001 un huracán azotó las costas de La Paz Baja California Sur, moviendo una gran duna que bloqueó la única vía de acceso de las mareas en el ecosistema de manglar, generando hipersalinidad y como consecuencia la muerte de los árboles (Bashan *et-al.*, 2013).

Las condiciones hidrológicas son extremadamente importantes para el mantenimiento de la estructura y función de estos humedales. Las cuales afectan algunos factores, incluyendo la anaerobiosis del suelo, disponibilidad de nutrientes y la salinidad (Brockmeyer *et-al.*, 1997).

1.5.3. Salinidad

Salinidades excesivas inducen cambios en el metabolismo, anatomía y morfología general en los manglares, modificando su estructura y grado de desarrollo (Soto y Corrales, 1987). Las concentraciones de sal en los ecosistemas de manglar, va a depender del hidroperiodo, manteniendo una relación inversa (Yang *et-al.*, 2013), por lo que el suelo de los manglares sufre variaciones en la concentración de sales, la cual varía desde 7-219 ups a partir de los 30 cm de profundidad (Ball, 1998), y están reguladas por la evapotranspiración, el suministro de agua de mar

y agua dulce. Esta última proviene de las lluvias, de las descargas fluviales, escorrentías terrestres y manto freático.

Ridd (1996), considera otros factores importantes para la concentración de sales en el suelo del manglar como el tiempo de residencia del agua en las llanuras de inundación, su profundidad, la cercanía a la superficie del manto freático, la acción de organismos que construyen galerías como crustáceos y la forma del relieve (microtopografía).

1.4. Distribución y especies de manglar en México

Los boques de manglar constituyen el 1% de los bosques tropicales (15.2 millones de hectáreas), la mayor parte de la extensión se encuentra en Asia y en África, seguidas de América tropical (FAO, 2007). De acuerdo al número de especies, se han ubicado dos grandes centros de diversidad: a) Grupo Oriental, que es la zona de mayor riqueza florística de los manglares con 44 especies y b) Grupo Occidental, donde un número reducido de especies han podido colonizar el área americana donde solo existen 11 especies (Tomlinson, 1986).

En México la extensión de estos bosques ocupa el sexto lugar a nivel mundial con aproximadamente 770, 057 hectáreas de manglar (CONABIO, 2009), por arriba de la mayoría de los países de África excepto Nigeria y en América excepto Cuba y Brasil (Flores-Verdugo, 1989; Suman, 1994). En el océano Atlántico se extiende a lo largo de las costas del Golfo de México y el Mar Caribe, desde el límite superior en Laguna Madre en Tamaulipas hasta Bahía de Chetumal en el Caribe mexicano; mientras en el Océano Pacífico se distribuyen desde el Estado de Chiapas hasta Sonora y la Península de Baja California (Tovilla, 1994). En este litoral, sólo sobresalen dos áreas de manglares por su extensión: los manglares del Estado de Chiapas y Nayarit, siendo los manglares de Chiapas los más notables a nivel nacional en cuanto a extensión y grado de desarrollo forestal.

Penningto y Sarukhán (1969), registraron para México cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Avicennia germinans* (mangle negro), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (botoncillo). Rico-Gray, 1981 en López-Portillo y Escurra, 2002 reporta otra especie de mangle rojo *Rhizophora harrisoni*, Jiménez, 1994; en López-Portillo y Escurra, 2002 reporta dos especies de mangle negro *Avicennia germinans* y *Avicennia bicolor* en las costas de Chiapas.

1.6. Problemática

Se ha reportado que los humedales costeros están desapareciendo con una tasa anual del 1% (Gu *et-al.*, 2007 en Berlanga-Robles *et-al.*, 2008). En la actualidad la problemática principal de los manglares es de origen antropogénico. En 1980 los manglares cubrían una superficie mundial de 19.8 millones de hectáreas, sin embargo en la actualidad se ha perdido el 20% (FAO, 2007), modificando directamente la dinámica hidrológica con actividades como la agricultura, ganadería, minería, construcción de vías de comunicación, obras portuarias, industria petrolera, los desarrollos turísticos de alta rentabilidad, y la acuicultura, que han acelerado la pérdida de importantes extensiones de manglar, lo que ha generado problemas de calidad del agua en los cuerpos de agua adyacentes presentando un aumento en la turbidez, sedimentación y eutroficación (Turner y Lewis III, 1997).

En México el 97% la actividad acuícola de camarón, se realiza en los Estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit, (Páez-Osuna, 2001; en Páez-Osuna *et-al.*, 2003). En el Estado de Nayarit Carrera y de la Fuente (2003), reportaron que 1456 ha de humedales han sido reemplazadas por granjas de cultivo de camarón y Agraz-Hernández (1999), encontró que en el estero de Urías la densidad de los bosques de manglar que se encontraba alrededor de las granjas de camarón disminuyó en 50%. En el sur de Sinaloa, Ruiz-Luna y Hernández-Cornejo (1999), demostraron que 4 de 19 granjas camaroneras han sustituido a los manglares. La mayoría de las granjas de camarón en Sinaloa se

encuentran en las regiones del centro y el norte, donde es posible encontrar los estanques de camarones que interrumpen la distribución natural de los manglares.

Otro problema generado por las granjas de camarón es la descarga de aguas hipersalinas a los esteros adyacentes (Páez-Osuna *et-al.*, 2003), ya que el proceso de evaporación es 50% mayor que en los humedales naturales, (Twilley, 1992),. Las especies de manglar con afinidad a aguas estuarinas de baja concentración salina se ven afectadas directamente como es el caso de *L. racemosa* (Kovacs, 2000).

A pesar de los grandes esfuerzos por conservar estos ecosistemas se estima que debido a que la tasa de reforestación es menor que la de destrucción, los ecosistemas de manglar podrían desaparecer en 100 años (Duke, *et-al.*, 2007). La gran mayoría de los programas de restauración que se han implementado a nivel mundial no han logrado tener éxito (Lewis, 2005), debido a que los programas de restauración carecen de estudios ecológicos que ayuden a determinar los principales factores que intervienen en su alteración.

1.7. Restauración

Cuando un ecosistema de manglar ha sido alterado, puede pasar por una sucesión secundaria exitosa en un periodo de tiempo de 15 a 30 años, para poder recuperarse así mismo. Sin embargo se recomienda la rehabilitación hidrológica cuando un sistema ha sido alterado en su totalidad y no puede corregirse o regenerarse por sí mismo (Lewis y Streever, 2000).

Una exitosa restauración de mangle quizá no requiera de una fase de plantación. Cuando los agentes estresantes son removidos y el ambiente conserva su hidrología, los procesos de regeneración natural provocarían la recuperación de los manglares, proceso llamado restauración pasiva (Kamali y Hashim, 2011; Warner, *et-al.*, 2002).

Para el caso de restauración activa, Bosire *et-al.* (2008), considera que los factores que se deben tomar en cuenta en un proceso de restauración son la especie de manglar a trasplantar, topografía, régimen hidrológico y periodos de inundación, así como la utilización de diversas estrategias de restauración para generar las condiciones adecuadas para el establecimiento del manglar, las cuales dependerán de las condiciones bióticas y abióticas del sitio. La participación comunitaria y la vigilancia a nivel de ecosistema son componentes integrales de los proyectos de restauración.

El factor más importante en el diseño de un proyecto de restauración de manglares exitoso, es determinar la hidrología normal (profundidad, duración y frecuencia e inundaciones de marea) de las comunidades de manglares cercanas que funcionen como zona de referencia, para el sitio que se desea restaurar. Existe un gran potencial en revertir la pérdida de bosques de manglar a nivel mundial mediante la aplicación de principios básicos de restauración, utilizando la ingeniería ecológica, incluyendo una cuidadosa evaluación de costo-beneficio (Lewis, 2005; Bashan, *et-al.*, 2013).

En las zonas áridas y semiáridas de México como es el caso del Noroeste, la tasa de evaporación es mayor que la tasa de precipitación, por lo que el aporte de agua dulce se ve limitado, aunado a esto; la extracción de este recurso se ha incrementado, por lo que la salinidad del suelo de los manglares incrementa hacia el continente, resultando en la formación de áreas hipersalinas (>80 ups) evitando el establecimiento permanente de las plantas superiores. Los ecosistemas que antes eran altamente productivos se han transformado paulatinamente en sistemas hipersalinos con presencia de manchones blancos por concentración de sales. El proceso de sedimentación natural a lo largo de la franja litoral de manglar genera un crecimiento paulatino en el relieve del suelo (berma) limitando parcial o totalmente los flujos de pleamares de marea vivas que abastecen las partes más internas del ecosistema. Los reflujos de marea presentan un elevado retraso aumentando el tiempo de residencia, por lo que los altos niveles de evaporación provocan una alta acumulación de sales en el suelo, estos incrementos de

salinidad hacen que el manglar pierda estructura y muera, fenómeno que se observa más en el área de las lagunas (Citrón y Schaeffer-Novelli, 1983).

Recientemente los programas de conservación de bosques de manglar, se han enfocado a la restauración de la ecología original, mediante la manipulación del régimen hidrológico (Flores-Verdugo *et-al.*, 2007). En ecosistemas de manglar donde la frecuencia y duración de inundación es regulado principalmente por las mareas (manglares de zonas áridas y semiáridas), se ha demostrado que la rehabilitación de venas de marea, así como la construcción de canales artificiales, permiten la entrada del flujo de marea a zonas donde no existe influencia, disminuyendo significativamente la concentración salina del suelo, generando las condiciones apropiadas para la sobrevivencia y crecimiento de plántulas de manglar. Sin embargo los canales artificiales a largo plazo tienden a azolverse, degradando la capacidad de desalinización en dichos ecosistemas.

Para llevar a cabo un proyecto de reforestación o forestación es necesario determinar los principales factores que intervienen en el desarrollo y establecimiento del manglar. En el presente proyecto es indispensable conocer los niveles microtopográficos, el hidropериodo y la salinidad intersticial, así como su relación con la distribución de las diferentes especies y tipos fisonómicos de manglar. Las zonas con potencial para forestar son marismas hipersalinas en un complejo lagunar-estuarino de una región subtropical-semiárida (Estero de Urías), con el propósito de realizar una manipulación hidrológica experimental, (con tubos de comunicación estero-marisma) y reducir la concentración salina.

Por motivos de legislación de manglar (NOM-059-SEMARNAT-2010, NOM-022-SEMARNAT-2003 y el artículo 60 Ley general de vida silvestre), en este proyecto se propone instalar tubos de comunicación directa entre el cuerpo de agua (estero) y la marisma, a través del manglar tipo borde, por debajo del bordo natural (berma). El propósito es reducir el tiempo de residencia del agua en la cuenca de inundación (marisma), durante el reflujó de marea, ya que el agua que no puede salir por encima del bordo, encontrara una salida por él tubo comunicante y

durante el flujo de marea, aumentar la frecuencia y duración de inundación de inundación a través del tubo comunicante ocasionando la reducción de salinidad del suelo hipersalino (>100 ups) a marino-hipersalino (35-70 ups).

2. ANTECEDENTES

Dentro de los ecosistemas de manglar la microtopografía de un sitio va a determinar la frecuencia y duración de inundación de bosque de manglar, siendo el hidroperiodo el que determinara la concentración salina.

El manglar por lo regular presentan una zonación bien definida, con especies particulares sustituyendo una a la otra a lo largo de los gradientes de salinidad y a su hidrología. Por lo tanto la zonación es altamente dependiente de las condiciones climáticas generales donde se encuentran los bosques de manglar (Medina, 1999).

Flores-Verdugo *et-al.* (1993), menciona que *Laguncularia racemosa* predomina en ecosistemas con influencia de mareas restringida, como son las lagunas costeras de boca efímera (El verde, Sinaloa) o con comunicación restringida al mar (Agua-Brava, Nayarit). El manglar tipo matorral de *Avicennia germinans* se encuentra dentro de los niveles de distribución de los árboles adultos tipo borde.

Agráz-Hernández (1999), observo en una marisma en el Estado de Nayarit, que ciertos manglares se localizan sobre una plataforma natural entre dos y cinco centímetros por arriba del nivel superior de la marisma (10 cm) es decir, (12 a 15 cm). A su vez la diferencia entre el manglar tipo “borde” y el tipo “matorral” se da cuando la salinidad intersticial cambia de 60 a 80 ups. La misma autora encontró que la distribución de las plántulas y árboles de distintas especies varía con respecto a la microtopografía. *Rhizophora mangle* se distribuye en una franja de 71 cm, mientras que *Avicennia germinans* lo hace en aproximadamente 7.5 cm.

Monrroy-Torres (2005), encontró una zonación del manglar en el Estero de Urías con *R. mangle* en la orilla, seguido por *L. racemosa*, *A. germinans*, *C. erectus* y finalmente la vegetación terrestre, solo en zonas con características topográficas particulares, como son: 1) pendiente pronunciada suficiente para permitir el establecimiento vertical de las especies, 2) que la extensión de esta pendiente sea suficientemente amplia para que pueda desarrollarse una extensa franja de

manglar. También encontró que *R. mangle* es la especie que presenta los intervalos de distribución más amplios, tolera hidroperiodos con mayor variación en comparación a los determinados para las otras especies. *Laguncularia racemosa* puede ser considerada una especie que crece en zonas intermedias entre *R. mangle* y *A. germinans*, sin embargo sus intervalos de distribución están en función de éstas especies. Cuando domina *R. mangle*, la distribución de *Laguncularia racemosa* se restringe más.

A pesar de los numerosos estudios, que indican que el hidroperiodo y la salinidad intersticial son factores que determinan el establecimiento y la dominancia de las especies de manglar en un ecosistema, no se sabía con exactitud cuál era su relación. Se realizó un estudio para determinar que factor (Hidroperiodo, salinidad del suelo y salinidad del agua), tiene mayor influencia en la presencia y dominancia de tres especies de manglar en Australia, en el cual concluyeron que el hidroperiodo es el factor principal que determina el establecimiento de las especies de manglar, seguido por la salinidad del suelo (Cruse *et-al.*, 2013).

Se han realizado estudios que indican que la salinidad intersticial va a depender del hidroperiodo en una relación inversa (Yang *et-al.*, 2013), a mayor frecuencia y duración de inundación menor es la concentración de salinidad intersticial.

Las marismas con suelos hipersalinos que se formaron por las condiciones climáticas de la zona, por falta de agua dulce, por los flujos de marea limitados y por el retraso del reflujos han generado un reto ecológico y de ingeniería que permitan generar y desarrollar las condiciones adecuadas para que se establezca vegetación en estas zonas perturbadas.

Tovilla-Hernández *et-al.* (2004a y 2004b), contribuyeron en la rehabilitación de suelos y restauración de manglar en zonas de dragados, donde lavaron los suelos con agua dulce para disminuir la salinidad del suelo, en isletas de dragado, en la Laguna de Chantuto, Chiapas México.

Martínez-Álvarez (2007), construyeron canales artificiales en isletas de dragado en la laguna costera de Navachiste al norte de Sinaloa, para reducir la salinidad intersticial de la zona, la cual una vez construido los canales la concentración de sal en el suelo se mantuvo entre 80-90ups, para el trasplante de plántulas de *Avicennia germinans*, el cual mostro una sobrevivencia del 60%.

Zebadúa-Penagos (2007), evaluó el abatimiento de la salinidad intersticial en una marisma hipersalina mediante la manipulación hidrológica con canales artificiales para una forestación con plántulas de *Avicennia germinans*. Demostró que la salinidad intersticial de la zona se redujo de 150 a 81 ups en 12 meses (5.7 ups mes⁻¹) en las zonas adyacentes a los canales.

Bashan, Y., *et-al.*, (2013), escavaron una serie de canales un metro por debajo del promedio de la marea alta, generando un efecto de cascada, para restablecer la hidrología de un sistema lagunar que había sido afectado por un huracán que bloqueo la entrada de agua al manglar en el mogote bahía de la Paz.

3. HIPOTESIS

- Las especies de manglar presentaran una zonación clásica para el noroeste de México, en relación al hidropериodo y concentración salina, siendo la especie de manglar *Avicennia germinans* (manglar negro), la indicada para colonizar la zona de estudio ya que presente un rango similar de distribución vertical (microtopografía), respecto a la marisma.
- La conexión directa entre el estero y la marisma, reduce el tiempo de residencia del agua en la planicie de inundación, disminuyendo la exposición a la evaporación y abatiendo la concentración salina en las zonas adyacentes a los tubos.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivos generales

- Determinar los niveles microtopográficos, salinidad intersticial e hidroperiodo, y su relación con la distribución de las diferentes especies y tipos fisonómicos de manglar de una marisma hipersalina en un complejo lagunar-estuarino de una región subtropical-semiárida (Estero de Urías).
- Reducir la salinidad intersticial de una marisma hipersalina, mediante la manipulación hidrológica, con tubos de comunicación estero-marisma como apoyo a programas de restauración de ecosistemas de manglar.

4.2. Objetivos particulares

- Determinar los rangos de distribución vertical y horizontal de las especies de manglar, respecto al relieve de la marisma e identificar la especie potencial que pueda colonizar de manera natural o inducida la zona de estudio.
- Evaluar el hidroperiodo, estableciendo tres niveles de inundación paralelos a la línea intermareal.
- Determinar la frecuencia y duración de inundación, en la marisma por efecto de los tubos comunicantes, durante el flujo y refluo de marea.
- Evaluar las variaciones de salinidad intersticial y la influencia de desalinización del tubo comunicante (dos, cuatro, seis, ocho y diez metros de distancia).

5. ÁREA DE ESTUDIO

La marisma donde se realizó el siguiente estudio se ubica en el Estero de Urías, localizado en las coordenadas $23^{\circ}09'48''$ y $23^{\circ}14'00''$ N y los $106^{\circ}26'24''$ y $106^{\circ}18'26''$ W. El estero es una laguna costera de barrera influenciada por el régimen oceanográfico del sur del Golfo de California, tiene comunicación libre y permanente con el mar con aportes de agua dulce muy reducidos de los escurrimientos provenientes de los arroyos que tienen su origen en la Sierra Madre Occidental y mediante un complejo sistema de esteros del Caimán, Pichichines, Confite y Barrón (Fig. 1). La salinidad de la superficies se mantiene en un rango de 32.9 a 38 ups, observándose un promedio de 34.5 ups para otoño y de 34 ups para el invierno, la diferencia en el fondo muestra poca variación con 0.3 ups como máximo (Álvarez, 1978).

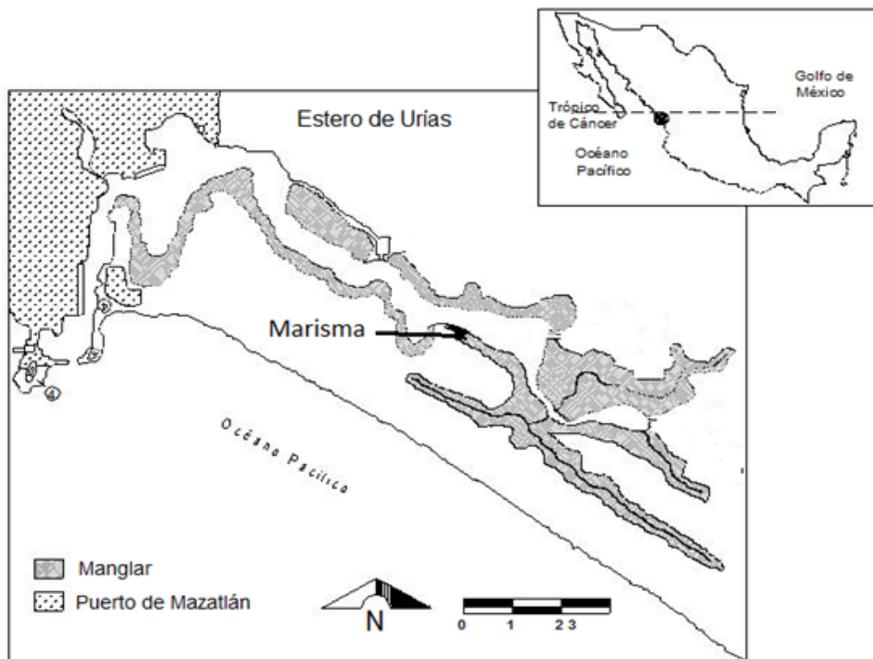


Figura 1. Estero de Urías y ubicación de la marisma.
Tomada de Benítez-Pardo *et-al*, 2002. Modificado por Ramírez Barrón 2011.

El estero tiene una longitud aproximada de 17 km y una extensión máxima de 650 m. Dentro del área existen esteros secundarios los cuales están bordeados por manglares. Lankford (1977), ubica al estero de Urías en la región D y lo clasifica como III-B, (III-A) con características de energía típicamente baja, excepto en los canales de marea y durante condiciones de tormenta; salinidad variable que depende de las condiciones climáticas.

El clima del área es tropical cálido tipo subhúmedo con lluvias de verano, siendo el más seco de los subhúmedo (Awo (w) (e)), con temperatura media anual de 25 a 28°C en el área de transición climática determinada por el Trópico de Cáncer. Los vientos predominantes son el NW en el invierno y el SW en el verano. La precipitación pluvial media anual menor a los 700 mm con un marcado periodo de lluvias a finales del verano y principios del otoño, frecuentemente acompañados por depresiones, tormentas tropicales y ocasionales huracanes provenientes del Pacífico Sur de México (Álvarez, 1978).

La marisma, está separada del cuerpo lagunar por la presencia de un bordo natural (berma), que restringe las entradas de mareas por una vena de mareas o durante las mareas más altas, formándose en su interior una cuenca de evaporación. Las condiciones climáticas de la región, las entradas del flujo de marea que se limitan a las pleamares vivas y el retraso en el reflujos de marea, aumenta el tiempo de residencia del agua generando condiciones de hipersalinidad.

En la zona de estudio se puede observar una franja de manglar tipo borde junto al estero, compuesto por *R. mangle* y *L. racemosa*, seguido por *A. germinans* que va perdiendo estructura y se convierte en bosque de matorral. Posteriormente las altas concentraciones de sal en el suelo (>120 ups), no permiten la presencia de vegetación, cuyo espacio podría ser colonizado por manglar una vez que la concentración salina disminuya y que se determine la especie que cuente con el nivel topográfico de la marisma.

6. MATERIAL y MÉTODOS

6.1. Selección del sitio

Para el desarrollo del proyecto, como primera etapa se seleccionó una marisma que presentara un bordo natural, paralelo al estero, para permitir la instalación de los tubos comunicantes estero-marisma y los sitios control (sin tubo). Entre cada punto seleccionado existe una distancia considerable, lo que permitiría tomar las muestras sin invadir la siguiente zona de observación. Dentro de la marisma se seleccionaron cinco zonas que contaran con características similares (estero, franja de manglar, bordo natural (berma), marisma y vegetación terrestre), en tres de los cuales se colocaron los tubos comunicantes y los dos sitios restantes se utilizaron como zonas control (sin tubo). El tercer sitio control fue imposible ubicarlo en la misma marisma, por lo que se decidió trabajar solamente con dos testigos (Figura 1).



Figura 2. Zona de estudio (marisma) y sitios marcados donde se colocaron los tubos comunicantes (uno, dos y tres) y los controles, sin tubo (Cntl1 y Cntl2).

Los sitios se ubicaron dirección sur-norte de forma alternada comenzando con el tubo comunicante uno, control dos, tubo comunicante dos, control uno y tubo comunicante tres.

6.2. Microtopografía

Una vez que fueron localizadas las zonas potenciales donde se colocarían los tubos comunicantes estero-marisma y los testigo, se determinó el relieve topográfico de las zonas (Microtopografía), utilizando el procedimiento mencionado por García-Márquez (1984), modificado por Flores-Verdugo *et-al.* (2006), con una manguera de nivel y estadales. Los perfiles se comenzaron a partir de las raíces expuestas de *Rhizophora mangle*, ubicadas en el canal de mareas y se finalizaron donde inicia la vegetación terrestre.

Cada perfil fue referenciado con respecto a la bajamar inferior (BMI), nivel medio del mar (NMM) y la pleamar media superior (PMS).

6.2.1. Colocación de tubos

Se instalaron tres sistemas de comunicación estero-marisma perpendiculares al canal de mareas atravesando la franja de manglar y finalizando donde comienza la marisma (Figura 3), la instalación fue subterránea con el fin de atravesar el bordo natural. Los tubos comunicantes estero-marisma se colocaron por debajo del nivel topográfico de la marisma, y por debajo del nivel de Pleamar Media Superior, lo cual varió debido a las condiciones topográficas de cada sitio.

Cada sistema consistió de dos tramos de tubos de PVC con seis metros de longitud cada uno y cuatro pulgadas de diámetro, unidos por un cople, los cuales posteriormente se cubrieron con el sedimento escavado. En el extremo del tubo de PVC que se encuentra en el interior de la marisma se construyó un pivote hidráulico (laguneta receptora) de 0.50 metros de profundidad y un área de un m². Adicionalmente se construyeron dos pivotes hidráulicos sin tubo, como sitios

control. Para la colocación de los tubos, se escavo manualmente con la ayuda de tres a cuatro personas por punto y se utilizaron palas como herramienta.

Cada punto se referenció con respecto a la bajamar media inferior (BMI), nivel medio del mar (NMM) y la pleamar media superior (PMS).

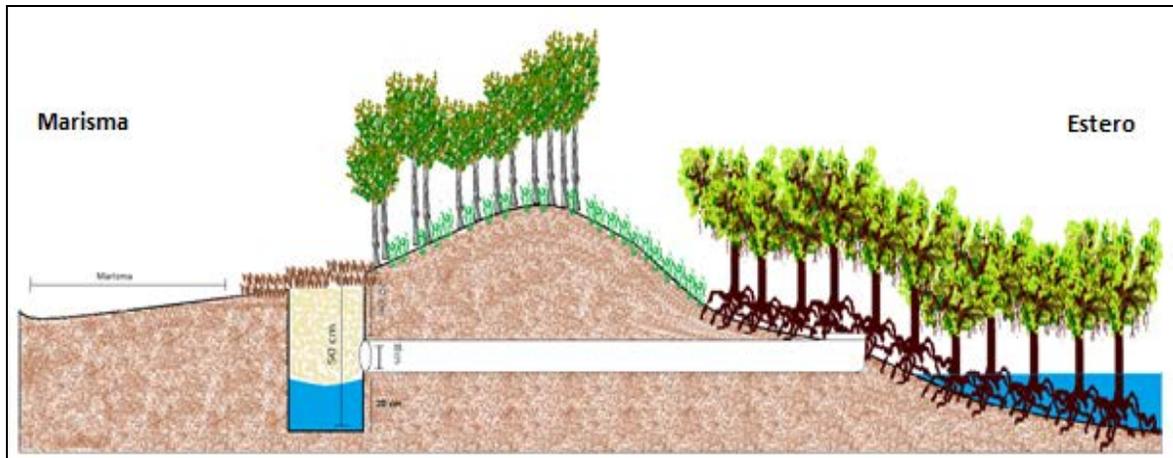


Figura 3. Esquema del sistema de comunicación directa entre el estero y la marisma.

6.2.2. Especies, distribución y condiciones fisonómicas del manglar.

Se identificaron los tipos fisonómicos de bosque y las especies de manglar presentes en el ecosistema, y con la ayuda de la microtopografía se determinó la distribución vertical y horizontal de las distintas especies de mangle, con respecto al relieve de la marisma.

Cuando el relieve de la marisma fue determinado, se comparó con el perfil de distribución vertical de las especies de mangle, y así se determinó la especie potencial que puede colonizar la marisma de forma natural o inducida, en cada uno de los sitios en donde se colocaron los tubos. Los perfiles fueron referenciados con el nivel de Pleamar Media Superior (PMS), Nivel Medio del Mar (NMM) y Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI)), obtenido de las tablas de predicción de mareas (2011 y 2012) del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior, Baja California (CICESE).

6.3. Periodo de inundación

Para determinar la frecuencia y duración de inundación en la marisma, comprendió de al menos una marea baja y una marea alta. Así como establecer el periodo de influencia del tubo comunicante en cada uno de los sitios durante el flujo y reflujos de marea.

La frecuencia y duración de inundación se calculó (hrs mes^{-1}) en un periodo de 14 meses, lo que permitió la observación de un ciclo anual de mareas en la marisma, comprendiendo la temporada de estiaje y precipitación. Para determinar el hidroperiodo en la planicie de inundación, se establecieron cuatro puntos paralelos a la línea de costa, el primero corresponde al 0% y se colocó en la boca del tubo que da a la marisma (pivote hidráulico), los siguientes puntos corresponden al 25 y 50%, como puntos intermedios (la distancia dependió de cada perfil, donde se colocaron los tubos), y finalizando con el 100% en la vegetación terrestre.

La amplitud de marea se midió con estadales de marea de 1.70 m a los cuales se les fijaron cintas métricas de plástico de 1.50 m de largo, se colocaron dentro de la marisma (sin vegetación), partiendo del pivote hidráulico, en dirección perpendicular al estero y terminando donde inicia la vegetación terrestre (100% de la marisma). Posteriormente se procedió a esperar que las marcas fuesen alcanzadas por la marea para tomar la lectura del estadal y obtener el periodo de inundación de la marisma.

Para determinar el tiempo de influencia del tubo, se observó durante el flujo de marea, el tiempo que el agua penetra por el tubo, hasta que la marisma se ve inundada ya sea porque el nivel de marea penetró por arriba del borde natural o simplemente se introduce por zonas con nivel topográfico más bajo.

Una vez observado el ciclo de mareas en la zona de estudio y determinado la frecuencia y duración de inundación, los datos obtenidos se referenciaron con la Pleamar Media Superior (PMS), el Nivel Medio del Mar (NMM) y Nivel de Bajamar Media Inferior (NBMI), con la ayuda de las tablas de predicción de mareas del CICESE 2010-2012, para Mazatlán y con el relieve topográfico de cada uno de los sitios para cuantificar el tiempo de inundación durante 14 meses al 25, 50 y 100%. Así como el tiempo de funcionamiento del tubo durante el flujo de marea.

Los datos del hidroperiodo que se obtuvieron en campo fueron corroborados en el laboratorio por un registrador de mareas HOBO U20 water level logger (COUPLER2-B), el cual fue colocado dentro del tubo comunicante uno, durante 15 días.

6.4. Salinidad intersticial

La toma de muestras de cada sitio con tubo y sin tubo, se realizó a partir del pivote hidráulico, en donde se trazaron tres direcciones distintas (transecto A norte de la marisma, B en línea perpendicular al estero y C sur de la marisma), una vez trazados, para cada uno se marcaron cinco puntos de muestreo iniciando a los 2 metros de la laguneta receptora posteriormente a los cuatro, seis, ocho y diez metros (Figura 4).

La primera muestra de salinidad se obtuvo antes de colocar los tubos comunicantes (tiempo cero), en los cinco sitios previamente seleccionados. El periodo de observación comprendió del mes de Septiembre del 2011 al mes de julio del 2012, para cubrir la época de estiaje y de lluvias.

Para determinar la salinidad intersticial se hicieron pozos aproximadamente de 30 cm de profundidad hasta donde comenzó a trasminar el agua de los intersticios, los pozos se hicieron de forma manual con la ayuda de una pocera.

La medición de la salinidad se realizó con la ayuda de un refractómetro, American & Optical con 0.2 ups de sensibilidad e intervalo de 0 a 100 ups.

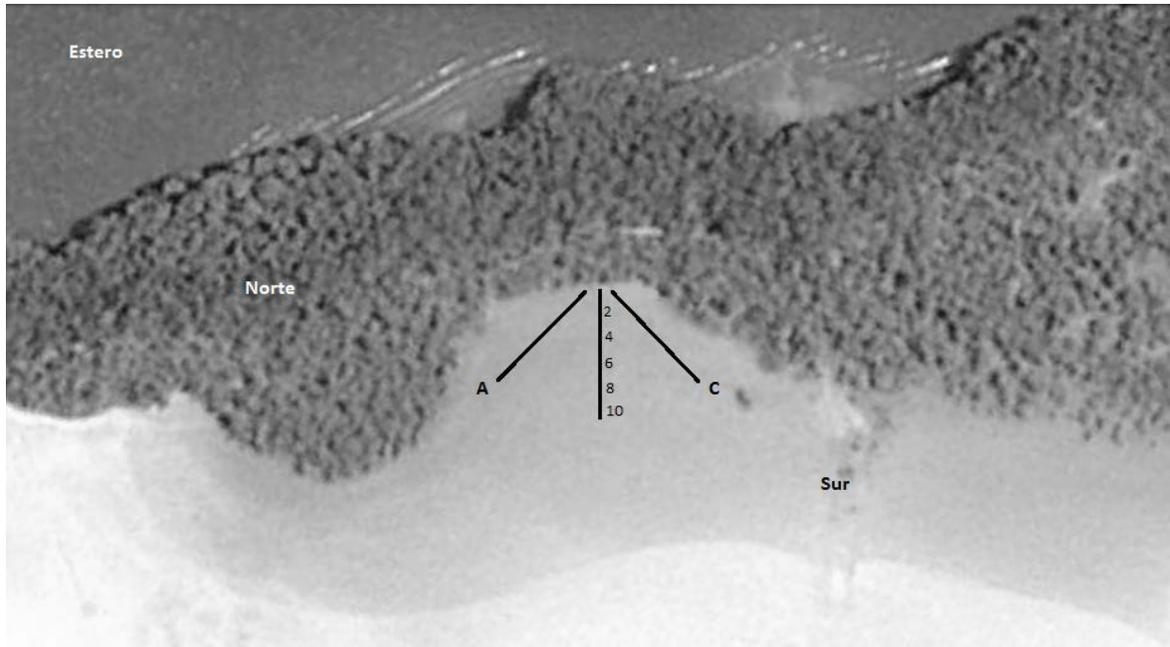


Figura 4. Perfiles de salinidad para la toma de muestras en las direcciones A, B y C a los 2, 4, 6, 8 y 10 metros.

6.5. Análisis estadístico

Se hicieron pruebas de normalidad para determinar el comportamiento de los datos entre los tratamientos con tubo comunicante (C/T) y sin tubo (S/T), de la salinidad intersticial, a lo largo de la observación durante 316 días. Así como para las distintas de dos, cuatro, seis, ocho y diez metros en los cinco puntos de muestreo.

Se realizó un análisis de varianza ANOVA de un factor para determinar las diferencias estadísticas entre ambos tratamientos C/T vs S/T y el comportamiento de cada uno de los cinco sitios. Posteriormente se utilizó el mismo método para observar la salinidad intersticial a los dos, cuatro, seis ocho y diez metros.

Se realizaron análisis de ANOVA multifactorial para observar la tendencia de la salinidad a través del tiempo entre los tratamientos C/T vs S/T a los dos, cuatro, seis, ocho y diez metros.

Para determinar si existe una desalinización de la marisma por efecto de los tubos comunicantes (uno, dos y tres) y determinar el área de influencia del tubo, se realizaron pruebas de regresión lineal a cada tratamiento con tubo y sin tubo a una distancia de dos, cuatro, seis ocho y diez respectivamente.

A cada pendiente se le realizó la prueba de significancia, aquellas que fueron significativas se les aplicó una prueba de comparación de pendientes.

Para la realización de las pruebas estadísticas se utilizó el programa estadístico (Statistic 8-portable) y Microsoft Excel 2007.

7. RESULTADOS

7.1. Relieve del suelo

Los perfiles de cada sitio mostraron diferencias verticales, en el relieve del suelo, así como diferentes longitudes (Figura 5).

El perfil del sistema comunicante uno fue el que presento un menor nivel topográfico, en su nivel más bajo dentro de la marisma (boca del tubo) con 25 cm por debajo del transepto mas alto (tubo tres), mientras que el sistema dos se encuentra ocho centímetros por debajo del tubo tres y 20 centímetros por arriba del tubo uno en la zona de marisma. El relieve de la marisma de los tres sitios se encuentra por arriba de la Pleamar Media Superior (PMS).

La longitud del perfil uno fue la mayor con 106.73 metros, seguida del perfil dos donde se registraron 70.1 metros y por último con tan sólo 46.47 metros de longitud se encuentra el perfil tres.

A pesar de que en el sitio tres se presentó la longitud más corta, fue en donde se encontró el intervalo vertical más amplio entre el punto más alto del relieve y el punto más bajo con 121 centímetros, seguido del sitio dos con una diferencia vertical entre el punto más alto y el punto más bajo de 106 centímetros, mientras que el perfil uno solamente existen 75 centímetros de diferencia.

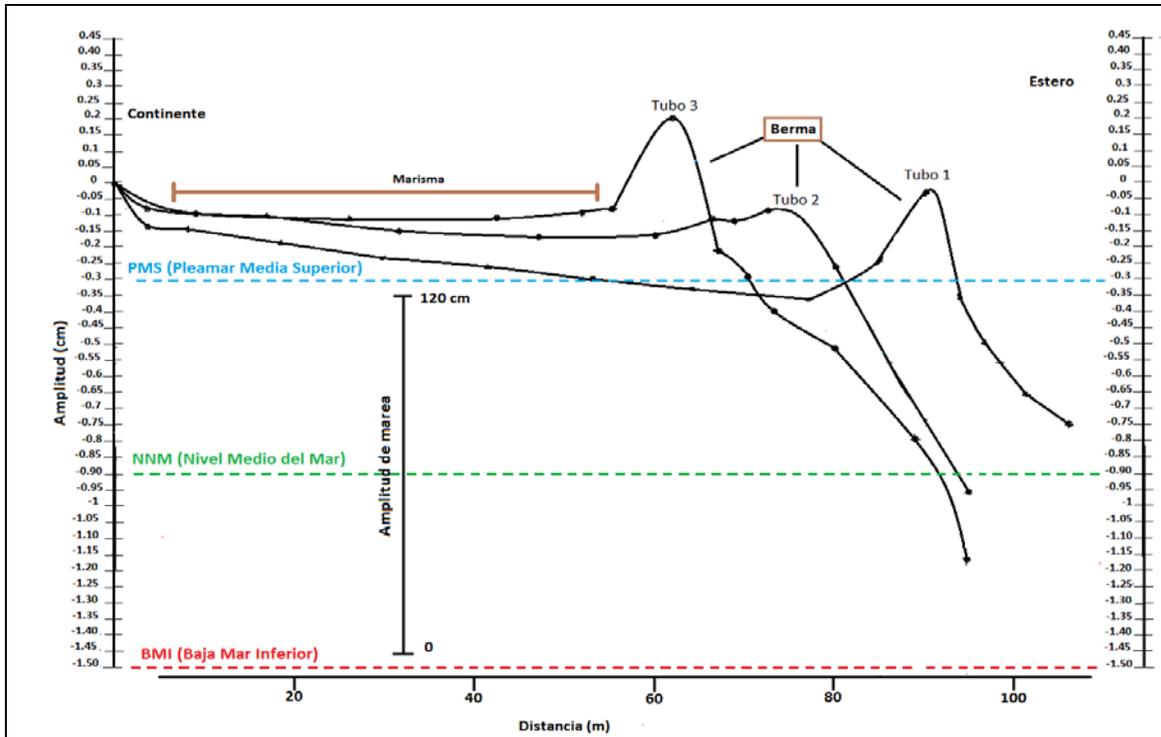


Figura 5. Nivel microtopográfico de los tres perfiles, donde se colocaron los tubos comunicantes, referenciados con la amplitud de marea para Mazatlán (0 a 120cm)

7.1.1. Nivel topográfico de los tubos, distribución y condiciones fisonómicas del manglar en las zonas de las bermas

El tubo uno se encuentra a una profundidad de 11 centímetros, el tubo dos 10 centímetros, el sistema tres fue el que presentó un mayor profundidad con 30 centímetros por debajo de la marisma y una inclinación de 5° en el extremo ubicado en el estero (Figuras 6, 7 y 8).

El bosque de manglar que se encuentra entre el estero y la berma, está dominado por *Rhizophora mangle* en las tres zonas y en ocasiones pequeños manchones de *Laguncularia racemosa*, (tubo dos y tres), especie que se encuentra distribuida entre los árboles del manglar rojo, los bosques de manglar que se encuentran del otro lado de la berma (hacia la marisma), son de mangle negro predominado la condición de matorral, sin embargo existen zonas en donde se pueden encontrar árboles superiores a los tres metros de altura.

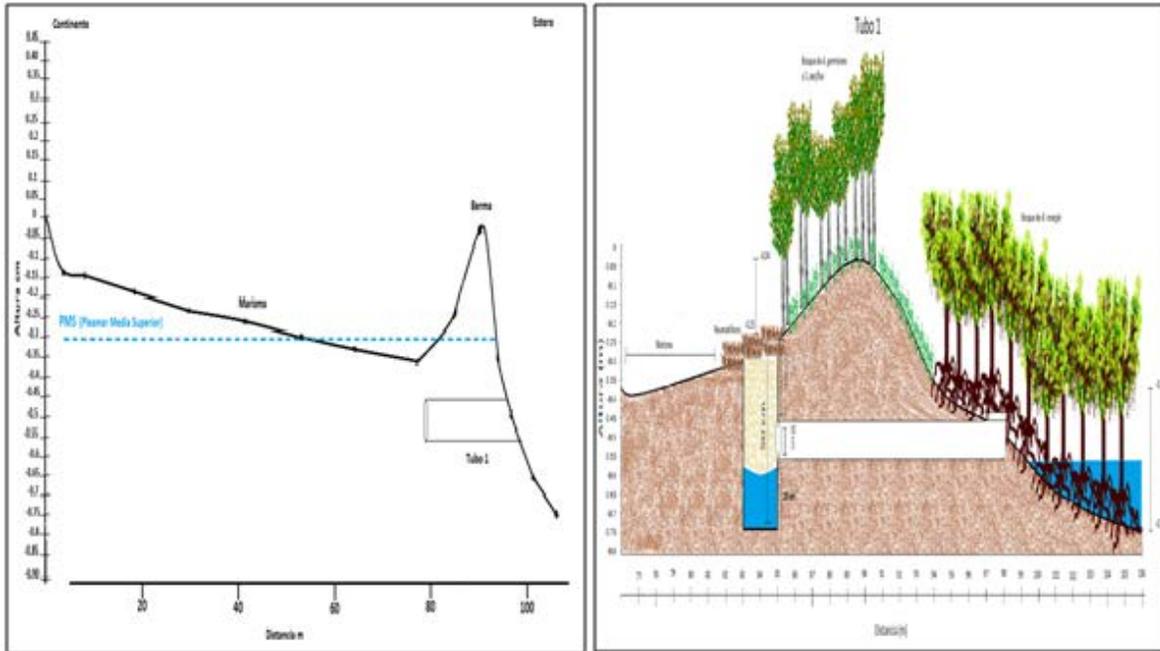


Figura 6 Esquema del sistema de comunicación del tubo uno, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y distribución del manglar rojo (*R. mangle*) y mangle negro (*A. germinans*).

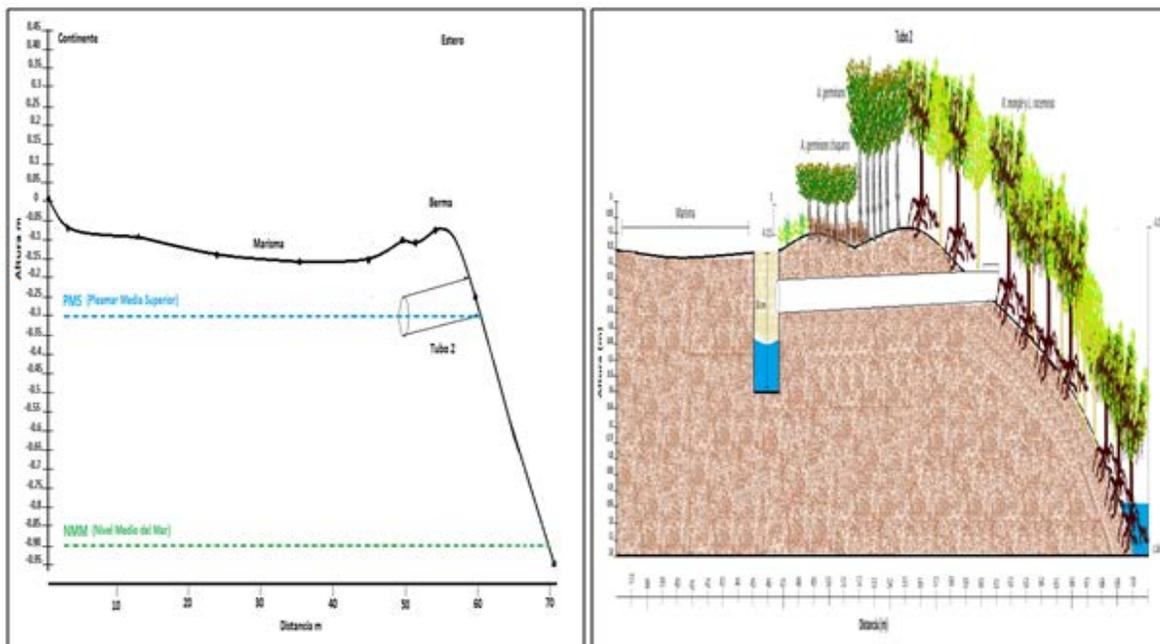


Figura 7 Esquema del sistema de comunicación tubo dos, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM) y distribución de manglar rojo (*R. mangle*), mangle blanco (*L. racemosa*) y mangle negro (*A. germinans*), en dos condiciones fisonómicas, tipo borde y tipo matorral denso.

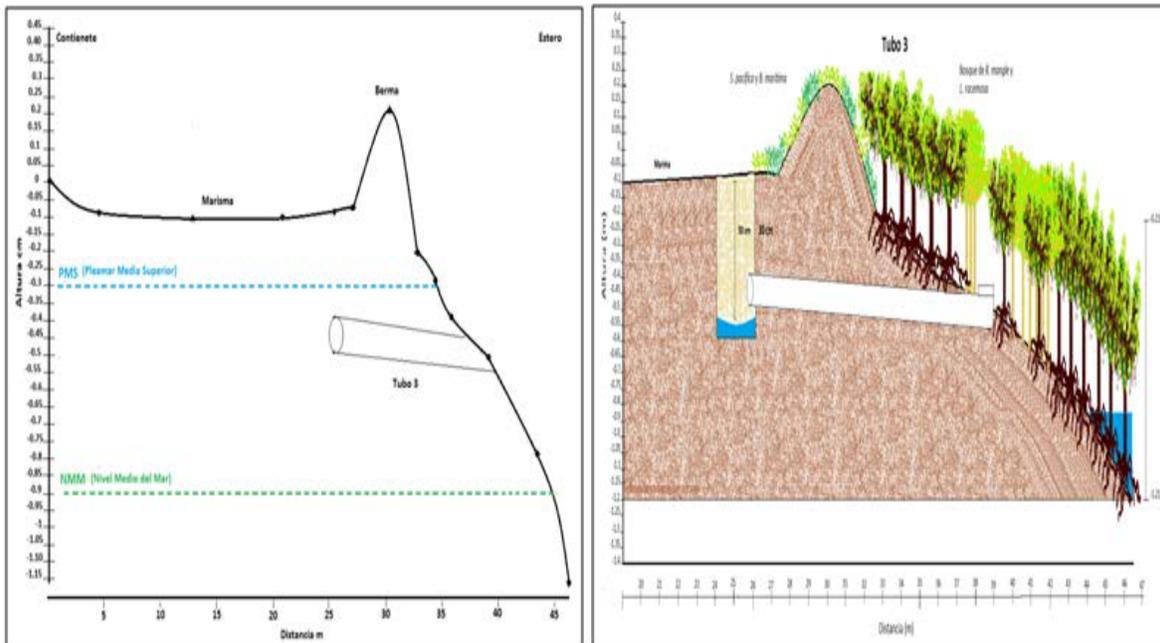


Figura 8. Esquema del sistema de comunicación tubo tres, con respecto al relieve de la marisma, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM) y distribución de mangle rojo (*R. mangle*) y mangle blanco (*L. racemosa*).

7.2. Distribución de manglares

Las especies de manglar presentes en cada uno de los transectos, así como su distribución vertical, se muestran en la (Figura 9). Los manglares mostraron una “Zonación Clásica” del Noroeste del país, por composición de especies: mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en la orilla (canal de mareas), con periodos de inundación más prolongados y frecuentes, mangle blanco *Laguncularia racemosa*, se ubica entre los arboles de mangle rojo (*R. mangle*). Sin embargo su distribución vertical es menor a la de *R. mangle*, mangle negro *Avicennia germinans* en la parte posterior, con hidroperiodo más restringido, limitándose a los escasos días donde la marea es superior a PMS, perdiendo estructura y tamaño hacia matorral, y *Conocarpus erectus* pegado a la vegetación terrestre al otro extremo de la marisma.

En el perfil del tubo comunicante estero-marisma uno se encuentran tres especies de manglar, con diferente distribución vertical, característica de cada especie de acuerdo a sus adaptaciones fisiológicas, las cuales son; *R. mangle*, ubicada entre el bordo natural y el canal de navegación, *A. germinans* que se localiza entre la marisma y el bordo natural y *C. erectus* junto a la vegetación terrestre. En los tubos comunicantes dos y tres se hace presente *L. racemosa* siendo mayor su distribución vertical del tubo dos.

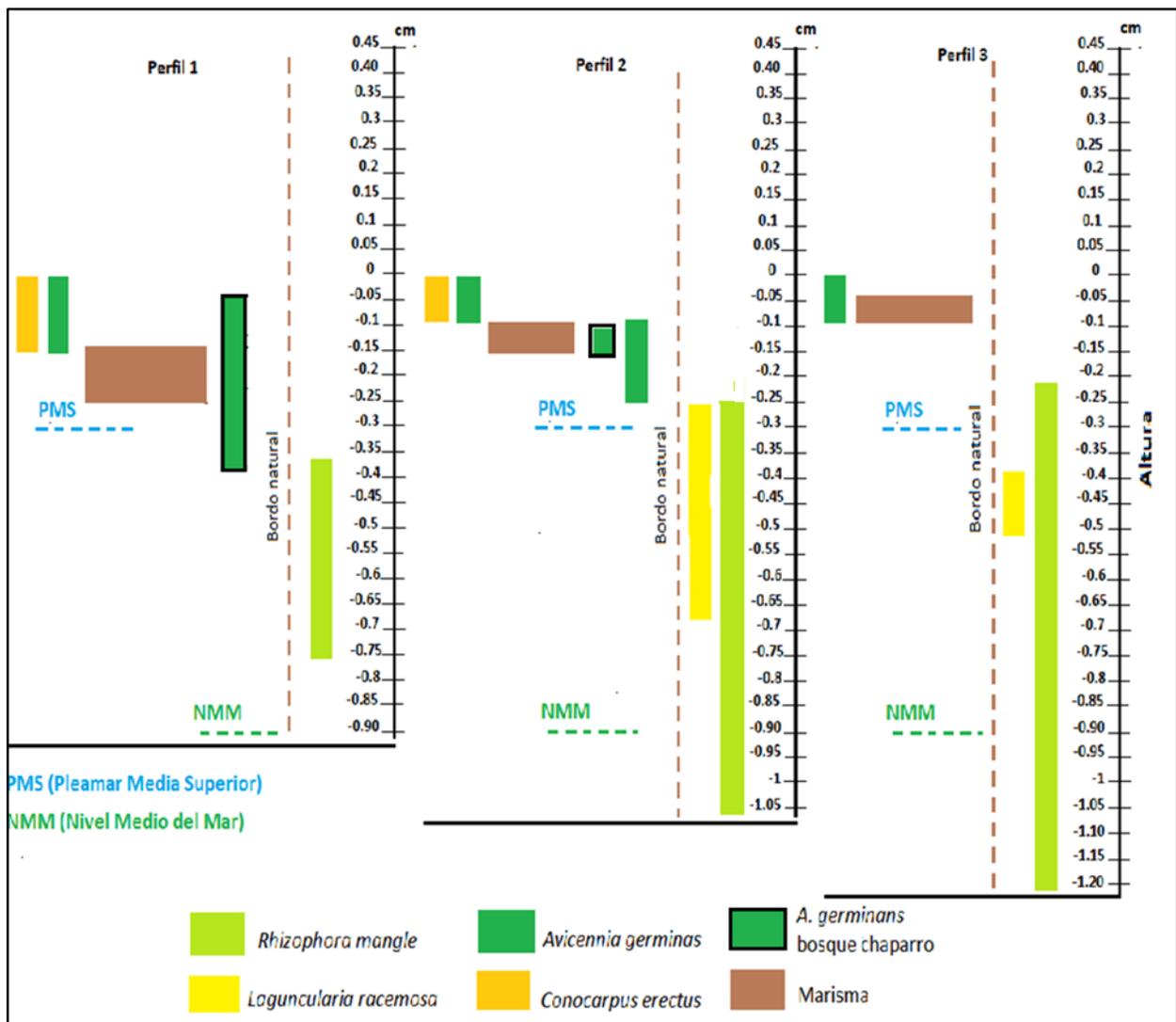


Figura 9 Distribución vertical de las especies de manglar en los perfiles uno, dos y tres, donde se colocaron los tubos comunicantes, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y Nivel Medio del Mar (NMM).

7.3. Distribución vertical y horizontal de las especies de manglar

7.3.1. Tubo comunicante estero-marisma uno

Rhizophora Mangle (mangle rojo)

En la figura 10 se puede observar que la distribución vertical de *R. mangle* es de 0.39 m y la presencia horizontal de 12.59 m, el mangle rojo es la especie de mayor distribución en este perfil. Se puede destacar que a lo largo del perfil, hacia el interior de la marisma *R. mangle* se localiza por debajo del nivel de la marisma lo que indica que el relieve del suelo no es el indicado para que se establezca esta especie de manglar.

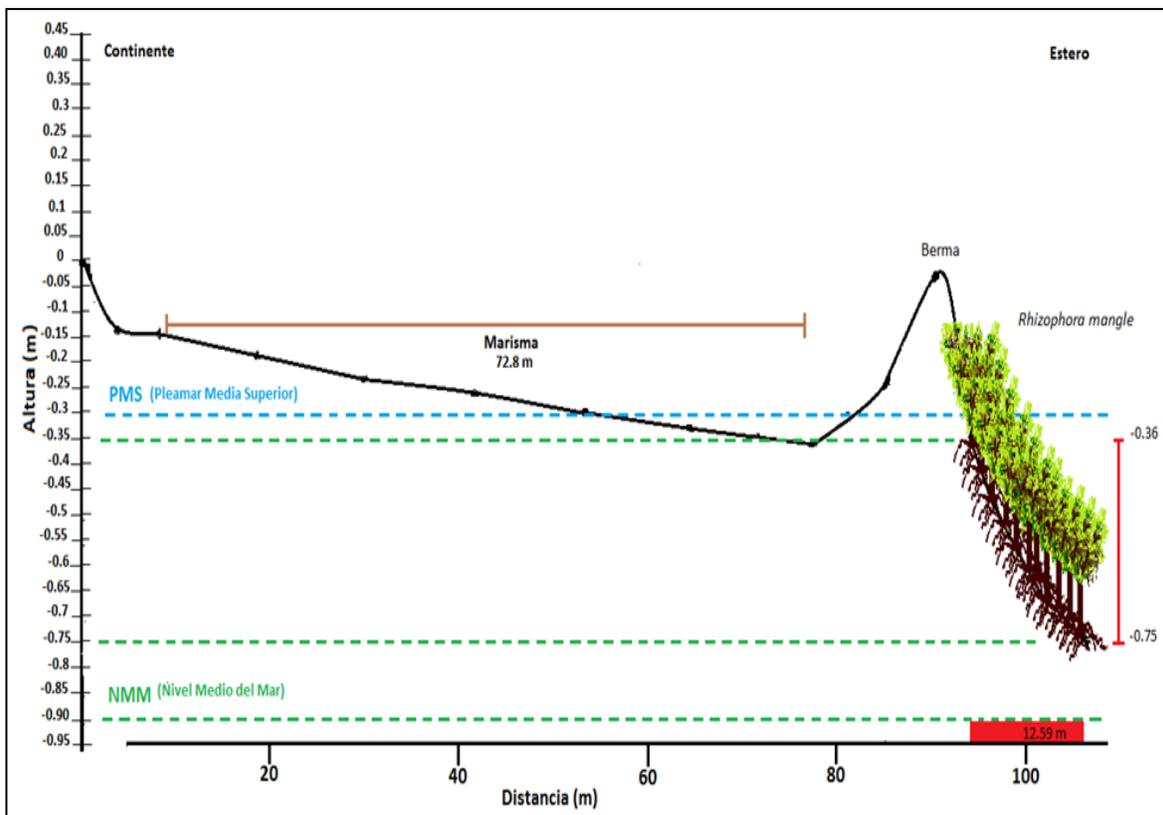


Figura 10. Distribución vertical y horizontal de *R. mangle* en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y Nivel Medio del Mar (NMM).

Avicennia germinans (mangle negro)

La distribución vertical de *A. germinans*, tiene un rango total de 0 a -0.37 m y se pueden observar dos condiciones fisionómicas. La primera presenta un rango de -0.04 a -0.37 m, es bosque chaparro menor a 1.5 m altura entre el bordo natural y la marisma con 5.36 m de distribución horizontal, la segunda (0 a -0.15 m), se encuentran árboles junto a la vegetación terrestre con una altura de 3 m aproximadamente y 4.35 m de longitud (Figura 11).

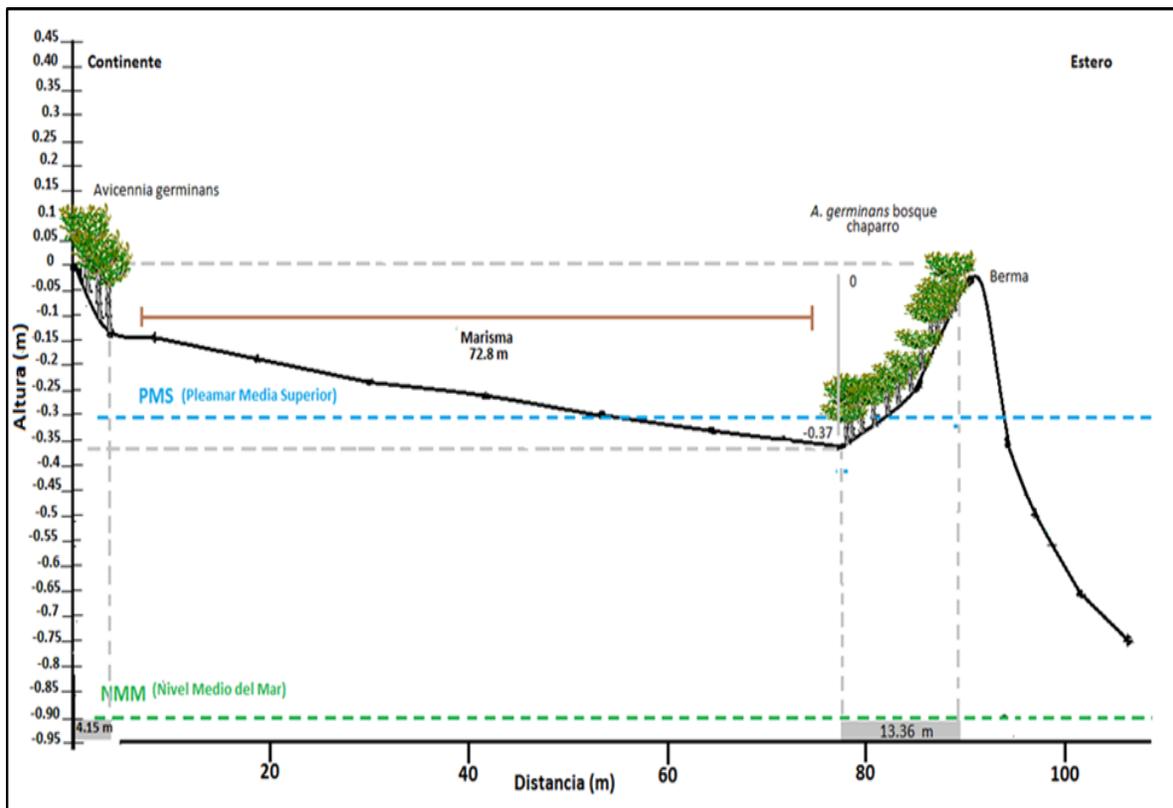


Figura 11. Distribución vertical y horizontal de *A. germinans* en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

Conocarpus erectus (botoncillo)

Conocarpus erectus se localizó junto a la vegetación terrestre, con una distribución vertical de 0.14 m y horizontal de 4.35 m, su nivel topográfico está por arriba del nivel de la marisma (Figura 12), por lo que no puede ser considerada como una especie potencial para la colonización de la marisma.

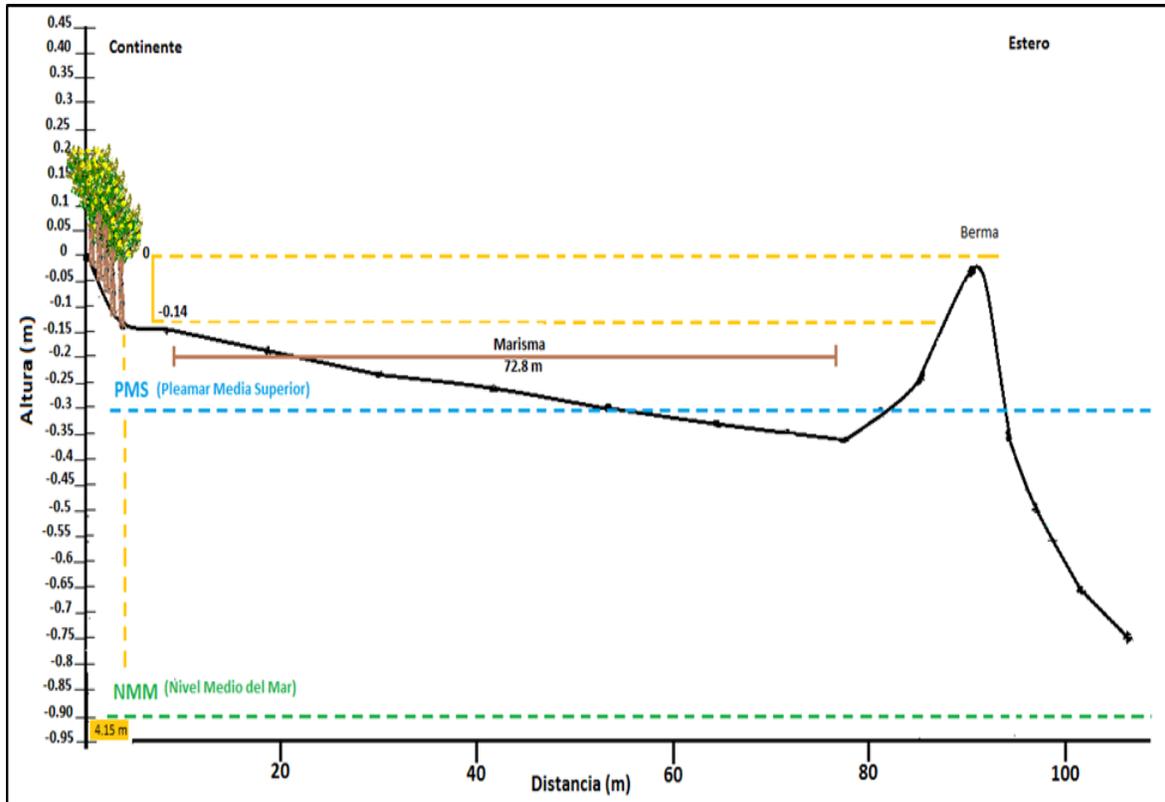


Figura 12. Distribución vertical y horizontal de *C. erectus* en el tubo uno, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

7.3.2. Tubo comunicante estero-marisma dos

Rhizophora mangle (mangle rojo)

La distribución vertical de *R. mangle*, en el segundo perfil corresponde al rango de amplitud de marea, siendo este de (-0.25 a -1.06 m), el cual se encuentra 15 cm por debajo del nivel topográfico de la marisma (Figura 13).

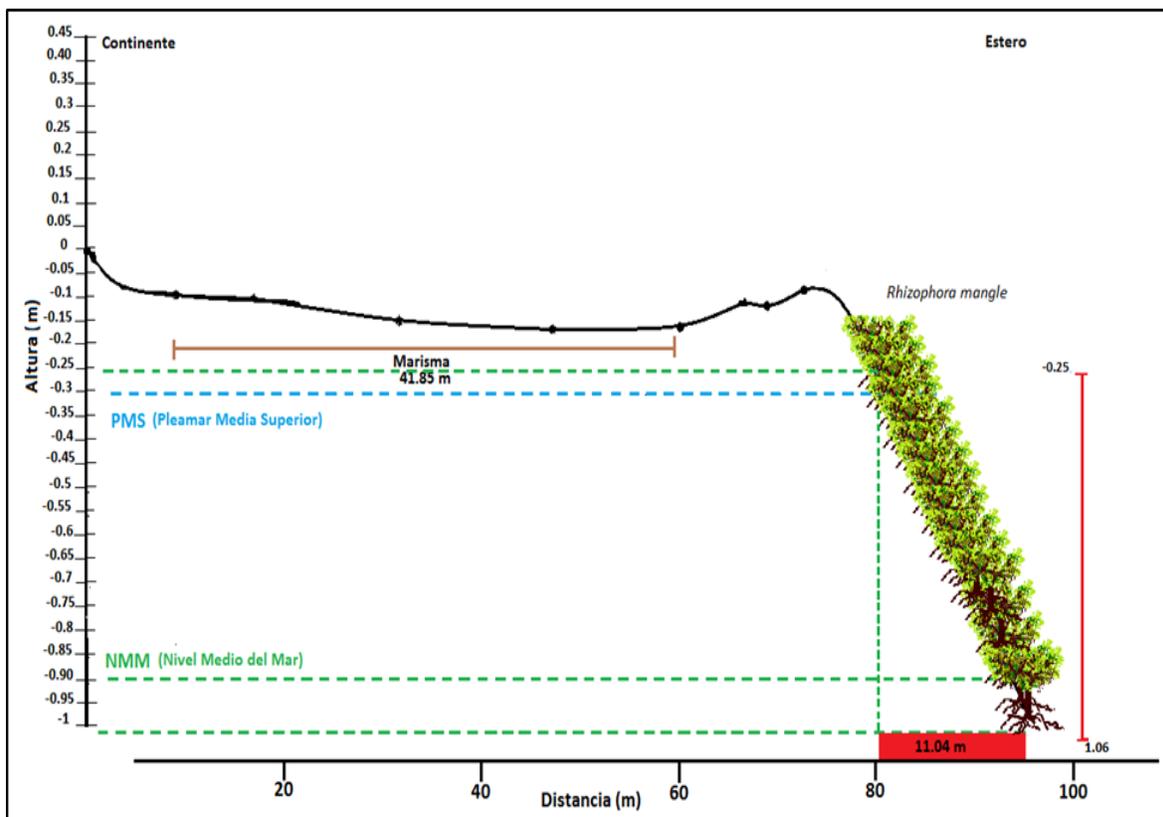


Figura 13. Distribución vertical y horizontal de *R. mangle* en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

Avicennia germinans (mangle negro)

La distribución de *A. germinans*, presenta dos condiciones fisonómicas; bosque con árboles de 3 m de altura aproximadamente, localizados; el primero entre el bordo natural (berma) y la presencia de bosque de *Avicennia germinans* chaparro, el segundo junto a la vegetación terrestre en un intervalo de 0 a -0.075 m. La segunda condición fisonómica son manglares de tipo matorral, con árboles menores a 1.5 m de altura. La distribución horizontal de *A. germinans* es mayor que en los perfiles uno y tres (tubos). El manglar negro tiene el mismo nivel de topografía que la marisma (Figura 14).

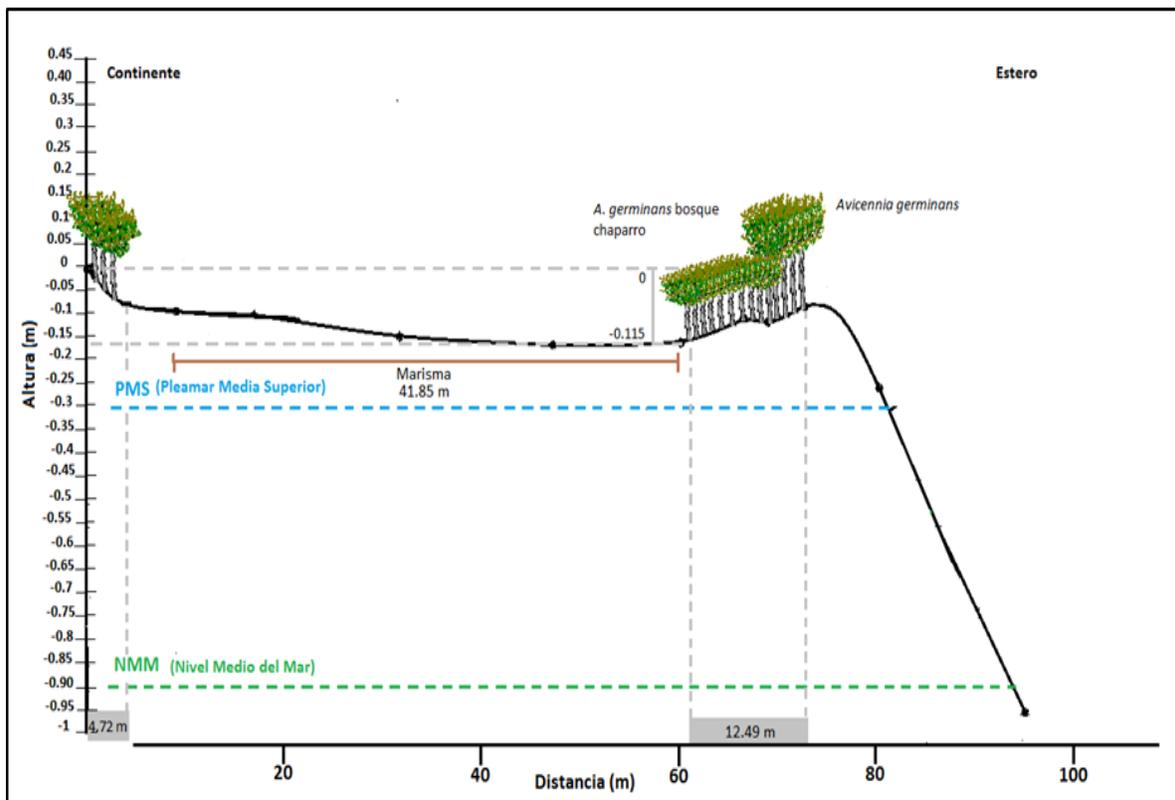


Figura 14. Distribución vertical y horizontal de *A. germinans* en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

Laguncularia racemosa (Mangle blanco)

El rango de presencia de *L. racemosa* está entre el bordo natural (berma) y el estero, dentro del intervalo del bosque de *R. mangle* aunque con una distribución tanto vertical como horizontal menor. El relieve de la marisma está por arriba del nivel topográfico del mangle blanco (Figura 15).

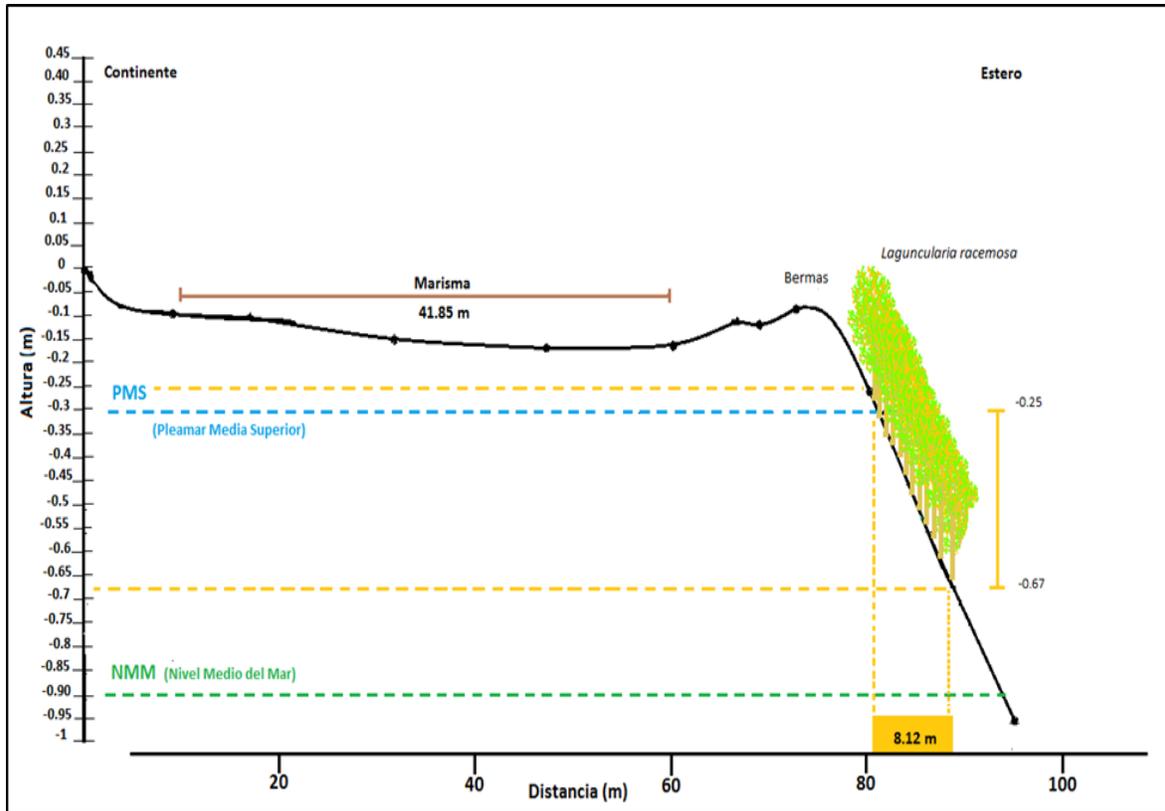


Figura 15. Distribución vertical y horizontal de *L. racemosa* en el tubo dos, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

7.3.3. Tubo comunicante estero-marisma tres

Rhizophora mangle (mangle rojo)

El mangle rojo se distribuye entre el bordo natural y el estero, a diferencia con el perfil dos, el relieve de la marisma está por arriba del rango de distribución del mangle rojo. La presencia vertical y horizontal es mayor que en los perfiles uno y dos, con un metro de amplitud topográfica y 13.83 metros de presencia horizontal (Figura 17).

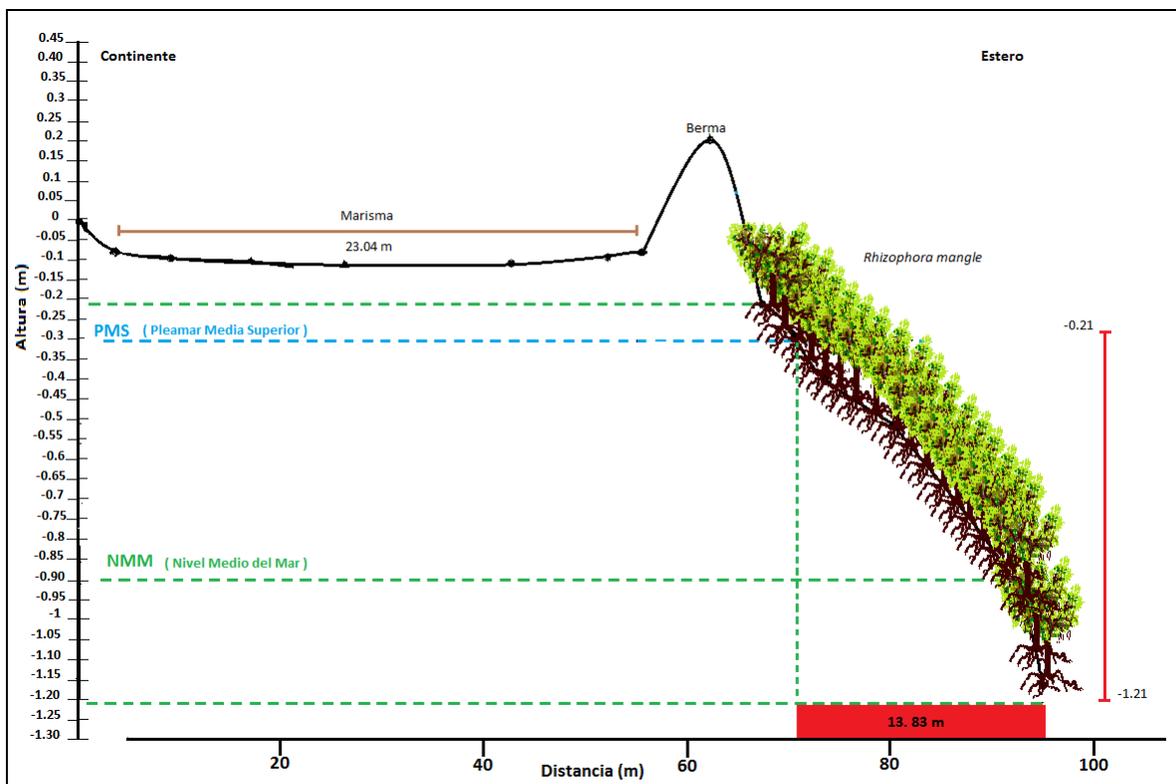


Figura 17. Distribución vertical y horizontal de *R. mangle* en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

Laguncularia racemosa (mangle blanco)

El mangle blanco tiene un rango de distribución entre -0.39 y -0.51 m ubicado entre la berma y el estero dentro del bosque de *R. mangle*. Su nivel topográfico es por debajo del nivel de la marisma (Figura 18).

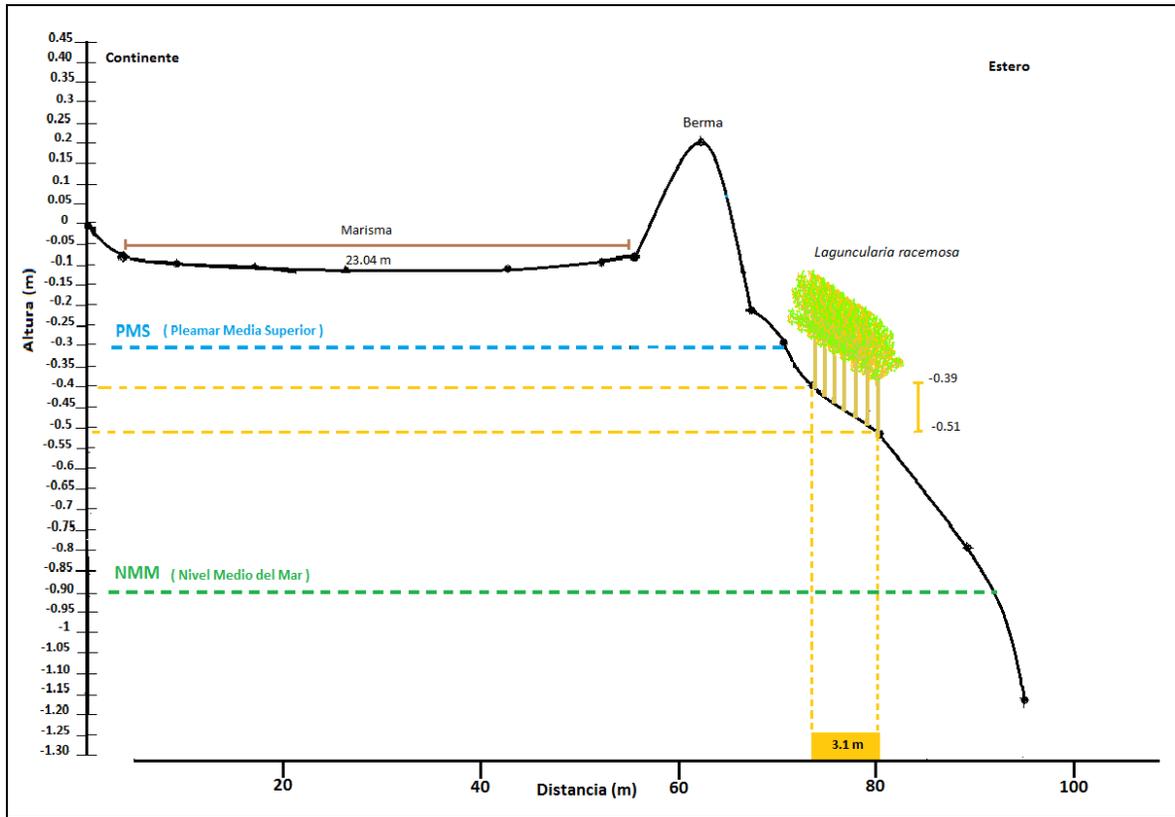


Figura 18. Distribución vertical y horizontal de *L. racemosa* en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

Avicennia germinans (mangle negro)

Como se puede observar en la figura 19 la presencia de *A. germinans* en el tercer perfil está ligeramente por encima del nivel topográfico de la marisma, sin embargo es posible que esta sea la especie capaz de colonizar la marisma. Su presencia vertical es solamente de 0.09 m y horizontal de 4.72. A pesar de que el nivel topográfico de la marisma está ligeramente por debajo de la distribución de *A. germinans*, es probable que el mangle negro colonice esta zona.

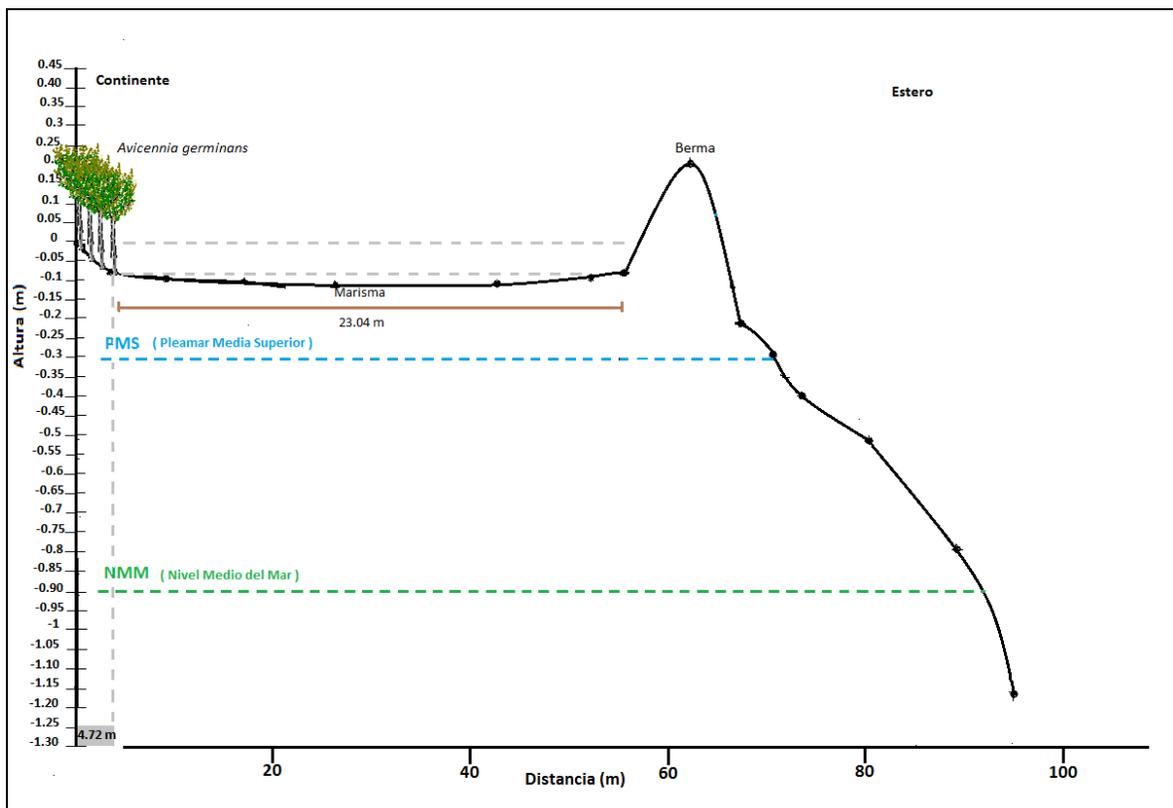


Figura 19. Distribución vertical y horizontal de *A. germinans* en el tubo tres, referenciado con la Pleamar Media Superior (PMS) y el Nivel Medio del Mar (NMM).

7.4. Hidroperiodo

En general se observa una diferencia clara del hidroperiodo en cada uno de los perfiles, como resultado a las variaciones presentes en el relieve y a los ciclos de marea característicos de la zona. La zona donde se colocó el tubo uno presenta una inundación total de $738.75 \text{ hrs mes}^{-1}$ siendo el mayor, mientras que los tubos dos y tres con 234 y 163 hrs mes^{-1} respectivamente (Tabla 1). Se puede observar claramente la inundación total en hrs mes^{-1} de las zonas en donde se colocaron los tubos comunicantes (Figura 20), siendo evidente que el periodo de inundación aumenta en temporada de lluvias, mientras que en temporada de estiaje la marea penetra pocas veces en el sitio uno, mientras que en los sitios dos y tres no tuvieron inundaciones. Dentro del 25% de la marisma el tubo uno presentó una inundación total de $317.37 \text{ hrs mes}^{-1}$ al 50 y 100% fue de 265 y 156 hrs mes^{-1} durante los 14 meses de observación (Figuras 21, 22 y 23). En la marisma el periodo de inundación del sitio uno es mayor entre el 70 y 80% que los sitios dos y tres.

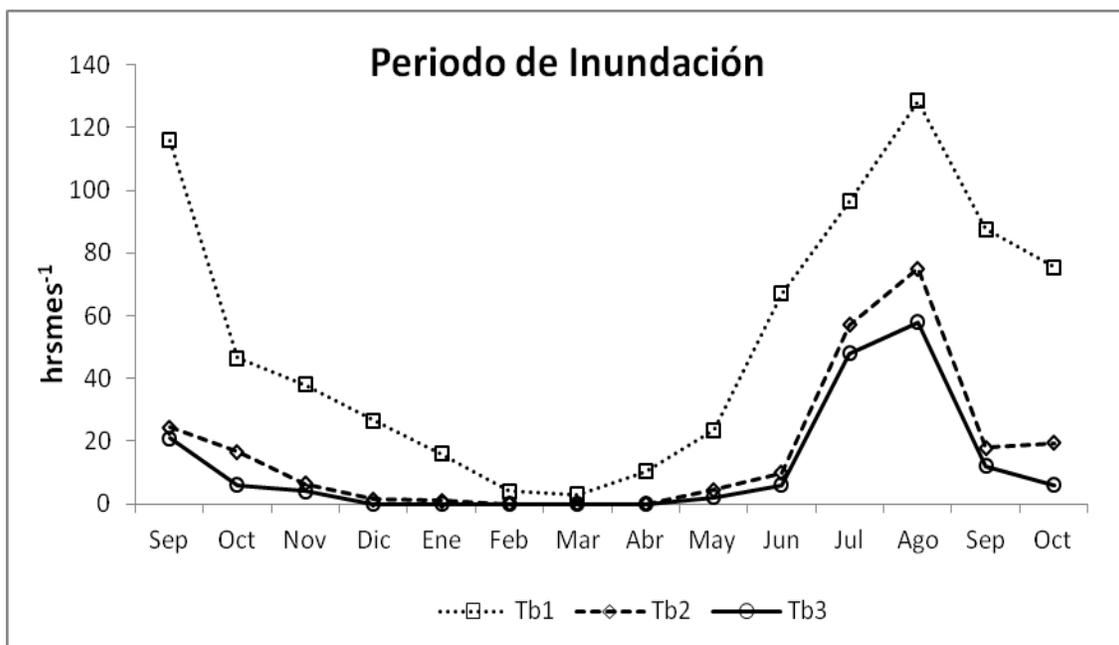


Figura 20 Hidroperiodo mensual total de los sitios donde se colocaron los tubos comunicantes (Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3), durante 14 meses en hrs mes^{-1}

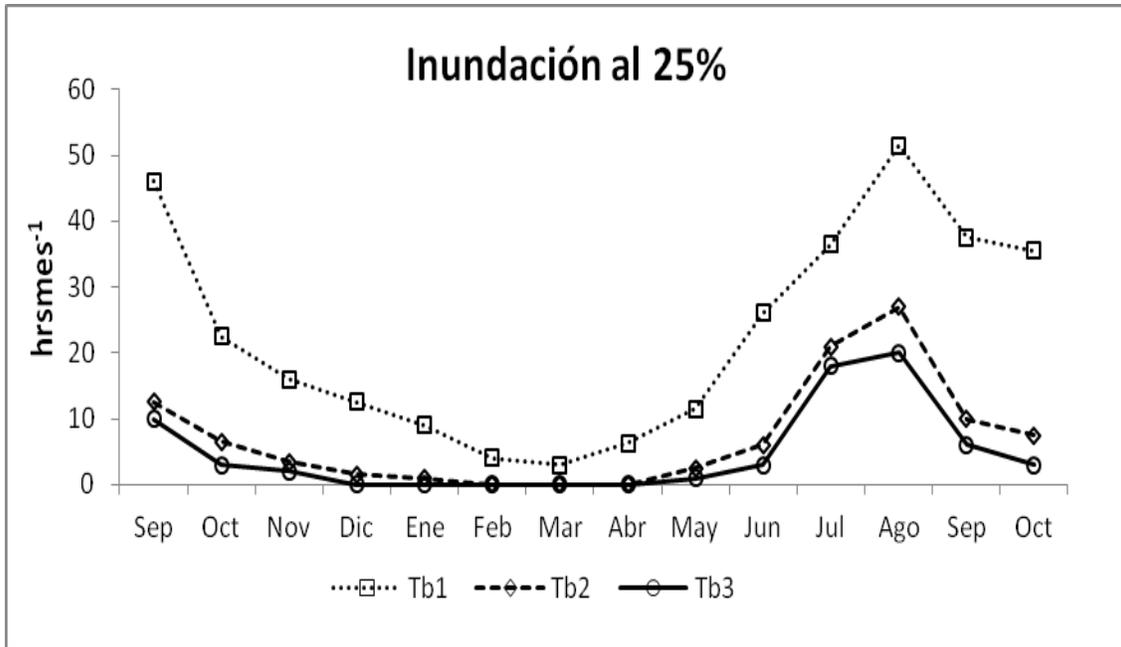


Figura 21 Hidroperiodo al 25% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes⁻¹

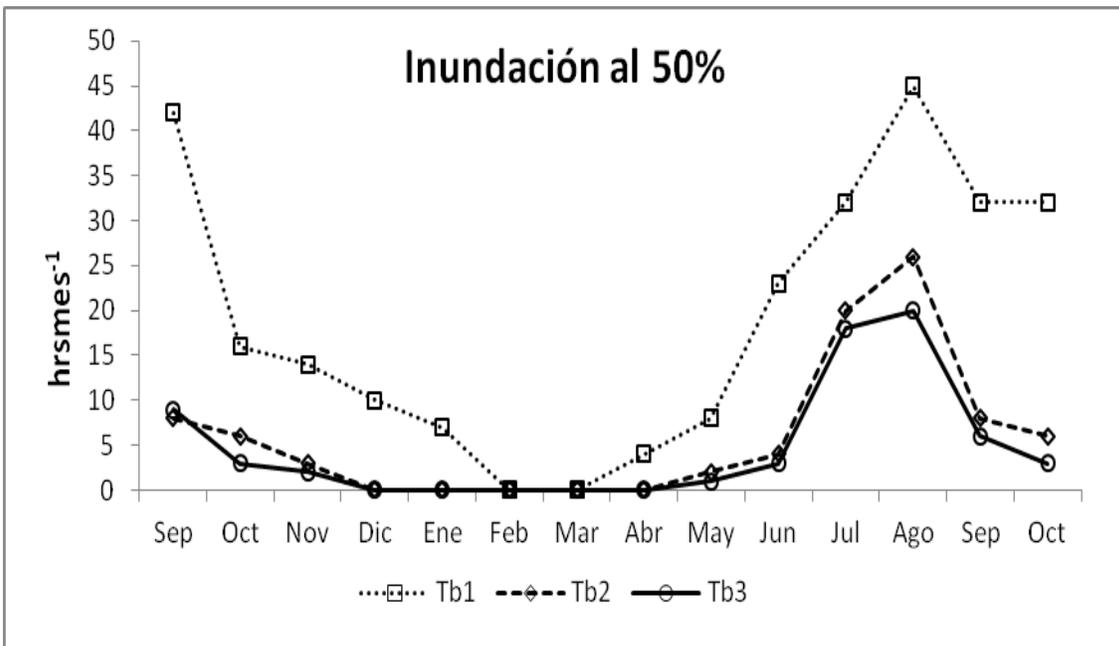


Figura 22. Hidroperiodo al 50% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes⁻¹

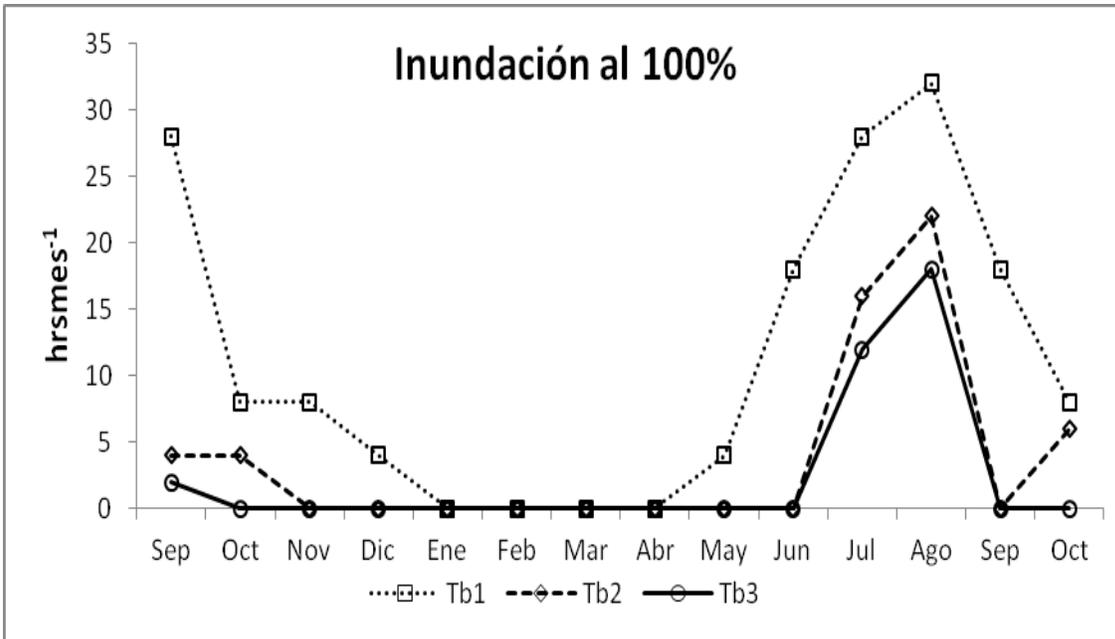


Figura 23. Hidroperiodo al 100% de los tres transectos Tb1=tubo 1, Tb2=tubo 2 y Tb3=tubo3, durante 14 meses en hrs mes⁻¹

El tiempo total de influencia del tubo uno fue de 145.5 hrs mes⁻¹, mientras que los tubos dos y tres no superan las 40 hrs mes⁻¹ durante la evaluación. En la tabla 1 se puede observar el porcentaje de inundación en hrs mes⁻¹ de los tubos comunicantes uno, dos y tres durante la pleamar, donde se determinó que tienen un periodo de funcionamiento de 15 minutos, cubriendo un área de 14.1% en la marisma. En general el tubo comunicante uno presenta mayor influencia, aumentando 24.2% el hidroperiodo durante la pleamar, mientras que los tubos dos y tres aumentaron un 21.7 y 19.3% respectivamente.

Tabla 1. Hidroperiodo total (25, 50 y 100%), por mes y tiempo de funcionamiento del tubo comunicante uno, dos y tres durante la pleamar en hrs mes⁻¹, con sumatoria de cada mes del hidroperiodo durante 14 meses.

Mes	Tubo 1			Tubo 2			Tubo 3		
	hrs	%	tubo	hrs	%	tubo	hrs	%	tubo
Septiembre	116	16.1	19.5	24.5	3.40	5.75	21	2.9	4.75
Octubre	45.6	6.12	13.25	16.5	2.21	2.75	6	0.8	1.5
Noviembre	38	5.27	7	6.5	21.6	1.75	4	0.5	1
Diciembre	26.5	3.56	5.75	1.5	0.20	0.75	0	0	0
Enero	16	2.15	4.5	1	0.13	0.5	0	0	0
Febrero	4	0.6	2	0	0	0	0	0	0
Marzo	3	9.6	1.5	0	0	0	0	0	0
Abril	10.25	1.42	3.25	0	0	0	0	0	0
Mayo	23.5	3.15	5.25	4.5	0.60	1.25	2	0.26	0.5
Junio	67	9.3	10.75	10	1.38	3	6	0.8	1.5
Julio	96.5	12.9	14.75	57	7.6	8.5	48	6.45	7.5
Agosto	128.5	17.27	21.75	75	2.41	10.75	58	7.8	7.75
Septiembre	87.5	12.15	16.5	18	2.5	5	12	1.6	3
Octubre	75.5	10.14	19.75	19.5	2.6	3	6	0.8	1.5
Total	738.75		145.5	234		37.25	163		29

7.5. Salinidad intersticial

La salinidad intersticial promedio durante el periodo de observación (316 días), mostro diferencias significativas ($P \leq 0.05$) entre el tratamiento con tubo (C/T) comunicante estero-marisma (uno, dos y tres) y los sitios que se utilizaron como testigo, sin tubo (S/T), control uno y control dos, siendo el sistema de comunicación estero-marisma el que presento menor concentración salina 124.37 ups, mientras que el tratamiento testigo 150.22 ups en promedio total. Sin embargo al realizar el análisis estadístico ANOVA para cada sitio por separado se observó que el tubo tres presento valores de salinidad intersticial similares a los sitios testigo (Figura 25), por lo que se decidió excluir al tubo tres para este análisis (Figura 24). Una vez terminado el análisis de varianza para ambos tratamientos, excluyendo el tubo tres del sistema con tubo, la salinidad intersticial disminuyo hasta 106.9 ups.

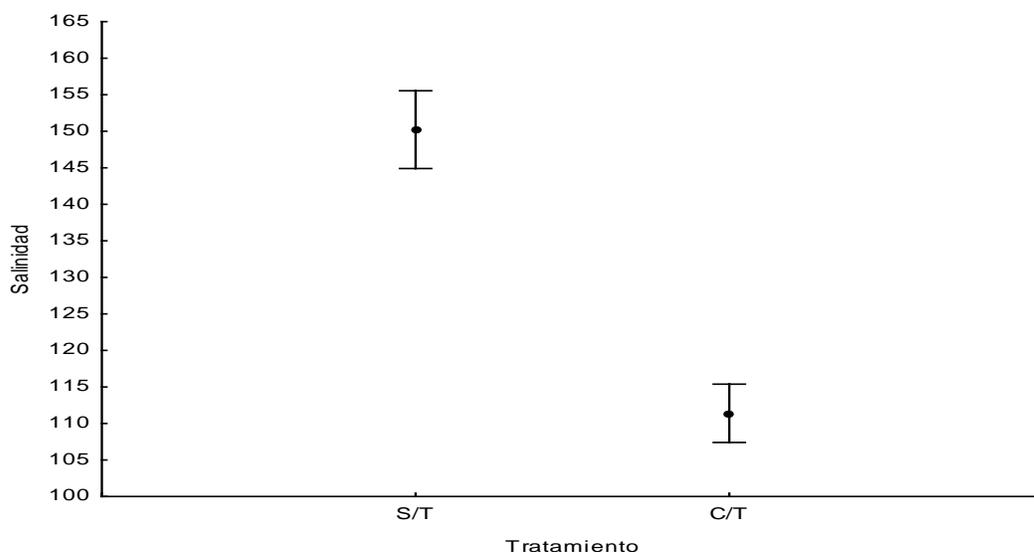


Figura 24. Valores promedio de salinidad intersticial entre los tratamientos sin tubo (S/T) vs con tubo (C/T). Excluyendo el tubo comunicante tres. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

Debido a las condiciones microtopográficas de cada sitio (tubo uno, dos, tres, control uno y control dos), se realizó un análisis de varianza para observar el comportamiento entre todas las zonas de estudio. Los tratamientos con tubo (C/T) uno y dos presentaron diferencias significativas ($P \leq 0.05$), con respecto a los controles en cuanto a los valores promedio de salinidad del suelo. El tubo uno mantuvo el promedio más bajo durante el periodo de observación 101.8 ups, mientras que el tubo tres mantuvo niveles altos de salinidad intersticial 155.7 ups muy parecidos a los arrojados por los testigo (S/T) control uno y control dos (161.78 ups y 137.5 ups) respectivamente. El tubo comunicante tres y control uno, no mostraron diferencias significativas ($P \geq 0.05$).

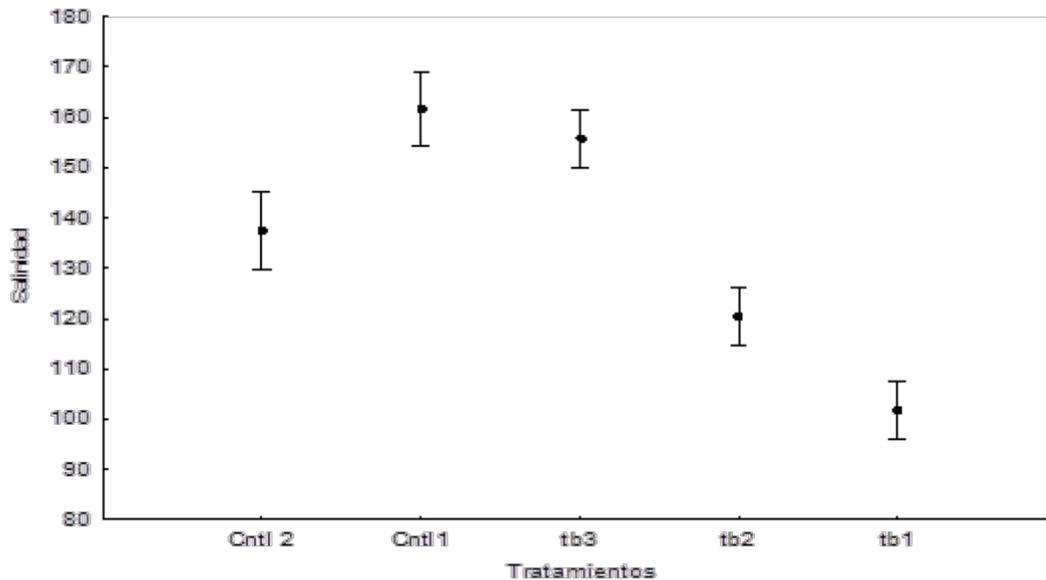


Figura 25. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). Las barras de error representan un intervalo de 95% de confianza.

Durante los 316 días de observación (Figura 26), la salinidad intersticial mostro variaciones notables en cada muestreo, para ambos tratamientos con tubo y sin tubo, manteniendo una tendencia similar, regida por las mareas y las condiciones climatológicas. Sin embargo se puede observar que para el día cero no hay diferencias significativas ($P \geq 0.05$) entre los dos sistemas con tubo y sin tubo (la muestra se obtuvo antes de colocar los tubos). A partir del día 28 de haberse colocado los tubos se mostraron diferencias significativas ($P \leq 0.05$) en los dos sistemas. El tratamiento con tubo comunicante presento una disminución en la salinidad intersticial de 168.8 ups a 116.04 ups en los primeros 28 días, tendencia que se mantuvo hasta la última toma de muestras.

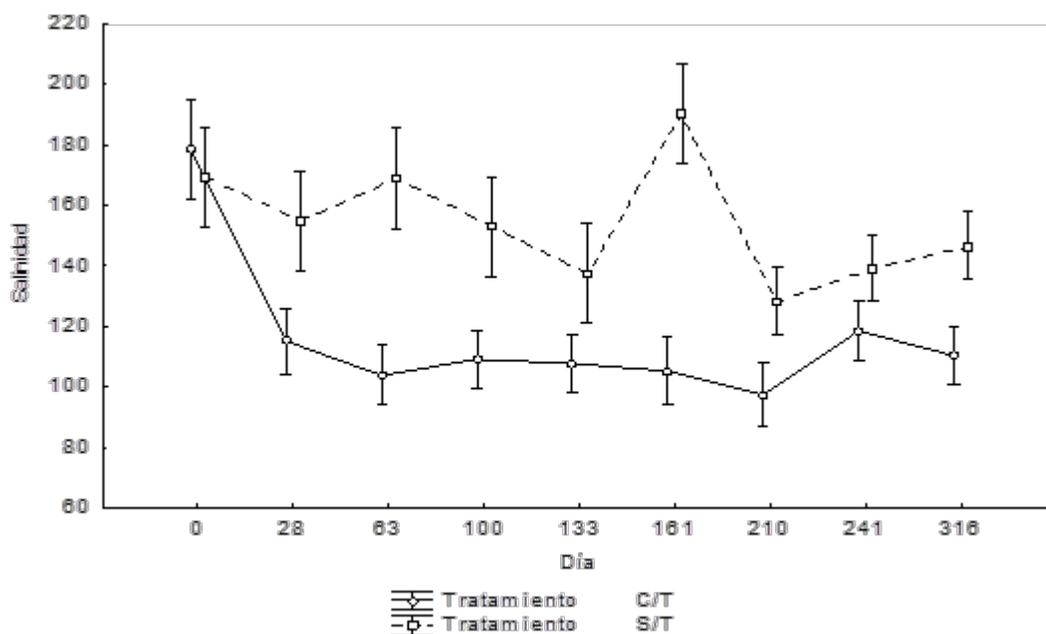


Figura 26. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

7.5.1. Análisis de varianza de la salinidad intersticial (Distancia dos, cuatro, seis, ocho y diez metros).

Dos metros

Entre los tubos comunicantes uno y dos no hubo diferencias significativas ($P \geq 0.05$), durante el periodo de muestreo y sus promedios de salinidad intersticial a dos metros de distancia fueron 90.8 ups y 88 ups respectivamente, mientras que los sitios control y tubo tres no mostraron diferencias significativas ($P \geq 0.05$). En general los tratamientos C/T uno y dos, mostraron diferencias ($P \leq 0.05$) con el tratamiento S/T (Figura 27). En el tratamiento con tubo se puede observar que hay descenso en la concentración promedio de salinidad de 166 a 79.1 ups, durante los primeros 63 días, posteriormente la salinidad se mantuvo entre las 70 y 90 ups. El grupo sin tubo mantuvo salinidades por arriba de las 130 ups (Figura 28).

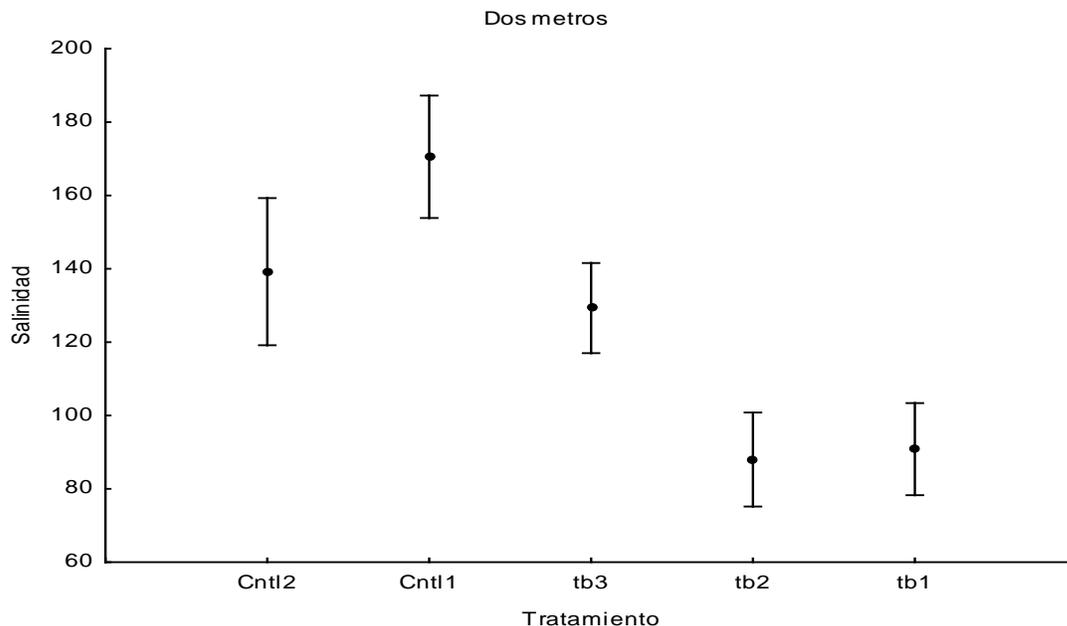


Figura 27. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). A dos metros de distancia. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

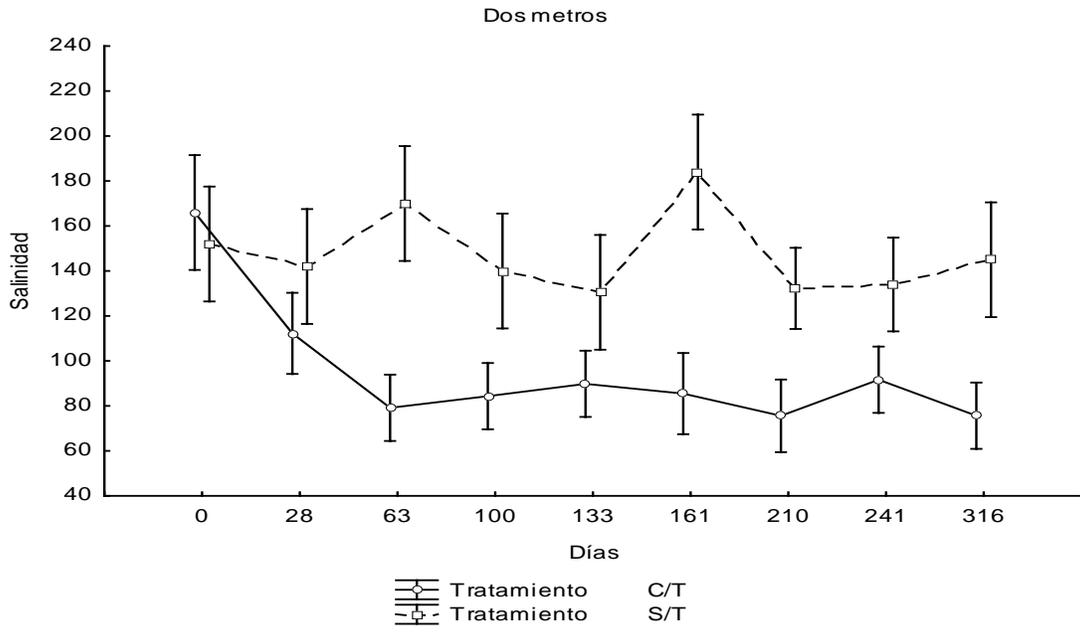


Figura 28. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A dos metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza

Cuatro metros

En los sitios control uno, control dos y tubo comunicante tres no mostraron diferencias significativas ($P \geq 0.05$), con promedios de salinidad superiores a las 140 ups, de igual manera no se encontraron diferencias estadísticas entre los tubos comunicantes uno y dos, con valores de salinidad superiores a los reportados a dos metros de distancia (101.6 y 112.04 ups). A cuatro metros de distancia se observan diferencias ($P \leq 0.05$), entre tratamientos C/T y S/T. La tendencia de la salinidad del suelo en los grupos con tubo comunicante fue disminuyendo siendo evidente durante los primeros 63 días, mientras que el sistema sin tubo se mantuvo con salinidades por arriba de las 150 ups (Figuras 29 y 30).

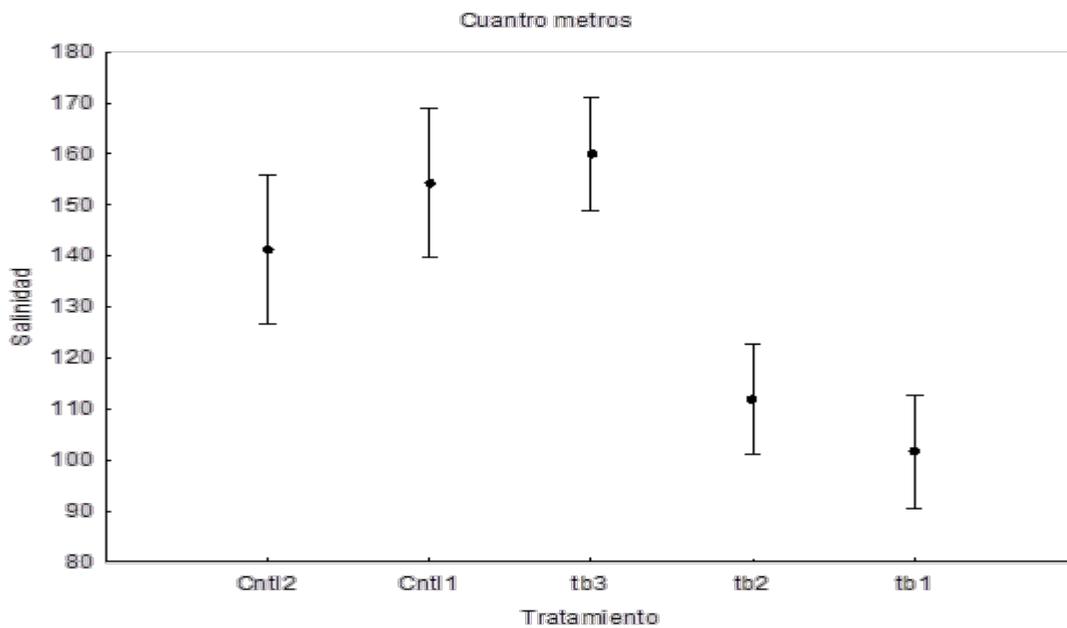


Figura 29. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). A cuatro metros de distancia. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

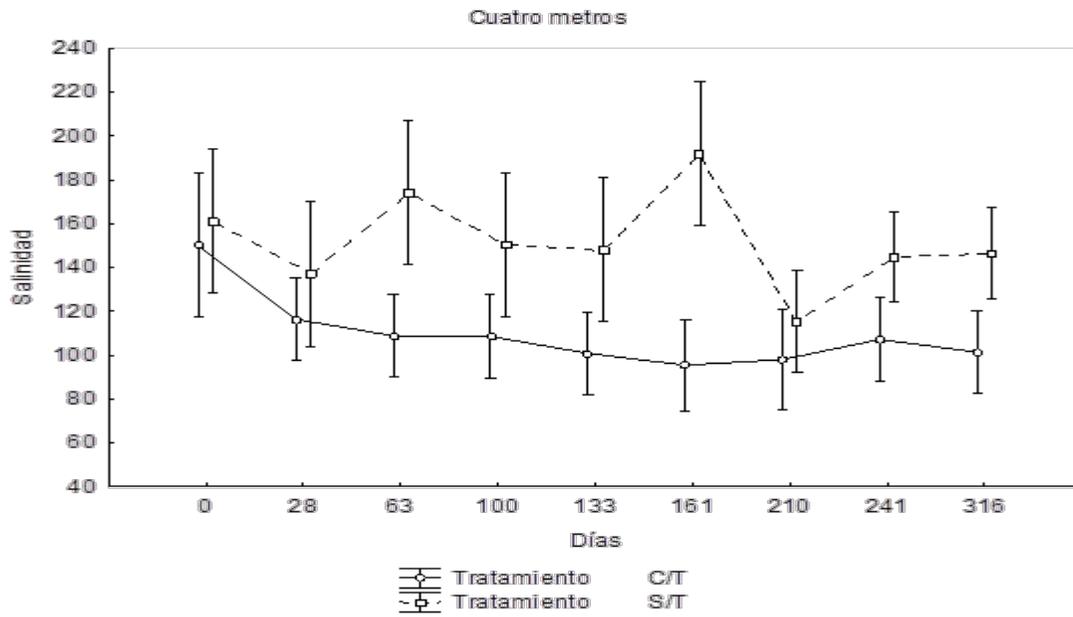


Figura 30. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A cuatro metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza

Seis metros

Se puede observar que los tubos comunicantes uno y dos mantienen valores de salinidad por debajo de los mostrados por el tratamiento sin tubo ($P \leq 0.05$). El tubo comunicante tres no presento diferencias significativas ($P \geq 0.05$), tanto para el sistema S/T como para el sistema C/T. La mayor concentración salina la presentaron control uno y tubo tres, por arriba de las 160 ups, mientras que en él tubo uno fue de 100 ups. Durante el periodo de observación, la salinidad disminuyo de 180 ups a 120 ups para él día 63 y 100, tendencia que se mantuvo hasta finalizar el tratamiento, aunque no se presentaron diferencias significativas ($P \geq 0.05$) entre los sistemas S/T y C/T, después del día 100. (Graficas 31 y 32).

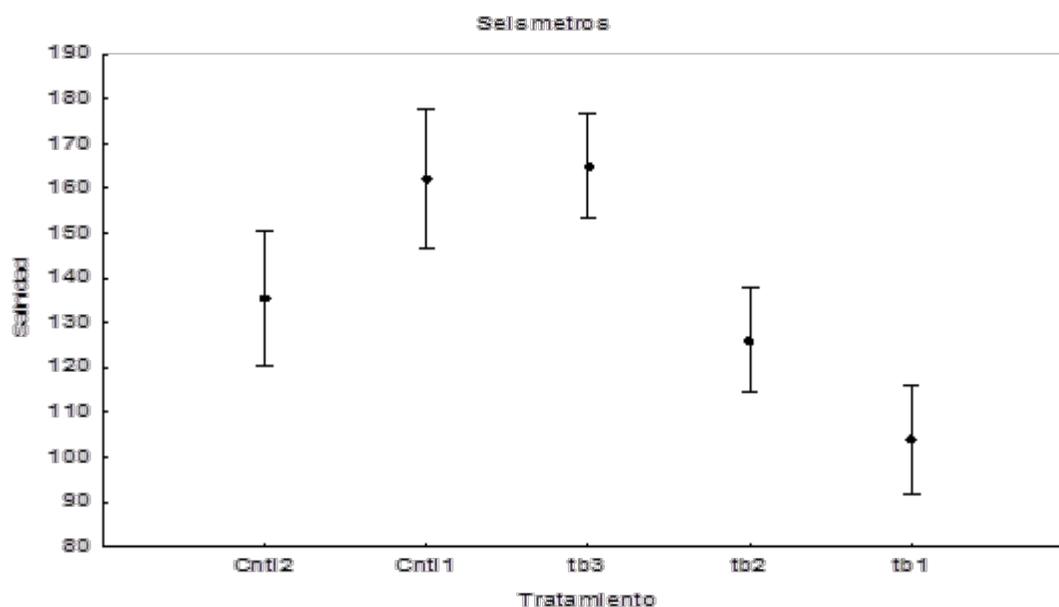


Figura 31. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos. A seis metros de distancia. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

Ocho metros

Los valores de salinidad de los tubos uno y dos tienden a mantener el promedio por debajo de los resultados sin tubo ($P \leq 0.05$), mientras que el tubo 3 no mostró diferencias ($P \geq 0.05$), con ambos tratamientos. A lo largo de los 316 días de muestreo ambos tratamientos no mostraron diferencias significativas desde el día cero hasta finalizar la observación (Figura 33 y 34).

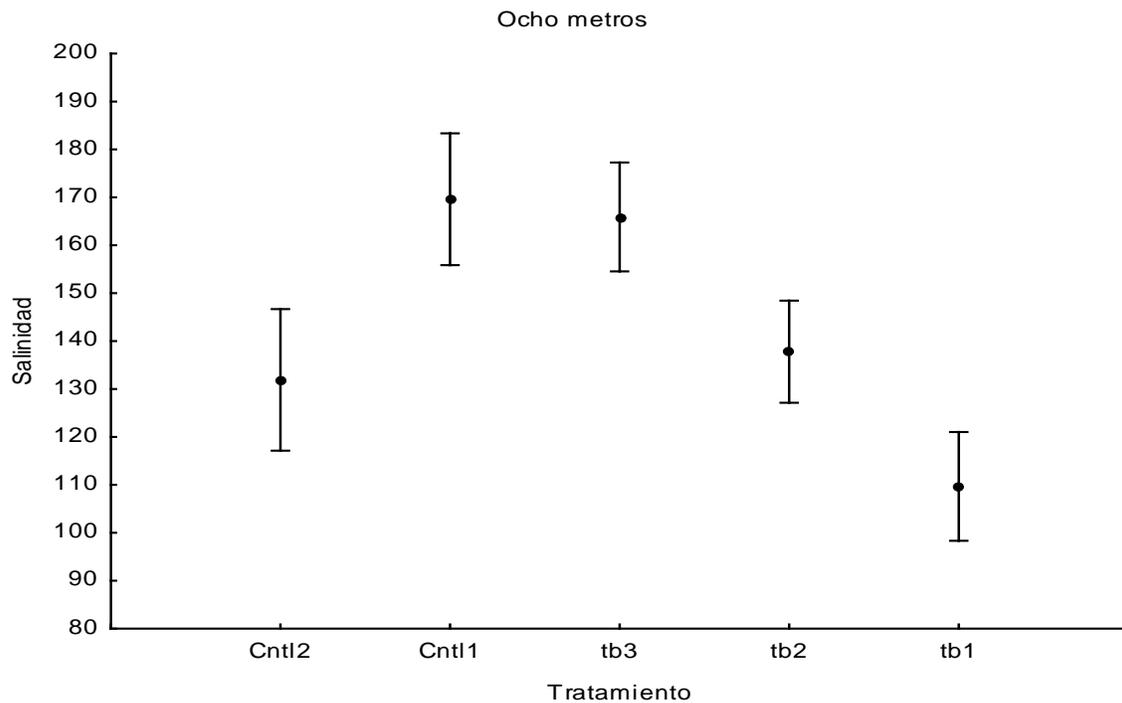


Figura 33. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). A ocho metros de distancia. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

Diez metros

El tubo comunicante uno mantuvo resultados similares a las distancias anteriores siendo de 104.2 ups mostrando diferencias significativas ($P \leq 0.05$) con los demás sitios de muestreo, los cuales mantuvieron sus valores por arriba de 140 ups, sin mostrar diferencia estadística ($P \geq 0.05$). La salinidad intersticial a los diez metros de distancia no mostro diferencias significativas ($P \geq 0.05$) entre tratamiento con tubo y sin tubo durante los 316 días de observación (Figura 35 y 36).

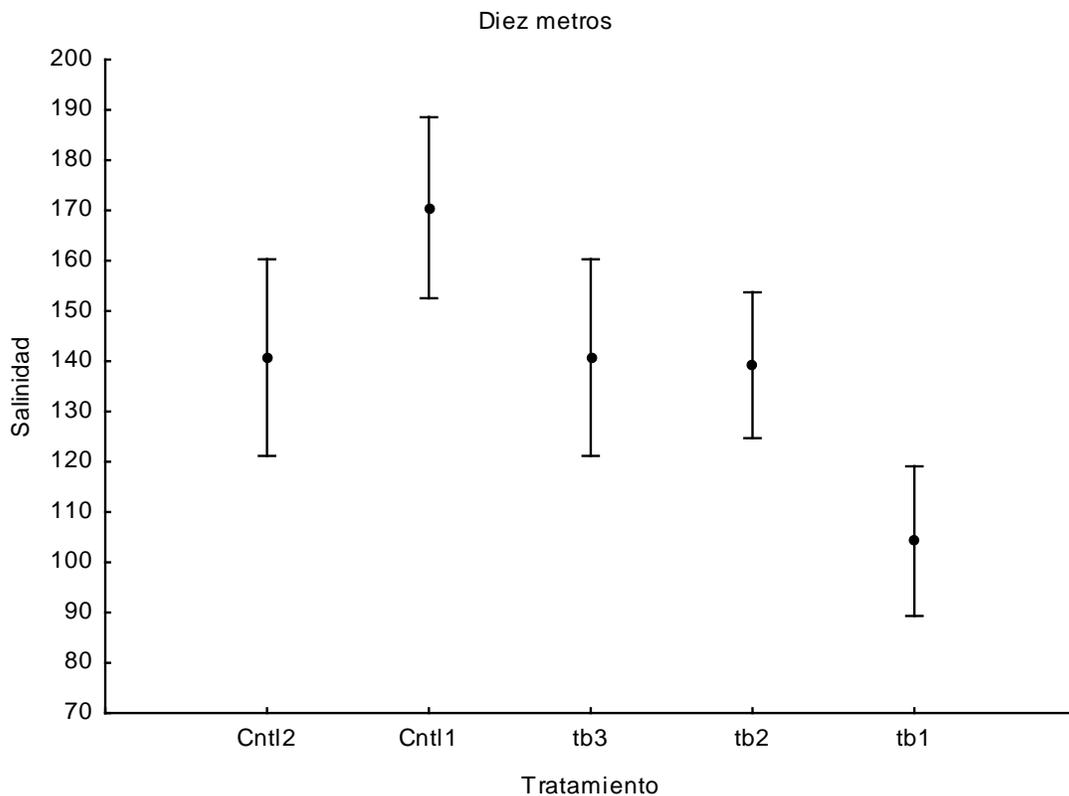


Figura 35. Valores promedio de salinidad intersticial entre los sitios de estudio (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos). A diez metros de distancia. Las barras de errores representan un intervalo de 95% de confianza

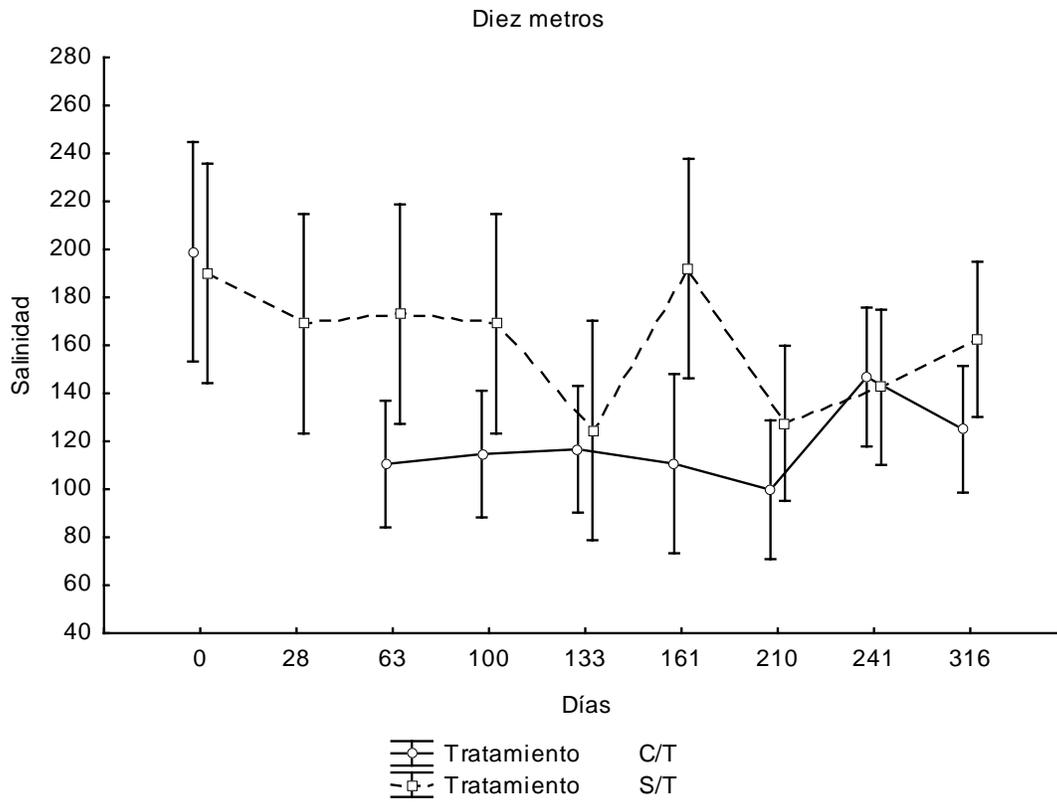


Figura 36. Salinidad intersticial promedio de los tratamientos con tubo (C/T) vs sin tubo (S/T). Excluyendo el tubo tres, durante 314 días. A diez metros de distancia. Las barras de erros representan un intervalo de 95% de confianza

7.6. Análisis de regresión de salinidad

En la figura 37 y 38 la salinidad intersticial a dos metros de distancia, mostró pendientes negativas para los tubos comunicantes (uno y dos). En las figuras 39 y 40 se muestran los sitios control donde se puede observar que en el control uno no existe pendiente y en el sitio control dos aunque existe pendiente (Tabla 2) esta no es significativa. Para el tubo comunicante uno y dos las pendientes fueron significativas ($P < 0.05$) con un valor de $R^2 = 0.2$ para ambos sistemas, sin embargo la mayor pendiente se presentó en el tubo uno $-0.14 \text{ ups día}^{-1}$ y de $-0.10 \text{ ups día}^{-1}$ para el tubo dos, lo que indica que existe una tendencia a la desalinización a una distancia de dos metros para ambos sistemas con tubo. En el análisis de comparación de pendientes (Tabla 3), los tubos uno y dos, no mostraron diferencias significativas ($P \geq 0.05$) entre ellos pero si con los demás sistemas. A pesar de que las pendientes del tubo tres y control dos fueron negativas ($-0.1 \text{ ups día}^{-1}$ y $-0.14 \text{ ups día}^{-1}$), no fueron significativas ($P \geq 0.05$).

En el análisis de comparación de pendientes los tratamientos con tubo uno y dos mostraron diferencias significativas con los tratamientos sin tubo así como el tubo tres. Sin embargo entre los sistemas uno y dos no existen diferencia estadística.

Tabla 2. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y significancia de la pendiente a dos metros de distancia.

Tratamiento	m (ups día)	b (ups)	R ²	Valor de P	
Tb1	-0.14	120.61	0.2	0.02	S
Tb2	-0.10	105.01	0.2	0.01	S
Tb3	-0.10	144.56	0.06	0.2	NS
Cntl1	0.01	148.74	0.00	0.8	NS
Cntl2	-0.14	158.87	0.29	0.1	NS

Prueba de significancia para pendientes con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos
S= significativo, NS= no significativo

Tabla 3. Comparación de pendientes entre los tratamiento a dos metros de distancia

Tratamientos	t		Resultados
Tb1 vs Tb2	0.09	NS	Tb1=Tb2
Tb1 vs Tb3	0.00	S	Tb1≥Tb3
Tb1 vs Cntl1	0.00	S	Tb1≥Cntl1
Tb1 vs Cntl2	0.00	S	Tb1≥Cntl2
Tb2 vs Tb3	0.00	S	Tb2≥Tb3
Tb2 vs Cntl1	0.00	S	Tb2≥Cntl1
Tb2 vs Cntl2	0.00	S	Tb2≥Cntl2
Tb3 vs Cntl1	0.04	S	Tb3≥Cntl1
Tb3 vs Cntl2	0.2	NS	Tb3=Cntl2
Cntl1 vs Cntl2	0.1	NS	Cntl1=Cntl2

Prueba de significancia con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos).
S=significativo, NS= no significativo

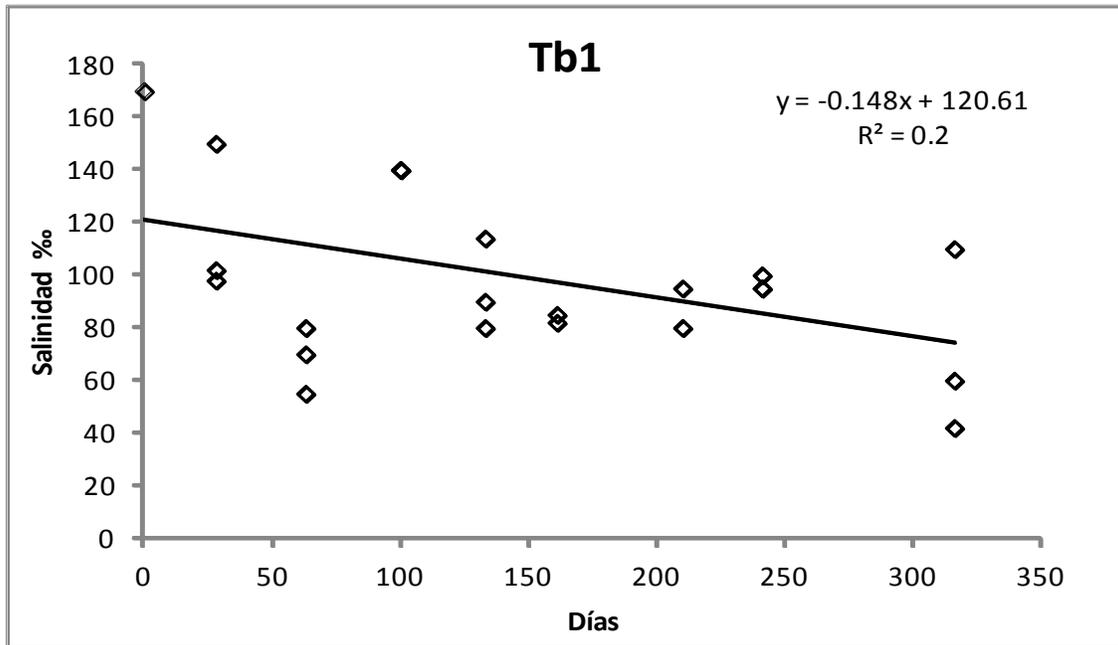


Figura 37. Regresión de salinidad durante 316 días, a dos metros de distancia. En el tubo comunicante uno

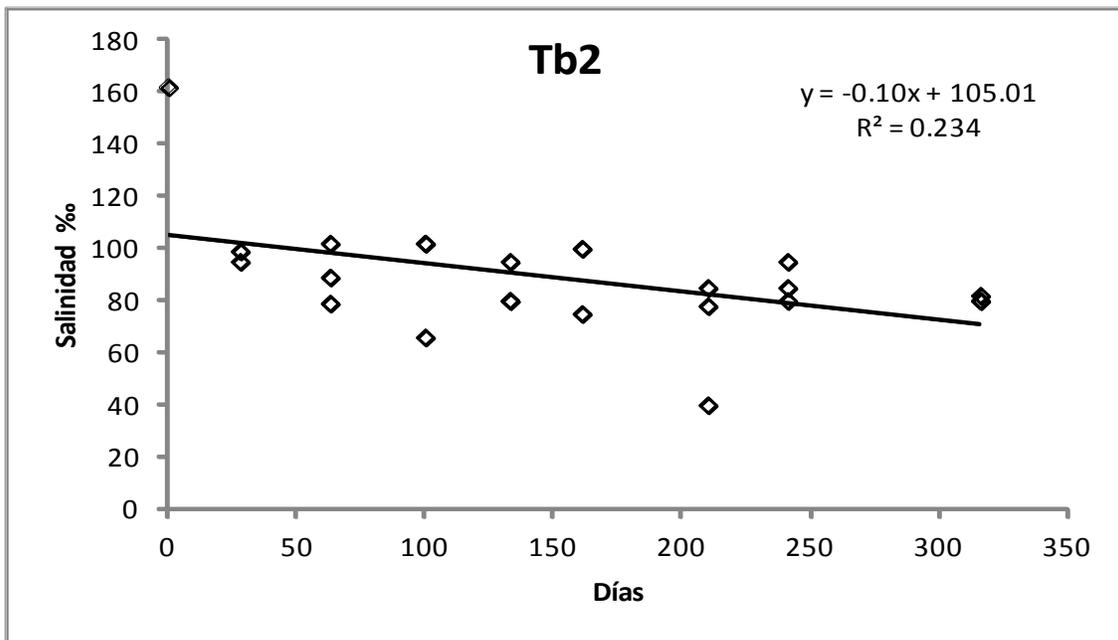


Figura 38. Regresión de salinidad, durante 316 días, a dos metros de distancia. En el tubo comunicante dos

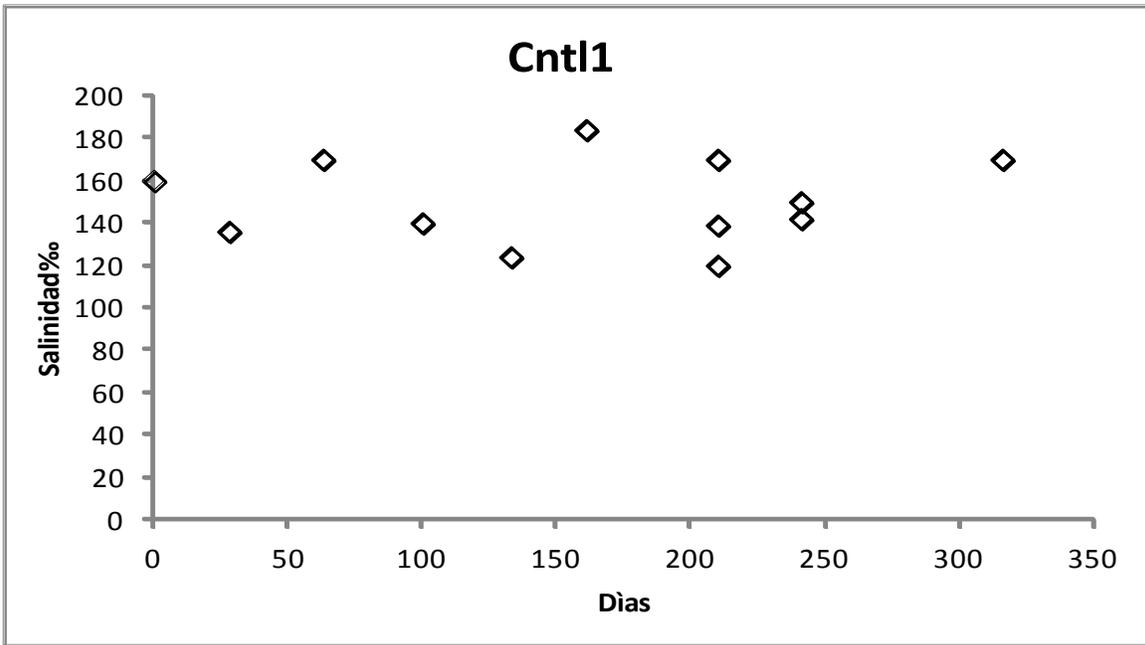


Figura 39. Regresión de salinidad, durante 326 días, a dos metros de distancia. En el sitio control uno

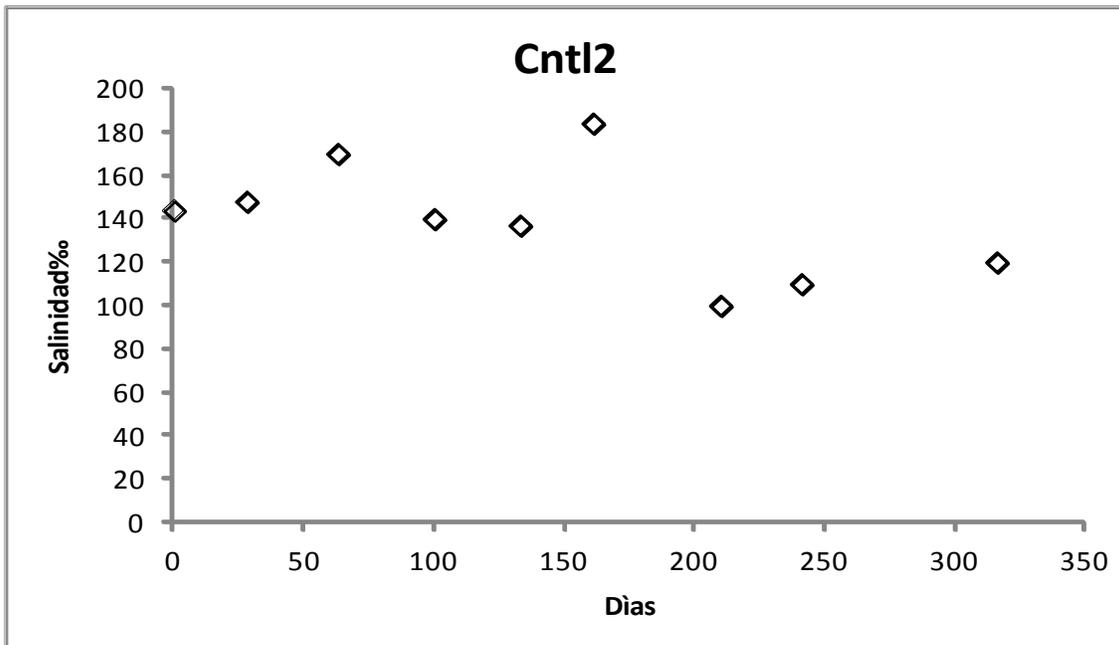


Figura 40. Regresión de salinidad, durante 316, a dos metros de distancia. En el sitio control dos

A los cuatro metros solamente el control uno presento pendiente positiva (Tabla 4), mientras que los tratamientos con tubo uno, dos y tres, así como el control dos presentaron pendientes negativas. Sin embargo el sistema con tubo uno, fue el único que presento la pendiente significativa ($P \leq 0.05$), con una tasa de desalinización de $-0.15 \text{ ups día}^{-1}$ (Figura 39).

Para el análisis de comparación de pendientes los tratamientos con tubo uno y dos no mostraron diferencia estadística ($P \leq 0.05$) entre ellos, pero si con los sistemas control y con tubo tres, el cual a lo largo de la observación mostro no ser funcional. (Tabla 5).

Tabla 4. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y significancia de la pendiente a cuatro metros de distancia.

Tratamiento	m (ups día)	b (ups)	R ²	Valor de P	
Tb1	-0.15	135.9	0.2	0.02	S
Tb2	-0.08	123.8	0.14	0.07	NS
Tb3	-0.03	165.91	0.01	0.5	NS
Cntl1	0.02	153.9	0.00	0.7	NS
Cntl2	-0.12	167.2	0.16	0.19	NS

Prueba de significancia para pendientes con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos
S= significativo, NS= no significativo

Tabla 5. Comparación de pendientes entre los tratamientos a cuatro metros de distancia

Tratamientos	t	Resultados	
Tb1 vs Tb2	0.45	NS	Tb1=Tb2
Tb1 vs Tb3	0.00	S	Tb1≥Tb3
Tb1 vs Cntl1	0.00	S	Tb1≥Cntl1
Tb1 vs Cntl2	0.00	S	Tb1≥Cntl2
Tb2 vs Tb3	0.00	S	Tb2≥Tb3
Tb2 vs Cntl1	0.00	S	Tb2≥Cntl1
Tb2 vs Cntl2	0.04	S	Tb2≤Cntl2

Prueba de significancia con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo tres, tb3=tubo dos, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos).
S= significativo, NS= no significativo

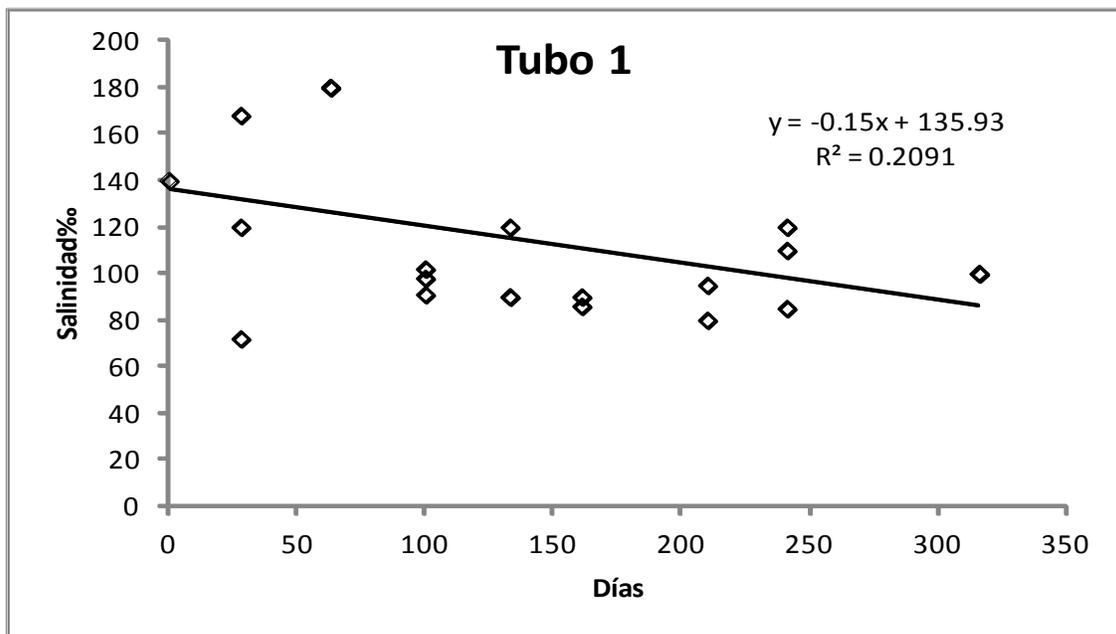


Figura 41. Regresión de salinidad, durante 316 días, a cuatro metros de distancia. En el tubo comunicante uno

A partir de los seis metros ningún sistema, tanto con tubo y sin tubo presenta pendientes significativas por lo que no existe una tendencia a la desalinización. Se puede observar en las tablas 6, 7 y 8 que a pesar que se siguen presentando pendientes negativas para los sistemas con tubo uno, dos y tres, así como para el control dos no muestran valides estadística que demuestre que existe un abatimiento de la salinidad.

Tabla 6. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a seis metros de distancia.

Tratamiento	m (ups día)	b (ups)	R ²	Valor de P	
Tb1	-0.04	110.2	0.02	0.4	NS
Tb2	-0.03	130.8	0.03	0.3	NS
Tb3	-0.06	171.8	0.02	0.4	NS
Cntl1	0.02	158.3	0.00	0.7	NS
Cntl2	-0.19	181.2	0.3	0.08	NS

Prueba de significancia para pendientes con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos
S= significativo, NS= no significativo

Tabla 7. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a ocho metros de distancia.

Tratamiento	m (ups día)	b (ups)	R ²	Valor de P	
Tb1	-0.03	114.9	0.01	0.5	NS
Tb2	-0.03	143.1	0.01	0.5	NS
Tb3	-0.06	180.4	0.02	0.4	NS
Cntl1	0.00	158.3	0.00	0.8	NS
Cntl2	-0.13	159.8	0.29	0.06	NS

Prueba de significancia para pendientes con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos
S= significativo, NS= no significativo

Tabla 8. Análisis de regresión ($y=mx+b$) de los tratamientos con tubo y sin tubo y significancia de la pendiente a diez metros de distancia.

Tratamiento	m (ups día)	b (ups)	R ²	Valor de P	
Tb1	-0.04	111.7	0.01	0.6	NS
Tb2	-0.01	142.3	0.0	0.8	NS
Tb3	-0.09	182.07	0.09	0.17	NS
Cntl1	0.02	173.1	0.00	0.8	NS
Cntl2	-0.19	170.8	0.2	0.08	NS

Prueba de significancia para pendientes con un 95% de confianza. (tb1=tubo uno, tb2=tubo dos, tb3=tubo tres, Cntl1=control uno y Cntl2=control dos
S= significativo, NS= no significativo

8. DISCUSIÓN

El conocimiento de la microtopografía permite determinar la distribución de los diferentes tipos de humedales, las áreas potenciales de restauración, así como la ampliación o creación de nuevas áreas para determinadas especies (Lewis, 1982). En los ecosistemas de manglar la geomorfología de una zona puede regular la extensión y estructura de un bosque. En las regiones del noroeste de México clasificadas como zonas áridas se suman otras limitante para el desarrollo de los manglares que son; la escasa precipitación, la alta evaporación, mareas estacionales y veranos muy cálidos (Domínguez-Cadena *et-al.*, 2009).

Para regiones áridas como es el caso de Sinaloa, los manglares presentan una zonación clásica por composición de especies la cual es: mangle rojo a la orilla, mangle blanco dentro del bosque de mangle rojo, con una menor distribución vertical y horizontal, mangle negro en la parte posterior perdiendo estructura y tamaño hacia matorral, finalizando en marisma con vegetación y marisma sin vegetación hasta blanquizal.

Cuando el mangle se vuelve disperso colindante con la marisma, ésta puede ser una marisma con halófitas terrestres conocidos como “vidrillos” (*Salicornia spp* y *Batis marítima*) que pueden llegar a ser una marisma desprovista de vegetación. En general dada la topografía y exposición al flujo de las mareas, los manglares tienen una marisma colindante que puede ser el factor de unión de un sistema hidrodinámico de varios manchones de manglar.

En la zona de estudio la marisma actúa como cuenca de evaporación separada de cuerpo lagunar por un bordo natural discontinuo poblado con manglares con entradas restringidas de marea (Zebadúa, 2007). Las entradas de agua se limitan a las pleamares de las mareas más vivas, (30 centímetros por arriba de la PMS). que corresponde únicamente al 5% de las inundaciones. El bordo natural que impide la salida del agua durante el reflujó, aumenta el tiempo de residencia del agua y aunado a la presencia de sustrato muy duro (arenisca) a pocos

centímetros por debajo de la superficie, pueden ser elementos que favorezcan el calentamiento del sustrato y el agua provocando un aumento en la tasa de evaporación y por lo tanto intensificar las condiciones de hipersalinidad (Monrroy-Torres, 2005).

En la parte norte de la marisma, zona donde se llevó a cabo el estudio, la microtopografía del sitio tiene una variación de 25 centímetros entre el tubo comunicante uno y tres, mientras que en el tubo dos y tres solamente existen ocho centímetros de diferencia. Las diferencias topográficas de los puntos de muestreos van a determinar el hidroperiodo para cada uno de ellos, definiendo las condiciones de salinidad del suelo y de oxido-reducción las cuales influyen en el establecimiento y grado de desarrollo de los bosques de manglar.

8.1. Distribución microtopográfica de los manglares

La presencia de manglares y su grado de desarrollo estructural en regiones semiáridas y subtropicales están en función de diversos factores, entre los que destacan el relieve topográfico y la salinidad intersticial (Flores-Verdugo, 2006).

Como ya se ha mencionado la presencia y distribución de las especies de manglar en zonas semiáridas se le conoce como “Zonación clásica”. El nivel del suelo con respecto al nivel de la marea es un factor determinante en el establecimiento del manglar; el rango de elevación se define como la diferencia entre la media de las mareas más altas y la media de las mareas más bajas (Teas, 1976). Citrón 1988 hace referencia al nivel, la frecuencia y exposición de inundación, como factores importantes para la sobrevivencia de *Rhizophora mangle*.

La especie con mayor presencia vertical es *Rhizophora mangle* alrededor de un metro, en el tubo comunicante tres y horizontalmente con 13.83 metros, lo que concuerda con otros estudios donde reportan que la distribución vertical de *Rhizophora mangle* es mayor al de *L. racemosa* y *A. germinans*. Agraz-Hernandez (1995), reporto que el intervalo de distribución vertical de *R. mangle* en el estero

de Urías es de 71 cm, que es menor a lo reportado para este trabajo donde se reportan 37.5 cm en tubo uno, 80 cm para el tubo dos y 100 centímetros en la amplitud vertical más amplia (tubo 3), dicha distribución no permite la colonización de la marisma ya que el promedio de los tres perfiles es de 10.5 cm por debajo del relieve. Otros factores importantes son salinidad intersticial (>120 ups) de la marisma y el hidroperiodo limitado, menor al 5%, los cuales no permiten el establecimiento de esta especie. El hidroperiodo de *R. mangle* se encuentra entre PMS y BMI, mientras que la marisma se inunda cuando la pleamar superior se encuentra por arriba del promedio de la PMS, pasando así solamente sobre la berma e inundando la marisma un promedio de 52 hrs mes⁻¹.

Davis, 1940 en (Warner, *et-al.*, 2002) observó que *L. racemosa* se encuentra en una zona de transición entre *R. mangle* y *A. germinans*. Este autor menciona que *L. racemosa* aparentemente tolera casi todos los niveles de inundación. En el presente trabajo se observó que *L. racemosa* se encuentra dentro del bosque de *R. mangle* en un intervalo vertical de 45 cm resultado que contrapone los presentados por Rabinowit (1975), donde reportó que el mangle blanco no habita en lugares donde vive *Rhizophora sp.* El periodo de inundación se encuentra entre PMS y NMM lo que concuerda con (Flores-Verdugo *et-al.*, 1993), donde menciona que *L. racemosa* predomina en ecosistemas con menor influencia de mareas como son las lagunas costeras de boca efímera (El Verde, Sinaloa) o con comunicación al mar restringida (Agua Brava). La distribución vertical del mangle blanco se encuentra por debajo del relieve de la marisma lo que hace imposible la colonización de esta especie. *Avicennia germinans* se localiza entre el bordo natural y la marisma en los transectos uno y dos, el punto uno presento mayor amplitud vertical 37 cm, en las tres zonas de estudio la presencia de *A. germinans* es por arriba de la PMS por lo que su hidroperiodo corresponde únicamente al 5% mensual con respecto a la zona donde se localiza *R. mangle* y *L. racemosa*, lo que genera condiciones de hipersalinidad, Yang *et-al.* (2013), reportó que existe una relación inversa entre la frecuencia y duración de inundación con respecto a la salinidad. Sin embargo *A. germinans* tiene la característica de soportar altas concentraciones de salinidad (70 ups), aspecto que le confiere ventaja sobre las

otras especies, las cuales se desarrollan con salinidades parecidas a las del agua de mar (Citrón *et-al.*, 1978).

La tolerancia de *A. germinans* a la alta concentración salina, los periodos prolongados sin inundación y su relieve topográfico hace que esta especie pueda ser utilizada para forestar experimentalmente, siempre y cuando la salinidad intersticial sea reducida de 150 ups a 90 ups o menor a esa concentración de sal en el suelo, a través de la manipulación del régimen hidrológico. En los sitios de muestreo *A. germinans* presenta dos condiciones fisonómicas, árboles adultos tipo borde mayores a tres metros y bosque chaparro menor a 1.5 metros. El manglar tipo matorral se encuentra dentro de los niveles de distribución de los árboles adultos tipo borde, las diferencias fisonómicas está regulada a la concentración salina del suelo, más que por la topográfica, que a su vez regula el hidroperiodo.

8.2. Microtopografía, frecuencia y duración de inundación

El hidroperiodo está determinado principalmente por las mareas y la microtopografía en zonas áridas y semiáridas. El manglar crece en una zona restringida dentro del intervalo de mareas. Cuando hay aportes de agua dulce superficial, este factor puede que determine su hidroperíodo. Unos pocos centímetros arriba o debajo de esta zona, la comunidad pierde estructura o muere. A salinidades superiores al doble de la salinidad del mar (35 ups), hace que la capacidad osmótica de regulación del manglar se colapse y muera (Flores-Verdugo, 2009).

Las condiciones impuestas por el hidroperíodo son muy importantes para el mantenimiento de la estructura y el funcionamiento de estos ecosistemas, debido a que crean condiciones físicas y químicas únicas que afectan varios factores como la anaerobiosis del suelo, la acumulación de materia orgánica, la disponibilidad de nutrientes, la riqueza y composición de especies, y la productividad primaria. Cuando se modifican las condiciones hidrológicas, aunque

sea mínimamente, la biota puede responder con cambios masivos en la composición y la riqueza de especies, así como en la productividad (Mitsch y Gosselink, 2000; Travieso-Bello *et-al.*, 2005).

Entre el estero y la marisma en la zona de estudio se presenta un bordo natural de aproximadamente 30 cm de altura desde el nivel de la marisma hasta el punto más alto en la berma lo que modifica la frecuencia de inundación entre un 95 al 99%. En la marisma ubicada entre el bordo natural y la planicie supralitoral con vegetación terrestre los sitios de muestreo presentan variaciones imperceptibles a simple vista en el relieve del suelo. En una longitud de 100 metros dirección sur-norte la frecuencia de inundación del tubo uno, la parte más baja hasta el tubo tres, la parte más alta las frecuencias de inundación variaron de 738.75 hrs mes⁻¹ a 163 hrs mes⁻¹ respectivamente, durante un ciclo de 14 meses.

El hidroperiodo de la zona al estar regulado principalmente por las mareas, se ve limitado al entrar en la marisma por la acumulación de sedimentos en el borde del litoral del bosque de manglar. Dentro de la marisma el hidroperiodo está regulado por la microtopografía, por lo que las zonas más bajas que corresponde al tubo uno que se encuentra 20 centímetros por debajo del tubo dos y 28 centímetros por debajo del tubo tres el hidroperiodo es mayor entre 70 y 80% que en los tubos dos y tres. Dentro del 25% de la marisma el tubo uno presentó una inundación total de 317.37 hrs mes⁻¹ al 50 y 100% fue de 265 y 156 hrs mes⁻¹ durante los 14 meses de observación.

Durante la PMS, la marea comienza a entrar en la marisma por el tubo comunicante 15 minutos antes de que invada el humedal por otras zonas, y cubre el 14.1% de la superficie. Sin embargo la influencia es irregular ya que la marea penetra por pequeñas venas de marea formadas por los escurrimientos de agua durante la bajamar. En general la entrada de la marea por el tubo comunicante en la pleamar durante los 14 meses de observación se mostró una suma total de 145.5 hrs mes⁻¹ en el punto más bajo (tubo uno) y 29 hrs mes⁻¹ en el punto más alto (tubo tres), debido a la altura del relieve del suelo en los sitios donde se

colocaron los tubos comunicantes con respecto al NMMB. Sin embargo durante la bajamar se ha demostrado que los tubos comunicantes sirven como desagüe debido a que, a través de ellos sale el agua, evitando el estancamiento de la misma, provocando que se evapore en la marisma y se acumulen altas concentraciones de sal en el suelo.

8.3. Hidroperiodo y salinidad intersticial

El hidroperiodo es el factor determinante que va a condicionar la concentración de la salinidad intersticial en un humedal costero, a su vez la frecuencia y la duración de inundación en la misma zona, va a estar determinada por las pequeñas variaciones en el relieve. Estos factores establecen el grado de desarrollo y estructura de los bosques de manglar. En las zonas áridas el hidroperiodo va a estar determinado principalmente por las mareas y por las precipitaciones de forma estacional, durante la época de lluvias.

Chapman (1976) establece que el estancamiento del agua modifica la composición del suelo hasta llegar a convertirlas en lugares hipersalinos en regiones áridas y semiáridas. Las variaciones de las mareas contribuyen al reciclaje de nutrientes y también evitan la saturación salina del suelo. (Tovilla, 1994). Los gradientes de salinidad van a tener un impacto directo en la zonación de los manglares (López-Portillo, 1989). Sin embargo esta relación es compleja e involucra diversos factores como sedimento e interacciones biológicas.

En el estero de Urías el hidroperiodo está determinado por el ciclo de mareas, con una amplitud de marea de 120 cm, rango donde se encuentra el bosque de manglar tipo borde. Dentro de la zona de estudio (marisma) el hidroperiodo es controlado por pequeñas variaciones en el relieve, que influyen con la salinidad del suelo.

El análisis de la salinidad intersticial a lo largo del periodo de observación mostro claramente que existe diferencias significativas ($P \leq 0.05$) entre los tratamientos con tubo 106.9 ups y los sitios control 150.2 ups de salinidad promedio. El análisis incluyó todas las distancias (2, 4, 6, 8 y 10 metros). Cuando se realizó el estudio analizando cada distancia por separado, el sistema que presento menor salinidad en el suelo fue el tubo comunicante uno 101.86 ups, siguiendo el tubo dos, mientras que la concentración más alta se presentó en el sitio control uno 161.78 ups, haciéndose evidente el funcionamiento del tubo comunicante, evitando que el agua se estanque, se evapore y genere condiciones de hipersalinidad. Los resultados obtenidos de salinidad intersticial en cada uno de los sitios de estudio va a depender del hidroperiodo de la zona, sin embargo este a su vez está determinado por los pequeñas variaciones el relieve del suelo en la marisma. Entre los sitios uno y tres existen 25 cm de diferencia lo que influye directamente en el hidroperiodo, durante los 14 meses de observación, se mostró que existe una diferencia en el hidroperiodo del 22.06%, entre ambos sistemas con tubo, siendo esta de $738.75 \text{hrs mes}^{-1}$ y 163hrs mes^{-1} respectivamente.

Se puede observar que los tubos uno y dos durante los primeros 63 días bajaron la salinidad intersticial un 58% (103.8 ups) a partir de 178.8 ups antes de colocar los tubo lo que indica que el exceso de salinidad en el suelo fue lavada con las mareas de los meses de septiembre 116hrs mes^{-1} y octubre 45.6hrs mes^{-1} lo que favoreció a la desalinización, debido a que las horas de inundación de esos meses es mayor a las del resto del año. Como ya se ha mencionado la salinidad intersticial mantiene una relación inversa con el hidroperiodo, por lo que en los meses posteriores equivalentes a la temporada de estiaje Noviembre-Mayo casi no hubo inundación en las zonas de muestreo, presentando un hidroperiodo mensual por debajo de las 20hrs mes^{-1} , sin embargo la salinidad se mantuvo alrededor de las 100 ups sin aumentar a las concentraciones registradas antes de colocar el tubo.

En la construcción de canales artificiales sin desagüe directo al estero, se ha observado que la salinidad intersticial disminuye en un periodo de un año a salinidades tolerables para el manglar (<60 ups) por lo que se recomienda hacer la reforestación a un año de haberse construido (Zebadúa, 2007 y Martínez-Alvarez, 2007). Sin embargo con los tubos comunicantes se ha demostrado que la desalinización es más rápida a los 63 días, por lo que se puede forestar a los tres meses. Tovilla Hernández *et-al.*, 2004a y 2004b contribuyó en la restauración del manglar en zonas de dragado, para lo cual, lavaron los suelos con agua dulce, para abatir la hipersalinidad, acción que es efectiva, en zonas donde la precipitación es superior a la tasa de evaporación, ya que el aporte de agua dulce no es escaso. En las zonas áridas y semiáridas del país donde las aportaciones de agua dulce son escasas, no se cuenta con el recurso hídrico para implementar esta metodología.

En el norte del país es necesario el desarrollo de estrategias de ingeniería para aprovechar los recursos disponibles (mareas) en la zona y generar las condiciones abióticas apropiadas (desalinización) que permitan el establecimiento de plantas de manglar, como la conexión directa entre estero y la marisma, con un tubo comunicante, demostró ser una opción sencilla, económica y eficaz para la desalinización de suelos

La salinidad suelo en los sitios adyacentes donde se colocaron los tubos disminuyó considerablemente hasta una distancia de cuatro metros. A una distancia de dos metros bajó de 166 a 79.1 ups, y a cuatro metros demostraron abatir la salinidad intersticial de 150 a 108 ups. Se ha reportado que *Avicennia germinans* tolera hasta salinidades de 90 ups (MacNae y Kalk, 1962; Motohito y Koichi, 1997 en F, Collin, 1997) con una sobrevivencia 47% por lo que se considera que a dos metros de distancia se podrían establecer plántulas de esta especie, aunque la salinidad a cuatro metros disminuyó, no podrían establecerse plántulas de mangle negro, debido a que la concentración no es la adecuada por debajo de las 90 ups. Distancias después de los cuatro metros no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos ($P \geq 0.05$). Los sitios control y el tubo

comunicante tres presentaron un comportamiento similar, a lo largo del experimento mantuvieron las concentraciones de salinidad por arriba de las 130 ups.

La construcción de canales artificiales ha demostrado ser una técnica efectiva para la restauración en zonas con poca influencia de mareas por la geomorfología (Flores-Verdugo *et-al*, 2006; Zebadúa, 2007; Martínez-Álvares, 2007), debido a que reduce la concentración de salinidad intersticial, mostrando una sobrevivencia de las plántulas superior al 50%. Sin embargo en diversos trabajos el principal problema es el azolvamiento de los canales a largo plazo, por lo que cada mes se tienen que desazolvarse (Martínez-Álvares 2007).

En general la zona de influencia de los tubos comunicantes para la desalinización es tres metros mayor a la reportada por Zebadúa (2007), y Martínez-Álvares (2007). En este experimento mostrando una tasa de desalinización de $-0.14 \text{ ups día}^{-1}$ para el tubo uno y de $-0.10 \text{ ups día}^{-1}$ para el tubo dos a una distancia de dos metros y a una distancia de cuatro metros el tubo uno fue el que presentó una desalinización de $-0.15 \text{ ups día}^{-1}$, mientras que los canales artificiales de Zebadúa (2007) mostraron una tasa de desalinización de $-0.18 \text{ ups día}^{-1}$. Aunque los datos demuestran que existe una tasa de desalinización mayor con la construcción de canales artificiales, estos probaron alcanzar esta tasa al haber cumplido un año de su construcción, mientras que con los sistemas de conexión entre el estero y la marisma se demostró que existe una reducción aproximada del 50% en los primeros 63 días, reduciendo hasta 73% en tiempo requerido para obtener las condiciones óptimas que se requieren para el establecimiento de las plántulas de manglar. Otro factor importante a considerar es que durante el periodo de observación los tubos comunicantes no presentaron problemas de azolvamiento.

En la construcción de los canales artificiales se hace un trasplante de plántulas con diez meses de edad (Benítez-Pardo, 2003; Benítez-Pardo, 2007), debido a que tienen una mayor sobrevivencia, por lo que en un futuro se recomienda hacer el trasplante de plántulas de *Avicennia germinans* en las zonas adyacentes al tubo

comunicante. Debido al éxito de los canales artificiales también se recomienda hacer canales dentro de la marisma a partir del tubo comunicante para aumentar de manera significativa el área de influencia y así poder colonizar áreas hacia el interior de la marisma.

La manipulación del régimen hidrológico a través de la colocación de tubos comunicantes estero-marisma, muestran que son métodos adecuados para implementar en programas de forestación al permitir la desalinización de zonas hipersalinas y generar las condiciones apropiadas para la sobrevivencia y el crecimiento de plántulas de manglar, sin embargo de incrementarse la actividad deberá de apoyarse con modelos numéricos de circulación del agua para evitar la desecación de otras áreas de manglar al desviar un volumen significativo de las mareas

9. CONCLUSIONES

En el área de estudio la distribución microtopográfica del nivel del suelo de la marisma está por arriba del intervalo de distribución del mangle blanco (*L. racemosa*). El mangle botoncillo (*C. erectus*), mantiene una distribución vertical por arriba del relieve de la marisma. La distribución vertical de mangle rojo (*R. mangle*) en los tubos uno y tres se encuentran por debajo del relieve de la marisma, sin embargo en el tubo dos la marisma y la presencia vertical de mangle rojo presentan el mismo nivel microtopográfico. Debido a las condiciones de inundación y de hipersalinidad en la zona esta especie no puede colonizar la marisma. El manglar negro (*A. germinans*) es la especie que se encuentra en los tres sitios dentro del nivel de la marisma. Por lo que el manglar negro es la especie apropiada para la colonización natural ó inducida de la marisma de lograrse abatir la salinidad por debajo de las 70 ups. Adicionalmente esta especie es la de mayor resistencia a la hipersalinidad de las otras dos

El bordo natural limita el hidropериodo dentro de la marisma a solamente un 5% en los meses con mareas más altas, mientras que en los meses de estiaje la berma bloquea la entrada de la marea completamente. La conexión directa entre el estero y la marisma (tubo comunicante), aumento 21% el hidropериodo durante la pleamar por ciclo de marea. El funcionamiento del tubo comunicante como desagüe durante la bajamar es fundamental, evitando el estancamiento del agua y por consecuencia su evaporación, disminuyendo las concentraciones de sal un 58% en los tubos uno y dos, durante los primeros 63 días.

Se demostró que la influencia del sistema con tubo comunicante, fue hasta cuatro metros de distancia, siendo la más significativa a dos metros. El tratamiento con tubo, disminuyo la salinidad intersticial promedio de 166 a 79.1 ups, durante los primeros 63 días, posteriormente la salinidad disminuyo de manera más discreta entre los 70 y 90 ups.

El tubo comunicante uno y dos presentaron una capacidad de desalinización ($-0.14 \text{ ups día}^{-1}$ y $-0.10 \text{ ups día}^{-1}$), lo que implicaría requerirse de 426 y 414.01 días (14.2 y 13.8 meses) para abatir la salinidad a niveles tolerables para manglar negro tipo matorral denso (70 ups).

RECOMENDACIONES

En el caso de los ecosistemas de manglar diversos factores pueden afectar su estructura y dinámica funcional donde como ya se ha mencionado, el hidroperiodo, la microtopografía y la salinidad intersticial, son factores que pueden determinar su estructura y grado de desarrollo en particular para regiones áridas y semiáridas, por lo que la comprensión de estos factores en los proyectos enfocados a la restauración y conservación de los mismos debe de ser considerado como básicos.

Consideramos que una combinación de tubos comunicantes con canales interiores en “espina de pescado” contribuiría significativamente en la desalinización de los suelos de marismas hipersalinas como a una mayor extensión en la colonización por manglar.

Aunado a esto, de desearse aumentar la escala de la restauración hidrológica se requiere del apoyo de modelos numéricos de circulación para evitar la desecación de otras áreas de manglar al desviar volúmenes considerables de mareas hacia otros sitios.

BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, F., 2002. "Definición e Importancia de los Humedales". En: R. J. Abarca, Herzing M. (eds). Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales en México. INNE/PRONATURA/ SEMARNAT/North American Wetlands Conservation Council/RAMSAR/The Nature Conservancy/ Society of Wetlands Scientists/ComitéPigua/Ducqs Unlimited de Mexico/Arizona Game and Fish/ WNCCWS, México.
- Agraz-Hernández, C., 1999. Reforestación experimental en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis de doctorado, UANL, Facultad de Ciencias Biológicas. 136 pp.
- Álvarez-León R., 1978. Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. Trabajo publicado en el VI congreso nacional de Oceanografía, Ensenada, B. C. México, 10 al 12 abril. Publicado el 27 de noviembre de 1978.
- Ball, M., 1998. Mangrove species richness in relation to salinity and waterlogin: A case study along the river Floodplain, Northern Autralia. *Global Ecol. and Biogeogr*, 7 (1): 73-82.
- Bashan, Y., Moreno, M., Salazar, B. G., Alveraz, L., 2013. Restoration and recovery of hurricane-damaged mangrove using the knickpoint retreat effect and tides as dredging tools. *Environ. Manage.* 116: 196-203.
- Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F. J., Valdez-Hernández, J. I., 2002. Reproducción vegetativa de dos especies arbóreas en un mangle de la costa norte del pacífico de México. *Maderas y Bosques. Ins. Ecol. A. C. México.* 8(2): 57-71. En: <http://redalyc.uaemex.mx/redalyc/html/617/61780205/61780205.html>.
- Benítez-Pardo, D., 2003. Creación de Áreas de Manglares en islas de dragados como apoyo potencial a las pesquerías en la Bahía de Navachiste, Sinaloa, México, Universidad Autónoma de Sinaloa y Comisión Nacional de Pesca y Acuacultura, México. 30 p.
- Benítez-Pardo, D., 2007. Forestación artificial con mangles en isletas de dragados en una región semiárida de México. Tesis de Doctorado. CICIMAR. IPN. 122 p.
- Berlanga-Robles, C. A., Ruíz-Luna, A., De la Lanza-Espino, G., 2008. Classificationsystem of wetlands of México. *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía, UNAM.* 66: 25-46 p.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Waltond, M., Crona, B.I., Lewis III, Field, C., Kairo, A. J., Koedamb, N., 2008. Funtionality of restored mangroves: A review. *Aquat. Bot.* 89 (2): 251-259.

- Brockmeyer, R. E., Rey, J. R., Virnstein, R. W., Gilmore, R. G., Earnest, L., 1997. Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetland Ecol. Manage.* 4, 93-109.
- Carrera, E., De la Fuente, G., 2003. Inventario y Clasificación de Humedales en México, Parte 1. Ducks Unlimited de México A. C. México. 239 p.
- Chapman, J. V., 1970, Mangrove Phytosociology. *Trop Eco*, 11: 1-9.
- Chapman, J. V., 1976. Mangrove vegetation. J. Cramer. 447 p.
- Citrón, M. G., Lugo, A. E., Pool, D. J., Morris, G., 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biot.* 10(2): 110-121
- Citron, M. G., Schaeffer-Novelli, Y., 1981. Introducción a la ecología del manglar. Documento de trabajo para el seminario sobre ordenación y desarrollo integral de las zonas costeras. Guayaqui. Ecuador. 20 p.
- Citrón, M. G., Schaeffer-Novelli, Y., 1983. Introducción a la ecología del manglar. Oficina Regional de Ciencia y Tecnología de la Unesco para América Latina y el Caribe Montevideo. Uruguay, 109 p.
- Citrón, M. G., 1988. Mangrove Forests: Ecology and Response to Natural and Man induced Stressors.
- CONABIO., 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. 2ª ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 99 p.
- Cruse, B., Liedloff, A., Vesk, P. A., Burgman, M. A., Wintle, B. A., 2013. Hydroperiod is the main driver of the spatial pattern of dominance in mangrove communities. *Glob Ecol. Biogeogr.* 22: 806-817.
- Cowardin, L. M., Carter, V., Golet, F. C., LaRoe, E. T., 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States: U.S., Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, D.C., USA 131 p.
- Day, J.W., Jr., Smith, W. G., Wagner, P. R., Stone, W. C., 1973. Community structure and carbon budget of a salt marsh and shallow bay estuarine system in Louisiana Baton Rouge, Louisiana State University Center Wetland Research Publication LSU-SG-72-04.
- Domínguez-Cadena, R., Riosmena-Rodríguez, R., León de la Luz, J. L., 2009. Taller: definición de prioridades de conservación y restauración de humedales en la

región Noroeste. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz Baja California.

Duke, N.C., Meynecke, J. O., Dittmann, S., Ellison, A. M., Anger, K., Berger, U., Cannicci, S., Diele, K., Ewel, K. C., Field, C. D., Koedam, N., Lee, S. Y., Marchand, C., Nordhaus, I., Dahdouh-Guebas, F., 2007. A world without mangroves? *Science* 317, 41-42.

Ellison, A. M., Farnsworth, E.J., 1997. Simulated sea level change alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Oecologia*, 112: 435– 446.

FAO. 2007. The world's mangroves 1980–2005. *Forestry Paper 153*. Roma.

Flores-Verdugo, F., 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: J., De la Rosa-Velez, F., González-Farías, (eds). Tema de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, México. 22-56 p.

Flores-Verdugo, F. J., González-Farías, F., Ramírez-Flores, F., Amescua-Linares, F., Yañez-Arancibia, A., Alvarez-Rubio, M., Day, J. W. Jr. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamic in the Teacapán-Agua Brava Lagoon-Estuarine System (Mexican Pacific). *Estuaries*. 13(2): 219-230.

Flores-Verdugo, F. J., González-Farías, F., Zaragoza-Araujo, U. 1993. Ecological parameters of the mangrove semi-arid región of México: Important for ecosystem management. En: H. Lieth, A. Masson, (eds). Towards the rational use of high salinity toleran plants, Vol. 1. Klumer Academic Publisher Netherlands. 123-132 p.

Flores-Verdugo, F.J., Agraz-Hernández, C. M., Martínez-Cordero, F. J., 1995. Programa de Reforestación de manglar por el desarrollo acuícola de AquaNova-Boca Cegada (Nayarit): Evaluación ecológica integral y medidas de mitigación. Anteproyecto. Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, CIAD y Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 86 p.

Flores-Verdugo, F. J., Agraz-Hernández, C. M., Benítez-Pardo, D., 2006. Creación y restauración de ecosistemas de manglar: Principios básicos. Estrategia para el manejo costero integral. El enfoque municipal. Instituto de Ecología. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. 3: 1093-1110.

Flores-Verdugo, F. J., Moreno-Casasola, P., Agraz-Hernández, C. P., López-Rosas, H., Benítez-Pardo, D., Travieso-Bello, A. C., 2007. La topografía y el hidroperiodo: dos factores que condicionan la restauración de los humedales costeros. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Restauración ecológica en México. 80: 33-47.

- Flores-Verdugo, F. J., 2009., Taller: definición de prioridades de conservación y restauración de humedales en la región Noroeste. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C. La Paz Baja California Sur.
- García-Márquez, F., 1984. Curso de topografía aplicada. Árbol. 3ra ed. Concepto. México, D. F. 200 p.
- Kamali, B., Hashim, R., 2011. Mangrove restoration without planting. *Ecol. Eng.* 37: 387-391
- Kovacs, J. M. 2000. Perception of environmental changes in a tropical coastal wetland. *Land Degrad Dev.* 11, 209-220.
- Lankford, R. R., 1997. Coastal lagoons of Mexico: The origin and classification. 192-216 p. En: M. Wiley (ed.), *Estuarine Processes*, Vol. 2. Academic, New York, NY, USA.
- Lewis, R. R. III., 1982. Mangrove Forests. En: R. R. Lewis, (ed.) *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. CRC.Press, Boca Raton, Florida. 219 p.
- Lewis, R. R., Streever, W., 2000. Restoration of mangrove habitat. En: Tech Note ERDCTN-WRP-VN-RS-3. US Army. Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi. 7 p.
- Lewis, R.R., 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.* 24, 403–418.
- López-Portillo, J., Ezcurra, E., 1989. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacan, México. *Biot.* 21(2):107-114.
- López-Portillo, J., Ezcurra, E., 2002. Los manglares de México: una revisión. *Madera y Bosques*. Número especial. 27-51 p.
- Lugo, A. E., Snedaker, S. C., 1974. The ecology of mangrove. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 39-64 p.
- MacNae, W., Kalk, M., 1962. The ecology of the mangrove swamps at Inhaca Island, Mozambique. *J. Ecol.* 50:19-34.
- Mckee, K. L., 1995. Mangrove species distribution and propagule predation in Belize: An exception to the dominance-predation hypothesis. *Biot* 27 (3): 334-345.
- Martínez-Álvarez, I. G., 2007. Forestación de isletas de dragado con *Avicenniagerminans* L, Stearn con apoyo de manipulación hidrodinámica en la laguna de Navachiste, Sinaloa. CIDIR. IPN. 68 p.

- McHugh, J. L., 1976. Estuarine Fisheries: Are they doomed?. En: M. Wiley, (ed.). Estuarine Processes, Vol. 1 *Academic Press*, N. Y. 15-27 p.
- Medina, E., 1999. Mangrove physiology: the challenge of salt, heat and light stress under recurrent flooding. 109-126 p. En A. Yañez-Arancibia, A. L. Lara-Domínguez, (eds). Ecosistemas de manglar en América tropical. Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA. 380 p.
- Mitsch, W. J., Gosselink, J. G., 2000. Wetlands. Third Edition. John Wiley and Sons, Inc. New York. 920 p.
- Monrroy-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, UNAM. 83 p.
- Motohiko, K., Koichi, T., 1997. Selección de Especies para la plantación de manglares. Estudio de caso de Ras al Khafji, Arabia Saudita. En: F., Colin, 1997. La restauración de los ecosistemas de manglar. Edi de Arte. 218 p.
- Odum, W. E., Heald, E. J., 1975. The detritus-base food web of an estuarine mangroves community. En: L. E. Cronin, (ed). Estuarine Research, Volumen I. Academic Press, New York: 265-286 p.
- Olmsted, I., 1993. Wetlands of Mexico. En: D. F. Whigham, D. Dykyjová, S. Hejný (eds.). Wetlands of the world I: inventory, ecology and management. Handbook of vegetation Science. Kluwer. Academic Publisher, Dordrecht. 637-678 p.
- Pennington, T. D., Sarukhan, J. 1968. Árboles tropicales de México. México, D.F., México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Organización para las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 413 p.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L. P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruíz-Fernández, A. C., 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar Poll Bull.* 46: 806-815.
- Rabinowitz, D., 1975. Planting experiments in mangrove swams of Panamá. En: G.E. Walsh, S.C. Snedaker, H.T. Teas, (eds). Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves Vol.1. Universidad de Florida, Gainesville. 385-393 p.
- RAMSAR. 1971. Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Ramsar, Irán.

- Ridd, P. V., 1996. Flow through animal burrows in mangrove creeks. *Estuar Coast and Shelf Scien.* 43(5): 617-625.
- Ruiz-Luna, A., Hernández-Cornejo, R., 1999. Desarrollo de la camaronicultura en el sur de Sinaloa. CIAD. Mazatlán, Mexico. 36 p.
- Snedaker, S. C., Getter, C. D., 1985. Pautas para el manejo de recursos costeros. Serie de información sobre recursos renovables, Publicación N°2 sobre manejo de costas. National Park Service USDI. 286 p.
- Soto, R., Corrales, L. F., 1987. Variación de algunas características foliares de *Avicennia germinans* (L.) L. (*Avicenniaceae*) en un gradiente climático y de salinidad. *Rev. Biol. Trop.* 35(2): 245-256.
- Suman, D. O., 1994. El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe. Rosentiel School of Marine and Atmospheric Science, Universidad de Miami and the Tinker Foundation, Nueva York. 263 p.
- Teas, H., 1976. Restoration of mangrove ecosystems. Biol. department, Univ. of Miami, Coral Gables, Florida. 33-124 p.
- The Conservation Fundation., 1998. Protecting America's Wetlands: An Action Agenda. A Final Report of the National Wetlands Policy Forum. The Conservation Foundation, Washington, D.C. 69 p.
- Thom, B. G., 1967. Mangrove ecology and deltaic geomorphology: Tabasco, México *J. Ecol.* 55: 301-343.
- Thom, B. G., 1984. Coastal land forms and geomorphic process. En: S. C. Snedaker; J. G. Snedaker, (eds). *The mangrove ecosystem: research method.* UNESCO, París. 3-17 p.
- Tomlinson, P. B., 1986. *The Botany of Mangroves.* Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom. 405 p.
- Torres, M., Rivera, M., 1989. Plan de manejo de los manglares. Depto de Rec Nat. Prog. De Manejo de la Zona Costanera. San Juan (Puerto Rico). 73p.
- Tovilla-Hernández, C., 1994. Manglares. En: E. G. de la Lanza-Espino, M. Cáseres, (eds). *Lagunas costeras y el litoral de mexicano,* UABCS. 371-423 p.
- Tovilla-Hernández, C., Escobar-Colmenares, S., Hernández-Romero, A. H., Salas-Roblero, R. L., Morales-García, B., Landeros-Sánchez, J. A., Linares-Mazariegos, R.-M., Aguilar-Galindo, A., 2004a. Mantenimiento de plantaciones de mangle *Conocarpus erectus* y *Rhizophora mangle*, en Laguna de Chantuto y Barra de Zacapulco, reserva de biosfera La Encrucijada, municipios de Mapastepec y Acapetahua, Chiapas. Pronatura Chiapas. 63 p. (Informe técnico).

- Tovilla-Hernández, C., Hernández-Romero, A. H., Linares-Mazariegos, R. M., de la Presa Pérez, J. C., Hernández-López, M., Aguilar-Galindo, A., Escobar, C. S., Landeros-Sánchez, J. A., 2004b. Restauración de áreas de manglar impactadas por obras de dragado en el sistema lagunar de Chantuto y Barra de Zacapulco. CONAPESCA-SAGARPA. 59 p.
- Travieso-Bello, A. C., Moreno-Casasola, P., Campos, A., 2005. Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia* 30:12-18
- Turner, R. E., Lewis III, R. R., 1997. Hidrologic restoration of coastal wetlands. *Wet. Ecol. Manage.* 4(2): 65-77.
- Twilley, R. R., 1991. Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystem in Ecuador. En: S, Olsen, L. Arriaga. A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador. Technical Report Series TR-6. International Coastal Resources Management Project. University of Rhode Island. New York, Gobierno de Ecuador and USAID. 91-120 p.
- Warner, B. G., Agraz-Hernández C. M., Flores-Verdugo F. J., 2002. Creación y restauración de humedales. En F.J. Abarca, M. Cervantes (eds.). Manual para el Manejo y la Conservación de los Humedales en México. Publicación especial. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAP, Arizona Game & Fish Department, North American Wetland Conservation Act, U. S. Fish and Wildlife Service, Convención RAMSAR, U. S. State Department, Ducks Unlimited of México A. C., Pronatura Noreste, Canadian Wildlife Service y Society of wetland Scientists. Phoenix, Arizona.
- Whittaker, R. H., Linkens, G. E., 1975. Primary production: the biosphere and man, En: H. Lieth, R. H. Whittaker, (eds). Primary productivity of the Biosphere. Springer-Verlag Inc. NY. 21 p.
- Yáñez-Arancibia, A., 1978. Patrones ecológicos y variación cíclica de la estructura trófica de las comunidades neotónicas en lagunas costeras del Pacífico de México. *Rev. Biol. Trop.* 26 (Supl 1): 191-218.
- Yang, S., Shih, S., Hwang, G., 2013. The salinity gradient influences on the inundation tolerance threshold of mangrove forest. *Ecol. Eng.* 51: 59-65.
- Zebadúa-Penagos. 2007. Forestación experimental de (*Avicennia germinans*) a través de la manipulación del régimen hidrológico y su efecto en la población de bioturbadores (*Uca sp*) en el estero de Urías. Sinaloa. Tesis de maestría. ICMYL. UNAM. 91 p.

