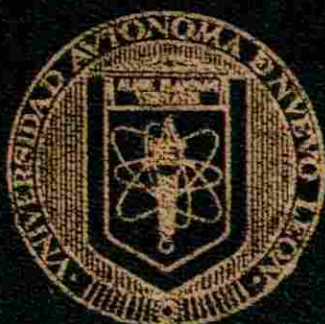


*Universidad Autónoma de  
Nuevo León*

**FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS**  
**Subdirección de Postgrado**



**REFORESTACION EXPERIMENTAL DE MANGLARES  
EN ECOSISTEMAS LAGUNARES ESTUARINOS DE LA  
COSTA NOROCCIDENTAL DE MEXICO.**

## **TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS  
( Especialidad en Ecología Acuática )**

**P R E S E N T A:**

**CLAUDIA MARICUSA AGRAZ HERNANDEZ**

**DIRECTOR DE TESIS:**

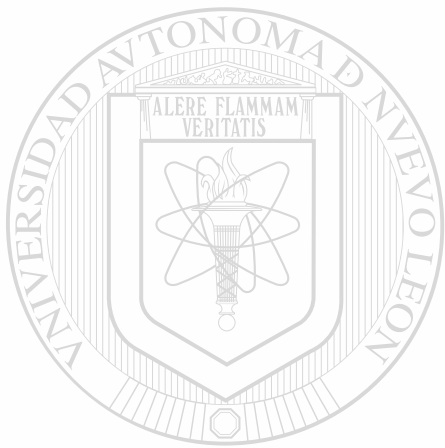
**DR. FRANCISCO J. FLORES VERDUGO**

**ASESOR INTERNO:**

**DR. GUILLERMO A. COMPEAN JIMENEZ**

**MONTERREY, NUEVO LEÓN,**

**13 DE ABRIL DE 1999.**



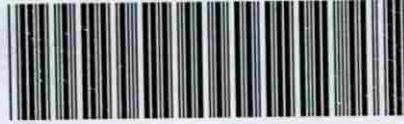
U  
ANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

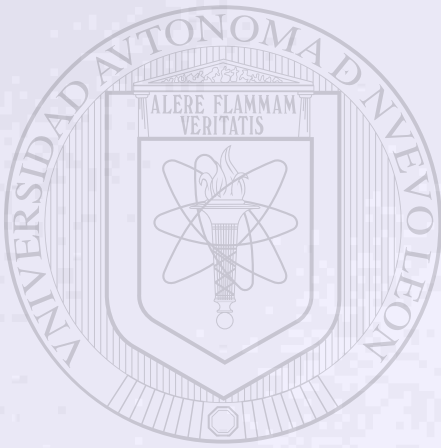
®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

TD  
QH541  
.5  
.M27  
A3  
1999  
c.1



1080124453



# UANL

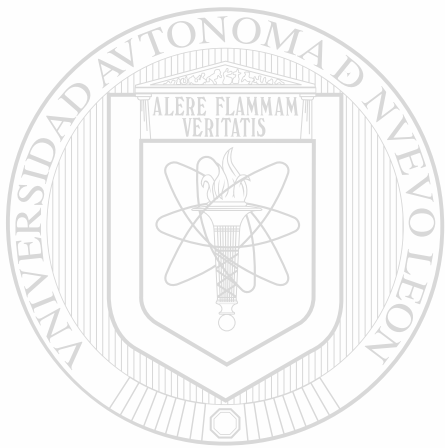
---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

®

TD  
QT 541  
o 5  
o M27  
A3  
1999



# UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

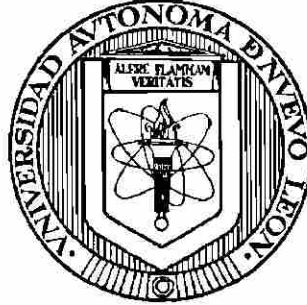


DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





**UNIVERSIDAD AUTONOMA DE NUEVO LEON  
FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS  
SUBDIRECCION DE POSTGRADO**



**REFORESTACION EXPERIMENTAL DE MANGLARES EN ECOSISTEMAS  
LAGUNARES ESTUARINOS DE LA COSTA NOROCCIDENTAL DE MEXICO**

**TESIS**

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL EN OPCION A LA OBTENCION DEL  
GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS CON ESPECIALIDAD EN  
ECOLOGIA**

**PRESENTA**

**M.C. CLAUDIA MARICUSA AGRAZ HERNANDEZ**

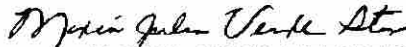
**COMISION DE TESIS**

  
**DR. FRANCISCO J. FLORES VERDUGO**  
DIRECTOR  
PRESIDENTE

  
**DR. GUILLERMO A. COMPÁN JIMENEZ**  
CO-DIRECTOR  
SECRETARIO

  
**DR. MOHAMMAD H. BADI**  
VOCAL

  
**DRA. ADRIANA E. FLORES SUAREZ**  
VOCAL

  
**DRA. MARÍA JULIA VERDE STAR**  
VOCAL

## AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Estación Mazatlán. UNAM. por el apoyo recibido para mi formación académica durante 12 años. En especial a la Biblioteca y a la Mapoteca.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León por todo el apoyo y enseñanzas para poder ser un verdadero académico. Así como a su eficiente Postgrado en la Facultad de Ciencias Biológicas.

Al CONACyT por el apoyo económico para la realización de este trabajo a través de fondos del proyecto titulado: "Dinámica del Carbono y Nitrogeno proveniente de los efluentes de estanques camaronícolas en los humedales tropicales. Clave: 1202p-t9507. Así como el apoyo económico a través de sus becas de mantenimiento.

Al Dr. Francisco Javier Flores Verdugo por prepararme para la vida académica a través de 8 años, por darme la oportunidad de realizar mi tesis doctoral de un tema que me apasiono siempre y por hacer tan divertida, placentera y llena de felicidad mi formación académica a través de su paciente dirección y de su valiosa amistad.

Al Dr. Guillermo Alberto Compean Jimenez por toda su confianza, asesoría y apoyo para poder realizar este trabajo.

A la Técnica Virginia Velarde García por todo su gran apoyo técnico para la realización de este trabajo.

Al Ing. José Alejandro Aguilar Sepúlveda por todo el apoyo y paciencia a lo largo de 12 años.

A Francisco Flores de Santiago por su apoyo para poder realizar este trabajo y amistad.

A mi madre y mi padre que gracias a todas sus enseñanzas, restricciones y sacrificios contribuyeron para poder empezar a ser alguien, a dar el primer fruto y ser siempre feliz en mi vida.

Al Dr. Reymundo Hernández Gonzalez por todo el apoyo y cariño.

A mis hermanos Carlos Abraham Agraz Hernández y José Luiz Agraz Hernández por toda su paciencia, comprensión, enseñanzas y cariño.

A las siguientes personas que pusieron un granito de arena tanto para mi formación académica como para que mi vida siempre estuviera llena de felicidad.

M.C. Ana María Puello.

Dra. Julia Verde Star.

Dra. Emilia Gutierrez.

Lic. Victoria Montes Montes.

Biol. Francisc X. Llaurado Moran

Dr. Marco Escalante Cavazos.

Dr. Mohammad H. Badii .

Dr. A. Vazquez Botello

Dr. Francisco J. Martínez Cordero

M.C. Hector Placencia Gonzalez

M.C. Raquel Briseño.

Dr. Alberto Abreu Grobois.

Biol. Vicente Arreaga.

Dra. Adriana E. Flores Suarez.



## CONTENIDO

### I. INTRODUCCIÓN

<b>1.1</b> Importancia económica, ecológica y social de los humedales costeros tropicales.	1
<b>1.2</b> Servicios, usos y funciones de los ecosistemas de manglar y lagunares-estuarinos.	3
<b>1.3</b> Distribución de los manglares en México.	7
<b>1.4</b> Antecedentes sobre reforestación con manglares.	8
<b>1.5</b> Interacción de la acuicultura con el medio ambiente.	9
<b>1.6</b> Descripciones de las áreas de estudio: El Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), y Boca Cegada, Nayarit. México.	10
<b>1.6.1</b> Estero de Urías, Sinaloa.	
<b>1.6.2</b> Boca Cegada, Nayarit.	

### II. OBJETIVOS

**2.1** Objetivos específicos



### III. MATERIAL Y METODOS

**3.1 Determinación de la superficie de las diferentes unidades ambientales del Estero de Urías, Sinaloa (1977 y 1995) y Boca Cegada, Nayarit (1970,1995 y 1998).** .....14

**3.1.2 Determinación de las áreas de manglar afectadas.**

**3.2 Metodología para la determinación de la estructura forestal.** .....15

**3.2.1 Estero de Urías. Se realizaron cuatro transectos a lo largo del sistema y en una zona adyacente a una granja acuícola (1996).**

**3.2.1.1. En 1996:**

**3.2.2 Boca Cegada, Nayarit (1995 y 1998)**

**3.2.2.1 En 1995.**

**3.2.2.2 En 1998.**

**3.3 Determinación de la productividad primaria de los manglares.** .....16

**3.3.1 Producción de hojarasca en El Estero de Urías, Sinaloa.**

**3.3.2 Tasa de degradación en el Estero de Urías, Sinaloa.**

**3.3.3 Tasa de crecimiento del área basal de los fustes de adultos en el Estero de Urías, Sinaloa, a través de dos ciclos anuales (junio de 1996 al julio de 1998).**

**3.4 Variación estacional de la biomasa de macroalgas en el Estero de Urías, Sinaloa.** .....17

**3.4.1 Determinación de la tasa de remoción/mortalidad de plántulas por el efecto abrasivo del detritus de macroalgas acarreado por las mareas.**



<b>3.5</b> Determinación de las áreas potenciales de reforestación y zonación de los manglares. Análisis topográfico en El Estero de Urías, Sinaloa (1996) y Boca Cegada, Nayarit (1995).	18
<b>3.5.1</b> Estero de Urías, Sinaloa.	
<b>3.5.2</b> Distribución topográfica de la marisma y áreas de manglares en Boca Cegada, Nayarit (1995 ) y variación de niveles de mareas en las venas Los Olotes y La Diabla (1998).	
<b>3.6</b> Descripción y criterios para la instalación de las plataformas en El Estero de Urías, Sinaloa.	19
<b>3.7</b> Técnicas de extracción y trasplante de plántulas para las plataformas artificiales y vivero experimental. Monitoreo del crecimiento y mortalidad de plántulas transplantadas y sin transplantar en el Estero de Urías.	20
<b>3.8</b> Determinación del crecimiento y mortalidad de plántulas e hipocotilos en las plataformas artificiales en el Estero de Urías, Sinaloa.	20
<b>3.8.1</b> Intensidad de luminosa.	
<b>3.9</b> Determinación de granulometría, materia orgánica particulada, salinidad y pH del sedimento del agua intersticial del área de extracción de plántulas y/o semillas en El Estero de Urías, Sinaloa	21
<b>3.10</b> Determinación de la clorofila, pH, temperatura y salinidad en el Estero de Urías, Sinaloa 1996-1997 y en el sistema de Boca Cegada, Nayarit en 1995 y 1998.	21





**3.11 Determinación de la unidades de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.** ..... 22

**3.12 Vivero experimental con sistema de circulación de agua cerrado y con simulación de inundación para manglares.** ..... 23

**3.12.1 Diseño del estanque experimental.**

**3.12.2 Crecimiento de plántulas bajo dos condiciones de 65% de atenuación de la luz.**

**3.12.3 Factibilidad en la aplicación de técnicas de fusiones y reproducción vegetativa para manglares.**

**3.12.3.1 Experimentos de fusión en un vivero experimental.**

**3.12.3.2 Reproducción vegetativa "fustes" con A. germinans.**

**3.12.4 Monitoreo de los parámetros físicos y químicos.**

**3.13 Dendrocronología en árboles adultos del bosque de manglar en Boca Cegada, Nayarit (1998).** ..... 27

**3.13.1 Método de Campo.**

**3.14 Análisis estadístico.** ..... 29

#### **IV. RESULTADOS**

**4.1 Superficie y cambios en la distribución de las diferentes unidades ambientales del Estero de Urías, Sinaloa (1977-1995).** ..... 31

**4.2 Superficie de las diferentes unidades ambientales y sus variaciones de 1970 y 1995 en el ecosistema de Boca Cegada Nayarit.** ..... 32



<b>4.3 Superficie de las diferentes unidades ambientales de Boca Cegada, Nayarit (1997).</b>	<b>34</b>
<b>4.4 Estructura forestal de los manglares y su relación con los parámetros ambientales.</b>	<b>35</b>
<b>4.4.1 Estructura forestal en el Estero de Urías, Sinaloa, 1996 .</b>	
<b>4.5 Distribución de los manglares en base al nivel topográfico.</b>	<b>37</b>
<b>4.5.1 Distribución y zonación de los manglares respecto al Nivel Medio del Mar en el Estero de Urías, Sinaloa.</b>	
<b>4.5.2 Distribución de los manglares, unidades ambientales, estructura forestal, salinidad intersticial y topografía en Boca Cegada, Nayarit .</b>	
<b>4.6. Determinación de la productividad primaria de los manglares del Estero de Urías, Sinaloa.</b>	<b>40</b>
<b>4.6.1 Producción de hojarasca en peso seco durante de dos ciclos anuales.</b>	
<b>4.6.2 Tasa de degradación de hojas de manglar.</b>	
<b>4.7 Impacto secundario de la eutroficación (biomasa de macroalgas) en la colonización por hipocotilos, semillas y propágulos.</b>	<b>45</b>
<b>4.8 Determinación de las áreas potenciales de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).</b>	<b>49</b>
<b>4.8.1 Marisma aladaña al complejo Boca Cegada, Nayarit.</b>	
<b>4.8.2 Determinación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995.</b>	



<b>4.9 Técnicas de extracción y trasplante.</b>	
<b>4.9.1 Efecto del traumatismo por extracción.</b>	50
<b>4.10 Crecimiento de hipocótilos y plántulas de manglar (<i>R. mangle</i> y <i>A. germinans</i>) en plataformas artificiales.</b>	50
<b>4.11 Características físicas, químicas del sedimento y agua superficial e intersticial en dos bosque de manglar (<i>A. germinans</i> y <i>R. mangle</i>) y bajo de mareas el Estero de Urías, Sinaloa.</b>	55
<b>4.12 Intensidad luminosa en el bosque de <i>R. mangle</i> y <i>A. germinans</i>, y en las plataformas artificiales.</b>	56
<b>4.13 Ciclo anual de las características físicas, químicas y biológicas del agua en el Estero de Urías, Sinaloa.</b>	56
<b>4.14 Diseño del vivero experimental.</b>	
<b>4.14.1 Estimación del volumen de agua desplazado por los materiales del filtro biológico</b>	57
<b>4.14.2 Crecimiento experimental de plántulas bajo diferentes condiciones de intensidad luminosa (Vivero experimental).</b>	
<b>4.14.2.1 Condiciones de intensidad luminosa durante el periodo de luz (12 hrs) en un ciclo anual.</b>	
<b>4.14.3 Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusión con dos especies de manglar: <i>R. mangle</i> y <i>A. germinans</i> y fustes con <i>A. germinans</i>.</b>	
<b>4.14.3.1 Experimentos de fusión en un vivero</b>	



experimental.

**4.14.3.2** Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa.

**4.15** Dendrocronología.

..... 60

## **V. DISCUSION**

**5.1** Distribución, estructura e impacto ambiental en manglares de dos ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México.

.....63

**5.1.1** Análisis fotográfico del Estero de Urías, Sinaloa (1977 a 1995).

**5.1.2** Análisis fotográfico de Boca Cegada, Nayarit de 1970 a 1998.

**5.1.3** Comparación de estructuras forestales con respecto a otras regiones geográficas.

**5.1.4** Impacto en manglares de Boca Cegada, Nayarit (1970-1998).

**5.1.4.1** Impacto por construcción de presas.

**5.1.4.2** Impacto de la acuicultura.

**5.2** Productividad de hojarasca, degradación y crecimiento de área basal en el Estero de Urías, Sinaloa.

.....70

**5.2.1** Producción de hojarasca.

**5.2.2** Tasa de degradación de hojas de manglar.

**5.2.3** Comparaciones de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos.

**5.3** Consideraciones ambientales para la reforestación con manglares.

..... 81

**5.3.1** Determinación de las áreas potenciales



de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995). Unidades de reforestación.

**5.3.1.1** Características de la unidades de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.

**5.3.2** Distribución topográfica de los manglares respecto al Nivel Medio del Mar en el Estero de Urías, Sinaloa.

**5.3.3** Plataformas artificiales y tasas de crecimiento.

**5.3.3.1** Intensidad luminosa en el bosque y plataformas artificiales.

**5.4.** Características físicas y químicas del sedimento y del agua superficial e intersticial en bosques de manglar, bajo de mareas y estero. .... 88

**5.5** Impacto de macroalgas en los procesos de colonización de manglar en un ecosistema eutroficado (Esteros de Urías, Sinaloa). .... 92

**5.6** Vivero experimental con sistema circulación cerrado y periodos de inundación simulados para manglares. .... 96

**5.6.1.** Influencia de la intensidad luminosa en el crecimiento de plántulas manglar en el vivero experimental y el medio natural.

**5.7.** Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusión y fustes en manglares. .... 103

**5.7.1** Experimentos de fusión

**5.7.2** Técnica de reproducción vegetativa.

**5.8** Dendrocronología. .... 104



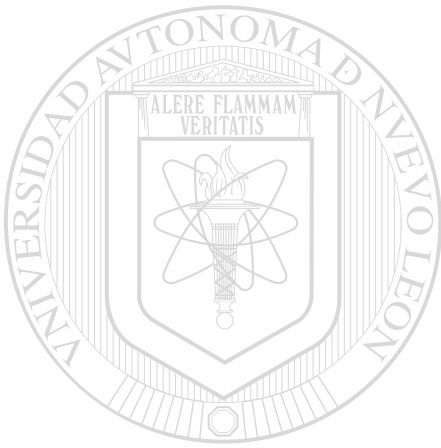


MAPAS

108

BIBLIOGRAFIA

ANEXOS: Fotografías, Lista de contenido de Tablas, Figuras y Fotografías.



UANL

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

## AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Estación Mazatlán. UNAM. por el apoyo recibido para mi formación académica durante 12 años. En especial a la Biblioteca y a la Mapoteca.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León por todo el apoyo y enseñanzas para poder ser un verdadero académico. Así como a su eficiente Postgrado en la Facultad de Ciencias Biológicas.

Al CONACyT por el apoyo económico para la realización de este trabajo a través de fondos del proyecto titulado: "Dinámica del Carbono y Nitrogeno proveniente de los efluentes de estanques camaronícolas en los humedales tropicales. Clave: 1202p-t9507. Así como el apoyo económico a través de sus becas de mantenimiento.

Al Dr. Francisco Javier Flores Verdugo por prepararme para la vida académica a través de 8 años, por darme la oportunidad de realizar mi tesis doctoral de un tema que me apasiono siempre y por hacer tan divertida, placentera y llena de felicidad mi formación académica a través de su paciente dirección y de su valiosa amistad.

Al Dr. Guillermo Alberto Compean Jimenez por toda su confianza, asesoría y apoyo para poder realizar este trabajo.

A la Técnica Virginia Velarde García por todo su gran apoyo técnico para la realización de este trabajo.

Al Ing. José Alejandro Aguilar Sepúlveda por todo el apoyo y paciencia a lo largo de 12 años.

A Francisco Flores de Santiago por su apoyo para poder realizar este trabajo y amistad.

A mi madre y mi padre que gracias a todas sus enseñanzas, restricciones y sacrificios contribuyeron para poder empezar a ser alguien, a dar el primer fruto y ser siempre feliz en mi vida.

Al Dr. Reymundo Hernández Gonzalez por todo el apoyo y cariño.

A mis hermanos Carlos Abraham Agraz Hernández y José Luiz Agraz Hernández por toda su paciencia, comprensión, enseñanzas y cariño.

A las siguientes personas que pusieron un granito de arena tanto para mi formación académica como para que mi vida siempre estuviera llena de felicidad.

M.C. Ana María Puello.

Dra. Julia Verde Star.

Dra. Emilia Gutierrez.

Lic. Victoria Montes Montes.

Biol. Francesc X. Llaurodo Moran

Dr. Marco Escalante Cavazos.

Dr. Mohammad H. Badii .

Dr. A. Vazquez Botello

Dr. Francisco J. Martínez Cordero

M.C. Hector Placencia Gonzalez

M.C. Raquel Briseño.

Dr. Alberto Abreu Grobois.

Biol. Vicente Arreaga.

Dra. Adriana E. Flores Suarez.



# CONTENIDO

## I. INTRODUCCIÓN

1.1 Importancia económica, ecológica y social de los humedales costeros tropicales.	1
1.2 Servicios, usos y funciones de los ecosistemas de manglar y lagunares-estuarinos.	3
1.3 Distribución de los manglares en México.	7
1.4 Antecedentes sobre reforestación con manglares.	8
1.5 Interacción de la acuicultura con el medio ambiente.	9
1.6 Descripción de las áreas de estudio: El Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), y Boca Cegada, Nayarit, México.	10
1.6.1 Estero de Urías, Sinaloa.	
1.6.2 Boca Cegada, Nayarit.	

## II. OBJETIVOS

2.1 Objetivos específicos



## INTRODUCCION

**?** Importancia económica, ecológica y social de los humedales costeros tropicales.

Los humedales comprenden diversos ambientes tanto naturales como artificiales que se caracterizan por estar permanente o temporalmente inundados por agua dulce, estuarina (salobres) o salina e incluyen las regiones marinas que no excedan los 6 metros de profundidad con respecto al nivel medio del mar (RAMSAR, 1970).

Bajo esta definición quedan comprendidos los estuarios, lagunas costeras, canales de marea o esteros, bajos y barras de lodo ó arena, manglares, pastos marinos, arrecifes de coral, pantanos estuarinos y dulceacuícolas, ríos, marismas, bosques pantanosos, selvas bajas inundables, lagos y lagunas de aguas dulce, oasis, cenotes, lagunas hipersalinas, algunas bahías. También quedan incluidos los ambientes creados por el hombre como presas, lagos artificiales, chinampas, arrozales, canales, drenes, represas artificiales, estanques acuícolas, salinas artificiales, norias, pozos, chontales y lagunas de oxidación (Flores-Verdugo, 1995).

Los humedales presentan flora y fauna exclusiva de estos ambientes, por ejemplo mamíferos como el manatí (*Trichechus manatus*) y la nutria (*Lutra longicaudus*), reptiles como los cocodrilos (*Crocodylus moreletii* y *C. acutus*), crustáceos como camarones (*Penaeus* spp), peces de importancia pesquera como lisas y pargos (*Mugil*

sp. y *Lutjanus* sp.), moluscos como ostiones (*Crassostrea virginica*), aves como garzas y egretas (*Ardea* spp, *Egretta* spp), flamingos (*Phoenicopterus ruber*) y gran abundancia de patos y gansos, así como una gran variedad de especies endémicas que son componentes bióticos característicos de estos ambientes.

El ecosistema de manglar, corresponde a la vegetación arbórea de la zona de mareas en las regiones tropicales y subtropicales. Los manglares son halófitas facultativas que pueden crecer a diferentes salinidades que van desde 0‰ (dulceacuícolas) hasta hipersalinas (>40 < 90‰), pero alcanzan su máximo desarrollo en condiciones salobres (~15‰). Los manglares están formados por unidades taxonómicas muy diversas con más de 50 especies agrupadas en 12 familias (Chapman, 1970). Es la vegetación dominante que bordea las lagunas costeras y estuarios. Se estima que del 60% al 75% de las costas de regiones tropicales están bordeadas por manglares (McGill, 1958).

La extensión actual de los bosques de manglar a nivel mundial probablemente alcanza entre 160,000 y 170,000 km<sup>2</sup>. Siendo difícil nombrar una cifra exacta por ser ecosistemas de naturaleza dinámica y sujetas a una significativa interferencia.

En México se encuentran ampliamente distribuidas 4 especies de manglar: manglar rojo (*Rhizophora mangle*), manglar negro (*Avicennia germinans*), manglar blanco (*Laguncularia*





*racemosa*) y botoncillo (*Conocarpus erectus*) (Pennington y Sarukhán, 1968), y otras especies de manglar rojo (*Rhizophora harrissoni*) localizado solamente en Chiapas (Rico-Gray, 1981). Se estima que la extensión cubierta por manglares en el país es de 6,600 km<sup>2</sup> (Blasco, 1988), superior a la encontrada en la mayoría de los países de América y Africa (Flores-Verdugo, 1990).

Las lagunas costeras, estuarios y manglares están ampliamente reconocidos como los ecosistemas más productivos de la Biósfera

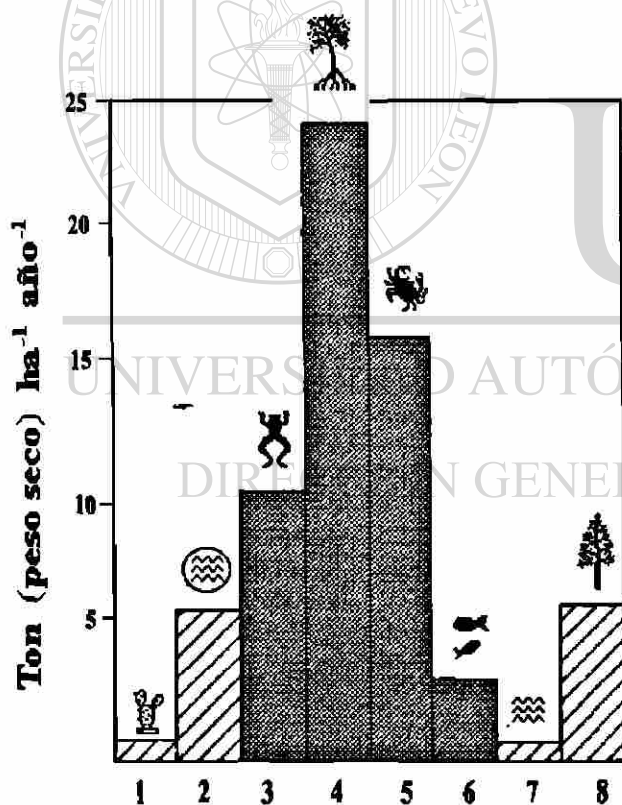


Figura 1. Productividad primaria promedio anual de diferentes ecosistemas marinos y terrestres: 1. Desierto, 2. Lagos y ríos, 3. Pantanos de agua dulce, 4. Manglares, 5. Lagunas costeras en condiciones estuarinas, 6. Zona marina (Region Nerfítica), 7. Zona marina (Cuenca oceánica) y 8. Bosque boreal, de coníferas y zonas de cultivo.

Corresponde a ecosistemas abiertos con intercambios de materia y energía.

(Fig. 1. Whittaker y Linkens, 1975; Odum y Heald, 1975).

Por ello es importante el conocimiento de la dinámica ambiental de estos ecosistemas para su manejo apropiado. El país cuenta con aproximadamente 10,000 km de costa con más de 125 lagunas costeras, las cuales abarcan una superficie total de aproximada de 12,600 km<sup>2</sup> que cubren el 33% de sus litorales (Lankford, 1977).

La alta productividad primaria de estos ecosistemas se debe principalmente a la disponibilidad de nutrientes provenientes de los ríos y escurrimientos terrestres y al efectivo reciclamiento de éstos durante los procesos de mineralización microbiana (Mee, 1978; Nixon, 1981).

La elevada fertilidad de las lagunas costeras y estuarios mantiene una rica y compleja cadena alimenticia caracterizada por una elevada producción pesquera (Day *et al.*, 1973). En algunos casos parte de esta fertilidad es exportada y contribuye con la riqueza pesquera de la zona costera adyacente (Martusobroto y Namin, 1977).

Es importante destacar que el 90% de la pesca mundial se realiza en las regiones costeras y de ésta el 70% lo constituyen organismos estuarinos ó aquellos que algún período de su vida transcurre en un ecosistema lagunar estuarino ( McHugh, 1976; Yañez-Arancibia, 1978).

Los manglares se encuentran funcionalmente relacionados con los ecosistemas lagunares-estuarinos y mantiene la calidad del





agua de éstos debido a que actúan como filtros biológicos reteniendo sedimentos, nutrientes (fertilizantes), pesticidas, metales pesados, etc.

## 1.2 Servicios, usos y funciones de los ecosistemas de manglar y lagunares-estuarinos

Los beneficios de los manglares y ecosistemas lagunares-estuarinos comprenden 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. Estos beneficios se pueden resumir en:

Como sistemas naturales de control de inundaciones, barreras de huracanes e intrusión salina; control de erosión y protección de costas, mejoran la calidad del agua al actuar como filtro biológico removiendo nutrientes y toxinas, se caracterizan por tener una elevada producción pesquera y como hábitat de apoyo a pesquerías; como refugio de flora y fauna silvestre incluyendo especies en peligro de extinción, especies endémicas y migratorias; zonas de alimentación, refugio y crecimiento de juveniles de crustáceos y alevines; fuentes de energía (leña o turba), vías de comunicación, banco de genes, de valor estético y recreativo, de significado cultural y educativo, prevención de la formación de suelos ácidos, microclimas, contribuyen a mantener sistemas y procesos naturales como respuesta a cambios en el nivel del mar, como trampas de carbono, mantienen

los procesos de acreción, sedimentación y formación de turbas (depósitos sedimentarios con una elevada concentración de materia orgánica).

Además de ser un excelente evapotranspirador, el cual sufre significativamente de humedad a la atmósfera y al hacerlo se convierte en fuente de enfriamiento natural para las comunidades cercanas. Es reciclador de  $\text{CO}_2$  y fuente de materia orgánica e inorgánica; se constituye en un eslabón importante en la cadena trófica por su función, como transferidor de energía a los sistemas secundario y es un excelente amortiguador de inundaciones.

Así mismo, un número importante de comunidades humanas dependen de los manglares para su supervivencia al utilizar una amplia gama de los productos naturales provenientes de estos y sus aguas circundantes.

Los manglares a través de su hojarasca contribuyen con cantidades importantes de materia orgánica a la cadena trófica del detritus. Existe una correlación positiva entre la extensión de la zona de mareas (manglares en los trópicos) y el volumen de captura de peces y camarones en las aguas adyacentes como se ha observado en Malasia, Filipinas, India, Luisiana y Japón (Fig.2, Martusobroto y Namin, 1977; Turner, 1991).

Los manglares proveen de protección de predadores y alimento a juveniles de peces y crustáceos (Nuruddin, 1987). Ciertas especies de penéidos dependen de los manglares durante sus estadíos juveniles (Macnae, 1974). Es razonable

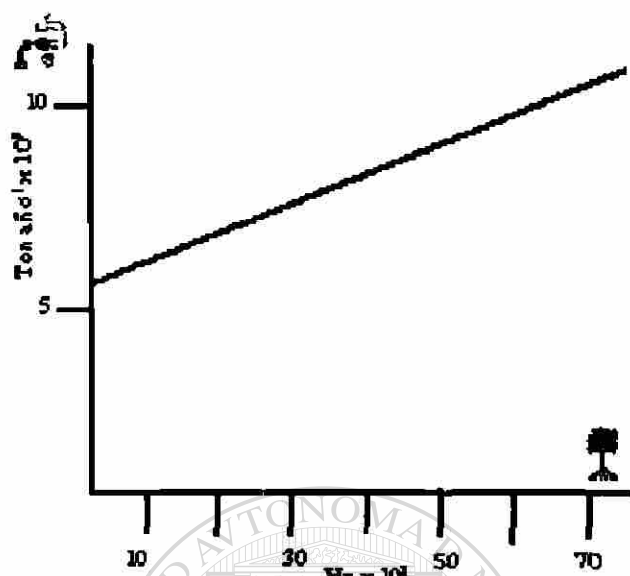


Fig. 2. Correlación entre el volúmen de captura de camarón y la extensión de los manglares de la zona adyacente (Martosubroto y Namin, 1977)

inferir que la captura pesquera de penéidos declinará en proporción directa a la destrucción de los manglares (Martosubroto y Namin, 1977).

Existen reportes que indican que el 85% de la pesca comercial de peces y moluscos del Sur de Florida dependen del complejo lagunar-estuarino de la Bahía de Tampa. En esta region donde han sido destruidos el 40% de los manglares a partir de 1960 debido a rellenos para desarrollos residenciales y comerciales, amenazando con ello una pesquería comercial y deportiva de \$ 575 millones y \$10 millones de dólares anuales, respectivamente (Lindall, 1973). Otro autor menciona la presencia de solamente 35,000 parejas reproductoras de aves playeras en el sur de Florida cuando se estimaron más de 2.5 millones en 1870, atribuyéndo la causa principalmente, a la pérdida de humedales dulceacuáucolas y marinos (manglares).

Turner (1991) estima una pérdida anual de 767 kg de camarón y peces de importancia comercial por cada hectárea de manglar destruido. Burbridge (1982) argumenta que el valor de los manglares como habitat de apoyo a pesquerías es más importante que cualquier otro uso, incluyendo la acuicultura. Se reporta una declinación del 50% de la captura camaronera en el Salvador desde 1964 como consecuencia de la pérdida del 50% de sus manglares (Daugherty, 1974).

El turismo asociado a los humedales del Caribe se ha traducido en una de las principales fuente de ingresos de diversos países insulares. Se calcula un valor económico y ecológico en beneficios directos e indirectos de los manglares entre los \$10,000 a \$125,000 dólares por hectárea.

Además de sus valores ecológicos, los manglares han sido utilizados por siglos como fuente de energía, material de construcción, extracción de sal, taninos y otros tintes e incluso alimento.

A pesar de los múltiples beneficios que nos proporcionan los manglares, estos han sido afectados por actividades antropogénicas. Como consecuencia se ha observado problemas de calidad del agua en los cuerpos acuáticos adyacentes presentando un aumento en la turbidez, sedimentación y eutroficación. Los manglares así como otras macrófitas acuáticas han resultado más eficientes y económicos en su operación y mantenimiento como plantas de tratamiento de aguas negras que los métodos ingenieriles





convencionales. Estos ecosistemas remueven cantidades importantes de Nitrógeno y Fósforo así como metales pesados y han sido utilizados para tratamiento de los efluentes de diversas minas.

Los manglares así como otros humedales son considerados como ecosistemas de elevada biodiversidad, y funcionan como refugio temporal de aves migratorias y fauna amenazada de extinción como el manatí (*Trichechus manatus*), algunas especies de cocodrilos (*Crocodylus moreletti*), jaguares (*Thanteria onca*), etc (Flores-Verdugo, *et al.*, 1990). En Florida se ha reforestado con manglares diversos puertos, para romper con la rigidez urbana de las marinas y atraer diversas aves acuáticas.

La laguna-manglar-marisma de zonas áridas y semi-áridas constituyen una unidad funcional de interacciones ecológicas que responden a las características climáticas, edafológicas e hidrológicas de la región y tiende a restablecerse una vez alterada.

Las marismas ó llanuras de inundación estacional actúan como zonas de amortiguamiento contra inundaciones y esta función es de crucial importancia en una zona frecuentada por huracanes. Aproximadamente el 78% de los huracanes de la costa del Pacífico de México afectan a las porciones sur y centro de Sinaloa y el extremo sur de Baja California. El cuerpo de ingenieros de la Armada de Estados Unidos de América (1985) justifica la conservación de las llanuras de inundación por ser los sistemas más eficiente y económico para el

control de inundaciones en las costas del Golfo de México (Day *et al.*, 1973).

Para los manglares de México existe pocas evidencias de pasos efectivos para detener la deterioro de éstos por las granjas camaronícolas ú otros usos que implican su destrucción. Inicialmente la actividad acuícola denotó una falta de coordinación entre las agencias involucradas en el manejo de recursos costeros, sin embargo grandes esfuerzos se han hecho al respecto. Por otro lado, el sistema de las autorizaciones para la concesión y construcción de granjas es sumamente complejo por lo que es ignorado por parte de los acuacultores y la escasez de inspectores hacen que la ejecución y ejercicio de las leyes sea inadecuado. Estas condiciones han provocado que algunas zonas de manglar hayan sido destruidas en algunos casos en su totalidad (por ej. Mármol, Sin.), para desarrollos acuícolas.

En nuestro país en los últimos veinte años se ha observado una tasa de deforestación del manglar de un 12%, cuya estimación corresponde aproximadamente a 79,236 ha (Tovilla, 1991).

El segundo estado más importante en cuanto a extensión de bosques de manglar en el litoral Pacífico, es Sinaloa con 74,539 ha. Sin embargo es el estado que presenta la mayor pérdida de manglares en los últimos 25 años, aproximadamente 11,476 ha (36% del total deforestado en el litoral Pacífico de México, Tovilla en 1994).

Los programas de reforestación con manglares se han realizado en diversas regiones





tropicales principalmente de países asiáticos. La justificación para la reforestación comprende desde el mejoramiento de hábitat para apoyo a las pesquerías; como fuente de alimento ganadero; como barrera contra huracanes, inundaciones y de protección contra la erosión por oleaje y mareas, como refugio de vida silvestre; como filtro biológico de contaminantes; por su valor estético e incluso por motivos de estrategia militar (Flores-Verdugo, 1990).

Un programa de reforestación requiere de una cuidadosa planeación que implique un conocimiento en detalle de los espacios disponibles de zonas de mareas, estudios hidrológicos del sistema estuarino adyacente, patrón e intensidad de oleaje, clasificación y química de los sedimentos y presencia o ausencia de contaminantes en agua y sedimentos.

En particular, dentro de la zona de marea, delimitar las áreas de inundación durante mareas muertas, mareas vivas y durante la época de las mareas más altas. Esto es particularmente importante debido a que dependiendo de la frecuencia de inundación será la especie de manglar por establecer.

Su distribución responde a la composición de los sedimentos finos (limos y arcillas) y éstos a su vez son regulados por el patrón de circulación de las corrientes dentro del sistema, siendo necesario su conocimiento. La química del sedimento, en particular la salinidad y la presencia de suelos reducidos (sulfúros) son factores determinantes en

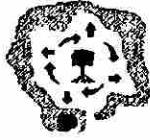
el éxito de la colonización, en la tasa de crecimiento y nivel de desarrollo forestal de los manglares. Otro factor limitante en el crecimiento adecuado de los manglares son la presencia de ciertos contaminantes, en particular hidrocarburos y herbicidas.

Es importante destacar, que los manglares, son sensibles a los cambios en el patrón de inundación (periodos de inundación y exposición al aire) que dan las condiciones hidrológicas netas producto de la combinación de las mareas, aportes fluviales/escurremientos terrestres, precipitación-evaporación, efecto del viento, profundidad y geomorfología del cuerpo de agua adyacente y la extensión de su nivel topográfico óptimo. Así mismo se puede provocar su mortalidad con pequeños cambios en el comportamiento hidrodinámico del cuerpo de agua adyacente como vendría a ser el bloqueo parcial o total de la influencia de mareas de forma permanente o temporal u otras causas que afecten los niveles y tiempos de inundación.

Las condiciones tanto naturales como de alteración de los parámetros medioambientales quedan reflejados en los anillos de crecimiento de los árboles debido a la sensibilidad del cámbium. Por otra parte, los árboles son los organismos que viven más años. La información de los anillos puede ser recuperada y, convenientemente estudiados, permite el análisis de procesos ecológicos y ambientales con una resolución anual (Gutierrez, com. pers., 1998).







La dendrocronología - del griego *dendro*= árbol y *crono*= tiempo- es la disciplina que se dedica a extraer, analizar e interpretar esta información; se basa en la datación correcta de los anillos asignandos a cada uno de ellos, el año de calendario durante el cual se formó y en el análisis de los patrones temporales de las series de anillos estableciendo cronologías.

La dendrocronología particularmente es útil en ecología (dendroecología) con la finalidad de definir las variables climáticas que principalmente limitan el crecimiento de los árboles (Bosch et al., 1992, 1998). Historicamente, la dendrocronología se ha aplicado con éxito al estudio del clima actual y del pasado (dendroclimatología) (Fritts, 1976; Creus-Novau, 1991; Fernández y Manrique, 1997). Así, ha sido posible analizar las fluctuaciones y los episodios climáticos extremos, proporcionando a través de los anillos registros sustitutorios de los meteorológicos para periodos de centenaes o incluso miles de años (Pilcher et al., 1984).

En base a esta conceptualización, la información obtenida a partir de la cronología de los anillos de los arboles de manglar puede ser utilizada para bosque de zonas áridas y semiáridas donde el análisis de los cambios ambientales (lluvias-secas) de origen natural y aquellos inducidos por actividades antropogénicas se vera reflejados en los anillos de crecimiento, así como los cambio producidos durante las últimas décadas.

La dendrocronología en manglares puede

indicarnos alteraciones por actividades antropogénica que modifican el patron hidrológico como la acuicultura, apertura de las bocas en lagunas costeras, impactos por la explotación petrolera causando asfixia o estresamiento, cambio en las condiciones medioambientales por efectos "El Niño", etc.

El análisis dendrocronológico es esencial para diferenciarse temporal o espacialmente. Así como para hacer evidente la relación entre el crecimiento, su productividad y analizar los efectos producidos tanto por cambios naturales como humanos.

Este trabajo, forma parte de una investigación más amplia sobre la restauración, conservación y reforestación con manglar, Presentará las adaptaciones técnicas para poder analizar el crecimiento, datación y cofechado con árboles de manglar y la aplicación de la técnica, en el ecosistema lagunar-estuarino de Boca Cegada, Nayarit (zona impactada por actividades acuícolas).<sup>®</sup>

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

### 1.3 Distribución de los manglares en México.

Con algunas excepciones se puede decir que los manglares de la costa occidental de México son menos extensos y menos desarrollados que los del Golfo de México. Esto se debe a las características fisiográficas y climáticas de la costa occidental. La costa del Pacífico, por su origen tectónico (costa de colisión), es más accidentada, con acantilados y





playas cortas bordeadas por montañas y plataforma continental ausente ó muy estrecha, en comparación con la costa del Golfo de México (costa de arrastre) la cual presenta una llanura aluvial y plataforma continental extensas. Con respecto al clima, la costa del Pacífico va de semiárida a árida (con precipitaciones anuales menores de 800 mm) con excepción de Chiapas y Sur de Nayarit, y también presenta temperaturas de invierno más bajas que la costa del Golfo de México. Hacia el noroeste las condiciones desérticas aumentan y el flujo de los ríos van disminuyendo pasando de estacional a irregularmente intermitente y efímero. La costa del Pacífico recibe menos del 20% del volumen total de lluvias en el país (Flores-Verdugo, *et. al.*, 1992).

#### 1.4 Antecedentes sobre reforestación con manglares.

A partir de 1970 se inició una campaña de conservación de los humedales. Por su gran importancia, incluso se han construido humedales semi-naturales, por ser considerados como los sistemas de tratamiento de fuentes no puntuales de contaminación más económicos y eficientes.

A partir de 1959, algunos de los países asiáticos han realizado estudios sobre las regeneración y crecimiento del manglar, tal es el caso de los autores; Teas (1977); Kinch (1975); Lewis III (1979); Wadsworth, (1959). Trabajos enfocados en el trasplante y sobrevivencia de las plántulas de las tres especies presentes en México

reportados por Bojorquez y Prada (1988); Pulver (1976); Cintrón (1982). Dichos estudios se han restringido a trasplantes directos y hasta donde se tiene conocimiento no se han realizado estudios con registro de las condiciones físicas, químicas, biológicas del agua y sedimento donde se piensa realizar el trasplante.

Los países árabes tienen programas de forestación con manglares para el uso de sus hojarasca como alimento de cabras y camellos. El cuerpo de ingenieros de E.U. en Texas recomienda la conservación de los humedales por considerarlos como los sistemas más eficientes de protección contra las inundaciones. En Bangladesh se reforestó con éxito 25,000 ha de manglares como barrera contra los tifones por la muerte de más de 70,000 personas en 1971 debido a la conversión paulatina de zonas de manglar en arrozales (Fosberg, 1971).

Los manglares han sido cosechados y reforestados utilizando las prácticas silvícolas comunes en regiones como las islas Adamán, Tailandia, Malasia, Puerto Rico e Indonesia. Los tiempos de rotación varían con la especie de 20 a 100 años (Lewis, 1982).

El registro de la sobrevivencia, crecimiento y área foliar de las plántulas bajo condiciones controladas en un vivero permite un mejor desarrollo de plántulas por encontrarse libres de predadores y tenses ambientales, garantizando así un mayor éxito en la reforestación. Algunos de los países que han trabajado bajo esta tematica son Bangladesh, Tailandia, India, Australia, Vietnam, Indonesia,





Arabia Saudita, Cuba, Colombia y Panamá .

Los costos de reforestación varían de \$1,140 a \$6,545 dólares/hectárea dependiendo del tipo de material que se utiliza (propágulos, plántulas, árboles) y de los espacios entre las plántulas. Los costos se incrementan substancialmente de usar propágulos a árboles de 0.5 a 1.5 m de altura (Pulver, 1976). El reducir el espacio entre plántula y plántula en 1/3 de la distancia original (de 0.9 m a 0.61) duplica el número de trasplantes (de 12, 100 a 26, 896 plantas/ ha) y con una mayor reducción (0.3 m) lo incrementa hasta 110, 889 plantas/ ha.

Además de las consideraciones antes mencionadas, los programas de reforestación con manglares también basan su éxito en estudios experimentales (en viveros de halófitas) con diferentes variedades genéticas de manglar, el poder determinar las poblaciones de plántulas más apropiadas para la región y la previa capacitación en la mano de obra local.

Existen 3 técnicas para reforestar con manglares: Reforestación directa con propágulos (semillas o hipocótilos colectadas directamente del árbol ó recién caídas), trasplante de plántulas (propágulos con cierto grado de germinación como la pérdida de las testas) y trasplante de plántulas de un vivero.

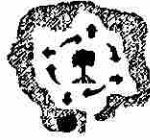
### **1.5 Interacción de la acuicultura con el medio ambiente.**

Los principios de mercado de una explotación intensiva acuícola moderna favorecen la monoactividad de la camaronicultura, estrategia que establece una dependencia muy fuerte de insumos exteriores al sistema de producción, causando en el límite un desbalance dentro de la actividad, con un consecuente efecto negativo sobre el ambiente inmediato principalmente en las áreas de manglar.

A pesar del desarrollo de tecnologías sofisticadas utilizadas en el monocultivo intensivo de camarones marinos, el potencial de reciclamiento de las aguas de desecho para acuicultura secundaria ha recibido poca atención. A la fecha en los principales países productores de camarón cultivado en América y en nuestro país, la mayoría de los efluentes descargan directamente al ambiente lagunar, causando en muchos casos rápida eutroficación en las aguas receptoras.

El cultivo de camarón es entre los sectores de la acuicultura, el de mayor crecimiento a nivel mundial. La industria se encuentra vinculada a su entorno físico y ecológico, por ello es sensible a factores externos fuera de su control. Igualmente puede llegar a afectar el medio que le rodea y a otras granjas. Hopkins y Villalón (1992) obtuvieron estimaciones de demanda de agua entre 55,000 y 86,000 toneladas métricas por cada tonelada métrica de camarón producido.





El sistema productivo más atractivo actualmente en México es el semi-intensivo, con estanques de tamaño medio entre 5-10 hectáreas. Para atender estos requerimientos de superficie en muchas ocasiones se han devastado importantes zonas de manglar para la construcción de estanquería. Las consecuencias operativas de esta acción están bien documentadas en: Asia Shrimp Culture Council, 1991, Phillips *et al.*, 1993 y Wang, 1990.

El efectos de los efluentes de sistemas de cultivo intensivo en los ecosistemas costeros ha sido ampliamente estudiado por Clifford, 1994 y Phillips *et al.*, 1993, demostrando que provocan diferentes grados de eutroficación en dichos ecosistemas.

### **1.6 Descripción de las áreas de estudio: El Estero de Urías (Mazatlán, Sinaloa), y Boca Cegada, Nayarit. México.**

El estado de Sinaloa presenta 640.17 km en extensión litoral (INEGI, 1984) y 212,000 ha de superficie estuarina (Tovilla, 1994).

#### **1.6.1 Estero de Urías, Sinaloa.**

El Estero de Urías se sitúa al sur de Sinaloa, México entre los 23° 10' 36 " y 23° 13' 00 " de latitud N; 106° 20' 32 " y 106° 25' 35 " de longitud W (Secretaría de Marina, 1974) adyacente a la ciudad y puerto de Mazatlán (pob. 400, 000) y al norte de la desembocadura del río Presidio (Mapa 1).

Su forma inicial es alargada y perpendicular a la costa doblando hacia el sur resultando su eje mayor paralelo a la costa con una extensión de aproximadamente 17 km. El Estero de Urías comprende una unidad hidrológica constituida por 800 hectáreas de cuerpo lagunar con profundidades de <1m hasta 8m en el canal de navegación. En el extremo sur (Estero la Sirena) se localizan los bosques de manglar mejor desarrollados, así como una serie de meandros de mareas conocidas venas de Pichichines, Zacate, El Caiman, El Confite y Barrón. Dentro del sistema lagunar se ubica la flota pesquera de camarón y en menor escala de atún colindando con la infraestructura industrial que forma parte integral del puerto. En la parte media existe una termoeléctrica. El sistema recibe los residuos domésticos de asentamiento humanos irregulares (ej. Estero del Infiernillo) así como de la industria pesquera y recientemente de estanques camaronícolas. Tierra adentro en la planicie costera se encuentra una amplia zona de cultivos de temporal y parches de matorral tropical caducifolio.

El clima del área es tropical y subtropical, tipo subhúmedo cálido (García, 1973), observándose para los años de 1996-1997 una temperatura media mensual de 25.0 °C, una máxima de 29.6 °C y una mínima de 18.8 °C. Presentándose una marcada temperatura de estiaje durante los meses de enero a Junio. En cuanto a la precipitación pluvial promedio anual es aproximadamente de 800 mm (Comisión Nacional del Agua, 1996 y 1997).





### 1.6.2 Boca Cegada, Nayarit.

La playa es otro componente de la región, se encuentra sujeto a una fuerte erosión.

El complejo lagunar-estuarino-manglares de Boca Cegada, Nayarit se localiza en la región sur de la plataforma costera noroccidental (Sinaloa-Nayarit) aproximadamente a  $21^{\circ}36'55''$  de latitud norte y  $105^{\circ}24'45''$  de longitud oeste. Dicha zona queda comprendida dentro de dos unidades hidrológicas: San Blas y Boca de Asadero en la desembocadura del Río Santiago. Entre estas unidades se ubica Boca Cegada-Estero de Varadero y se encuentra comunicadas a través de diversas venas (Los Olotes y La Diabla. Mapa 2).

En el área se distingue una extensa marisma (166 ha, Flores-Verdugo, *et al.*, 1995) constituida por lo que se denominarán como Marismas alta y media separadas parcialmente por un cordón de vegetación terrestre. Existe otra marisma (marisma baja) colindando con el mar y la marisma media de aproximadamente 30 ha. Estas marismas (alta y media) están bordeadas por las venas de Los Olotes y La Diabla.

La vegetación dominante en la región es el mangle negro (*A. germinans*), con presencia ocasional de mangle rojo (*R. mangle*) y mangle blanco (*L. racemosa*).

Los antiguos cordones emergentes se caracterizan por una vegetación terrestre constituida por matorrales o selva baja caducifolia primaria y secundaria donde se realiza una ganaderización extensiva y algunos cultivos.





## II. OBJETIVOS



Este proyecto doctoral tiene como objetivo principal el conocer las condiciones más apropiadas para el desarrollo óptimo de los manglares en ambientes naturales y semi-naturales (vivero), así como determinar la metodología factible en México para la implementación de programas de reforestación con manglar de sistemas lagunares afectados por actividades antropogénicas o naturales. Así mismo demostrar la factibilidad en la adaptación de la técnica en dendrocronología aplicada a árboles de manglar.

### 2.1 Objetivos específicos:

**2.1.1** Valoración del impacto acumulativo de dos ecosistemas lagunares-estuarinos-manglar (estructura y distribución) del noroeste de México a partir de 1970.

**2.1.2** Evaluación de la producción de hojarasca a través de dos ciclos anuales y su relación con los parámetros medioambientales.

**2.1.3** Estimación de la tasa de degradación y crecimiento de fustes en dos bosque de manglar (*A.germinans* y *R.mangle*).

**2.1.4** Determinación del efecto por afloramiento de macroalgas como consecuencia de la eutroficación antropogénica en el proceso de colonización de los manglares.

**2.1.5** Valoración de las zonas de mareas y de baja energía de oleaje en llanuras tanto naturales como artificiales susceptibles a ser reforestadas. Delimitación fina de las zonas con diferente grado de inundación por mareas para poder definir la especie apropiada para cada nivel.

**2.1.6** Evaluar diferentes técnicas de reforestación (propágulos, plántulas, plántulas de vivero, acodos, etc.) y determinar las condiciones óptimas para el crecimiento del manglar en un vivero experimental para el mejoramiento de habitat en zonas impactadas por el hombre.

**2.1.7** Evaluar la tasa de crecimiento y sobrevivencia de las plántulas de manglar trasplantadas en plataformas artificiales.

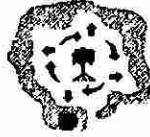
**2.1.8** Determinación de los factores físicos, químicos y biológicos del agua intersticial y cuerpo lagunar adyacente a la zona de reforestación.

**2.1.9** Diseño y construcción de un vivero experimental de sistema cerrado (con aspersión) y bajo condiciones simuladas de marea con la finalidad de detectar las condiciones más apropiadas para plántulas y semillas de manglar con fines de reforestación.

**2.1.9.1** Determinación del crecimiento de plántulas de manglar en condiciones de un vivero experimental.

**2.1.9.2** Determinación de las condiciones de luz para el desarrollo de plántulas de manglar en viveros.





**2.1.9.3** Determinar la factibilidad de aplicación de técnicas silvícolas para manglares con fines de reforestación (fusiones y reproducción vegetativa).

**2.1.9.4** Monitoreo de los parámetros químicos.

**2.1.10** Dendrocronología en árboles de mangle negro (*A. germinans*) para zonas áridas y semiáridas de México.



# UANL

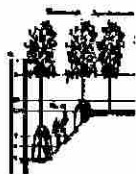
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN



DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS







### III. MATERIAL Y METODOS

**D**eterminación de la superficie de las diferentes unidades ambientales del Estero de Urfas, Sinaloa (1977 a 1995) y Boca Cegada, Nayarit (1970, 1995 a 1998).

**3.1.1 Distribución de las diferentes especies y tipos fisonómicos de manglar, marismas y granjas acuícolas.**

Para la determinación de las superficies en las diferentes unidades naturales en el Estero de Urfas, Sinaloa se recurrió al análisis planimétrico de fotografías aéreas (Galaviz com. pers.), eligiendo la longitud de brazo del planimetro de acuerdo a la escala de la fotografía, recorriendo el perímetro total del área y restando la lectura final e inicial multiplicada por la constante correspondiente a la escala de la fotografía.

Las escalas utilizadas para el análisis del complejo lagunar Estero de Urfas, Sinaloa y puerto de Mazatlán, fueron para 1977 de 1:37,500 ampliadas a 2X y con un escala 1:50,000 para 1995, así como la verificación en campo en 1996.

Se determinó el hectareaje de 5 unidades ambientales indentificadas como manglar tipo borde, manglar tipo matorral (Lugo y Snedaker, 1974), marismas, zonas urbanas y estanquería de camarón.

En el caso de Boca Cegada, Nayarit, el estudio de 1995 significó un análisis planimétrico detallado de fotografías aéreas de la zona de la granja, incluyendo las diferentes unidades ambientales a escala de 1:10,000. Para ello se contó con una serie de 10 fotografías aéreas de 1995 a color, proporcionadas por BIOPESCA, S.A. de C.V., además de 2 fotografías blanco y negro de la zona en 1970 con escala de 1:50,000. Dicha evaluación preliminar permitió familiarizarse de manera general con la hidrología de la zona, el área de afectación de la granja, la evolución temporal del perfil costero, en específico en relación a la generación o remoción de manglar e inclusive facilitó una selección *a priori* de áreas factibles para el desarrollo de un programa viable de reforestación con manglar.

En base al reconocimiento de estas fotografías aéreas se realizó una prospección de campo en junio del año de 1995.

Para el análisis de 1997 se dispuso de una fotografía aérea vertical con una escala de 1:37,000, así mismo se realizaron recorridos aéreos oblicuos y verificaciones en campo tanto para 1995 como para 1998.

**3.1.2 Determinación de las áreas de manglar afectadas.**

En base al resultados planimétrico por fotografía aérea, se realizó un análisis del impacto en las cinco unidades ambientales identificadas y







los tipos fisionómicos de manglar en el periodo de 1977 a 1995 (18 años) para El Estero de Urfas, Sinaloa y para Boca Cegada, Nayarit de 1970 a 1995 (25 años) y 1995 a 1998.

### 3.2 Metodología para la determinación de la estructura forestal.

El método que se utilizó fué el de cuadrantes (point centered quarter method) descrito por Cottam y Curtis (1974). El cuál consiste en un transecto semiparalelo a 5-10 m de la orilla del estero con 20 puntos. Se coloca en cada punto una cruceta de madera sobre un poste, determinándose la distancia y la circunferencia a la altura del pecho (dap) del árbol más cercano en cada uno de los 4 cuadrantes que proyectan las perpendiculares de la cruceta y se identifico la especie. En el caso del bosque muerto se realizó una pequeña escoriación en la corteza para determinar su viabilidad. Se excluyen del método los árboles menores de 11.5 cm de circunferencia. Se realizaron mediciones en 80 árboles por transecto determinándose la densidad y el área basal por hectárea.

En el caso de la marisma de la Sirena en áreas con manglar tipo matorral denso de *A. germinans* con circunferencias menores a 11.5 cm, se utilizaron cuadros de 1 m<sup>2</sup> en 10 puntos. Dichos cuadros fueron distribuidos aleatoriamente en la marisma. Para cada cuadrante fué contabilizado el número de arbustos y medidos 20 diámetros para obtener un promedio.

**3.2.1 Estero de Urfas.** Se realizaron cuatro transectos a lo largo del sistema y en una zona adyacente a una granja acuícola (Esteros el Confite). Dichos transectos se efectuaron paralelos a la línea del estero abarcando 20 puntos (Mapa 1):

#### 3.2.1.1. En 1996:

Vena El Caiman (a).

Vena El Zacate (b).

Esteros Confites (c)

Marisma La Sirena (d)

#### 3.2.2 Boca Cegada, Nayarit (1995 y 1998)

#### Mapa 2:

##### 3.2.2.1 En 1995:

(A) Paralelo a Vena Los Olotes en el punto denominado embarcadero.

(B) Paralelo a la Vena Los Olotes complementado con un transecto transversal de la orilla de la vena hacia la marisma.

(C) Transecto perpendicular a la marisma y en el área de reforestación natural de manglar.

En el caso de áreas de manglar del tipo matorral se estimó su densidad y áreas basales con 10 cuadrantes de 1 metro cuadrado contabilizándose el número de plantas y diámetro promedio con un vernier.





### 3.2.2.2 En 1998:

(D) Ambos lados de la vena de Los Olotes se realizaron dos transectos, en el área de manglar muerto y de monitoreo de reforestación

(E) En la vena de Los Olotes antes del puente en la zona de manglar vivo.

(F) En la parte sur de la vena de La Diabla con manglar muerto.

## 3.3 Determinación de la productividad primaria de los manglares.

### 3.3.1 Producción de hojarasca en El Estero de Urías, Sinaloa.

Se instalaron 20 canastillas de defoliación en dos áreas de manglar, uno en el bosque de *R. mangle* (Mapa 1, Sitio 2) y otra en el bosque de *A. germinans* (Mapa 1, Sitio 1). Se instalaron 10 canastillas de  $0.25 \text{ m}^2$  distribuidas en forma aleatoria en cada sitio (Heal, 1969 y Teas, 1979). El material acumulado se retiró cada mes, puesto a secar a  $65^\circ\text{C}$  hasta peso constante ( $\approx 3$  días) y pesado por separado hojas, ramas, frutos y flores (Teas, 1979). Se concluyeron dos ciclos anuales (20 de mayo de 1996 al 20 de mayo de 1998). La producción promedio de hojarasca por cada sitio fue multiplicada por cuatro, para obtener la producción por  $\text{m}^2$ . Posteriormente se dividió entre el número de días transcurridos de una colecta a la otra para determinar la producción promedio diaria. La

producción total anual se realizó con la sumatoria de las producciones promedio diarias, multiplicado por el número de días entre colectas.

El patrón estacional de producción de flores y semillas fue determinado en base al material acumulado en las canastillas de hojarasca. Pesándose el número total de semillas o hipocótilos por mes. Una vez obtenida la época de producción de semillas o hipocótilos, se procedió a pesar individualmente (peso seco) 100 hipocótilos de *R. mangle* para obtener el peso promedio individual. En *A. germinans* se pesaron (peso seco) 176 semillas.

La suma de los pesos promedios mensuales de cada especie de hipocótilos/semillas de manglar (valor en  $0.25 \text{ m}^2$  anual), fue dividido entre el peso promedio individual obtenido y multiplicando por 40,000 para obtener la producción anual de hipocótilos/semillas por hectarea.

### 3.3.2 Tasa de degradación en el Estero de Urías, Sinaloa.

La degradación de hojas se realizó mediante la determinación de la pérdida de peso de hojas de manglar instaladas en bolsas de degradación de tela de mosquitero ( $22.5 \text{ mm}$  de luz de malla) con  $10 \text{ g}$  de peso seco de hojas de manglar. Se instalaron 36 bolsas de degradación por sitio en 3 zonas de manglar: Una zona en el interior de un bosque de manglar rojo (*R. mangle*), otra en la zona con influencia continua de mareas entre los manglares



de *R. mangle* (Sitio 2) y la tercera región en el interior del bosque de manglar negro (*A. germinans*, Sitio 1). Cada mes se retiraron tres bolsas de degradación, el material puesto a secar a 65 °C hasta peso constante ( $\approx 3$  días), pesado, puesto a calcinar a 550 °C y vuelto a pesar para la determinación del peso seco libre de cenizas.

**3.3.3 Tasa de crecimiento del área basal de los fustes de adultos en el Estero de Urfas, Sinaloa, a través de dos ciclos anuales (junio de 1996 al julio de 1998).**

Veinte árboles de dos áreas de manglar (10 por área) fueron seleccionados y etiquetados para estimar su crecimiento en términos de área basal (Sitios 2 y 1). Cada 3 meses aproximadamente se realizaron medidas de la circunferencia a una altura previamente indicada por medio de una cinta de color. En *A. germinans* la circunferencia fue tomada a la altura seleccionada como CAP (diámetro a la altura del pecho). En el caso de *R. mangle* se determinó en la unión de las raíces aéreas y su raíz principal. La circunferencia posteriormente se transforma en área basal con la ecuación:  $A = C^2/4\pi$ , donde  $A$  = área en  $\text{cm}^2$ ,  $C$  = Circunferencia (cm). El valor del área basal promedio ( $A$ ) se multiplica por la densidad y así poder obtener el incremento de área basal por hectárea. Para la transformación de áreas basales a volúmenes se multiplicó por la altura promedio (7m) del bosque de manglar.

**3.4 Variación estacional de la biomasa de macroalgas en el Estero de Urfas, Sinaloa.**

Mediante un nucleador de plástico de 0.75m de diámetro con una altura de 1 m, manualmente se extrajeron 10 muestras de macroalgas que se localizaban adheridas al fondo, hasta una profundidad de penetración en el sedimento de aproximadamente 5 cm. El material se guardó individualmente en bolsas de plástico para ser identificado (Westlake, 1979; Dawson 1956; Chapman (1970) y pesado ( peso húmedo y peso seco). Las colectas se realizaron mensualmente en la zona submareal inmediata al bajo de mareas.

Para presentar la biomasa promedio por mes, se sumaron los valores de cada género identificado y se dividieron entre el número total de muestras.

**3.4.1 Determinación de la tasa de remoción/mortalidad de plántulas por el efecto abrasivo del detritus de macroalgas acarreado por las mareas.**

En el bajo de mareas se colocaron 12 hipocótilos y 3 plántulas en una área con barrera protectora y 17 hipocótilos de *R. mangle* sin barrera a 30 cm de distancia. La barrera protectora consiste en un cerco de 5 cables de plástico paralelos de 15 a 20 cm de distancia uno del otro cubriendo 1 metro de altura, con una circunferencia de 8.54 m. Mensualmente se determinó el número de plántulas/



hipocótilos sobrevivientes y su crecimiento, así como la colecta del material adherido en la barrera protectora. El material (macroalgas) retenido se retiró mensualmente y llevado al laboratorio para determinar su peso húmedo y seco constante.

**3.5 Determinación de las áreas potenciales de reforestación y zonación de los manglares. Análisis topográfico en El Estero de Urías, Sinaloa en 1996 y Boca Cegada, Nayarit en 1995.**

La zonación y las áreas potenciales para la reforestación se determinaron en base a las especies dominantes de la localidad, la frecuencia de inundación, exposición y la elevación del suelo. El área por reforestar deberá estar protegida del oleaje y corrientes, la salinidad del agua intersticial deberá estar dentro de los rangos permisibles para cada una de las especies seleccionadas y controlando el espacio entre las semillas o plántulas. La zonación de las diferentes especies de manglar a utilizar será en base a los rangos de tolerancia para las corrientes de marea, la inundación y un conveniente lugar de refugio (Citrón *et al.*, 1978).

Consecuentemente se requirió de un análisis topográfico fino. En el Estero de Urías, Sinaloa se presentó una clara zonación en tramos relativamente cortos (< 30 m por zona) se utilizó un nivel laser marca Laseraim® Tools (con alcance de 200 m) y un nivel de agua con una manguera transparente de 1/2 pulgada y 30 m de longitud.

### 3.5.1 Estero de Urías, Sinaloa.

En un transecto perpendicular a la orilla se colocaron polines de 1 pulgada cuadrada y 2 metros de alto cada 5 metros o bien donde se observaba una clara zonación entre dos especies de manglar, así como en áreas con presencia de plántulas de cada especie. Posteriormente con respecto a un estadal de referencia en el canal se puso una marca y se midió la distancia al agua en el tiempo correspondiente a la marea baja (considerando el retraso, ver más adelante) de las tablas de marea. El nivel de referencia se indicó en cada polín con el equipo antes mencionado. Se midió la distancia de este nivel a la superficie del suelo y en el laboratorio se procedió a hacer el perfil topográfico correspondiente. Los niveles fueron corregidos con respecto al nivel medio del mar. Esto se realizó por medio de un estadal fijo en el Estero de Urías (Mapa 1, Sitio 1) y se determinaron los cambios de nivel cada hora a partir de las 8:00 a.m. a través de 7 horas durante una baja mar e inicio de pleamar (12:18 nivel de marea baja) y se extrapólo con las tablas del calendario gráfico de mareas de 1996 del Instituto de Geofísica de la UNAM para el área de Mazatlán.

Previamente se estimó el retraso de mareas a partir de la determinación de los cambios de niveles cada 10 minutos a través de una pleamar y una baja mar. Esto se realizó por medio de tres estadales fijos, colocando uno frente a la Termoeléctrica (Mapa 1, Sitio 3) y otros dos en la Vena el Caiman (Mapa 1, Sitio 2 y 1).



**3.5.2 Distribución topográfica de la marisma y áreas de manglares en Boca Cegada, Nayarit (1995) y variación de niveles de mareas en las venas Los Olotes y La Diabla (1998).**

Para la determinación de la distribución topográfica se utilizó un teodolito T-2 infrarojo Wild Heerborg con precisión de +/- 2 mm. Se determinó la longitud de las diferentes zonas, su estructura forestal y salinidad intersticial (como se describen en la sección de parámetros ambientales).

Se realizó la determinación cada hora de la variación de los niveles del agua durante un ciclo de marea (27 de mayo de 1998), con estadales fijos en La Vena de los Olotes y La Diabla. En el primer caso se realizaron mediciones a ambos lados del canal de descarga del efluente (Mapa 2, Sitio F).

**3.6 Descripción y criterios para la instalación de las plataformas en El Estero de Urfas, Sinaloa.**

**Reforestación experimental en plataformas artificiales:**

Se seleccionó un bajo de mareas adyacente a una zona de manglares donde se contruyeron dos plataformas artificiales: Una para plántulas e hipocótilos de *R.mangle* y otra para plántulas de *A.germinans*.

Las plataformas consistieron en marcos de madera rellenos con sedimento (arena) del

propio bajo.

La altura de la plataforma se estableció en base al nivel topográfico promedio de la especie de manglar adyacente.

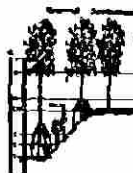
Para *R. mangle* se construyó una plataforma de 9 m<sup>2</sup> y una altura de 0.30 m y en el caso de *A. germinans* de 2.25 m<sup>2</sup> con una altura de 0.60 m con respecto al nivel del bajo arenoso. En la plataforma del manglar negro por su ubicación cercana al canal de mareas se adicionó una barrera protectora contra el oleaje de embarcaciones consistente en dos series de polines (2" x 2") paralelos y alternos a 3 metros de la plataformas con 6 líneas paralelas de hilo de plástico distribuidas de 0.50 a 1 metro por encima del nivel medio del mar.

En la plataforma de *R. mangle* se instalaron 13 plántulas con una altura promedio de 17 cm y 11 hipocótilos con longitud promedio de 15.2 cm (incluyendo la plúmula). En la plataforma de *A. germinans* se colocaron 30 plántulas de 17 cm de altura promedio. Los vegetales fueron etiquetados y medido su altura cada mes para estimar su crecimiento individual.

Al mismo tiempo fueron monitoreadas 11 plántulas con una altura promedio de 16.3 cm y 4 hipocótilos de *R. mangle* con longitud promedio de 15.2 cm (incluyendo la plúmula) en el bosque de manglar como control. Para *A. germinans* se monitorearon en el bosque de manglar 15 plántulas con una altura promedio de 26.8 cm con fines comparativos con las plántulas de las plataformas.







El método utilizado para la determinación del crecimiento y mortalidad de las dos especies de plántulas se describe en el inciso 3.8, tanto de las plántulas trasplantadas como de las plántulas del bosque de manglar del lugar de extracción.

**3.7 Técnicas de extracción y trasplante de plántulas para las plataformas artificiales y vivero experimental. Monitoreo del crecimiento y mortalidad de plántulas trasplantadas y sin trasplantar en el Estero de Urías.**

Con el propósito de evaluar el efecto del traumatismo por la extracción, 20 plántulas fueron extraídas y reinstaladas en el mismo orificio de extracción determinando la sobrevivencia a los tres meses y comparados con 20 testigos (sin extraer).

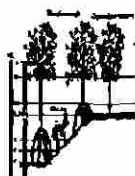
**Área de colecta de hipocótilos y plántulas de las diferentes especies de manglar:** Las plántulas fueron colectadas dentro del mismo sistema. En el caso de las plántulas de manglar negro, por su mayor abundancia, su totalidad fué colectada del mismo sitio donde se instalaron las canastillas de hojarasca (Mapa 1, Sitio 1). Para el manglar rojo se requirió extraer de diferentes sitios por ser más dispersa su distribución pero dentro del mismo sistema lagunar. Las plántulas fueron extraídas por medio de una pala pocera con un diámetro sustrato (bolo) de aproximadamente la mitad de la altura original de la plántula y a una profundidad de 25 a 50 cm (Bojorquez R. y Prado M, 1988). Las

plántulas fueron transportadas en jivas de plástico o bien en bolsas individuales de plástico negro a las plataformas artificiales así como a los estanques experimentales (vivero experimental) previamente construidos. La colecta de hipocótilos (*R. mangle*) se realizó en forma manual, del suelo, del agua ó directamente de los árboles, seleccionando sólo semillas maduras (Lewis III; 1982). En los lugares donde las plántulas fueron extraídas se dejaron plántulas testigos, con la finalidad de realizar comparaciones de su crecimiento con respecto a las plántulas extraídas y sujetas a las diferentes condiciones experimentales por describirse más adelante. Estas plántulas fueron etiquetadas individualmente y ubicadas en un mapa de la zona de colecta.

**3.8 Determinación del crecimiento y mortalidad de plántulas e hipocótilos en las plataformas artificiales en el Estero de Urías, Sinaloa.**

El crecimiento del tallo fué registrado mensualmente a través de un ciclo anual. El crecimiento del tallo fué medido a partir del nodo cero (inicio de la parte distal donde se abren las primeras hojas del tallo principal del hipocotilo) para *R. mangle* (Duke, 1992). Para *A. germinans* se tomó por arriba de la unión de las raíces. La mortalidad de las plántulas e hipocótilos fué determinada en porcentaje, tomando el número total inicial como 100% y el número total al





finalizar el experimento. La mortalidad mensual fué determinada a partir del número de plántulas que sobrevivieron cada mes con respecto a el número total de plantas sobrevivientes del mes anterior.

### 3.8.1 Intensidad de luminosa.

Las condiciones de intensidad luminosa se determinaron bimensualmente durante una hora (de 11:00 a 12:00 horas) con un medidor Candle/luxmeter (Extech instrument) con rango de 2,000 a 500,000 lux. Se acumularon los valores durante 2 minutos, estimandose la media, el máximo y el mínimo bajo tres condiciones: intensidad del bosque de *A. germinans* ( Mapa 1. Sitio 1) en áreas con plántulas, sin plántulas con sombra y en áreas expuestas al sol sin plántulas. En *R. mangle* ( Mapa 1. Sitio 2) en áreas con plántulas y sin plántulas con sombra.

**3.9 Determinación de granulometría, materia orgánica particulada, salinidad y pH del sedimento del agua intersticial del área de extracción de plántulas y/o semillas en El Estero de Urfas, Sinaloa .**

Se realizaron muestreos en el bajo de mareas, bosque de manglar rojo (*R. mangle*) y negro (*A. germinans*) donde se determinó el análisis textural del sedimento y materia orgánica particulada mediante los métodos descritos

respectivamente por Strickland y Parsons (1972).

Mensualmente se estimó la salinidad con un refractómetro A&O, la temperatura con termómetro de mercurio y el pH con un pHmetro de campo Methrom& Kalldel para el agua del estero. En el caso del agua intersticial se determinaron los mismos parámetros en las zonas del bajo de mareas, bosque de *R. mangle* y *A. germinans*; obteniendo la muestra a través de un orificio de aproximadamente 30 cm de diámetro y 40 cm de profundidad, efectuado con una pala pocera durante la marea baja, dejando transminar por algunos minutos y tomando una muestra de agua de aproximadamente 200 ml.

**3.10 Determinación de la clorofila, pH, temperatura y salinidad en el Estero de Urfas, Sinaloa 1996-1997 y en el sistema de Boca Cegada, Nayarit en 1995 y 1998.**

En el caso del Estero de Urfas, Sinaloa se determinaron los siguientes parámetros: clorofilas, salinidad y pH del agua superficial y en particular para el agua intersticial solo salinidad y pH, con un refractómetro A&O, termómetro de mercurio, un pHmetro de campo Methrom& Kall y los pigmentos fotosintéticos mediante el método de Strickland y Parsons (1972).

En el sistema de Boca Cegada, Nayarit se estimó la temperatura y salinidad tanto en agua superficial como intersticial. En un transecto perpendicular a la vena "Los Olotes" atravesando la







Marisma alta se realizaron diversos pozos de 40-50 cm de profundidad donde se permitio transminar el agua intersticial para determinar la salinidad y el nivel del agua con respecto al nivel del suelo.

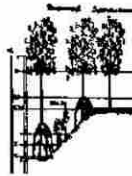
### 3.11 Determinación de la unidades de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.

Con los resultados obtenidos de la distribución topográfica de los manglares en la zona de "Los Olotes" y en base a los resultados de salinidad intersticial se estimó la altura de las plataformas y la superficie requerida, así como las canalizaciones necesarias para reforestar el equivalente de 42 ha con una distancia entre plántulas de 0.61 m.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





**3.12 Vivero experimental con sistema de circulación de agua cerrado y con simulación de inundación para manglares (Instalado en el Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Estación Mazatlán).**

### 3.12.1 Diseño del estanque experimental.

Se construyó y se puso en operación un estanque experimental (de tierra) para *R. mangle* y *A. germinans* con las siguientes características:

**A.** Forma trapezoidal de 7 x 4.5 x 7.2 x 6.0m comprendiendo un área de 36.75 m<sup>2</sup>. El estanque cuenta con una profundidad de 90 cm. Se colocó una base de tela hulada con cuatro piezas

traslapadas como protección de la base del estanque. Posteriormente se instaló una capa de polietileno negra de una pieza de 10.6 x 8.1 x 10.8 x 11 m (Anexo. Foto. 1,2,3,4).

**B.** El estanque fué cubierto con diferentes estratos de material no consolidado comprendiendo de abajo hacia arriba (Fig. 3):

Una capa de 18 cm de grava con diámetros variables de 2.7 a 4.1 +/- 2.7 cm lo que implicaron 2.32 m<sup>3</sup> de material.

Una capa de 15 cm de grava fina (sello) de 0.87 +/- 0.27 cm de diámetro promedio y utilizándose 3 m<sup>3</sup> de material.

Dos capas de arena: Una capa de 30 cm extendida en toda la superficie del estanque y sobre

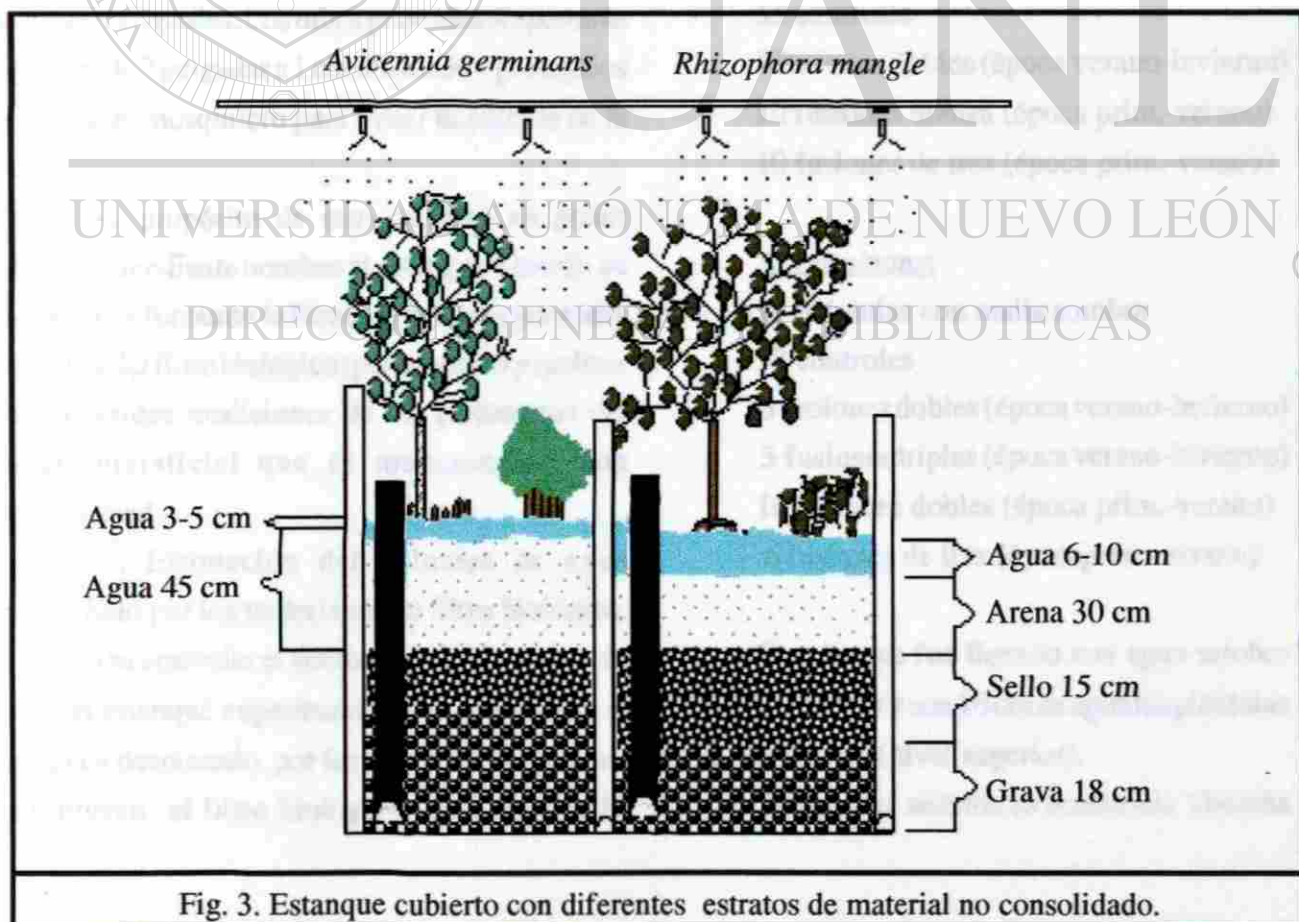
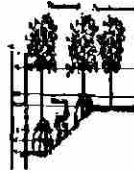


Fig. 3. Estanque cubierto con diferentes estratos de material no consolidado.



esta otra capa de 15 cm abarcando solamente la mitad de estanque con el propósito de tener dos niveles de arena. Este desnivel se mantuvo por medio de una tabla a lo ancho del estanque y de 25 cm de altura con faldones de plástico en sus extremos de un metro de longitud. Los faldones engrapados en los extremos de la tabla son colocados perpendiculares a la tabla por el lado a ser rellenada por la segunda capa de arena con el fin de presionar los faldones hacia las orillas y evitar que la arena del nivel superior se desborde al nivel inferior. Se utilizaron 7 m<sup>3</sup> de arena.

\*Antes de la colocación de las diferentes capas fueron instalados 6 tubos de PVC de 4 pulgadas de diámetro y 1.0 m de altura distribuidos a distancias iguales. Los tubos presentan 2 aperturas laterales de 2 pulgadas a 1 cm del fondo y protegidos con tela de mosquitero para evitar la entrada de la grava.

El propósito de esto consistió en poder desaguar mediante bombeo el estanque a través de estos tubos forzando la filtración del agua por todas las capas del filtro biológico (percolación) y realizar las diferentes mediciones de los parámetros del agua intersticial que se mencionaron con anterioridad.

C. Estimación del volumen de agua desplazado por los materiales del filtro biológico.

Para calcular el volumen de agua requerido para el estanque experimental y considerando el volumen desplazado por las diferentes capas que constituyen el filtro biológico, se tomaron 10

muestras de grava, sello y arena en un volumen de 500 ml, se adicionaron volúmenes conocidos de agua hasta la saturación calculándose el porcentaje promedio del volumen desplazado.

D. Se instalaron 196 plántulas e hipocótilos de *R. mangle* y 136 plántulas de *A. germinans* en el estanque experimental. Para *R. mangle* fueron instalados en el nivel inferior y *A. germinans* en el nivel superior, colocándose a 20 cm de distancia entre plántulas.

Las plántula e hipocótilos fueron distribuidos de la siguiente manera:

*R. mangle:*

- 15 plántulas con malla sombra
- 51 controles
- 5 fusiones dobles (época verano-invierno)
- 10 fusiones dobles (época prim.-verano)
- 10 fusiones de tres (época prim.-verano)

*A. germinans:*

- 15 plántulas con malla sombra
- 58 controles
- 5 fusiones dobles (época verano-invierno)
- 5 fusiones triples (época verano-invierno)
- 10 fusiones dobles (época prim.-verano)
- 6 fusiones de tres (época prim.-verano)

El estanque fué llenado con agua salobre (15‰) hasta cubrir con 10 cm de agua las plántulas de *A. germinans* (nivel superior).

El agua del sistema es bombeada (bomba





tipo: Litterle-Giant- Pump- Co, modelo 3 MD de 60 Hz de un paso con 3,000 revoluciones por minuto, 1.7 Amperes, 1/20 HP, 115 volts y 125 watts) a través de los tubos de PVC a un tinaco de 5000 lt. Los periodos de inundación-desección que se efectuaron para *A. germinans* (nivel superior) fué de 3 días inundado y 4 días seco, y *R. mangle* (nivel inferior) se mantuvo inundado durante 5 días y 2 días seco. (En los cuatro puntos cardinales y el centro).

**3.12.2 Crecimiento de plántulas** bajo dos condiciones de 65% de atenuación de la luz.

Se determinó la tasa de crecimiento, mortalidad y número de hojas en las plántulas de manglar del vivero bajo condiciones de sombra mediante un cubo de malla (tela-sombra) con el 65% de atenuación de la luz de 2.5 m x 2.5 m de lado x 1.5 m de alto.

#### **3.12.2.1 Determinación de la intensidad luminosa.**

Se determinó, aproximadamente cada dos meses durante un periodo de 12 horas, la intensidad luminosa en el vivero experimental mediante un medidor de luz Candle/luxmeter, marca Extech instruments con rango de 2,000 a 50,000 lux. Las determinaciones fueron realizadas cada dos minutos, estimando los valores de la media, el máximo y el mínimo en cinco punto del estanque





**3.12.3 Factibilidad en la aplicación de técnicas de fusiones y reproducción vegetativa para manglares.**

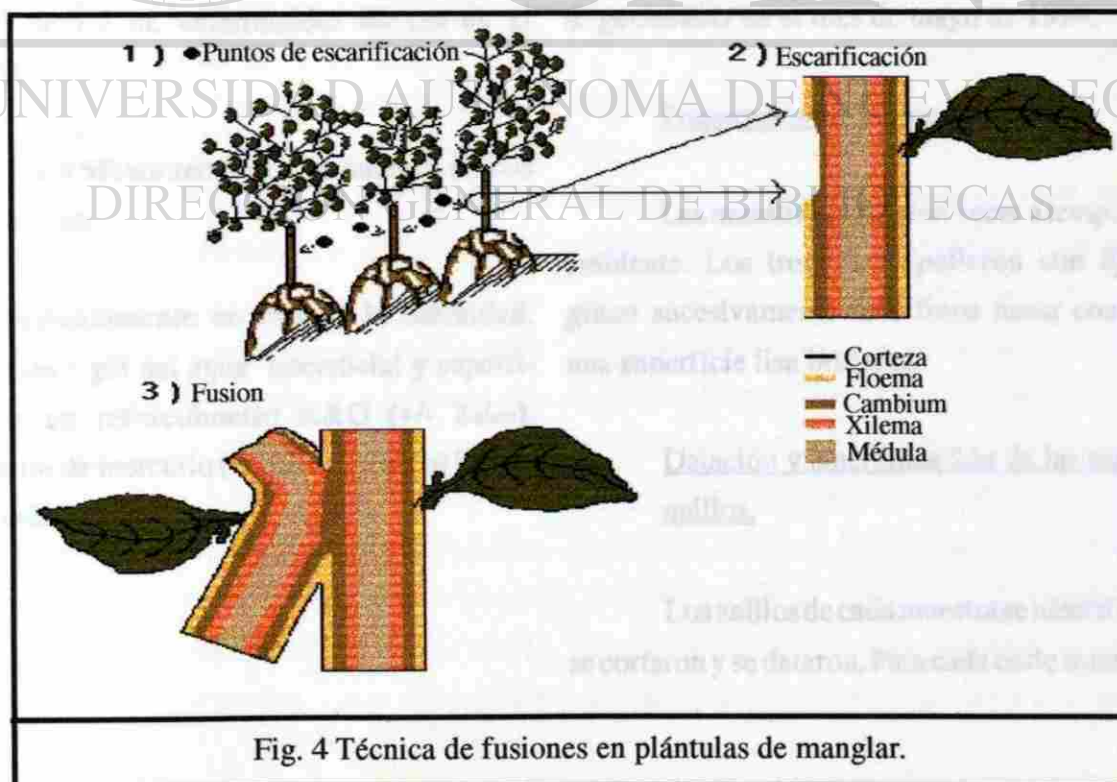
**3.12.3.1 Experimentos de fusión en un vivero experimental.**

Esta técnica fué utilizada en Tailandia, Malasia e Indonesia en árboles tropicales de interés económico como el hule (Tlauizcalli, 1991).

La técnica de fusión en plántulas consiste en la escoriación de una parte del tallo (eliminando la corteza y floema, sin tocar el cambium) de 2 a 3 plántulas las cuales son unidas y puestas en contacto con los cambium mediante un amarre recubierto con cera. Una vez lograda la fusión (4-5 semanas) se cortan los troncos dejándo solamente uno (el más vigoroso). Se incrementa aparentemente el

crecimiento de forma notable al crear árboles que disponen de 2 a 3 grupos de raíces (Fig. 4).

Esto fué aplicado para *A.germinans* y *R. mangle* con fusiones de 2 y 3 grupos de raíces. Realizándose en dos épocas del año: Verano-invierno con cinco repeticiones, utilizados plántulas de un rango de tamaño para *A.germinans* de 12.1 a 20.6 cm para fusiones de dos y 10.0 a 25.5 cm para fusiones de tres, para *R. mangle* de 18.7 a 48.5 cm, para fusiones de dos. Para la época primavera-verano con 10 fusiones de dos para cada especie y 10 fusiones de tres para el mangle rojo y 6 para el mangle negro, el tamaño de las plántulas utilizadas para *A.germinans* fué de 27.2 a 43.6 cm para fusiones de dos y 33.1 a 48.4 para fusiones de tres y en *R. mangle* de 20.0 a 52.2 cm para fusiones de dos.





Esta técnica es la primera vez que se utiliza en manglares.

### 3.12.3.2 Reproducción vegetativa "fustes" con *A. germinans*.

Muchas de las especies de mangle evidencian patrones marcadamente estacionales de actividad vegetativa y reproductiva (Saenger y Moverlye, 1986; Duker *et al.*, 1984). Por lo cual se decidió llevar a cabo la determinación de su capacidad de reproducción vegetativa, mediante la extracción de ramas rectas (fustes) de manglares adultos. Los fustes fueron colocados en forma directa y en posición vertical en el sedimento del vivero experimental. Los fustes seleccionados fueron de aproximadamente 9 cm diámetro y una longitud de 1.3 m, enterrándose 40 cm en el sedimento.

### 3.12.4 Monitoreo de los parámetros físicos y químicos.

Semanalmente se estimó la salinidad, temperatura y pH del agua intersticial y superficial, con un refractómetro A&O ( $\pm 2/100$ ), termómetro de mercurio ( $\pm 0.1^\circ\text{C}$ ) y un pHmetro Methrom&Kall.

3.13 Dendrocronología en árboles adultos del bosque de manglar en Boca Cegada, Nayarit (1998).

### 3.13.1 Método de Campo.

Se colectaron rodales de aproximadamente 5 cm de ancho a una altura de 1.3 m de la base (dap) a través de cortes transversales, cuya selección fue hecha al azar. Se realizaron los cortes en manglares muertos de Los Olotes, La Diabla y vivos de Los Olotes de diferentes medidas perimetrales.

Se tomaron anotaciones del aspecto del tronco, así como las condiciones del sustrato, del agua del estero, mortalidad de árboles circundantes y condiciones medio ambientales en las cuales crecían.

En total se muestrearon 14 árboles de *A. germinans* en el mes de mayo de 1998.

### Preparación de la muestra

Las muestras se dejaron secar a temperatura ambiente. Los troncos se pulieron con lijas de grano sucesivamente más finos hasta conseguir una superficie lisa brillante.

### Datación y sincronización de las series de anillos.

Los anillos de cada muestra se identificaron, se cortaron y se dataron. Para cada corte transversal





del tronco, la datación de cada anillo se realizó comenzando por el último anillo formado de bajo de la corteza, lo anterior corresponde al año muestreado. A partir de este punto y contando hacia atrás en el tiempo se asignó a cada anillo el año de calendario durante el cual se formó. Se determinó en 6 ocasiones marcando seis radios a partir de la médula.

La datación de cada radio de un mismo tronco fué validada comparandose con los 5 radios restantes y con el resto de las series de radios de los troncos muestreados, con el fin de detectar posibles errores, debido a la presencia de anillos falsos o ausentes (incompletos) (Kaennel y Schweingruber, 1995), por la presencia de estructuras lenticulares entre los anillos (anormalidades en las bandas del xylema y el floema) y para obtener mayor precisión en la determinación de la edad.

Esta operación, llamada datación cruzada visual, esta facilitada por la presencia de anillos característicos que se repiten en la mayoría de las muestras, dando lugar así a un "año característico" (Kaennel y Schweingruber, 1995). Estos se producen porque los cambios medio-ambientales que afectan a todos los arboles de la zona de una manera similar, y por ello las secuencias de anillos de diferentes árboles deberan parecerse y presentar una sincronía. Se considera la presencia de lenticelas como un reflejo de cambios ambientales, asignandole el valor de un anillo. Así como la presencia de otras anomalías como los anillos

ausentes, muy estrechos o muy anchos respecto a los anillos contiguos, los que presentan cambios en la densidad en la banda de la madera tardía del anillo, y los que tienen esta banda muy clara, muy oscura o muy ancha.

Todo el proceso de identificación, datación de los anillos y sincronización de las series se realizaron examinando las muestras visualmente con una lupa binocular de Carl Zeiss hasta 40x. A su vez se realizó una plantilla con hojas de acetato marcando la posición de la médula, los seis radios, fechado, posición tanto de los anillos como de las lenticelas y la corteza, así como la presencia de cualquier tipo de anillos que se mencionó con anterioridad para cada uno de los troncos. Esto es con la finalidad de tener mayor claridad sobre los eventos individuales de cada uno de los radios en el tronco y facilitar el manejo de la información.

Para confirmar y validar las dataciones y la sincronizaciones visuales, las series del grosor son comparadas con métodos estadísticos mediante el programa COFECHA (Holmes, 1983). Para cada localidad, la validación consiste en examinar la correlación entre cada serie (radios cortos y largos de cada muestra) con la serie media, la cual se establece promediando el resto de series y se utiliza, provisionalmente como serie de referencia. Las correlaciones se calculan después de eliminar la tendencia debido a la edad utilizando funciones matemáticas y el efecto de dependencia del crecimiento de un año respecto a los años anteriores ajustando modelos autorregresivos. Esto se realizó





para los seis radios de cada tronco y posteriormente se compararon entre sí los radios de la misma muestra y entre muestras. En ocasiones sucede que haya segmentos que presenten crecimiento anómalos o que tenga una correlación baja con la serie de referencia; en estos casos, dichos segmentos se tratan por separado (Blasing *et al*, 1983) y si la correlación no alcanza el nivel de significación ( $p < 0.05$ ) son eliminados.

#### Estimación de la edad de los árboles

Para la mayoría de las especies de arboles que crecen en climas con una estacionalidad marcada, la edad de un árbol se puede saber de una manera bastante precisa contando los anillos anuales de crecimiento en el cuello de la raíz. No obstante, la edad real puede diferir del número de anillos contados debido a diferentes fuentes de error:

A) Por un lado, los anillos se han de contar después que las series hayan sido datadas y sincronizadas, para evitar errores debido a anillos falsos o ausentes.

B) Si las muestras, corte transversal del tronco, no incluyen la médula del árbol, la edad tampoco es exacta y hay que hacer correcciones según el sesgo que presentan las muestras respecto a la médula.

C) Por último, si las muestras han sido sacadas a una altura superior o inferior del cuello de

la raíz se produce una subestimación de la edad real del árbol, que puede ser corregida en base a la tasa de crecimiento vertical del árbol.

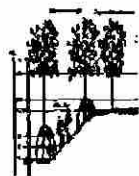
#### 3.14 Análisis estadístico.

Se aplicaron los parámetros estadísticos que a continuación se mencionan: media, desviación estandar, cohortes y la prueba de distribución normal en el análisis de la producción de hojarasca y semillas; en la determinación del crecimiento de plántulas e hipocótilos de las plataformas artificiales (Estero de Urfas, Sinaloa) y bajo dos condiciones de intensidad luminosa (vivero experimental).

En particular se aplicó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (Zar, 1974) para la producción mensual de hojarasca en bosque de *R.mangle* y *A. germinans* (Estero de Urfas, Sinaloa).

Para crecimiento se efectuó el análisis de regresión lineal y comparaciones de las pendientes de dos grupos de datos a través de la prueba de *t* Student (Zar, 1974). Dichas determinaciones fueron aplicadas para ambas especies (*R.mangle* y *A. germinans*), efectuando comparaciones entre sus pendientes (tasa de crecimiento) bajo dos condiciones de intensidad luminosa con su control en el vivero experimental y en el tratamiento de las plataformas artificiales y su control en el medio natural.





Para la tasa de degradación se aplicó una regresión exponencial negativa calculando la pérdida de la materia orgánica en las bolsas de degradación en base a las siguientes ecuaciones:

$$I_t = W_0 e^{-k t}$$

$$k = (\ln W_0 - \ln W_t) / t$$

Donde:

**k** = constante de degradación

**W<sub>0</sub>** = cantidad de hojas (gr) inicial

**I<sub>t</sub>** = es la cantidad de hojas remanente en el tiempo *t*.

**e** = base de los logaritmos naturales.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





## IV. RESULTADOS

**U**nidades ambientales de dos ecosistemas lagunares costeros.

**4.1 Superficie y cambios en la distribución de las diferentes unidades ambientales del Estero de Urías, Sinaloa (1977-1995. Tabla. 1).**

Las áreas que se identificaron en base al análisis fotográfico en el ecosistema del Estero de Urías, Sinaloa son: Cuerpo lagunar, manglares y marismas.

En particular se distingue un cuerpo lagunar de 800 ha, bordeada de manglares con una superficie total de 983 ha para 1977 y 1,326 ha en 1995. A su vez podemos observar dos tipos fisionómicos de manglar: manglar tipo borde con 672.7 ha (1977) y 627.4 ha (1995), manglar tipo matorral con 310 ha (1977) y 699.4 ha (1995), y un conjunto de marismas con una superficie de 640 ha para 1977 y 370 ha en 1995.

Tabla 1. Unidades ambientales del Estero de Urías, Sinaloa y sus modificaciones mediante el análisis planimétrico de fotografías aéreas de 1977 y 1995:

UNIDAD AMBIENTAL	SUPERFICIE EN HECTAREAS (1977)	SUPERFICIE EN HECTAREAS (1995)
Cuerpo lagunar	800	800*
Manglar tipo borde	672.6	627.4
Manglar tipo matorral	310.3	699.4
Manglar (TOTAL)	983.0	1,326.8
Marismas	640.2	370.0
Estanquería camaronícola	45 **	>160 ha (1995)***

\* Contreras-Espinoza, 1993

\*\* en 1991 Páez-Osuna et al. 1997

\*\*\* 160 ha es la superficie estimada para la granja de "La Clementina". En el área se han observado más de dos granjas relativamente pequeñas (10-15 ha) y una mayor de 50 ha en proceso de construcción.





#### 4.2 Superficie de las diferentes unidades ambientales y sus variaciones de 1970 y 1995 en el ecosistema de Boca Cegada Nayarit (Mapa 2).

Las áreas que se localizaron en base al análisis fotográfico en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit fueron: marismas, esteros, venas, antiguos cordones litorales, zonas de manglar tipo borde y cuenca, zonas de manglar tipo matorral y playa.

En particular se distingue una extensa marisma (166 ha, Flores-Verdugo, *et al.*, 1995) constituida por la Marismas alta y media separadas parcialmente por un cordón de vegetación terrestre. Existe otra marisma (Marisma baja) colindando con el mar y la Marisma media de aproximadamente 30 ha. Estas Marismas (alta y media) están bordeadas por las venas de Los Olotes y La Diabla. La primera vena es un canal amplio bordeado por manglares por el extremo oriental de la marisma y se comunica por el extremo norte con el Estero de Varadero. La vena de La Diabla es un canal somero (<de 1.5 m de profundidad) y con una anchura variable de 3 a 5 metros. Se desplaza por el lado occidental de las Marismas alta y media comunicándose en su extremo norte con la vena de Los Olotes. Hacia el sur, esta vena que separa a la Marisma media de la Marisma baja y se vuelve a unir a la vena Los Olotes por el área Oriental de las marismas. Ambas venas drenan a una importante área de manglares (280 ha.) y se comunican en su extremo sur, con el Estero de Pozo del Rey. El estero de Varadero desemboca al mar por la Boca Cegada y por esta vía ejerce

principalmente su influencia las mareas en las venas de Los Olotes y La Diabla. Las marismas, conocidas también como llanuras de inundación estacional se caracterizan por estar desprovistas de vegetación con manglares del tipo matorral en su ribera y con sedimentos del tipo limo-arcillosos. El componente dominante lo constituye los manglares, siendo la especie predominante el mangle negro (*Avicennia germinans*) con sus neumatóforos característicos.

Los antiguos cordones emergentes se caracterizan por una vegetación terrestre constituido por matorrales o selva baja caducifolia primaria y secundaria donde se realiza una ganaderización extensiva y algunos cultivos.

La playa es otro componente de la región aunque se encuentra sujeto a una fuerte erosión.

El análisis de fotografías aéreas de 1970 y 1995 permitió determinar de manera general con la hidrología de la zona, el área de afectación de una granja de cultivo de camarón, la evolución temporal del perfil costero, en específico en relación a la generación o remoción de manglar e inclusive facilitó una selección *a priori* de áreas factibles para el desarrollo del algún programa de reforestación con manglar.

En base a la interpretación de dos fotografías aéreas de diferentes años (1970 y 1995) realizadas por Hammann (com. pers.) se pudo observar que en la porción Occidental de la marisma (alta y media) se localiza una franja de un bosque de manglar joven de aproximadamente 51 ha. como se puede apreciar en las Mapa 4 y 5. En 1970 correspondía a una





marisma.

Por otro lado, repitiendo el proceso, se pudo apreciar una fuerte erosión en la costa como se detectó en Boca Cegada, Nayarit donde la península de arena frente a un estero fué completamente erosionada para 1995 (Mapa 3) . Este fenómeno se pudo confirmar en campo donde se observó una franja de manglar muerto a lo largo de la playa desde antes de la Marisma baja hasta Boca Cegada como consecuencia de la fuerte erosión costera por el oleaje y que este proceso erosivo continúa manifestandose. Dentro de la Marisma baja se distingue una zona de manglar muerto por sofocación de sus raíces (neumatóforos) ocasionado por el acarreo de arena por olas de tormenta hacia su interior. Se estimó una erosión de aproximadamente 200 metros de playa en menos de 15 años.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





#### 4.3 Superficie de las diferentes unidades ambientales de Boca Cegada, Nayarit en 1997.

En base a fotografías aéreas del ecosistema de Boca Cegada, Nayarit, se obtuvo la superficie en hectareas de manglar afectado por tensores naturales y artificiales.

Tabla 2. Análisis de impacto en manglares de 1998 en el ecosistema de Boca Cegada Nayarit, por medio de fotografías en un vuelo aéreo oblicuo trasladado a una fotografía aérea vertical de 1997 (Mapa 2).

SITIO	SUPERFICIE (HA) DE MANGLAR MUERTO Y MARISMAS	CAUSA PROBABLE
<b>AREA DE INFLUENCIA VENA LOS OLOTES</b>		
1.1 Vena Los Olotos	19.3	Bloqueo en la comunicación Vena Varadero / Los Olotos
<u>Venas tributarias Los Olotos</u>		
1.2 Vena 1 (El Zapato)	10.4	"
1.3 Vena 2 (La Atascosa?)	12.9	"
1.4 Cuenca asociada a los Olotos	16	"
<b>Subtotal 1 *</b>	<b>58.6</b>	
2. Marisma La Tronconuda	97	
<b>Subtotal 2**</b>	<b>97</b>	No aplica
<b>AREA DE INFLUENCIA VENA LA DIABLA</b>		
3.1 Cuenca SW a la Tronconuda(& (Cuenca La Diabla/Los Olotos)	12	Desconocida
3.2 Vena La Diabla (zona SW)	15.7	Desconocida
3.3 Bosque joven en la *** (Cuenca de la Diabla)	14.0	¿Subsidencia?
<b>AREA DE INFLUENCIA ZONA LITORAL</b>		
3.4 Manglar litoral adyacente***	7.0	Sofocación por arena
3.5 Marisma/manglar litoral***	10.0	Bloqueo de una vena por arena.
3.6 Franja manglar litoral ***	8.3	Erosion de la playa por oleaje.
<b>Subtotal 3</b>	<b>67</b>	Relación con Aguamilpa
<b>TOTAL MANGLARAFECTADO</b>	<b>125.6</b>	<b>Excluyendo 2</b>
&Zona de manglar tipo cuenca dentro del area de drenaje de Los Olotos y La Diabla. * Zona afectada por el Tapón de una granja camaronícola. en la vena Los Olotos. ** Marisma desprovista de vegetación. ***Relacionados probablemente con la presa Aguamilpa.		





#### 4.4 Estructura forestal de los manglares y su relación con los parámetros ambientales.

Los bosques de manglar exhiben una gran variabilidad en cuanto a su estructura, en base a sus parámetros medio ambientales, físicos y químicos del agua. Dichos factores incluyen concentraciones de nutrientes aportados por los ríos o escurrimientos terrigénicos, precipitación e intensidad de evaporación, nivel topográfico, frecuencia y periodo de inundación por la marea, composición del sedimento, así como los tensores naturales: huracanes, sequías prolongadas, altas salinidades, plagas, y herbivorías. Esta variabilidad en su comunidad, origina distintos tipos fisionómicos de bosques, por lo cual presentan estructura forestal distinta, así como asociaciones de *R.mangle-L.racemosa* hasta áreas de bosques monoespecíficas (Flores -Verdugo, 1986).

#### 4.4.1 Estructura forestal en el Estero de Urías, Sinaloa, 1996 (Mapa 1) .

Tabla 3.		
SITIO:	DENSIDAD ( fustes ha <sup>-1</sup> )	AREA BASAL ( m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup> )
<b>2 Vena El Caiman:</b>		
<i>R. mangle</i>	164.0	0.29
<i>A.germinans</i>	2,861.0	9.92
<i>L. racemosa</i>	245.0	0.70
<b>TOTAL</b>	<b>3,270.0</b>	<b>10.86</b>
<b>4 Vena El Zacate:</b>		
<i>R. mangle</i>	2,538.4	6.69
<i>A.germinans</i>	90.3	0.88
<i>L. racemosa</i>	993.3	6.21
<b>TOTAL</b>	<b>3,622.0</b>	<b>13.67</b>
<b>5 Estero Confites*:</b>		
<i>R. mangle</i>	1,078.4	4.63
<i>L. racemosa</i>	462.2	4.31
<b>TOTAL</b>	<b>1,540.6</b>	<b>8.95</b>
<b>3 Marisma La Sirena:</b>		
<i>A. germinans</i>	36,000.0	7.15
Matorrales		
* Adyacente a una granja camaronícola		





#### 4.4.2 Estructura forestal en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit. (1995 y 1998)

##### 4.4.2.1 Boca Cegada, Nayarit 1995.

Tabla 4. \*

SITIO:	DENSIDAD fustes ha <sup>-1</sup>	AREA BASAL m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Paralelo a Vena Los Olotes en el punto denominado embarcadero (punto A)	1063	11.7
Paralelo a la Vena Los Olotes complementando con un transecto transversal de la orilla de la vena hacia la marisma. (punto B).	2050	22.3
Perpendicular a la marisma y en el área de reforestación natural de manglar (punto C).	3394	11.8
Manglar tipo matorral (punto D)	40,000	6.2

\* Ver Mapa 2. Ubicación de los sitios y Fig. 6. Perfiles de distribución de los manglares *A. germinans* en relación con la salinidad intersticial (y su profundidad).



#### 4.4.2.2 Boca Cegada, Nayarit. 1998

Tabla 5. Estructura forestal del bosque de manglar y estado biológico del ecosistema lagunar Boca Cegada, Nayarit en 1998 (Mapa 2 y 3).

SITIO: ESPECIES	ESTADO	DENSIDAD fustes ha <sup>-1</sup>	AREA BASAL m <sup>2</sup> ha <sup>-1</sup>
Los Olotes (E)	Muerto	5,511.4	28.8
Los Olotes (F)	Muerto	2,401.5	17.2
Los Olotes (G)	Vivo	1,514	34.5
La Diabla (C)	Muerto	3,961	14.4

(E) margen izquierdo en la zona de monitoreo (3% vivo) y (F) margen derecho de la vena (adyacente a la marisma La Tronconuda (1.25% vivo), (G) antes del Puente, y zona de mangle vivo en 1995 (Punto C, Tabla 4)

#### 4.5 Distribución de los manglares en base al nivel topográfico.

4.5.1 Distribución y zonación de los manglares respecto al Nivel Medio del Mar en el Estero de Urfas, Sinaloa (Fig. 5).

Tabla 6. Niveles topográficos de distribución de los manglares con respecto al Nivel Medio del Mar (NMM = 0). Niveles corregidos para Mazatlán, Sinaloa. Tablas de Predicción de mareas 1998. Instituto de Geofísica UNAM. ISSN-0187 6635.

TIPO	INTERVALO (cm)	INTERVALOS (cm)
<i>R. mangle</i> (adultos)	de -15.8 a 55.2	71
<i>R. mangle</i> (plántulas)	de -0.8 a 37.2	38
<i>L. racemosa</i> (adultos)	de 55.2	
<i>A. germinans</i> (adultos)	de 60.7 a >68.2	>7.5
<i>A. germinans</i> (plántulas)	de 64.2 a 67.7	3.5
<i>A. germinans</i> (matorral)	63.2	





*Avicennia germinans*

*Laguncularia racemosa*

*Rhizophora mangle*

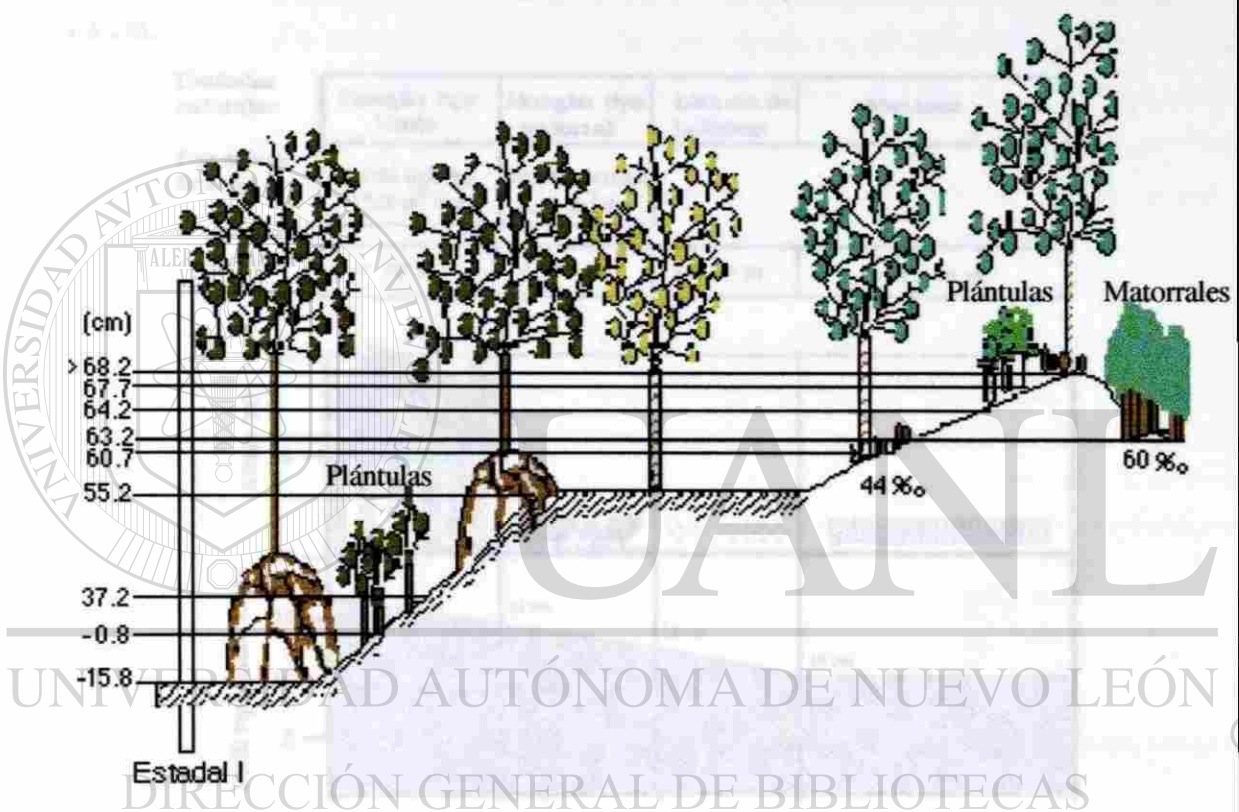


Fig. 5. Zonación de los manglares en base a los niveles topográficos (datos corregidos para el nivel medio del mar) en árboles y plántulas de manglares en el Estero de Urías, Sinaloa. ‰ Salinidad intersticial en partes x 1000 (ver Tabla 6).



**4.5.2 Distribución de los manglares, unidades ambientales, estructura forestal, salinidad intersticial y topografía en Boca Cegada, Nayarit .**

Las diferencias en los niveles topográficos entre el nivel superior de la marisma y los manglares fué de 3 a 5 cm.

La diferencia en las salinidades intersticiales del manglar tipo borde a matorral varió de 60‰ a 80‰ (Fig. 6).

La salinidad intersticial en la marisma (punto 2, 3 y 4, Mapa 2, transecto F), varió de 90‰ a 140‰ (la salinidad del mar es de 35‰) en la punta norte de los estanques abandonados de la marisma media

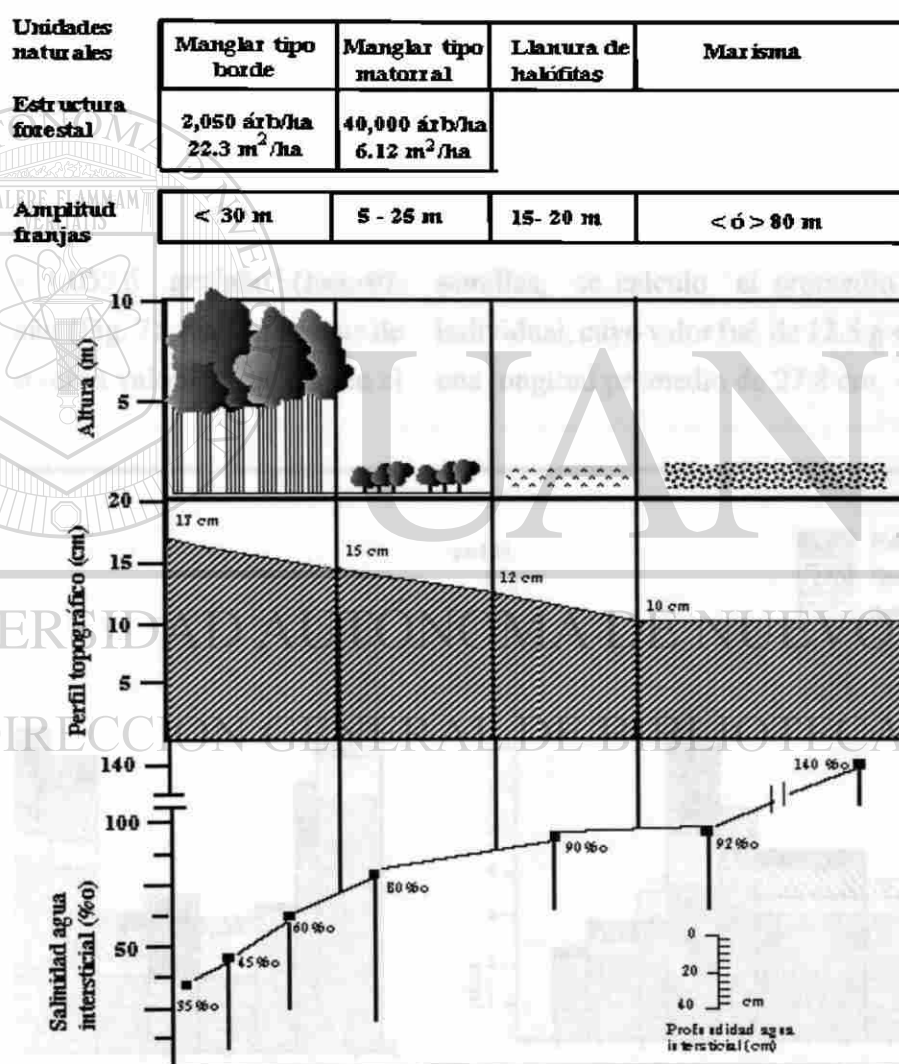


Fig. 6 Perfil de distribución de los manglares en relación con la salinidad intersticial (y su profundidad) y los microniveles topográficos detectados en la Marisma. (Mapa 2) de Boca Cegada, Nayarit en 1995.





(punto 4, Mapa 2).

#### 4.6. Determinación de la productividad primaria de los manglares del Estero de Urías, Sinaloa.

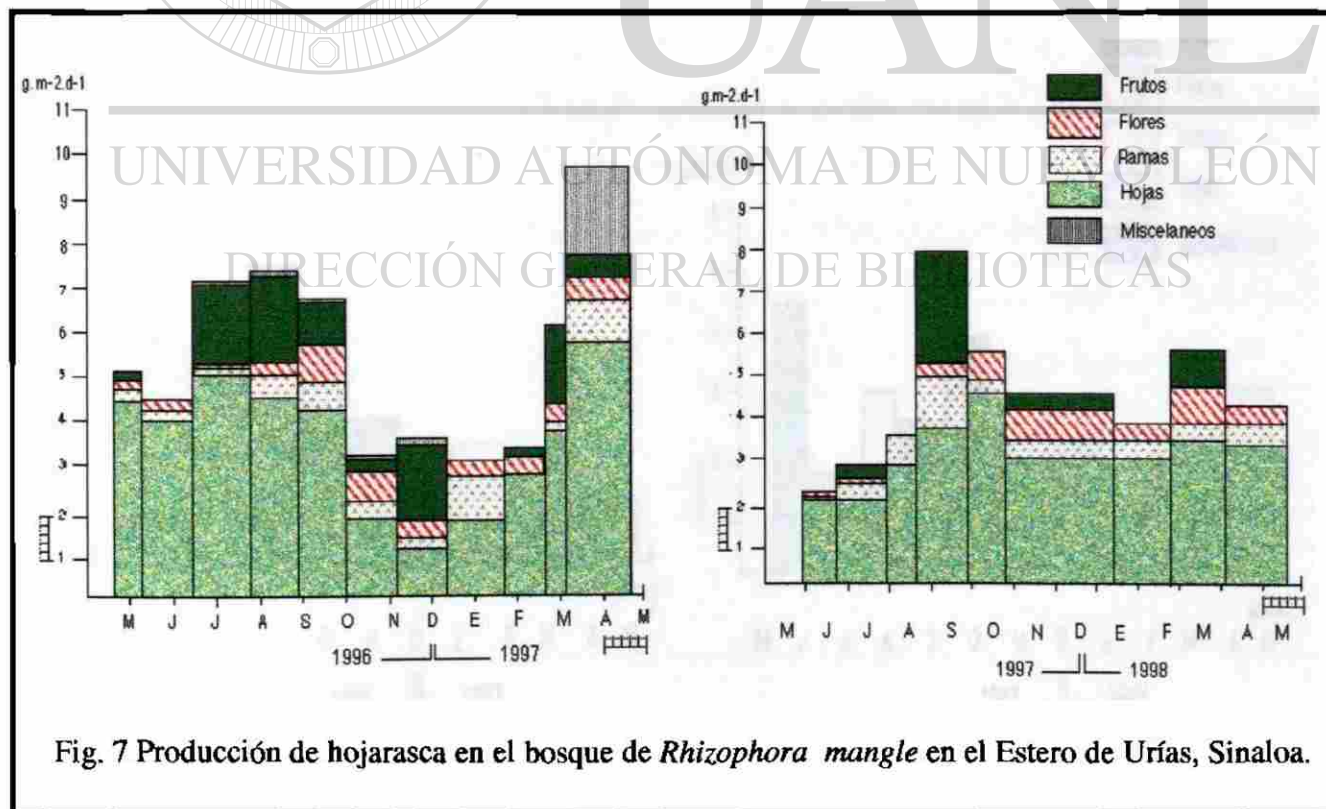
##### 4.6.1 Producción de hojarasca en peso seco durante de dos ciclos anuales.

El aporte de materia orgánica de los manglares ( a través de su defoliación natural), a la cadena trófica del detritus del sistema en el bosque de *R. mangle* fué de 1,289  $\text{gm}^{-2}\text{año}^{-1}$  en el primer año ( Junio/96-Mayo/97 ) y 1,055.6  $\text{gm}^{-2}\text{año}^{-1}$  (Junio/97-Mayo/98) el segundo año (Fig. 7). Para el bosque de *A. germinans* se observaron valores menores, en el

primer año 651.2  $\text{gm}^{-2}\text{año}^{-1}$  y para el segundo año 742.0  $\text{gm}^{-2}\text{año}^{-1}$  (Fig. 8).

La producción de semillas, flores y frutos se observo de acuerdo a las temporadas de floración de las especies en las distintas zonas. En años normales las flores de *R. mangle* estuvieron presentes todo el año, con excepción de diciembre y enero (época vientos dominantes del noroeste, que corresponden al invierno). La máxima producción de hipocotilos se presento durante la época de lluvias (agosto a octubre) y su mínima en enero y junio.

Una vez obtenida la época de producción de semillas, se calculo el promedio en peso seco individual, cuyo valor fué de 12.5 g +/- 0.33 g, con una longitud promedio de 27.8 cm +/- 2.3 cm . En







base al peso individual promedio de los hipocotilos se determinó la producción anual/ha, correspondiendo a 44,608 hipocotilos  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ .

Para *A. germinans* las flores estuvieron presentes casi todo el año, sin embargo a partir del mes de septiembre hasta abril se observó una disminución, por ser una especie que se reproduce sólo en ciertas épocas. Las semillas se presentaron durante la época de lluvias (agosto a octubre). Una vez definida la época de producción de semillas, se determinó el peso seco promedio individual con un valor aproximadamente 0.392 g  $\pm$  0.132 g (como se menciona en la sección 3.3.1 en material y métodos). La producción anual calculada fue de 2'754,146.3 semillas  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ .

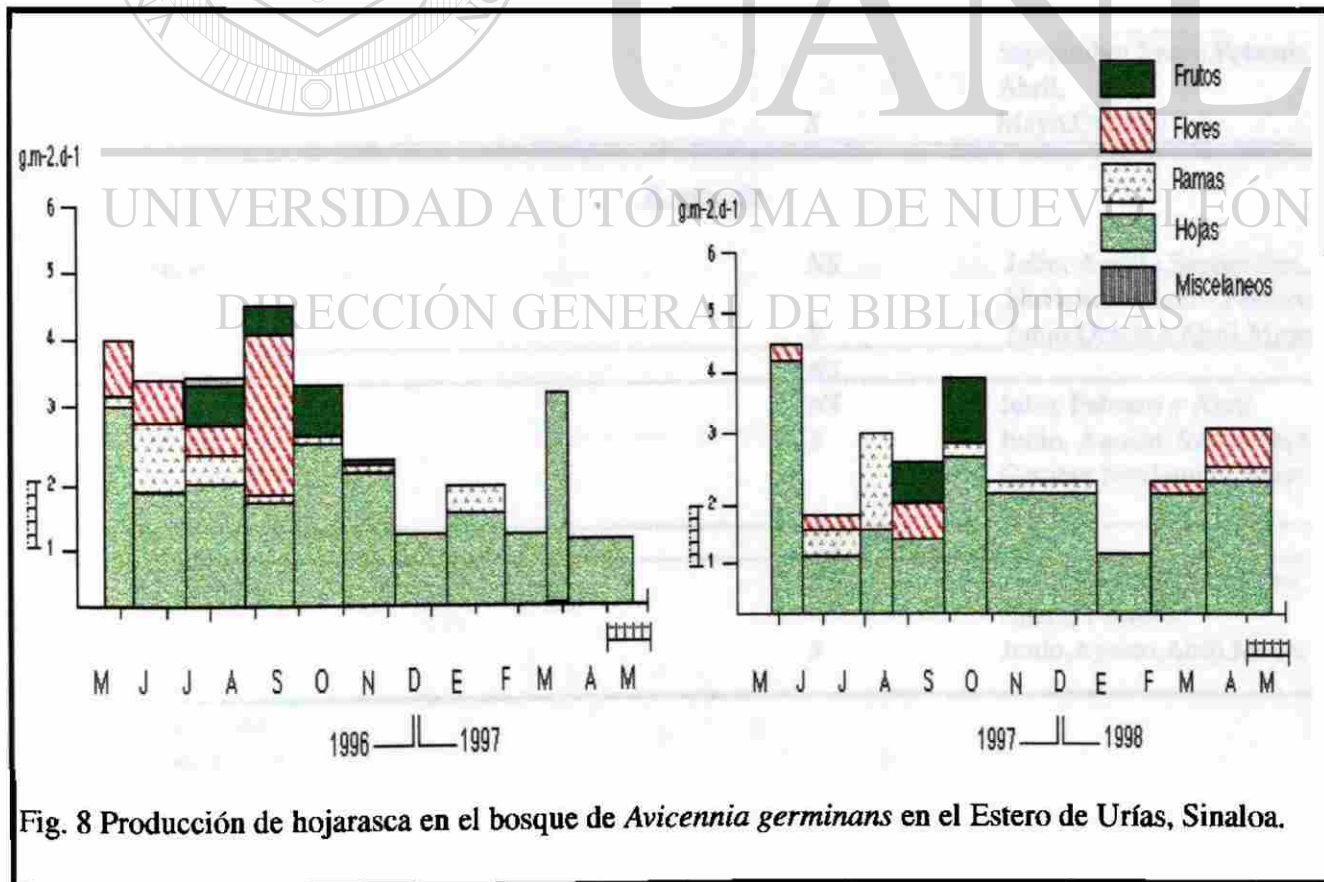


Fig. 8 Producción de hojarasca en el bosque de *Avicennia germinans* en el Estero de Urías, Sinaloa.





#### 4.6.1.1 Análisis estadístico.

Tabla 7. Las pruebas de significancia en la variación estacional del aporte de materia orgánica en los bosques de *R.mangle* y *A.germinans* de mayo de 1996 a abril de 1997 con respecto a mayo de 1997 a Abril de 1998.

COMPONENTES DE LA HOJARASCA	Significancia *	
<i>A. germinans</i>		
Hojas	NS	
Flores	NS S	Enero Junio, Julio, Agosto, Septiembre, Octubre, Noviembre, Febrero, Abril, Mayo.
Frutos	NS S	Julio, Octubre, Enero, Febrero Abril, Mayo. Junio, Agosto, Septiembre.
Ramas	NS S	Julio, Agosto, Septiembre, Octubre, Enero, Febrero, Abril, Mayo. Junio
Hojarasca	NS S	Junio, Julio, Agosto, Septiembre, Enero, Febrero, Abril, Mayo, Octubre
<i>R. mangle</i>		
Hojas	NS S	Julio, Agosto, Septiembre, Noviembre, Enero, Febrero Junio, Octubre, Abril, Mayo
Flores	NS	
Frutos	NS S	Julio, Febrero y Abril Junio, Agosto, Septiembre Octubre, Noviembre, Enero, Mayo
Ramas	NS	
Hojarasca	NS S	Julio, Septiembre, Octubre, Enero, Febrero Junio, Agosto, Abril, Mayo.

NS = se acepta Ho.

S = no se acepta Ho.

Ho= no existe diferencia significativa

\* Prueba con un valor de significancia del 99 %



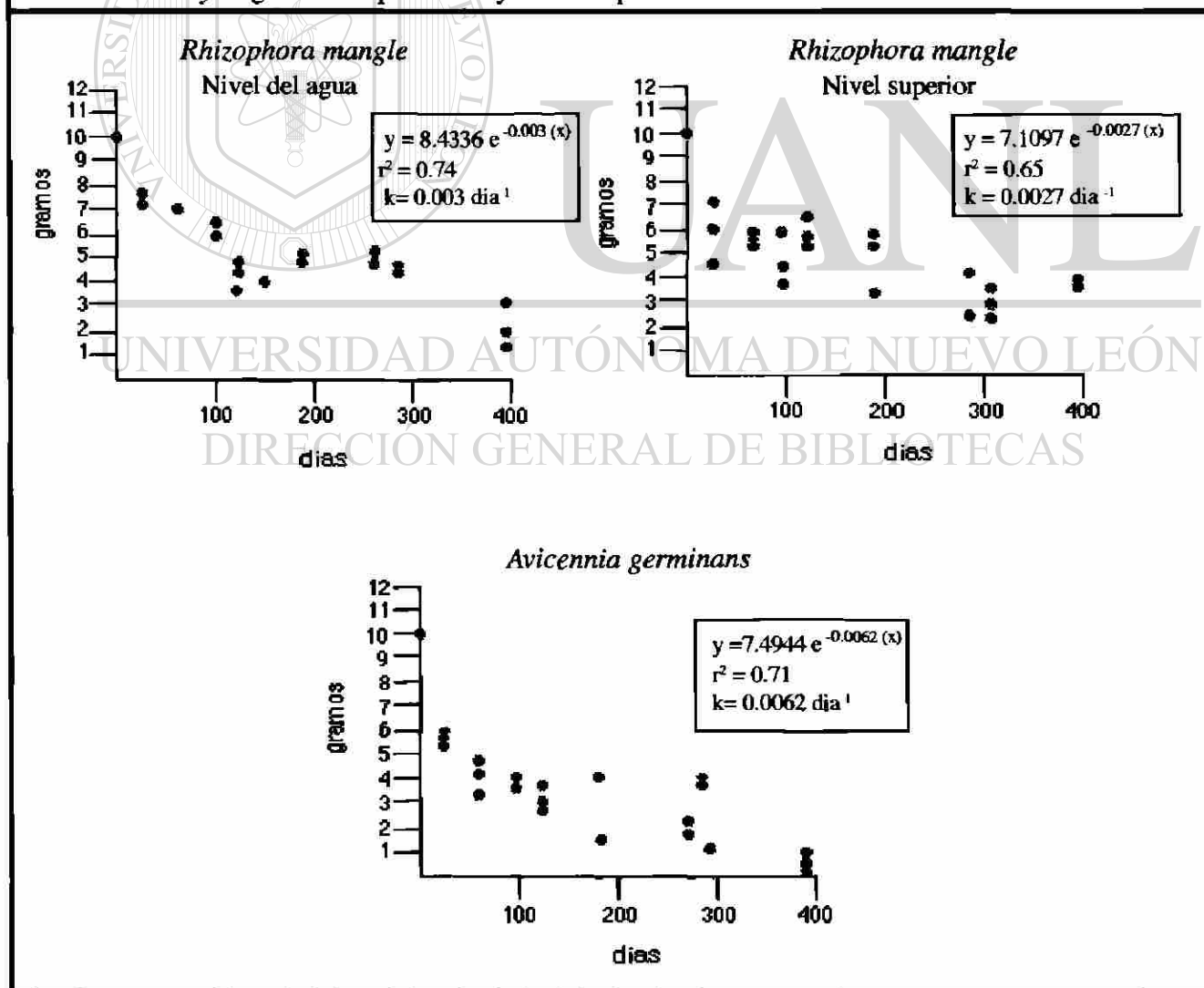


#### 4.6.2 Tasa de degradación de hojas de manglar.

En base a la regresión exponencial negativa calculada de la pérdida de materia orgánica en las bolsas de degradación se observó que la tasa de degradación ( $k$ ) de las hojas que caen en el agua y en el suelo del bosque de mangle rojo (*R.mangle*) presento un valor de  $k=0.09 \text{ mes}^{-1}$  ( $0.003 \text{ día}^{-1}$ ) y

$0.081 \text{ mes}^{-1}$  ( $0.0027 \text{ día}^{-1}$ ) respectivamente. En el bosque de mangle negro (*A.germinans*) de  $k=0.186 \text{ mes}^{-1}$  ( $0.00062 \text{ día}^{-1}$ ) para el suelo, es decir, que su tasa de degradación es lenta permaneciendo, en el un 50%, 49.5% y 24% respectivamente del material original en un periodo de seis meses. ( Fig. 9 ).

Fig. 9. Tasa de degradación en dos bosques de manglar del Estero de Urías, Sinaloa.  
Donde  $y$  = gramos en peso seco y  $x$  = tiempo en días





#### 4.6.3 Tasa de crecimiento en área basal en dos especies de arboles de manglar.

Los resultados obtenidos en la determinación trimestral de las áreas basales para árboles de dos especies de manglar fué de  $8.1 \pm 7.41 \text{ cm}^2 \text{ año}^{-1}$  en el bosque de *R. mangle* y  $6.2 \pm 4.47 \text{ cm}^2 \text{ año}^{-1}$  para *A. germinans* como se puede observar en la Tabla 8.

Fecha	<i>R. mangle</i> ( $\text{cm}^2 \pm \text{sd}$ )	<i>A. germinans</i> ( $\text{cm}^2 \pm \text{sd}$ )
24/07/1996	65.41 $\pm$ 4.9	43.63 $\pm$ 3.90
9/12/1996	69.47 $\pm$ 4.06	49.88 $\pm$ 6.30
19/03/1997	78.14 $\pm$ 8.67	51.32 $\pm$ 1.40
9/06/1997	78.51 $\pm$ 0.43	54.45 $\pm$ 3.13
15/01/1998	82.00 $\pm$ 3.5	54.10 $\pm$ 0.35
15/07/1998	84.60 $\pm$ 2.6	56.00 $\pm$ 2.0
<b>12 MESES</b>	<b>8.1 <math>\text{cm}^2 \text{ año}^{-1}</math></b>	<b>6.2 <math>\text{cm}^2 \text{ año}^{-1}</math></b>

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS





**4.7 Impacto secundario de la eutroficación (biomasa de macroalgas) en la colonización por hipocótilos, semillas y propágulos.**

**4.7.1 Efecto de la eutroficación y el arrastre de detritus de macroalgas por las corrientes de mareas en el crecimiento y colonización por manglares (Variación en la acumulación de detritus algal en plántulas de manglar).**

Al determinar la variación estacional de la biomasa, sus cambios en la composición y efectos de las macroalgas en la colonización natural de hipocótilos/semillas y la permanencia de las plántulas de manglar en un bajo de inundación del

Estero de Urfas, Sinaloa. Vena El Caiman, se puede observar que la remoción/mortalidad de los hipocótilos de *R. mangle* fué de un 60% después de un mes de haber sido transplantados, asociándose a un acumulo de detritus principalmente con macroalgas. Para el segundo mes el 82% con una permanencia de dos meses sin remoción/mortalidad y una remoción del 100% al siguiente mes (5 meses). donde se observa que el mayor acumulo fué de *Ulva lactuc* (Tabla 9 y 10). Comparativamente en la zona con una barrera de protección, la remoción fué de tan solo del 27% durante los cinco meses (Tabla 9).

Tabla 9. Remoción/mortalidad de hipocótilos y plántulas de *R. mangle* con barrera protectora y sin barrera y biomasa de macroalgas y detritus acumulados en la barrera por las corrientes de mareas.

Fecha	<i>R. mangle</i> (% rem./mort.)		Detritus acumulado (g. peso húmedo **)			
	Con cerco	Sin cerco	macroalgas	hojas	ramas	Total
7/11/1996	0	0	0	0	0	0
9/12/1996	0	59	444.0	1,386.3	504	2,367
10/01/1997	20	82	285.0	251.0	5.3	547
11/02/1997	27	82	602.5	217.0	164.0	1,014.5
19/03/1997	27	82	1,204	369.0	336.0	2,191.0
23/04/1997	27	100	2,205.4	142.2	30.9	2,378.5

\*\* En el cerco perimetral de 8.54 m de longitud con 5 bandas paralelas de tiras de plástico (0.5 cm de ancho) distribuidas en 0.6 m de altura.

% rem./mort.: Porcentaje removido o muerto.





Tabla 10. Material retenido por la barrera de protección

Descripción del Material (gr.peso húmedo drenado)						
Fecha	Macroalgas	Especies	Moluscos	Hojas	Ramas	Plantas Terrestres
09-12-96	443.7		20.6	1,386.3	503.9	6.9
10-01-96	284.9	<i>Ulva lactuca</i> (90%) <i>Enteromorpha spp.</i> (5%) <i>Dictyota ciliolata</i> (5%)	6.0	250.8	5.3	
11-02-97	602.5	<i>Ulva lactuca</i> (70%) <i>Enteromorpha spp.</i> (29%) <i>Dictyota ciliolata</i> (1%)	30.5	216.7	163.9	6.0
19-03-97	1,203.8	<i>Ulva lactuca</i> (45%) <i>Enteromorpha spp.</i> (1%) <i>Dictyota ciliolata</i> (45%) <i>Chaetomorpha spp.</i> (7%) <i>Ulva lobata</i> (1%) Alga roja indet. (1%)	203.9	368.7	336.0	77.59
23-04-97	2,205.4	<i>Ulva lactuca</i> (36%) <i>Enteromorpha spp.</i> (19%) <i>Dictyota ciliolata</i> (43%) <i>Ulva lobata</i> (1.2 %) <i>Diptopteris spp.</i> (0.76%)	253.7	30.9	30.9	





Tabla 11. Variación estacional de la biomasa de macroalgas y especie dominante en la Vena del Caimán

Fecha de colecta	Peso Seco g m <sup>-2</sup>	Spp. dominante	%	(Peso seco) g m <sup>-2</sup>
10/03/1997 *	736.11	<i>Spyridia filamentosa</i> , <i>Enteromorpha sp.</i> <i>Ulva lactuca</i> * Resto menor a	>52 >14 >13 11.8%	382 103 95.7
19/03/1997	295.50	<i>Enteromorpha sp.</i> <i>Ulva lactuca</i>	>83 >15	245.3 44.3
02/05/1997	437.10	<i>Enteromorpha sp.</i> <i>Dictyota sp.</i>	>43 >52	187.9 227.3
29/05/1997	411.26	<i>Enteromorpha sp.</i>	>89	366.0
15/08/1997	513.34	<i>Chaetomorpha sp.</i> <i>Spyridia filamentosa</i>	>54 >40	277.2 205.3
27/09/1997	21.30	<i>Spyridia sp.</i> <i>Chaetomorpha sp.</i> <i>Enteromorpha sp.</i>	>55 >21 >13	11.7 4.5 2.8
15/01/1998	85.30	<i>Enteromorpha sp.</i> <i>Spyridia sp.</i>	>80 >16	68.2 13.6
23/02/1998	31.00	<i>Ulva lobata</i>	>82	25.4
27/03/1998	119.62	<i>Enteromorpha sp.</i>	>90	107.7

\* Estero La Sirena.

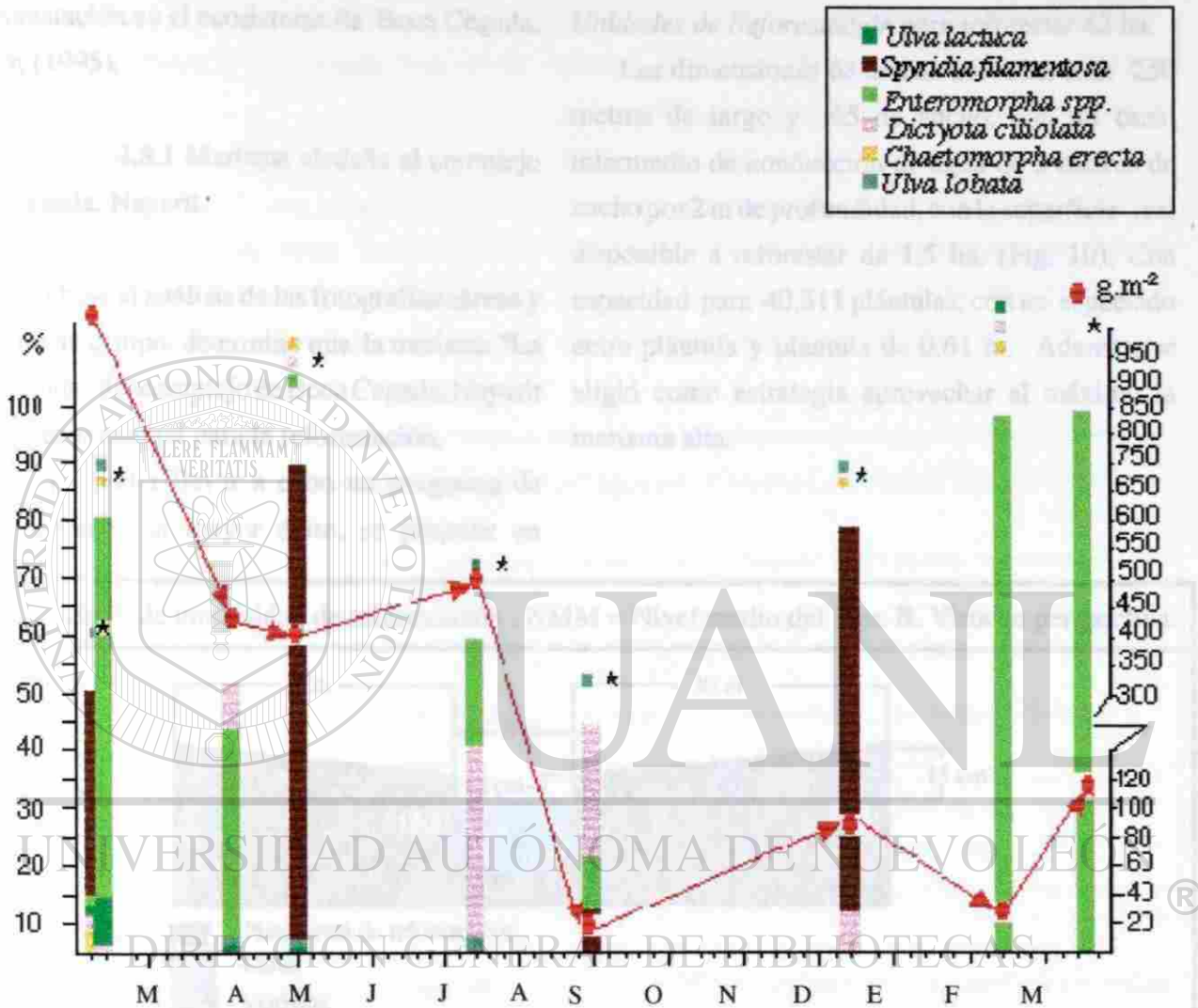


Fig. 14 Variación estacional de la frecuencia y biomasa en peso seco de macroalgas en el bajo de inundación (plataformas artificiales) del Estero de Uñas, Sinaloa (1997-1998). \* Presencia < 10 %.



**4.8 Determinación de las áreas potenciales de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).**

**4.8.1 Marisma aledaña al complejo Boca Cegada, Nayarit.**

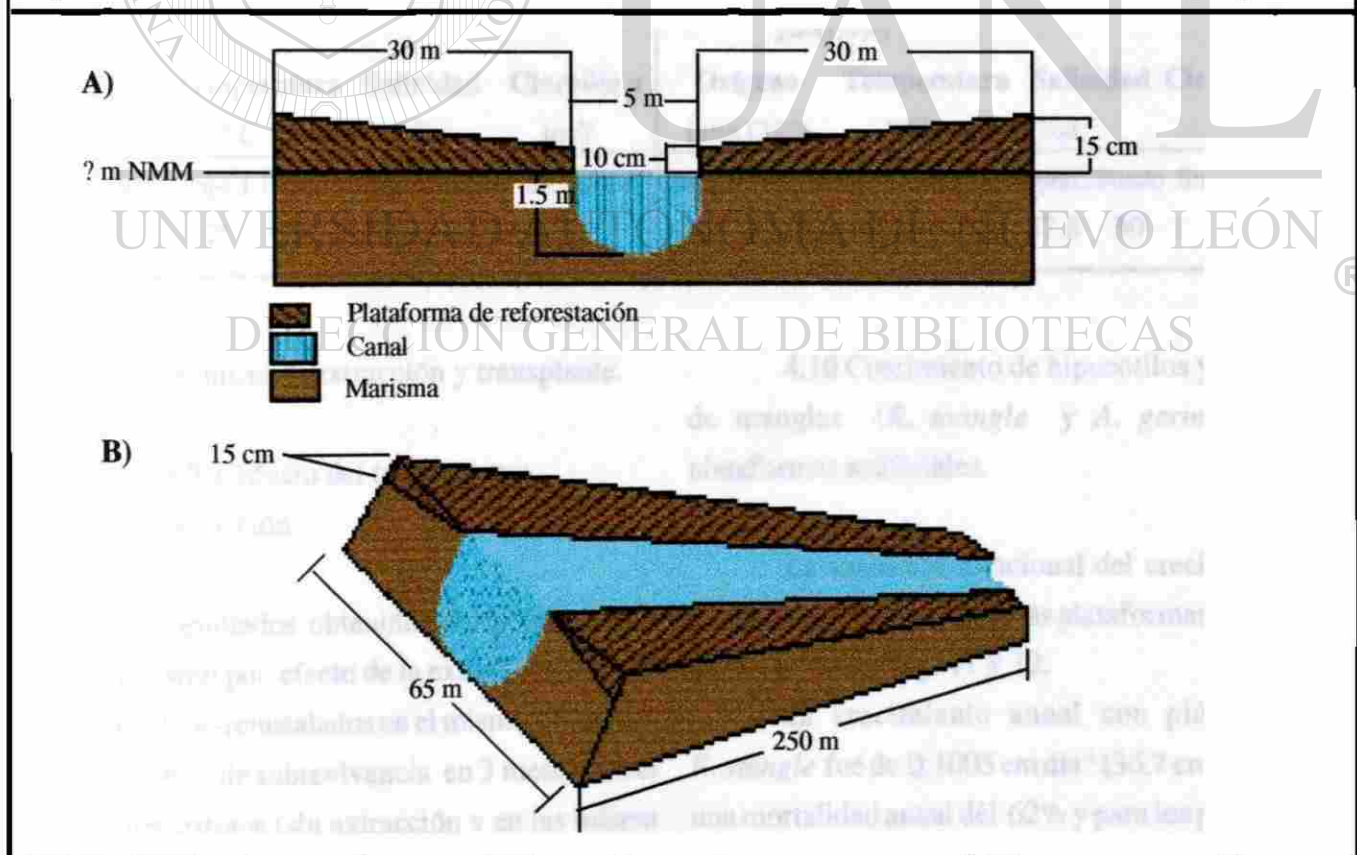
El base al análisis de las fotografías aéreas y el trabajo de campo, determino que la marisma "La Tronconuda" del complejo de Boca Cegada, Nayarit como área potencial para la reforestación.

Para poder llevar a cabo un programa de reforestación con mayor éxito, se propone en

específico para esta marisma, el diseño de 28 *Unidades de Reforestación* para reforestar 42 ha.

Las dimensiones de dichas unidades son: 250 metros de largo y 65 de ancho, con un canal intermedio de conducción de agua de 5 metros de ancho por 2 m de profundidad, con la superficie real disponible a reforestar de 1.5 ha. (Fig. 10). Con capacidad para 40,311 plántulas, con un espaciado entre plántula y plántula de 0.61 m. Además, se eligió como estrategia aprovechar al máximo la marisma alta.

Fig.10. A) Perfil de una unidad de reforestación. NMM = Nivel medio del Mar. B) Vista en perspectiva.





**4.8.2 Determinación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995 (Tabla 11).**

La determinación de las variables físicas y químicas del agua de la vena "Los Olotes", específicamente en el punto denominado como embarcadero (punto A, Mapa 2), refleja una evidente influencia de la marea del estero de Varadero en la

hidrología de esta vena. Las variables medidas en el agua durante la marea baja (por la mañana) indican niveles de oxígeno bajos (3 mg/l), y una mayor concentración en clorofila *a*. El oxígeno sube hasta 4.78 con la entrada de agua de mar, que diluye también los niveles de las clorofilas a casi la mitad (Tabla 12). Finalmente, temperatura no mostró variación alguna por efecto de la profundidad en ninguna de las dos horas del día (Tabla 12).

Tabla 12. Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995.

MAREA BAJA				MAREA ALTA										
24-07-95				24-07-95										
Oxígeno (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )	Temperatura °C	Salinidad ‰	Clorofila <i>a</i> ug/l	Oxígeno (mg O <sub>2</sub> l <sup>-1</sup> )	Temperatura °C	Salinidad ‰	Clorofila <i>a</i> ug/l							
Superf.-Fondo	Superf.-Fondo	Superf.-Fondo	Superficie	Superf.-Fondo	Superf.-Fondo	Superf.-Fondo	Superficie							
4.74	4.78	29	29	30	---	3.7		2.63	3.08	30	30	37.8	30	7.6

#### 4.9 Técnicas de extracción y trasplante.

##### 4.9.1 Efecto del traumatismo por extracción.

Los resultados obtenidos de la evaluación del traumatismo por efecto de la extracción fueron: En los extraídos-reinstalados en el mismo orificio se obtuvo un 99% de sobrevivencia en 3 meses. En el caso de los testigos (sin extracción y en la misma zona) se obtuvo 100% de sobrevivencia en 3 meses.

#### 4.10 Crecimiento de hipocótilos y plántulas de manglar (*R. mangle* y *A. germinans*) en plataformas artificiales.

La variación estacional del crecimiento de las especies de manglar en las plataformas se pueden observar en las Fig. 11 y 12.

El crecimiento anual con plántulas de *R. mangle* fue de 0.1005 cm día<sup>-1</sup> (36.7 cm año<sup>-1</sup>) con una mortalidad anual del 62% y para los propágulos de 0.14 cm día<sup>-1</sup> incluyendo el periodo de latencia



de 1 a 1.5 meses que no presenta crecimiento, con un 100% de remoción/mortalidad en 9 meses. Para plántulas de *A. germinans* fué de  $0.088 \text{ cm día}^{-1}$  ( $32.12 \text{ cm año}^{-1}$ ) con un 87% de mortalidad anual.

Crecimiento y mortalidad bajo condiciones del medio ambiente natural.

Los propágulos y plántulas utilizadas como control se localizaron dentro del bosque de manglar. Los propágulos de *R. mangle* presentaron un periodo de latencia de 1.5-2 meses, observándose tan sólo una tasa de crecimiento de  $0.0024 \text{ cm día}^{-1}$  con un 100% de remoción/mortalidad a los tres meses. En el caso de las plántulas la razón de crecimiento fué de  $0.242 \text{ cm día}^{-1}$  ( $58.8 \text{ cm/8 meses}$ ) con un notorio incremento en el crecimiento del 100%, durante el periodo de septiembre a octubre, pero un 100 % en la mortalidad en el octavo mes (Fig. 11)

En el bosque de *A. germinans* las plántulas presentaron comparativamente una razón de crecimiento bajo de  $0.018 \text{ cm día}^{-1}$  ( $6.6 \text{ cm año}^{-1}$ ), con baja mortalidad (53%) en un año (Fig.12).

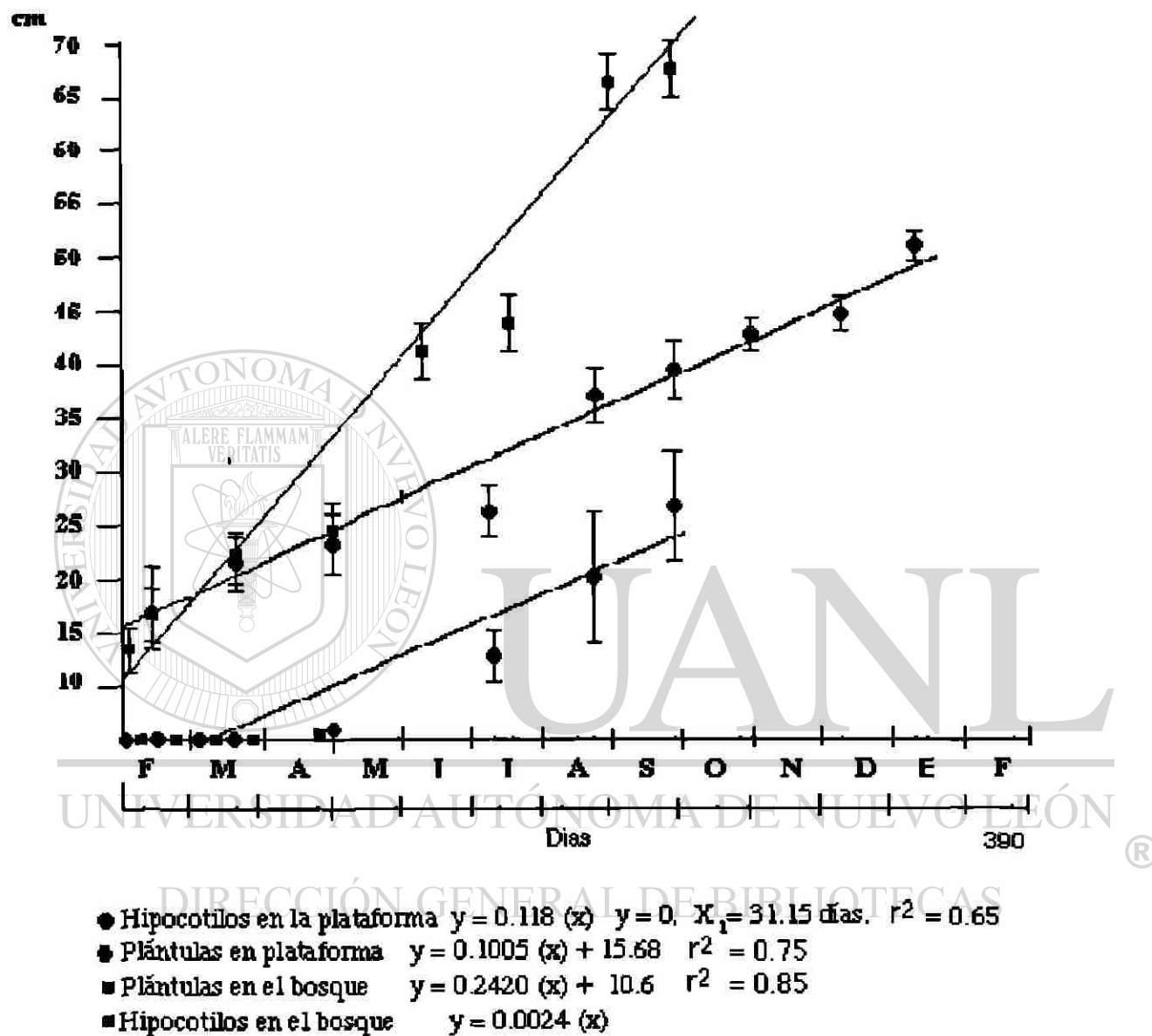


Fig. 11 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresion en plántulas/hipocotilos de *R.mangle* en una plataforma artificial y en el bosque de manglar durante 1996-1997.





de 1 a 1.5 meses que no presenta crecimiento, con un 100% de remoción/mortalidad en 9 meses. Para plántulas de *A. germinans* fué de  $0.088 \text{ cm día}^{-1}$  ( $32.12 \text{ cm año}^{-1}$ ) con un 87% de mortalidad anual.

#### Crecimiento y mortalidad bajo condiciones del medio ambiente natural.

Los propágulos y plántulas utilizadas como control se localizaron dentro del bosque de manglar. Los propágulos de *R. mangle* presentaron un periodo de latencia de 1.5-2 meses, observandose tan sólo una tasa de crecimiento de  $0.0024 \text{ cm día}^{-1}$  con un 100% de remoción/mortalidad a los tres meses. En el caso de las plántulas la razón de crecimiento fué de  $0.242 \text{ cm día}^{-1}$  ( $58.8 \text{ cm}/8 \text{ meses}$ ) con un notorio incremento en el crecimiento del 100%, durante el periodo de septiembre a octubre, pero un 100 % en la mortalidad en el octavo mes (Fig. 11)

En el bosque de *A. germinans* las plántulas presentaron comparativamente una razón de crecimiento bajo de  $0.018 \text{ cm día}^{-1}$  ( $6.6 \text{ cm año}^{-1}$ ), con baja mortalidad (53%) en un año (Fig.12).





### Análisis estadístico

Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R.mangle* y *A.germinans* con las plántulas en las plataformas y el medio natural (controles en el bosque de manglar) y entre plántulas y propágulos de *R.mangle* se presentan en la Tabla 13:

Tabla 13. Pruebas de significancia para la razón de crecimiento de dos especies de manglar en una plataforma artificial y en el bosque de manglar.

COMPARACIONES	t Tablas	t-observada	P	Significancia *
R.m. plat. vs R.m. nat.	1.97	12.23	9.1 e-27	S
R.m. plat. vs A.g. plat.	1.97	1.18	0.237	NS
A.g. plat. vs A.g. nat.	1.97	10.34	2.76 e-22	S
R.m. plat. plántulas vs hipocotilos. plat.	1.55	1.99	0.12	S **
R.m. nat. vs A.g. nat.	1.97	19.02	6 e-51	S

\* Prueba con un valor de significancia del 99 %

\*\* Prueba con un valor de significancia del 95%

La razón de crecimiento no fué significativa entre las dos especies de manglar instaladas en las plataformas (*R. mangle* y *A.germinans*). El resto de las comparaciones que se presentan en la tabla superior muestran una diferencia significativa en su razón de crecimiento.





**4.11 Características físicas y químicas del sedimento y agua superficial e intersticial en dos bosques de manglar (*A. germinans* y *R. mangle*) y bajo de mareas el Estero de Urfas, Sinaloa.**

valor más alto de materia orgánica se localizo en el bajo de inundación con 80% en el mes de mayo y en el mismo sitio con valores bajos de 5.24% en septiembre y 4.13 % en febrero.

Se tomaron muestras de suelos tanto en el bosque de *R. mangle*, *A. germinans* como en el bajo de mareas donde se realizo el experimento con la plataforma artificial, mostrando en la Tabla. 14 con detalle las propiedades del suelo. El tipo más común tiene una textura de arena-limoso, excepto en el bosque de *A. germinans* que fué típicamente de arena-arcilloso. La acidez del suelo presento rangos de pH desde 5.8 a 7.6. La materia orgánica fué muy variables comparada con los tres sitios de interes. El

Tabla 14. Análisis granulométrico del sedimento en el bosque de dos especies de manglar y un bajo de inundación

Ambiente	Promedio					pH intersticial	Salinidad intersticial‰
	Arena %	Limo %	Arcilla %	Mat. Org. %			
Bosque de <i>R. mangle</i>	92.8	2.4	4.8	11.9-15.6	6.0-7.2	20.0-38.0	
Bosque de <i>A. germinans</i>	82.8	10.2	7.0	20.6-37.3	5.8-6.9	18.0-45.0	
Bajo con plataformas artif.	96.2	3.1	0.75	4.13-80.0	7.2-7.6	25.0-38.0	
<b>* Rango de tamaño en las arenas:</b>	<b>Más abundantes mm (&lt; 90%)</b>				<b>Presencia (mm)</b>		
Bosque de <i>R. mangle</i>	0.0070 a 0.0035						
Bosque de <i>A. germinans</i>	0.0098 a 0.0049						
Bajo con plataformas artif.	0.0197 a 0.0098				0.111 a 0.0025		



#### 4.13 Ciclo anual de las características físicas, químicas y biológicas del agua en el Estero de Urías, Sinaloa.

La variación de los parámetros físicos, químicas y biológicos del agua de la Vena El Caiman se caracteriza por elevadas temperaturas de junio a septiembre (verano) con las máximas salinidades a finales de la época de sequía (mayo y junio) y las más bajas salinidades en las épocas de lluvias (septiembre). Los valores de oxígeno más altos se detectaron durante el invierno de diciembre a febrero. Las clorofilas presentaron valores bajos para sistemas lagunares y con un comportamiento variable (Tabla. 15).

Tabla 15. Variaciones estacionales de temperatura, salinidad, oxígeno y clorofilas "a" total en la Vena del Caiman del Estero de Urías, Sinaloa (1996-1997).

Fecha	Temperatura ° C	Salinidad ‰	Oxígeno mg O <sub>2</sub> /l	Clorofilas "a" total mg / m <sup>3</sup>
26-09-96	31	20	2.61	0.31
09-12-96	24	38	4.20	2.51
21-02-97	23	40	5.20	3.22
02-05-97	27	45	2.86	0.30
23-06-97	30	45	2.04	1.24

4.12 Intensidad luminosa en el bosque de *R. mangle* y *A. germinans*, y en las plataformas artificiales.

Se determinó la intensidad luminosa en el bosque de *A. germinans* bajo tres condiciones: con sol (aperturas en el dosel de los árboles), sombra (dosel cerrado) y en zonas con plántulas. Los rangos de intensidad de luz variaron de 96,500 a 137,500 lux con sol, de 2,250 a 11,220 lux con sombra y 2,950 a 19,760 lux con plántulas. Para bosque de *R. mangle* se intentó determinar las mismas zonas

que en *A. germinans*, pero en el caso de las zonas soleadas no fue posible puesto que el dosel del bosque era bastante denso y en poco tiempo se cerró por completo, por lo cual solo se determinó la intensidad luminosa en áreas donde se presentaba las plántulas, cuyo rango fue de 10,501 a 11,314 lux. En las zonas del bajo de inundación donde se colocaron las plataformas artificiales presentó un rango de intensidad de luz de 107,600 a 130,900 lux.



#### 4.14 Diseño del vivero experimental

##### 4.14.1 Estimación del volumen de agua desplazado por los materiales del filtro biológico

Se estimó un volumen de agua del 40.6% del volumen total ocupado por la grava (59.4% desplazado) y 35% para la arena (65% desplazado) con un tamaño del grano de 0.111 a 0.0025 en pulgadas de diámetro.

##### 4.14.2 Crecimiento experimental de plántulas bajo diferentes condiciones de intensidad luminosa (Vivero experimental).

Se examinó la relación entre la luz y el crecimiento/mortalidad en plántulas de *A. germinans*, encontrándose que para plántulas con luz solar directa (con una intensidad de luz de 61,700 a 135,300 lux), su crecimiento y mortalidad fué

menor que las plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz (al 65% por medio de una malla, con intensidades de luz de 49,000 a 195,000 lux) de 0.09 cm/ día (17.8 cm/6.6 meses) y 0.13 cm día<sup>-1</sup> (25.1 cm/10 meses) y de una mortalidad de 15.8% y 73.3% respectivamente. Para plántulas de *R. mangle* con atenuación de la luz fué de 0.12 cm día<sup>-1</sup> (22.0 cm/7 meses) y una mortalidad de 6 %, observándose mayor crecimiento que las plántulas bajo luz solar directa de 0.09 cm día<sup>-1</sup> (17.8 cm/6.6 meses) y una mortalidad de 13.3 % (Anexo. Foto 12).

##### Análisis estadístico

Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R. mangle* y *A. germinans* con las plántulas con atenuación de la luz solar al 65% y luz directa se presentan en la Tabla 16.

Tabla 16. Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R. mangle* y *A. germinans* con las plántulas con atenuación de la luz solar al 65% y luz directa.

COMPARACIONES	t Tablas	t observada	P	Significancia
<i>R.m.</i> 65% de atenuación vs <i>R.m.</i> directo	1.97	1.03	0.304	NS
<i>A.g.</i> 65% de atenuación vs <i>A.g.</i> directo	1.97	0.87	0.390	NS

La razón de crecimiento no fué significativa entre las dos especies de manglar instaladas con atenuación de la luz y directamente a la luz solar (*R. mangle* y *A. germinans*)





4.14.2.1 Condiciones de intensidad luminosa durante el periodo de luz (12 hrs) en un ciclo anual.

El promedio máximo de intensidad luminosa observada en el año para el vivero con manglar en los cinco puntos fué durante el verano en el día 15 de septiembre de 1997, con  $8.58 \times 10^5$  lux.día<sup>-1</sup>. Posteriormente podemos observar en la Fig.13 a, b,c,d, e, una disminución en la intensidad luminosa, con el valor más bajo durante el invierno en el día 28

de enero de 1998 con  $4.39 \times 10^5$  lux.día<sup>-1</sup>, aunque el mes de julio presento valores menores, debido a que el clima fué muy variable y permanecio casi todo el mes nublados (anormal). A partir del mes de junio se observa nuevamente el incremento en la intensidad luminosa.

Los periodos de máxima intensidad durante el día en el invierno fué entre las 11:00 a 12:00 de la tarde y durante el verano entre 11:00 a 15:00 aproximadamente, como lo podemos observar en la Fig. 13 a,b,c,d, e.

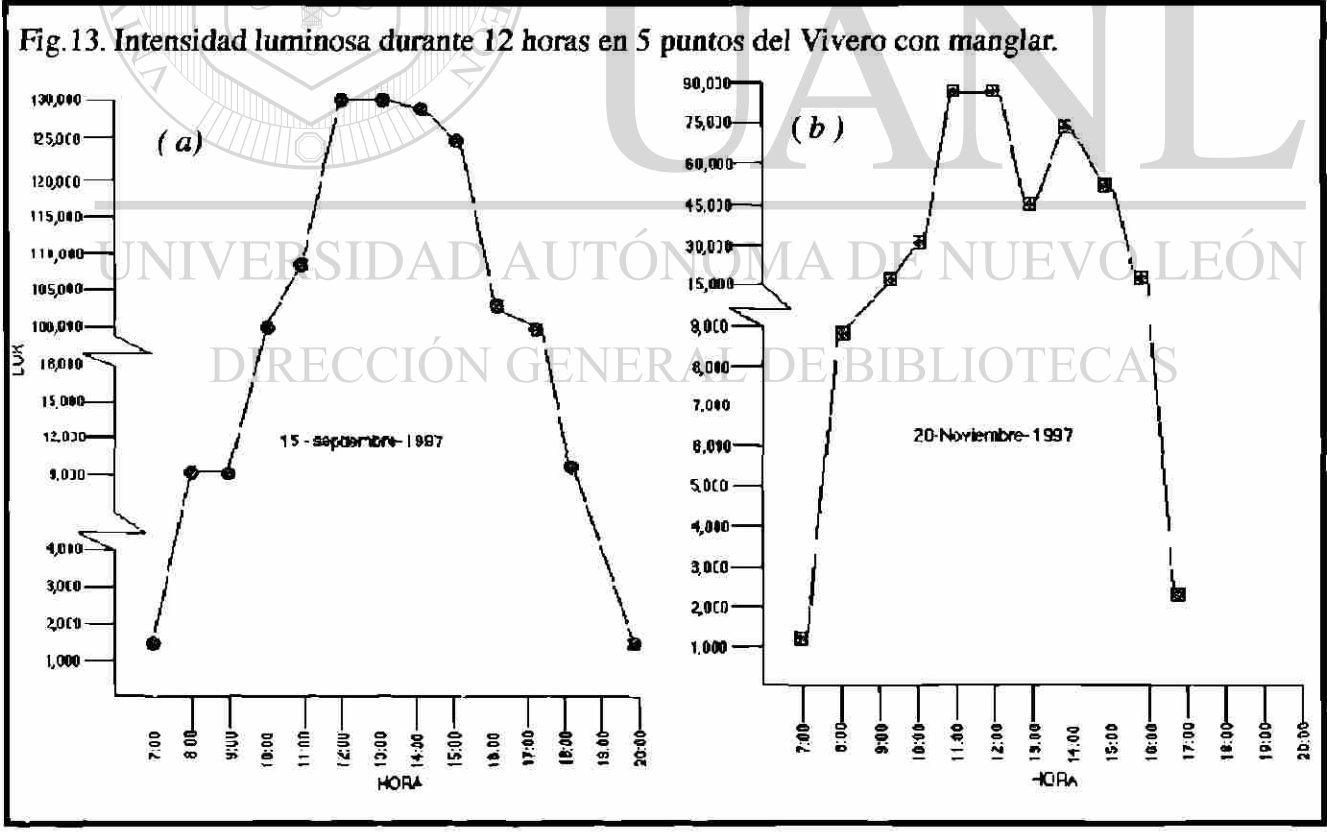
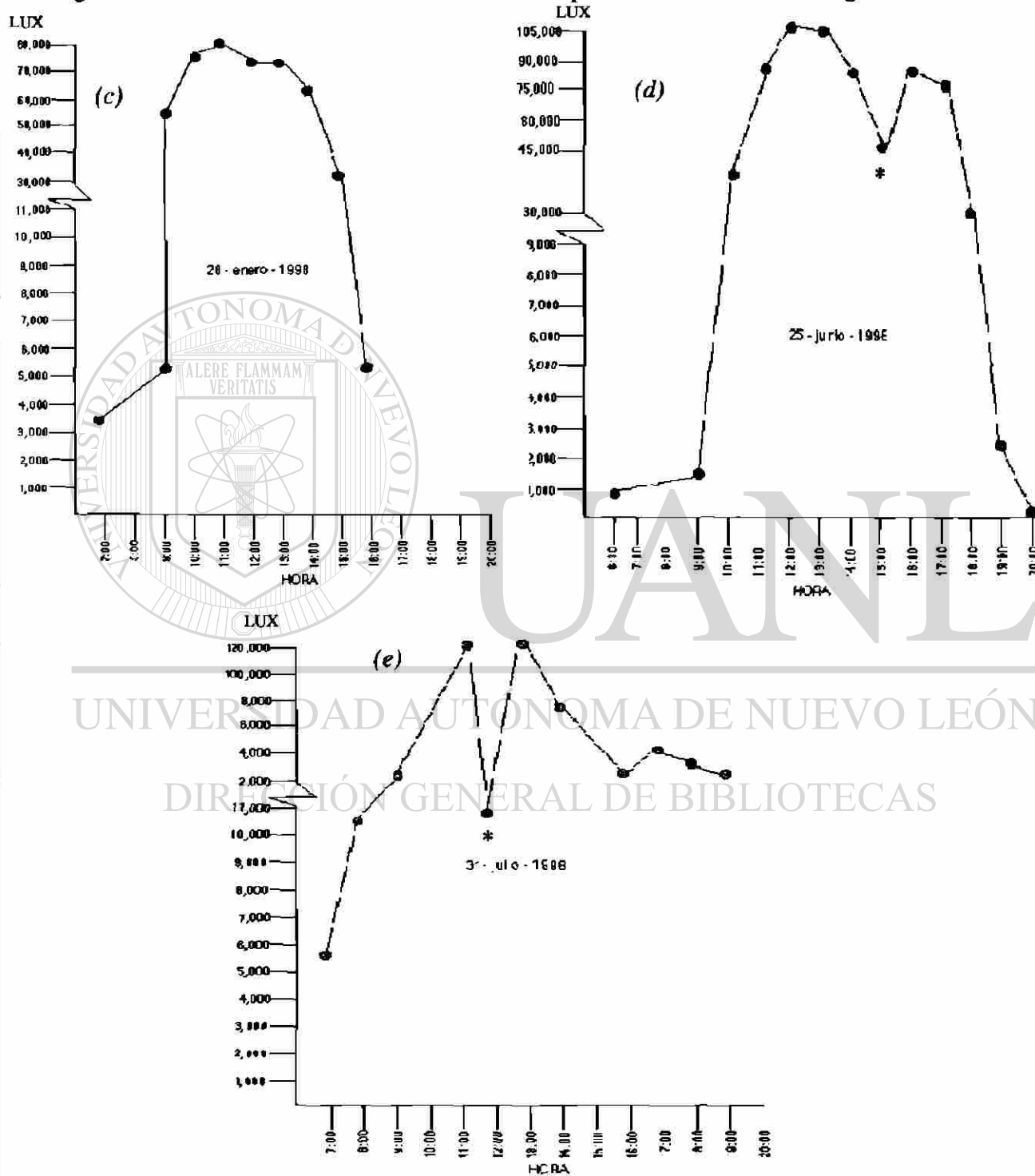






Fig. 13. Intensidad luminosa durante 12 horas en 5 puntos del Vivero con manglar.



\* Nubosidad



**4.14.3** Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusión con dos especies de manglar: *R.mangle* y *A.germinans* y fustes con *A.germinans*.

**4.14.3.1** Experimentos de fusión en un vivero experimental.

Los resultados obtenidos en el éxito de la técnica fueron los siguientes:

1) Época verano-invierno: Tanto para *R.mangle* como *A.germinans* se observó para las fusiones con dos plántulas de talla promedio inicial de 33.0 cm +/- 7.9, un éxito del 60%. Así como las fusiones de tres raíces para *R. mangle* iniciando con una talla de 14.1 cm +/- 5.02. Para *A. germinans* en fusiones de tres se observó menor éxito con un 40%, con una talla promedio inicial de 15.01 cm +/- 3.4. La sobrevivencia que presentaron las plantas posterior a la formación del callo con la fusión fue para *R. mangle* de 33 % y para *A.germinans* 33 %.

2) Época primavera-verano: En *R.mangle* en fusiones de dos y tres plántulas con 90 y 80% respectivamente con una talla promedio inicial de 25.6 cm +/- 5.7 y 30.5 cm +/- 13.1. En el caso de *A.germinans* se presentó un 70 y 50% de éxito con fusiones de dos y tres plántulas, con una talla promedio inicial de 34.3 cm +/- 7.9 y 42.9 cm +/- 6.9. Con una sobrevivencia del 100% para ambas especies (Anexo. Foto 6).

Ambas épocas presentaron la formación del

callo a partir de 1.5 meses en las dos especies.

**4.14.3.2** Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa.

Los resultados del éxito obtenidos de la capacidad reproductiva tanto para *A. germinans* como *L. racemosa* fue de 15% con presencia de brotes a partir del mes y un 50 % con brotes a partir del segundo mes respectivamente (Anexo. Foto 7).

**4.15** Dendrocronología.

La datación de cada serie fue validada comparandola con el resto de las repeticiones de los radios y las otras muestras de la localidad. Las comparaciones entre los radios se hicieron en base al tamaño perimetral, se compararon entre sí los cortes transversales de los troncos con menos de 0,7 cm de diferencia, puesto que mayores a este los valores de correlación en su mayoría son menores a  $r=0.31$ . En base a el análisis de fotografías aéreas de 1970 y 1995 permitió familiarizarse de manera general con la hidrología frecuente de la zona, el área de afectación de la granja, la evolución temporal del perfil costero, en específico en relación a la generación o remoción de manglar. Como se dispuso de material fotográfico en blanco y negro de 1970 y a colores a escala 1:5,000 de 1995, se pudo observar que en la porción occidental de la marisma (Alta y Media) se localiza





una franja de un bosque de manglar joven (Ver inciso 4.3) de aproximadamente 51 ha. en base a la interpretación de dos fotografías aéreas de diferentes años (1970 y 1995) realizadas por Hammann (com. pers.) como se puede apreciar en la Mapa 2. De tal manera que nos permitieran definir la reforestación natural del bosque a través del tiempo para confirmar y precisar la edad de los maglares, así como el número de anillos por año. En base a lo anterior se obtuvo los siguientes resultados:

Zona	Edad
1) Vena La Diabla (Muertos)	9 años
2) Zona de la playa (Muertos)	14 años
3) Vena Los Olotes	
Circunferencias mayores a 40 cm	
Muertos	20 años
Vivos	20 años
Circunferencias	
Muertos (22.0 cm)	7 años
Vivos (23.5 cm)	13 años

En base a esta información se localizaron las estructuras lenticulares, concordando con el periodo de 1984 hasta 1997 y con mayor frecuencia de 1989 al 1993 volviendo a disminuir hacia 1998.



## V. DISCUSION

**D**istribución, estructura e impacto ambiental en manglares de dos ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México.

El efecto causado por el fenómeno denominado "El Niño" fué demostrado en base al análisis del aporte de materia orgánica de los bosque de manglar negro (*A. germinans*) y mangle rojo (*R. mangle*) en el Estero de Urías, Sinaloa (Tabla 7).

Es relevante indicar que el conjuntos de estos eventos naturales y antropogénicos han sido la causa del 12% de mortalidad del total de los manglares de México de 1970 a 1995 (Tovilla, 1994).

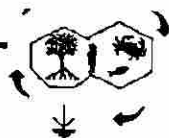
A continuación se discuten las posibles fuentes de deterioro de los ecosistemas de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa y Boca Cegada, Nayarit.

Los bosques de manglar exhiben una gran variabilidad en su estructura en base a sus parámetros medio ambientales, físicos y químicos del agua. Dichos factores incluyen concentraciones de nutrientes aportados por los ríos o escurrimientos terrigénicos, precipitación e intensidad de evaporación, nivel topográfico, frecuencia y periodo de inundación por la marea, composición del sedimento, tensores naturales como sequías prolongadas, altas salinidades, plagas y herbivorías. Los manglares presentan variabilidad en su comunidad, lo que origina distintos tipos fisionómicos de bosques (Tabla 17).

Característica	TIPO DE BOSQUE			
	Ribereño	Borde	Cuenca	Matorral
Densidad (rodales/ha)	1730 +/- 350	5930 +/- 3005	3580 +/- 394	25030
Area basal (m <sup>2</sup> /ha)	41.3 +/- 8.8	17.9 +/- 2.9	18.5 +/- 1.6	0.6
Especies (No./0.1 ha)	3 +/- 0.4	2.0 +/- 0.3	2.3 +/- 0.2	1
Altura (m)	17.7 +/- 3.7	8.2 +/- 1.1	9.0 +/- 0.7	1.0
Defoliación (gm <sup>2</sup> año <sup>-1</sup> )	1170 +/- 170	906 +/- 89	730 +/- 30	130
Precipitación (mm año <sup>-1</sup> )	+ 1600	+ 1600	+ 1300	1605

Tabla 17. Características estructurales de diferentes tipos fisionómicos y productividad de hojarasca (Flores-Verdugo, 1992)





### 5.1.1 Análisis fotográfico del Estero de Urías, Sinaloa (1977 a 1995).

Para el ecosistema de manglar tipo borde, se observó un valor muy similar en cuanto a su extensión a través de los 18 años. La estructura forestal del manglar tipo borde en áreas poco perturbadas como se puede observar en la Tabla 3 en las venas del "Caiman" y "El Zacate" es mayor a diferencia del estero "El Confites" adyacente a una granja camaronícola. En este último caso es notable la disminución de la densidad (aproximadamente 50%) con respecto a las dos venas. Esta alteración se atribuye principalmente a la tala selectiva como consecuencia de la accesibilidad al sitio al usar los bordos de la granja como vías de extracción de madera para postes y leña. Twilley (1991) reporta comportamiento similar en los manglares adyacentes a granjas camaronícolas en Ecuador. La especie dominante es el manglar negro (*A. germinans*) y en segundo lugar el manglar rojo (*R. mangle*) e individuos aislados de manglar blanco (*L. racemosa*).

El manglar tipo matorral fué prácticamente monoespecífico de *A. germinans* presentando densidades elevadas, pero áreas basales menores a los 7 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>. Esto es debido probablemente a la hipersalinidad del suelo, por los cambios en el tiempo de inundación al encontrarse en la parte posterior de un bordo natural con 60 % de

salinidad ( Fig. 5). Esto provoca un mayor tiempo de residencia del agua y por lo tanto una tendencia a la hipersalinidad por la evaporación.

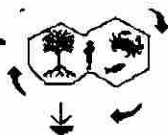
En el manglar tipo matorral presento un incremento en extensión (ha) del 50% de 1977 a 1995 (Tabla 1 ). Este aparente aumento también ha sido observado en otras áreas (ejemplo Boca Cegada, Nayarit, inciso 4.4.2). Sin embargo es importante mencionar que la determinación del hectareaje no presenta precisión debido a la calidad de la fotografía aérea de 1977 y una parte significativa probablemente corresponda a matorrales terrestres.

Cabe mencionar que lo más relevante de dicho análisis es la disminución en la superficie de las marismas relacionados con la expansión de las granjas camaroneras hasta 1995 (Tabla 1).

### 5.1.2 Análisis fotográfico de Boca Cegada, Nayarit de 1970 a 1998.

La región de Boca Cegada Nayarit forma parte del complejo lagunar estuarino de San Cristobal, San Blas y se caracteriza por tener manglares mejor desarrollados y más extensos que el Estero de Urías , con una altura promedio de 10 a 12 m en el manglar tipo borde (Tabla 18). Esto es debido a que las condiciones hidrológicas son más adecuadas, por los aporte de agua dulce de arroyos y los desbordes del río Santiago.

En base al material fotográfico de 1970 en comparación de 1995, se puede observar un



ecosistema constituido predominantemente por manglares y marismas. Es particularmente interesante hacer notar que en la porción occidental de la marisma "La Tronconuda" (alta y media. Mapa 2) se localiza una franja de un bosque de manglar de aproximadamente 51 ha en 1995 que corresponde a una marisma en 1970 ( Mapa 4 y 5). La aparición de este bosque de manglar "joven" es atribuido a un posible aumento en la sedimentación a niveles favorables para el desarrollo de los manglares, viendose reforzado con los análisis dendrocronológicos expuesto en la sección de 4.15. La razón de ello se ve reflejado en los niveles topográficos observados en la marisma de "La Tronconuda" (Fig. 6), donde la marisma presenta niveles inferiores (5 a 7 cm) a los manglares. Este incremento en la sedimentación se desconoce si fué por un proceso paulatino ó por uno o varios debordes del río Santiago.

La vena "Los Olotes" es la principal vía fluvial que drena hacia los manglares de la zona del complejo de Boca Cegada, estimándose en 250ha la zona total de influencia de esta vena.

Ramificaciones de esta vía, como la vena de "La Diabla", se convierten en canales vitalizadores menos definidos pero siempre imprescindibles para los manglares del lugar. De ahí el papel crítico que juega esta vía y las venas tributarias en la permanencia y crecimiento de los bosques de mangle de la zona. Por ello cualquier obra de ingeniería que obstaculice o llegue a bloquear los efectos de mareas por este caudal, tendrá repercusiones en los manglares como se

puede apreciar en el análisis de impacto de 1998 (Tabla 2, Mapa 3).







Tabla 18. Comparación de la estructura forestal de las dos áreas de estudio con respecto a otras zonas geográficas del Pacífico de México.

Región	Densidad (mangles/ha)	Area Basal (m <sup>2</sup> /ha)	Tipo	Especie (Número)	Altura (metros)
Chantuto-Teculapa- Panzacola.*	1722	41.7	r	5	18.0
Chalatilla, Agua Brava*	1316	28.8	r	3	8.8
La Lechuguilla*	4341	11.4	b	4	4.5
El Verde*	1430	11.9	b	1	7.0
Punta Raquel*	2022	12.5	b	2	7.0
Boca la Tigra, Agua Brava*	3203	14.0	b	3	7.5
Marismas Nacionales*	1461	16.9	b	3	5.2
Barra de Navidad *	2029	14.0	b	4	4.9
Isla la Palma *	2360	29.6	c	2	8.8
Estero de Uriás					
Vena El Caiman <i>a</i>	3270	10.9	b	3	7.0
Vena El Zacate <i>a</i>	3,622	13.7	b	3	7.0
Estero Confites <i>a</i>	1,541	8.9	b	2	6.0
Marisma La Sirena <i>a</i>	36,000	7.2	m	1	1.0
Boca Cegada, Nayarit					
Estero Los Olotes <i>b</i>	*				
(Embarcadero)	1063	11.7	b	2	10
Estero Los Olotes <i>b</i>	2050	22.3	b	3	12
Z.de Mangle Nuevo <i>b</i>	3394	11.8	c	1	5.7
Manglar matorral <i>b</i>	40000	6.12	m	1	>1.5

\* Flores-Verdugo, *et. al.*, 1992

*a, b* Este estudio

Tipo

b : borde; c: cuenca; m: matorral; r: ribereño



### 5.1.3 Comparación de estructuras forestales con respecto a otras regiones geográficas.

La estructura forestal de zonas poco perturbadas del estero de Urías, Sinaloa corresponden en densidad y altura a manglares tipo borde con áreas basales bajas, aunque muy superiores a al tipo matorral (Tabla 17). Estas áreas basales son similares a las observadas en otras zonas semiáridas como "La Lechuguilla" y "El Verde" (Flores-Verdugo, *et al.*, 1992) por lo que los consideramos representativo de este clima. El estero de Urías, Sinaloa también presenta en su estructura forestal tanto en área basal como densidad valores similares a los registrados de ecosistemas del litoral Pacífico como Boca La Tigre en Agua Brava y en la zona de manglar "joven" del ecosistema lagunar de Boca Cegada (Tabla 18). Otro factor que determina el desarrollo estructural de los manglares de esta región son los huracanes. En particular los manglares del Noroeste de México se localizan en el cinturón de huracanes, donde ocurren en un 80% dichos fenómenos y se considera la probabilidad de afectarse un punto determinando cada 25 años (Flores-Verdugo, 1990). Esto se ve apoyado en la relativa homogeneidad en cuanto a su estructura forestal, que sugieren que son bosques de la misma generación (Tabla 3).

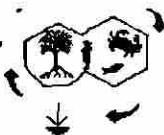
En Boca Cegada, Nayarit el área basal del mangle tipo borde de la vena "Los Olotes" (Punto B. Mapa 2) es de los más altos de las áreas de estudio, siendo ligeramente superior a los bosques

tipo borde, pero con una densidad dentro del rango reportado para manglares tipo borde (Tabla 17. Flores-Verdugo, 1992). Los manglares del punto B presentaron una mayor amplitud de su franja como los puntos E y G, lo que indica menor influencia de las aguas hipersalinas de la marisma (Fig. 6), en comparación con el punto A (Tabla 4) y punto F (Tabla 5).

Con respecto a los manglares de "Los Olotes" del punto G (Tabla 5), se puede observar el valor más alto en área basal, correspondiendo a un manglar tipo ribereño, así como su densidad. Así mismo el punto E presentó un área basal entre tipo borde y ribereño, y una alta densidad (Tabla 18). La baja densidad y elevada área basal de punto G en comparación con la alta densidad y menor área basal del punto E (Tabla 5), sugieren que los manglares cercanos a la vena "El Varadero", presentan condiciones hidrológicas por la influencia de mareas más adecuadas que los puntos retirados de esta vena, por lo cual son considerados como bosques maduros.

La zona de mangle nuevo presentó una densidad similar a un bosque tipo cuenca y una área basal típica de zonas semiáridas (Tablas 4 y 17. Lankford, 1977).

Los manglares tipo matorral tanto del estero de Urías, Sinaloa como Boca Cegada, Nayarit son similares en área basal y densidad (Tabla 18), resultado de la hipersalinidad. La salinidad superiores a 80‰ es un factor limitante para el adecuado desarrollo de la planta, Fig. 4. Teas



(1979), menciona que debido a la hipersalinidad de los suelos del bosque de manglar existe una reducción en su crecimiento.

El ecosistema lagunar estuarino de Boca Cegada, Nayarit presentan en su estructura forestal tanto en área basal como densidad valores similares a los registrados de ecosistemas del litoral Pacífico de otras áreas geográficas con excepción de Chantuto-Teculapa -Panzacola, Chiapas (Segura-Zamora and Ramirez-García, 1990. Tabla 18), por la diferencia en los aportes de agua dulce (clima subhúmedo).

#### 5.1.4 Impacto en manglares de Boca Cegada, Nayarit (1970-1998).

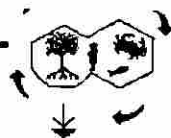
##### 5.1.4.1 Impacto por construcción de presas.

Del análisis fotográfico de 1970 a 1998 se observó una fuerte erosión en la costa alrededor de la desembocadura del río Santiago (Boca Asadero). Una península de arena y manglares observada en 1970 desapareció para 1995 (Mapa 3). Este fenómeno se confirmó en campo, determinándose una franja de manglar muerto a lo largo de la playa desde antes de la marisma baja hasta Boca Cegada como consecuencia de la fuerte erosión costera por el oleaje como se puede apreciar en el Mapa 3.

Dentro de la marisma baja se detectó una zona de *A. germinans* (mangle negro) muerto por sofocación de sus neumatóforos ocasionado por el acarreo de arena por olas de tormenta hacia su interior (manglar litoral. Mapa 3). Este fenómeno

provablemente este relacionado con la presa de Aguamilpa.

La presa de Aguamilpa además de su función como depósito de agua y control de inundaciones, actúa como una trampa de sedimentos los cuales dejan de llegar a la zona costera para conformar las playas. La presencia de lagunas de barrera arenosa y playas son producto del desequilibrio entre los procesos sedimentarios y los procesos erosivos en la costa. La principal fuente de sedimentos son los ríos. Cuando predominan los aportes de sedimentos por los ríos y corrientes litorales sobre los procesos erosivos del mar (oleaje) se forman las playas, las barreras arenosas y por lo tanto las lagunas costeras, los bajos y barras de la zona de mareas que son colonizadas por los manglares. Consecuentemente, la retención de los sedimentos por las presas pueden provocar que los procesos erosivos predominen sobre los sedimentarios y se inicie la erosión de las playas y barreras arenosas de las lagunas costeras como se ha observado en el área de estudio (Mapa 3). En base a los análisis fotográficos se estimó una erosión de aproximadamente 200 metros de playa inexistente previamente a la construcción de la presa de Aguamilpa. Este fenómeno sea observado en otras regiones geográficas como en el delta del río Nilo, el delta del río Mississippi y el río Colorado (Boesch, 1982). A su vez la retención de agua por las presas provoca que las lagunas pierdan sus características hidrológicas cambiando a una bahía o franja costera expuesta, por lo tanto perdiendo productividad, presentando una mayor



intrusión salina y una mayor susceptibilidad al daño que puedan causar las olas de tormentas y huracanes.

Así mismo se pudo observar dos zonas de manglar muerto dentro del ecosistema de Boca Cegada, Nayarit. Una zona de manglar muerto de 10 ha (Tabla 2), denominada como Marisma/manglar litoral (Mapa 2) cuya causa probable se debió al bloqueo de una vena por arena acarreada por el oleaje de tormenta a la parte posterior de la playa en proceso de erosión.

La segunda zona conformada por ambas venas (Los Olotes y La Diabla) drenan a una área de manglar tipo cuenca superior a las 200 hectáreas y tienen influencia de mareas principalmente por el Estero de Varadero donde se detectó una zona de manglar muerto de aproximadamente 12 ha (Cuenca La Diabla/Los Olotes, Mapa 2, Tabla 2). La causa de mortalidad de este bosque es desconocida, pero probablemente este relacionado con algún cambio en el patrón de inundación por la vena de Los Olote y La Diabla. Es importante destacar que de no restablecer su patrón hidrológico original puede incrementarse la mortalidad.

La vena de "La Diabla" presenta 14 ha de manglar muerto, que corresponde a un bosque tipo cuenca desconociéndose la causa de su mortalidad (Cuenca de La Diabla. Mapa 2). Se presenta como hipótesis que debido al proceso natural de subsidencia (hundimiento) del suelo del manglar por compactación y a la falta de aportes de sedimentos por el represamiento del río Acaponeta, su nivel actual probablemente se encuentre por

debajo de los niveles topográficos de distribución del manglar. En base al análisis dendrocronológico y estructura forestal, se determinó que es un bosque relativamente joven (10 años) y homogéneo.

Los manglares de la vena de La Diabla presentan las mismas características estructurales tanto para el año de 1995 (vivo) como de 1998 (muerto). Esto indica que no existe una pérdida en la densidad y área basal, es decir que la mortalidad es reciente (<4 años) debido a que aún no existe una remoción de madera muerta del bosque (Tabla 4, punto C y Tabla 5, punto H).

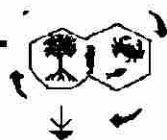
#### 5.1.4.2 Impacto de la acuicultura.

La destrucción de diversos humedales por la acuicultura ha acarreado problemas de calidad del agua en los cuerpos acuáticos adyacentes donde se ha visto un aumento en la turbidez, sedimentación y eutroficación. Un ejemplo es descrito por Primavera (1991) en Filipinas donde menciona que los beneficios producidos por el cultivo de *Penaeus monodon* son cuestionables en relación a los costos medio ambientales.

Se estima que el potencial acuícola para el estado de Sinaloa es de 40,000 ha (PND 1989-1994), desplazando la vegetación terrestre halófila original, como las praderas de *Salicornia sp.* y *Batis spp.* ("vidrillo").

Es importante mencionar que las interacciones entre la acuicultura y los ecosistemas





lagunares-estuarinos, marismas y manglares, en la región de Boca Cegada, Nayarit implican cambios en el paisaje, como la sustitución directa de ciertos ecosistemas (principalmente marismas), así como el efecto indirecto a los ecosistemas adyacentes (lagunas costeras y manglares).

En el análisis de 1995 se identificó una zona de manglar deforestado de 42 ha en la vena La Culebra (Mapa 2) con el objeto de establecer una granja camaronera.

Para 1998 se efectuó el análisis de impacto ambiental en ecosistemas de manglar en la misma región para las zonas de manglar muerto en la vena Los Olotes, venas tributarias y una zona de manglar tipo cuenca a ambos lados de Los Olotes, donde se pudo observar un fuerte afectación por la granja camaronera establecida adyacente a las zonas antes mencionadas. Dicho efecto fue consecuencia del bloqueo total, durante 19 meses, de la influencia de la marea proveniente del Estero Asadero, estimándose una pérdida de 58.6 ha de manglar (Área de influencia vena Los Olotes, Tabla 2, Mapa 2).

La superficie total de manglar afectado en las zonas adyacentes a las venas de Los Olotes y La Diabla se estima alrededor de 100.3 ha (Tabla 2).

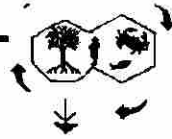
La variación de los niveles de marea en una vena puede ser significativo como ocurrió en la vena de La Diabla, la cual fue temporalmente bloqueada en su parte intermedia dividiendo la vena en dos secciones (SE y NW).

La sección SE de la vena presentó variación menor del nivel de mareas (< 12 cm) a la sección NW. Esto lo atribuimos a que la zona NW de esta vena está en contacto con el Estero de Varadero y por lo tanto bajo la influencia de mareas por Boca Cegada. La zona SE de la vena recibe poca influencia de mareas por el bloqueo temporal ocasionado con la construcción de un dren de descarga que interrumpen los flujos de agua provenientes del estero El Varadero. Esta zona recibe el aporte disminuido la marea desde San Blas por el Estero del Rey a varios kilómetros de distancia. Es de esperarse un incremento en la mortalidad por el bloqueo reciente lo que hace prioritario el restablecimiento de la comunicación.

La especie más afectada fue principalmente el manglar negro *A. germinans* principalmente de tipo borde, puesto que este bosque tiene relación hidráulica más directa con vena. El manglar tipo matorral que funcionalmente está vinculado con la marisma no presentó afectación notable. Es importante destacar que los escasos individuos de manglar blanco (*L. racemosa*) se encontraron vivos por ser una especie adaptada a aguas con escasa circulación (mayor tiempo de residencia) o poca variación de niveles de mareas.







**5.2 Productividad de hojarasca, degradación y crecimiento de área basal en el Estero de Urías, Sinaloa.**

### 5.2.1 Producción de hojarasca.

Los manglares forman parte de la vegetación de tipo perenne, presentando tasas variables de recambio foliar, lo que favorece una producción constante de materia orgánica en los bosques, esta producción queda disponible principalmente en forma de detritus y una pequeña porción es consumida por herbívoros (Heald 1969, Odum *et al.*, 1982).

La mayor productividad de los manglares es a través de la hojarasca (hojas, flores, frutos y ramas) que cae al suelo del bosque, con un aporte máximo durante la época de lluvias (Figs. 7 y 8). Dicho aporte varía a lo largo del año y dependerá de los cambios ambientales o bien al grado de tensión natural o artificial a la cual este sujeto (Golley *et al.*, 1962; Hernández y Muller 1971; Flores-Verdugo, 1985, Amarasinghe y Balas, 1992; Dugan 1992; Day *et al.*, 1996).

El recambio total de las hojas en árboles de *A. germinans* es de 330 $\pm$ 22 días y para *R. mangle* de 165 días aproximadamente (Tovilla, 1994). Lo que indica para esta última especie un recambio foliar total superior al 200% al año.

El aporte anual de hojas de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa para el bosque de *A. germinans* es del 84.55 % de la hojarasca y para *R. mangle* del 61.7 %, lo que es característico de un

bosque de manglar en estado juvenil. Este tipo de comportamiento es reportado por Snedaker y Lugo (1973) en regiones subtropicales, mencionando que el género de *Avicennia* tiene mayor aportación de materia orgánica a través de sus hojas. En cambio para los bosque climax de regiones templadas, el aporte por troncos y ramas llega a ser superior al 50% del total (Pool *et al.*, 1975).

La elevada productividad de hojarasca del bosque de manglar de *R. mangle* resulta particularmente notable (Fig. 7). El valor anual observado de hojarasca es elevado, estructuralmente pertenece al manglar tipo borde sin embargo su productividad corresponde a un manglar tipo ribereño cuya característica hidrológica es la de disponer de cantidades importantes de nutrientes terrigénicos (Tablas 17 y 19).

Comparativamente la productividad del bosque de *R. mangle* del sistema estuarino de Urías, Sinaloa, es similar a otros bosques de manglar del litoral Pacífico de México como El Verde Sinaloa (monoespecífico de *L. racemosa*), Agua Brava, Nayarit y Barra de Navidad, Jalisco (Flores-Verdugo, *et al.* 1992). Con respecto al Golfo de México la productividad de hojarasca de este bosque fue similar a La Mancha, Veracruz y L. Términos, Campeche (Flores-Verdugo, 1992. Tablas 17 y 19).

El bosque de *A. germinans* posee un aporte de hojarasca y dinámica trófica típica de los manglares tipo borde (Tablas 17 y 19), cuya productividad anual de hojarasca es

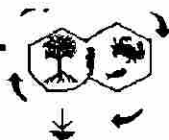




Tabla 19. Producción de hojarasca en ecosistemas de manglar

Localidad	Defoliación de hojarasca g (p.s) m <sup>-2</sup> año <sup>-1</sup>	Especie	Tipo	Lluvia (mm/ año <sup>-1</sup> )
<b>COSTAS DEL PACIFICO</b>				
Enfermería*	1631	R	B	250
Balandras*	948	R	B	250
El Verde*	1100	L	R	627
Punta Raquel, Agua Brava*	1015	R,L	C	1200
Punta la Tigra, Agua Brava*	1417	R,L,A	B	1200
Barra de Navidad, Jalisco*	1287	R,L,A	R,C	750
Estero de Urías <sup>a</sup>	1289	R	B	800
Estero de Urías <sup>a</sup>	651.7	A	B	800
<b>GOLFO DE MEXICO</b>				
Laguna La Mancha,* Veracruz	1263	R,A	R	1250
* Flores-Verdugo, 1992				
<sup>h</sup> Este Estudio				
R, <i>Rhizophora mangle</i> ; L, <i>Laguncularia racemosa</i> ; A, <i>Avicennia germinans</i> ; B, borde; R, ribereño, C, cuenca.				





comparativamente el 50% del bosque de *R. mangle*.

Los mayores aportes de hojarasca en años típicos (1996) ocurren en la época de lluvias (Julio a Octubre) y los menores durante el invierno (Figs. 7 y 8). Este patrón fué observado en forma similar para ecosistemas de manglar de la región de Florida (Heald, 1969; Pool *et al.*, 1975). Estos autores atribuyen el mayor aporte de hojarasca, al aumento de la tasa fotosintética como consecuencia del aumento de la temperatura, irradiación máxima, disponibilidad de agua dulce y nutrientes. Este patrón se ha observado también en manglares de otras regiones de México como Agua Brava, Nayarit (Flores-Verdugo y Briseño, 1987). Sin embargo, esto no coincide con lo reportado por Flores-Verdugo en 1987, donde el mayor aporte se presentó a finales de la época de sequía. Lugo y Snedaker (1975) mencionan que una alta tasa de defoliación sucede ocasionalmente en la época de sequía cuando esta es extrema y de larga duración. Los patrones de defoliación pueden ser sensibles a la tensión salina en el sedimento, lo que aumenta el costo energético para mantener tejido fotosintetizante y por lo tanto para reducir la presión osmótica (por la elevada salinidad dentro de la planta) se logra mediante una defoliación intensa.

Las pruebas de significancia al 99% en el aporte de materia orgánica de ambos bosques nos confirman una variación estacional significativa de un año a otro. El mangle negro (*A. germinans*) es más susceptible en sus flores a estas variaciones climáticas y en *R. mangle* es particularmente

significativo para frutos y en ciertas temporadas para hojas (Tabla 7).

Estas variaciones estacionales de 1996 a 1997 se atribuyen a varios factores posiblemente relacionados con el fenómeno del "Niño". Este fenómeno revierte los patrones climáticos normales, produciendo que una masa de agua cálida en la superficie del océano Pacífico se desplace cerca de las costas de Centro y Sur de América y hasta las costas de California, reduciendo severamente la cantidad de lluvias en la costa Pacífica de Centroamérica. La severa reducción de lluvias limita la disponibilidad de agua dulce en los manglares, generando serios trastornos en los ciclos reproductivos, especialmente en especies del borde interno del manglar que depende de la lluvia y la escorrentía superficial para su sobrevivencia (Jimenez, 1994). En el caso del Estero de Urías se puede observar que la distribución estacional de las lluvias para 1997 fué particularmente anómala en comparación a 1996 que representa un año típico (Fig. 15) y su precipitación anual fué menor a la media anual (750.2 mm). Así mismo se puede observar anomalías en la temperatura y en la intensidad y dirección del viento, siendo un año más frío de lo normal en el invierno y más caluroso en el verano (Fig. 15). Los vientos en años normales son vientos dominantes del noroeste en el invierno y del sur-sureste durante el verano. El 1997 fueron particularmente dominantes en intensidad y duración los vientos del noroeste (Comisión Nacional del Agua, 1996), lo que provocó cambios





en el patrón de inundación de los manglares. Saenger (1997) menciona que la variación de más de  $5^{\circ}\text{C}$  en la temperatura durante el año afecta a los manglares en la regulación y excreción de las sales y en la respiración de las raíces, así como por los vientos que afectan su rendimiento fisiológico en su papel de regular la evapotranspiración de las hojas.

Manglares ubicados hacia tierra arriba firme son particularmente propensos a altas pérdidas evaporativas y a la desecación del sustrato.

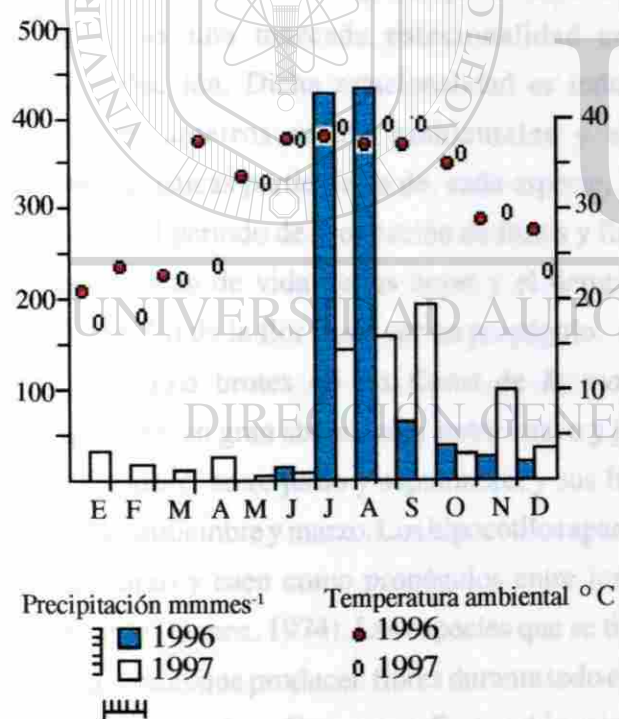


Fig. 15. Precipitación y temperatura ambiental de 1996 y 1997 en Mazatlán, Sinaloa (Comisión Nacional del Agua, 1996-1997)

El Estero de Urías se vio afectada en el nivel del agua por efecto del viento del noroeste, que combinado con el efecto de Coriolis, provocan el abatimiento del nivel del agua que incluso llega a enmascarar el efecto de mareas. Consecuentemente, se incrementa la distancia de los manglares al espejo de agua, siendo un factor de tensión para los manglares. Jimenez (1994) menciona que existe gran variabilidad en el porcentaje de frutos que se establecieron en un sitio (del 8-55%), dependiendo de los niveles de inundación durante la época de fructificación y de la topografía de cada sitio. El viento a su vez afecta a presión de vapor del suelo, hojas, y seres vivos provocando su deshidratación combinados con la radiación solar y humedad del aire. Davis (1940) hace mención que el factor de evaporación es fundamental en el desarrollo, crecimiento y establecimiento de los manglares. Jimenez (1994) hace referencia que la salinidad intestinal está regulada por la evapotranspiración, el suministro de agua de mar y agua dulce ya sea por lluvia, descargas fluviales o por escorrentías superficiales.

Shaeffer-Novelli (1995) hace referencia que a cobertura vegetal, puede ser modificada por las características del sustrato debido a la mayor o menor contribución de materia orgánica, así como a precipitación, mareas, corrientes, oleaje, aporte de ríos, tormentas, vientos fuertes y cambios de dirección.



### Producción de flores y frutos.

No sólo es importante la determinación de la productividad de los manglares, sino que también es prioritario el conocimiento del período de fructificación como requisito previo para la recolección de propágulos viables con fines de reforestación directa o trasplante en un vivero. Algunos autores reportan que los picos de producción de propágulos se realiza durante la época de verano en los meses de agosto a octubre en las especies de Norteamérica (Jimenez, 1994).

Los manglares inician su etapa de producción de frutos a partir del cuarto año (Noakes, 1955). Estos vegetales presentan en etapas maduras una marcada estacionalidad en su reproducción. Dicha estacionalidad es inducida por parámetros medio ambientales y a las características particulares de cada especie, tales como: el período de producción de frutos y flores, la duración de vida de las hojas y el tiempo de desarrollo de la flor hasta ser un propágulo.

Los brotes de las flores de *R. mangle* aparecen en gran abundancia entre mayo y julio, abriéndose entre junio y septiembre, y sus frutos entre septiembre y marzo. Los hipocótilos aparecen en marzo y caen como propágulos entre junio y octubre (Queen, 1974). Las especies que se tienen registradas que producen flores durante todo el año son *R. mangle* y *C. erectus*. En cambio para las especies *A. germinans* y *L. racemosa* sólo se presentan estacionalmente.

Este mismo comportamiento se observó para manglares de ambas especies en el Estero de Urías, Sinaloa.

Los hipocótilos de *R. mangle* en el Estero de Urías fueron en promedio de 12.5 gramos y una longitud promedio de 27.8 cm  $\pm$  2.3. Siendo este peso menor y la longitud mayor a las registradas por Rabinowitz (1978). Este autor estima una variación de longitud entre 20 y 25 cm, con un peso aproximado de 15 g, haciendo referencia a que la talla de los hipocótilos tiene una correlación positiva con su viabilidad.

En el bosque de *R. mangle* del área de estudio los hipocótilos se presentaron durante la época de lluvias (julio a octubre) y una baja presencia en los meses de junio y enero (Fig. 7). La producción anual de los hipocótilos correspondió de 44,608 hipocótilos  $ha^{-1} año^{-1}$ . Dicho valor es ligeramente superior a los reportados por Jimenez (1994) para *R. mangle* en Panamá, mencionando que la producción varía de 5,700 a 30,000 frutos  $ha^{-1} año^{-1}$ .

Aunque se observa un comportamiento similar en la fenología reproductiva de un bosque de *R. mangle* de Panamá. La floración en Panamá es principalmente de enero a marzo extendiéndose hasta noviembre (Jimenez, 1994). Lewis (1982) reporta que los picos más altos en las especies de Norteamérica son de agosto a noviembre.

En el caso de los frutos de *A. germinans* del área de estudio estos se presentaron durante la época de lluvias (agosto a octubre) con una







producción anual de 2' 754,146.3 semillas ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

En particular para *R. mangle* la cantidad de hipocotilos producidos en el año en comparación con otras especies (*A. germinans* y *L. racemosa*) es más baja, puesto que su capacidad de dispersión es muy alto por presentar una gran reserva de material nutritivo que asegura su sobrevivencia. En el caso de mangle negro (*A. germinans*) y blanco (*L. racemosa*) la cantidad de semillas es alta y su capacidad de arraigarse a cualquier sitio es rápida (Jimenez, 1994). Es importante mencionar que estas especies se encuentra más limitadas por las mareas y el nivel de inundación para su distribución y arraigamiento (Christensen y Wium-Anderson, 1977). Esto va de acuerdo con lo observado en este trabajo, donde los niveles de distribución de las plántulas de *A. germinans* son menores a 5 cm en comparación con *R. mangle* que fué mayor a 35 cm (Fig. 5 y Tabla 6).

En Africa del Sur el principal periodo de fructificación para la especie de *Avicennia marina* Natal, es durante los meses de marzo a abril que corresponde a la temporada de Otoño (Lewis, 1982).

Algunos autores menciona que la temperatura es un factor importante para finalizar con la latencia de las yemas florales y a bajas temperaturas para plantas de zonas subtropicales en general no suelen producir flores. Esto fué observado para el bosque de *A. germinans* del Estero de Urías, Sinaloa (Fig. 8).

El 60% de los árboles mayores de 15 cm del diámetro (dap) producen flores durante la estación de sequía y un porcentaje elevado de las flores son abortadas durante bajas temperaturas (Jimenez, 1994). Para el bosque de *A. germinans* en el Estero de Urías se observo una menor producción de flores y semillas de 1997 y 1998 en comparación con 1996-1997. Así mismo se observo una disminución de un 64% en la producción de semillas de *A. germinans* de un año a otro (Fig.8). Para *R. mangle* la producción de semillas también se vio afectada con una disminución del 34%.

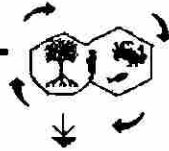
Este comportamiento como se ha mencionado con anterioridad esta relacionado con los cambios de temperatura, precipitación y vientos asociados a el efecto de "El Niño" (Figs. 7, 8 y 14).

Por lo cual podemos concluir que la regeneración natural del bosque se vera afectada por el fenomeno de "El Niño", así como la disponibilidad de semilla, hipocotilos y plántulas con fines de reforestación.

### 5.2.2 Tasa de degradación de hojas de manglar.

La materia orgánica proveniente de las hojas de manglar en las lagunas costeras es de suma importancia debido a que através de los procesos biodegradativos, es una fuente importante para la producción heterotrófica (Mann, 1982; Heald y Odum, 1970). Otro aspecto relevante que presenta la materia orgánica es la función reguladora que





tienen en diversos procesos biológicos que se efectúan en el ecosistema lagunar, como los taninos que estimulan la productividad primaria acuática y reducen la tasa de degradación del detritus (Prakash *et al.*, 1973; Valiela *et al.*, 1984; González-Farías y Mee, 1988).

La hojarasca una vez que cae al agua o al suelo del bosque, se inicia el proceso de descomposición por bacterias y hongos (detritus), aumentando su calidad alimenticia en comparación con el tejido vegetal vivo (Culden *et al.*, 1979; Newell, *et al.*, 1984; Heald y Odum, 1970; Jimenez, 1994).

Una parte significativa del detritus es removida constantemente por la acción de las corrientes de mareas o durante la época de lluvias. Este detritus es transportado hacia los estuarios y la zona marina adyacente. Flores Verdugo, *et al.* (1989) estima una exportación de detritus del Estero del Verde, Sinaloa al mar de 3.5 toneladas (peso seco)  $\text{ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  (Flores-Verdugo, *et al.*, 1994).

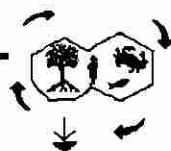
La degradación de las hojas de manglar en el Estero de Uriás, Sinaloa, tiene un comportamiento exponencial negativo (Fig. 9). Esto lo atribuimos a que en las etapas iniciales la degradación es muy rápida como consecuencia de la autólisis y la degradación de compuestos orgánicos sencillos. Posteriormente esta degradación se vuelve más lenta por la presencia de compuesto orgánicos más complejos y por lo tanto de más difícil degradación.

Las constantes de degradación para *R. mangle* tanto para la orilla (nivel del agua) como

en el interior del bosque (nivel superior) fueron similares (Fig. 9). Esto indica que las condiciones ambientales son similares. Por lo contrario *A. germinans* presentó el doble en la tasa de degradación en comparación con *R. mangle*.

Las diferencias en las degradaciones observadas entre los bosques de manglar en las dos especies (*R. mangle* y *A. germinans*) estriba principalmente en el bosque de *R. mangle* por las condiciones del sedimento aparentemente son más anóxicas, reflejado por valores de pH en el agua intersticial (Tabla 15, rango de 4.9 a 7.2) predominantes de suelos ácidos, con poco drenaje, mayor tiempo de residencia del agua y con una tendencia de acumulación de las arcillas como lo observado por Saenger, 1997 en Australia, resultando tasas de degradación tan bajas. Es importante mencionar que en general los suelos de manglar son potencialmente ácidos, debido a la acumulación de pirita, la cual, a su vez, es resultado de la interacción entre material orgánica del detritus del manglar, iones sulfato provenientes del agua de mar, el hierro acarreado por el río y la presencia de condiciones anaérobicas (Jimenez, 1994). En cambio para el bosque de *A. germinans* el valor alto en la tasa de degradación aparentemente se atribuye a que probablemente las hojas de *A. germinans* están sujetas a una mayor fragmentación por el efecto mecánico de las mareas, mejores condiciones de oxígeno disuelto que favorecen la degradación, a un tiempo de residencia del agua menor y a una mayor actividad de la





macrofauna, aunque presenta pH ácidos en el agua intersticial (Tabla 15).

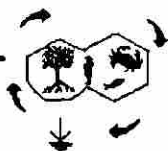
Al comparar las tasas de degradación del detritus del Estero de Urías, Sinaloa con las obtenidas en otros ecosistemas lagunares, se puede observar que para el bosque de *R. mangle* su tasa de degradación concuerdan con los observados en el Norte de Florida para los ambientes intermareales (Tabla 20. Gonzalez-Farías y Hernández-Garza, 1990).

Los valores de la tasa de degradación obtenidos para *R. mangle* son bajos comparados

con otros ecosistemas del litoral Pacífico como Barra de Navidad, Jalisco y ambientes terrestres del estero El Verde (Sandoval y Zaragoza, 1986; Flores-Verdugo, 1986). Comparativamente los ambientes acuáticos y submareales del estero El Verde y Agua Brava su tasa de degradación es de 3 a 4 veces superiores a la degradación de las especies de manglar del área de estudio. La degradación de las hojas de *A. germinans* son similares a los submareales del Norte de Florida e intermareal de Barra de Navidad, Nayarit (Tabla 20).

Tabla 20. Comparación de la tasa de degradación en ecosistemas de manglar.

Sistema y tipo	Tasa de deg. (%/mes <sup>-1</sup> )	Salinidad ‰	Remanente %	sp	Referencia
El Verde, Sinaloa Boca Efímera					
Medio Amb Acuático	0.257	18	21.0%*	L.r.	(FloresVerdugo,1986)
Medio Amb Terrestre	0.052		73.0 %*	L.r.	"
B. de Navidad, Jalisco					
Medio Amb Acuático	0.237			R.m.	(Sandoval y Zaragoza, 1986)
Medio Amb Terrestre	0.127			R.m.	(Sandoval y Zaragoza, 1986)
Medio Amb Terrestre	0.067			L.r.	(Sandoval y Zaragoza, 1986)
Agua Brava, Nayarit					
Medio Amb Acuático	0.368			L.r.	(González-Farías,1988)
Medio Amb Acuático	0.220			L.r.	(González-Farías,1988)
North R., Fla					
Medio Amb Acuático	0.21			R.m.	González-Farías
Medio Amb Terrestre	0.09			R.m.	yHernández-Garza,1990
Estero de Urías, Sinaloa					
Boca Permanente					
Medio Amb Acuático	0.09		50.0 %	R.m.	(Este estudio)
Medio Amb Terrestre	0.09		49.5%	R.m.	(Este estudio)
Medio Amb Terrestre	0.18		24.0 %	A.g.	(Este estudio)
* 270 días					
** 180 días					



Es importante destacar que aparentemente la tasa de degradación esta influenciada más por las condiciones medio ambientales que por la especie de manglar.

El origen de la variabilidad en la tasa de degradación de una laguna a otra, es atribuido a la gran variabilidad de los factores físicos, químicos y biológicos que influyen en la degradación del detritus e incluso se han reportado diferencias significativas entre las tasas de degradación del detritus en diferentes lugares de un mismo ecosistema (González-Farías y Hernández-Garza, 1990).

Algunos de los factores más importantes son: oxígeno disuelto, propiedades de las partículas del suelo y humedad, actividad de los microorganismos, la influencia de la marea dentro del bosque, temperatura, salinidad, potencial redox, composición inicial del detritus, presencia de organismo masticadores (cangrejos detritívoros) y fraccionamientos por corrientes y olas (Mann, 1982; Odum *et al.*, 1982; Aksornkoo y Khemnark, 1984).

### 5.2.3 Comparaciones de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos.

La determinación de la tasa de crecimiento en los manglares ha sido poco estudiada. La información existente se basa en el manejo de los manglares con fines de planificación y uso sustentable, a través de prácticas de

aprovechamiento forestal.

Ulloa Delgado, *et al.* (1998) menciona que el conocimiento de la dinámica de crecimiento es de vital importancia para la definición de esquemas de manejo silvícola, conducentes a un uso sostenible de los bosques de manglar, buscando con esto la conservación del recurso.

Diversos autores han realizado la determinación del crecimiento de árboles de *Rhizophora apicula*, *L. racemosa*, *A. germinans* y *A. officinalis* tanto en el medio natural como transplantados de diferentes zonas geográficas como Tailandia, Bangladesh, Vietnam, Malasia, Puerto Rico y Colombia (Tabla 25).

Al comparar los crecimiento de estos autores con los del bosques de *R. mangle* y *A. germinans* del área de estudio podemos observar que las tasas de crecimiento en ambas especies son menores en tres ordenes de magnitud ( $10^3$ ) al bosque de *Rhizophora spp.* reportado para Malasia (Tablas 8 y 25). Esto puede ser atribuido el clima semi-árido que predomina en nuestro sistema, en comparación a Malasia, Tailandia y Bangladesh donde se caracterizan por ser de clima lluvioso.

Con respecto a *R. mangle* de Puerto Rico podemos observar que su tasa de crecimiento es 62 veces menor que en el Estero de Urías, Sinaloa y con respecto a *A. germinans* es 31 veces menor. Esto probablemente esta relacionado con su tipo de sustrato (suelos calcáreo) y con aguas oligotróficas que caracteriza a los ecosistemas lagunares en Puerto Rico (Tabla 25). En cambio

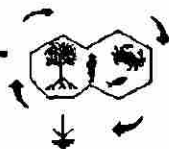


Tabla. 25. Comparación de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos

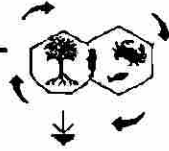
Autor	Especie	Sitio	Crec.diametral cm año <sup>-1</sup>	Crec.área basal cm <sup>2</sup> año <sup>-1</sup>	Crec.volumen cm <sup>3</sup> año <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup>
Ulloa Delgado, <i>et al.</i> , 1998	<i>Rhizophora</i> <i>Rhizophora</i>	Malasia Malasia			1.2 x 10 <sup>10*</sup> 9.8 x 10 <sup>9</sup>
SAF, 1995	<i>Rhizophora</i> <i>L.racemosa</i> y <i>A.germinans</i>	Puerto Rico Puerto Rico	0.4 0.5	0.13 0.20	
Guevara-Mancera, 1998	<i>Rhizophora</i> <i>Rhizophora</i>	Colombia Colombia	0.25-0.33* 0.30	0.05-0.08 0.07	
Aksornkoe, 1997	<i>R.apiculata</i>	Tailandia		0.15-0.29	
Nguyen Hong, 1997	<i>R.apiculata</i> <i>A.officinalis</i> <i>A.officinalis</i>	Vietnam Bangladesh Bangladesh		0.45	6.9 x 10 <sup>6</sup> (parte norte) 1.3-1.9 x 10 <sup>6</sup> (parte sureste)
Este Estudio	<i>R.mangle</i>	México		8.1	1.4 x 10 <sup>7</sup>
Este Estudio	<i>A.germinans</i>	México		6.2	1.2 x 10 <sup>7</sup>

\* Para árboles de 15-35 (dap)

\*\* Para árboles de 23.49 cm (dap)

DIRECCION GENERAL DE BIBLIOTECAS





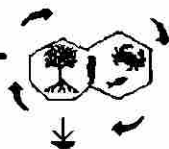
para los ecosistemas lagunares mexicanos en general se caracterizan por tendencias meso-eutróficas en suelos arena-arcillosos (Tabla 14).

Con respecto a los bosques de *Rhizophora spp.* de las costas del Pacífico Colombiano podemos notar que su crecimiento es 101 a 162 veces menor en comparación con el Estero de Urías, Sinaloa. Guevara-Mancera, (1998) hace mención que estas bajas tasas de crecimiento son probablemente resultado de la escasa intensidad luminosa que llega al suelo (Tabla 25).

En el caso de las plantaciones en Vietnam (Nguyen Hong, 1997) su crecimiento fué 18 veces menor al del Estero de Urías, Sinaloa y para Bangladesh (Nguyen Hong, 1997) es de 2.02 a 9.23 veces menor (Tabla 25).

Con esto podemos ratificar que en base a los resultados obtenidos por los diferentes autores, que las diferencias de crecimiento de los manglares en los diferentes países se basan principalmente en el clima, la etapa de desarrollo de los árboles, aportes fluviales, las condiciones de salinidad del agua, disponibilidad de nutrientes terrígenicos, influencia de mareas, gradiente topográfico y en la composición y características del sustrato para el buen desarrollo y crecimiento óptimo de los manglares. Jimenez (1994) hace referencia que el mejor desarrollo y crecimiento se registra bajo sustratos compuestos por fracciones finas (fracciones limo-arcillas), aunque en algunos casos las fracciones arenosas se hacen presentes, especialmente en el áreas frente a esteros cerca de

barreras arenosas. Nguyen Hong (1997), obtuvo el mayor crecimiento en áreas donde el sedimento estaba compuesto por arena fina y arcilla, estando fuertemente afectado por las mareas altas-medias, concluyendo el autor como una zona apta para las plantaciones con *R. apiculata*.



### 5.3 Consideraciones ambientales para la reforestación con manglares.

#### 5.3.1 Determinación de las áreas potenciales de reforestación en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).

En el estado de Nayarit existen ecosistemas de manglar que han sufrido daños por la construcción de carreteras cuyos bordos interrumpen el paso de las mareas. Esto se puede observar en el entronque de San Blas, Nayarit-Bahía de Matanche donde se vieron afectadas 200 ha de manglar. Se recomendó restaurar la zona antes mencionada mediante el restablecimiento de la influencia de mareas con alcantarillas en la carretera donde se identifiquen las venas interrumpidas.

La operatividad de este tipo de programa requerirá de un diseño que permita el paso efectivo de agua hacia la zona de manglar perturbada, además de que se garantice el mantenimiento de las alcantarillas.

##### 5.3.1.1 Características de las unidades de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.

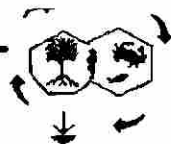
En base la Fig. 6 se pudo determinar que la presencia de manglares y su grado de desarrollo estructural va a estar en función del nivel topográfico y la salinidad intersticial. Los manglares en esta zona se localizan en una plataforma natural 2 a 5 cm (12 a 17 cm) por arriba del nivel superior de la marisma (10 cm). A su vez la diferencia

estructural del manglar tipo borde al tipo matorral se presenta cuando la salinidad intersticial cambia de 60 a 80 ‰. Asumiendo que la zona de reforestación sería dentro de la propia marisma, esto implicaría la construcción de plataformas dentro los niveles topográficos del manglar tipo borde y con canalizaciones que reduzcan la salinidad de la marisma (140‰) a salinidades tolerables para el manglar tipo borde (45 a 60 ‰).

Bajo esta hipótesis se diseñó lo que denominamos Unidades de Reforestación (Fig. 10) que básicamente consisten en dragar un canal dentro de la marisma con comunicación directa o indirecta a la vena Los Olotes. Los sedimentos del dragado serían utilizados para construir las plataformas de reforestación. Cada Unidad de reforestación comprende dos plataformas con una superficie de 1.5 ha separados por un canal de penetración a la marisma. Cada plataforma tendría capacidad para instalar 40,311 plántulas.

Se determinaron las dimensiones de las Unidades de reforestación en función de los sedimentos necesarios para construir dos plataformas paralelas al canal de 30 m de ancho. Este ancho corresponde a la observada en los manglares tipo borde de la zona (Fig. 6).

Los parámetros ambientales en la vena de "Los Olotes" reflejan el efecto de la marea donde se puede observar los niveles de oxígeno disuelto más bajos (3 mg/l), una mayor concentración en clorofila "a" y elevada salinidad durante la marea



baja. El oxígeno sube hasta 4.78 con la entrada de agua de mar durante la marea alta, diluyendo los niveles de la clorofila y salinidad (Tabla 12). Por consiguiente una de las hipótesis para un programa de reforestación en marismas hipersalinas de niveles topográficos inferiores a los manglares, es que las obras de canalización funcionarían como sistemas de dilución de la salinidad intersticial, intrusión de agua con mayor concentración de oxígeno disuelto y remoción de tóxicos de suelos anaeróbicos facilitando el establecimiento natural (o por forestación) y crecimiento del manglar en las plataformas artificiales.

Así mismo se recomendaría este diseño en áreas de granjas camaronícolas donde los manglares, cumplirían con una segunda función importante actuando como un pantano semi-natural de tratamiento de agua y absorción de nutrientes provenientes de efluentes de granjas camaronícolas.

Es importante mencionar que los programas de reforestación requieren de aproximadamente 5 años para su evaluación.

A su vez refiriendonos al sistema de Boca Cegada, Nayarit, se recomienda obras de ingeniería que garanticen la permanencia intacta de las venas de Los Olotes y La Diabla con el propósito de mantener la comunicación de influencia de mareas por el estero del Varadero ( Mapa 2).

### 5.3.2 Distribución topográfica de los manglares respecto al Nivel Medio del Mar en el Estero de Urías, Sinaloa.

En la Tabla 6 y Fig. 5 se pueden observar la distribución de plántulas, árboles adultos y matorrales de la diferentes especies de manglar. Es importante observar que en general los adultos tienen un rango de distribución mayor que las plántulas de su misma especie. *R. mangle* presento un intervalo de colonización topográfica mucho más amplio (71 cm) que *A. germinans* (> 7.5 cm) y entre plántulas *R. mangle* presento un intervalo de distribución (38 cm) mayor que las plántulas de *A. germinans* (3.5 cm).

Es importante destacar que los programas de reforestación de manglares con plántulas no deben basarse en la distribución topográfica de los adultos. El conocer la distribución topográfica de las plántulas aumenta la probabilidad de éxito en la reforestación, o que se aumente artificialmente a nivel topográfico con plataformas o con el uso de tubos de PVC (Riley, 1998).

*L. racemosa* se encuentra en una zona de transición entre *R. mangle* y *A. germinans*, como fué observado por Davis (1940). Sin embargo este autor menciona que *L. racemosa* aparentemente tolera casi todos los niveles de inundación, mientras que nosotros encontramos una distribución topográfica más limitada. Flores-Verdugo, *et al.*, (1993) menciona que *L. racemosa* predomina en ecosistemas con menor influencia de mareas como lagunas costeras de boca efimera como El Verde,







Sinaloa o con comunicación restringida al mar Agua Brava, Nayarit,

En manglar tipo matorral de *A. germinans* se encuentra dentro de los niveles de distribución de los árboles adultos tipo borde. En este caso el factor limitante no es la topografía, sino probablemente la salinidad intersticial (Tabla 6).

En bosques de *Avicennia marina* y *Aegiceras corniculatum* sus niveles de marea en relación al Nivel Medio del Mar Australiano (DMMA) son de 1.9 a 1.6 m, con un óptimo de 1.85 m. (Saenger, 1997). Otros autores como Pulver (1976) refieren para *R. mangle* y *A. germinans* un rango de marea de 0.0-0.1 m y 0.3 a 0.7 m respectivamente. Para *A. germinans* y *L. racemosa*, Teas (1976) reporta 0.4 m.

Los niveles de distribución de *A. germinans* en el Estero de Urías, Sinaloa se encuentran por debajo de la distribución de *A. marina* de Australia. Pero ligeramente por arriba del nivel de distribución para *A. germinans* reportado por Teas (1976). Para *R. mangle* los niveles de distribución descritos por Goforth and Tomas (1980) y Pulver (1976) quedan dentro del intervalo de distribución de esta especie en el Estero de Urías, Sinaloa. El intervalo de distribución de *R. mangle* encontrado en el área de estudio (71 cm) es superior a los reportados por los otros autores (10 cm a 40 cm, Tabla 6).

Davis (1940) para el género *Rhizophora* cita niveles de elevaciones de 0.3-0.7 m (40 cm de intervalo), en áreas con continuo inundación y

pocos centímetros de columna de agua.

Autores como Teas (1976) menciona que la elevación topográfica con respecto al nivel de la marea es un factor significativo en el establecimiento del manglar; siendo el rango de elevación la media de las mareas más alta y la media de las mareas más bajas. Así mismo Cintron (1988) hace referencia al nivel, la frecuencia y exposición de inundación, como un factor importantes para la sobrevivencia de *Rhizophora mangle*.

Rabinowitz (1975) realizó experimentos sobre el nivel topográfico en 4 especies de manglar (*L. racemosa*, *Rhizophora sp.*, *A. germinans*, *Pelliciera rizophorae*), concluyendo que *L. racemosa* no se encuentra en lugares en los que vive *Rhizophora sp.* y *Pelliciera rizophorae*. En cambio *A. germinans* detecto que aparece en todas las zonas.

La elevación con respecto al nivel de la marea fué un factor significativo en la sobrevivencia y el crecimiento más adecuado de las plántulas de manglar.

### 5.3.3 Plataformas artificiales y tasas de crecimiento.

En base a la determinación de la distribución topográfica de los manglares, se establecieron los niveles de las plataformas con respecto al nivel medio de las plántulas de cada especie y ajustadas al nivel medio del mar (Tabla 6,

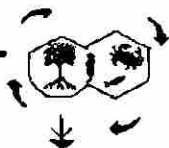


Fig. 5). Debido que el intervalo de distribución de los árboles adultos es mayor que el de las plántulas, esto sugiere que después de la colonización por plántulas de manglar al ir estas creciendo se extienden a otros niveles topográficos. De este modo las plataformas artificiales pueden incrementar la factibilidad de los procesos de reforestación, al incrementar artificialmente sus niveles de distribución a zonas topográficas diferentes como áreas de manglares adultos y en bajos de mareas.

La distancia entre plántulas se decidió considerando evitar la competencia entre ellas y permitir el desarrollo de su raíz para el crecimiento óptimo de acuerdo a Cintrón, 1988.

Las curvas de crecimiento se pueden observar en la Figura 11 y 12. Aparentemente el crecimiento de hipocotilos y plántulas de la plataforma artificial para *R. mangle* presentaron diferencia significativa para el 95% (Tabla 13), resultando ser la tasa crecimiento de hipocotilos 1.17 veces mayor que el de plántulas (Tabla 21), a pesar de tener un periodo de latencia (cero crecimiento) de 31.3 días a una salinidad de 38 ‰ (Fig. 11). Sin embargo los hipocotilos presentaron una mortalidad/remoción elevada (100% en 9 meses contra 46.5% en las plántulas). Lieth y Masoom (1993) mencionan que el inicio del crecimiento en los hipocotilos se observa entre 1.5 a 3 meses a una salinidad de 50 ‰ después de ser transplantados. Aunque en las referencias recomiendan los hipocotilo para realizar la

reforestación por ser más económicos y prácticos, nosotros creemos que las plántulas con su bolo de sedimento tienen más probabilidad de éxito que los hipocotilos.

Las plántulas control en el bosque de manglar efectivamente presentaron una tasa de crecimiento del 2.4 veces superior en comparación con la plataforma (Tabla 21). Sin embargo su mortalidad fue más elevada. Esto es de esperarse puesto que las plántulas en la plataforma tuvieron que pasar por un periodo de adaptación. Por otro lado la elevada tasa de crecimiento en el bosque natural se puede atribuir a la búsqueda de luz por las plántulas, sin embargo la intensidad luminosa fue disminuyendo al aumentar el dosel de los árboles adultos (ver sección 4.10)

Las tasas de crecimientos de los hipocotilos de las plataformas fueron 49.2 veces superior a los hipocotilos del medio natural (Tabla 21).

Con respecto a *A. germinans* en las plataformas se observó diferencia significativa con respecto a las plántulas control del bosque *A. germinans* (Tabla 21). La tasa de crecimiento de *A. germinans* en la plataforma fue 3.5 veces superior en comparación con las plántulas del bosque (Fig. 13).

Las plántulas en las plataformas tanto de *R. mangle* como *A. germinans* no presentaron diferencias significativa en sus tasas de crecimiento (Tabla 13). Esto indica que las condiciones ambientales en las plataformas afectan de la misma manera a ambas especies, aunque la mortalidad en

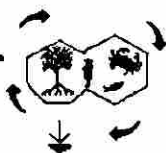
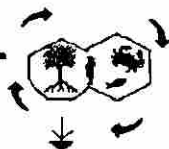


Tabla 21 . Comparación de crecimiento en diferentes áreas.

AUTOR	CREC. cm día <sup>-1</sup>	PERIODO (meses)	ESPECIE	MORTALIDAD %	CONDICION / SITIO
Lewis, 1980	0.088	20	<i>R.mangle</i>		Florida
	0.18	8	<i>R.mangle</i>		Florida
Riley, 1997	0.167	75 días	<i>R.mangle</i>		PVC/Florida
	0.13	75 días	<i>R.mangle</i>		Florida
Bohorquez, y Prada, 1988	0.12	1	<i>R.mangle</i>		Colombia
Jimenez, 1994	0.06	1	<i>R. racemosa</i>		Costa Rica
Pulver, 1976	0.06	11	<i>R. mangle</i>		Florida
	0.04	11	<i>R. mangle</i>		Replantado y podado/Florida
	0.09	11	<i>L. racemosa</i>		Florida
Este estudio	0.10	12	<i>R.mangle</i>	61.5	Plat. artificial/E. de Urias*
Este estudio	0.118	9	Hipocotilos	100.0	Plataforma artificial*
Este estudio	0.09	12	<i>A.germinans</i>	52.0	Plataforma artificial*
Este estudio	0.24	8	<i>R.mangle</i>	100.0	En el bosque*
Este estudio	0.14	3	Hipocotilos	100.0	En el bosque*
Este estudio	0.02	12	<i>A.germinans</i>	15.0	En el bosque*
Este estudio	0.09	6	<i>R. mangle</i>	10.0	Vivero experimental
Este estudio	0.06	6	<i>A.germinans</i>	15.0	Vivero experimental
Este estudio	0.11	6	<i>R. mangle</i>	6.0	Vivero experimental (atenuación del luz al 65%)
Este estudio	0.10	6	<i>A.germinans</i>	73.3	Vivero experimental (atenuación del luz al 65%)

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



*A. germinans* fué mayor.

En el medio natural las plántulas de *A. germinans* presentaron una tasa de crecimiento menor en comparación con las plántulas del medio natural de *R. mangle*. En las plántulas de *A. germinans* probablemente el factor limitante en su crecimiento fué la intensidad luminosa (ver inciso 4.13).

La época del año que presento aparentemente mayor crecimiento y producción de hojas fué en el verano y época de lluvias ( julio a septiembre, Fig. 11 y 12). Esto lo atribuimos a las altas temperaturas, condiciones estuarinas y por la disponibilidad de nutrientes terrigénicos que favorecen el óptimo desarrollo.

Otro factor que consideramos importante en la mortalidad y remoción de las plántulas esta relacionado con la intensidad de las mareas. La mayor mortalidad y remoción se presento durante los meses de agosto y septiembre cuando se tienen registradas las mareas más altas del año, lo que genera fuertes corrientes de mareas. La media de la marea más alta fué de 1.36 m MSL para agosto de 1996 , comparado con 0.96 m MSL de abril de 1996 (Tabla de mareas Geofísica, 1996).

Por otra parte, es relevante indicar que los hipocotilos que se reforestan naturalmente en el bosque o adyacentes a este, presentan un bajo porcentaje de implantación. Jimenez (1994) reporta un intervalo de sobrevivencia del 8 a 55%, además de que los pocos que alcanzan la etapa de plántulas mueren en un par de meses al cerrarse el

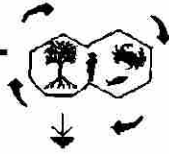
domo de los árboles del bosque.

Consideramos que debido a la elevada mortalidad de plántulas e hipocotilos de ambientes naturales toleran cierto grado de extracción para efectos de reforestación sin afectar la población natural.

El crecimiento de *R. mangle* en plataforma fué ligeramente inferior al reportado por Riley (1998) en tubos de PVC y similar a su control en campo (Tabla 21), sin embargo el experimento de este autor comprendió sólo 75 días. *A. germinans* tuvo un crecimiento en plataformas ligeramente superior a los reportados en otras especies por Pulver (1976) y Jimenez (1994) y parecido a los Lewis y Haines (1980).

El crecimiento de *R. mangle* en el bosque en el estero de Urías, Sinaloa es elevado en comparación con otros sitios e incluso con respecto a otras especies. *A. germinans* tuvo un crecimiento notablemente menor (Tabla 21) comparado con otros sitios.

Es importante mencionar que despues del trasplante las plántulas no tuvieron defoliación, por lo cual concluimos que las plántulas permanecieron desde un inicio en condiciones adecuadas y que el efecto de extracción y trasplante fué nulo. Pulver (1976) menciona defoliaciones una vez transplantadas las plántulas, previa a la defoliación las hojas presentan amarillamiento en particular las hojas de la parte baja o distal de la plántula.



Así mismo es importante mencionar que para el éxito de esta técnica también esta en función de las características físicas y químicas del agua del estero y del sustrato utilizado para rellenar las plataformas. Macnae (1968) y Teas (1974) mencionan que los trasplantes en suelos con concentraciones de 7 a 10 % de materia orgánica obtuvieron el óptimo de crecimiento.

Las plataformas contenían un 11.3 % de materia orgánica.

En cuanto a la textura del sedimento Saenger (1997) menciona que los sedimentos ricos en arena presenta mayor drenaje y por consiguiente mejor crecimiento de las plántula.

En las plataformas la composición del sedimento fué predominantemente arena -limoso (Tabla 14).

Bohorquez (1987) realizando experimento sobre diferentes tipos de sustrato, concluyo que para el crecimiento óptimo de plántulas de *R. mangle* el sustrato más apropiado es el que esta compuesto por arena de mediana a fina.

### 5.3.3.1 Intensidad luminosa en el bosque y plataformas artificiales.

Existen diferentes requerimientos de la luz y sombra entre los manglares. Ciertas especies presentan variaciones en sus requerimientos de una área a otra, así como entre plantas adultas, plantas jóvenes y plántulas de algunas especies. Dos tipos

de manglares se han identificado: aquellos que toleran la sombra como plántulas y adultos, y aquellas especies que no toleran la sombra ni como plántulas ni como adultos. Otras especies no toleran la sombra como plántulas aunque si lo hacen como plantas adultas y viceversa (Saenger, 1982).

En base a los resultados obtenidos consideramos que la baja condición luz en el bosques de *A. germinans* es un factor limitante para la sobrevivencia y crecimiento menor de las plántulas ( $0.025 \text{ cm día}^{-1}$ ), comparado con las condiciones de intensidad luminosa en la plataforma artificial ( $0.09 \text{ cm día}^{-1}$ , Fig. 12, Tabla 21).

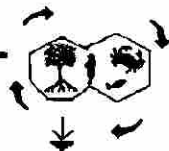
Riley (1997) menciona que no solo los factores edáficos (suelo-tierra) son esenciales para el buen desarrollo de las plántulas, sino que la fuente de luz es primordial para estimular el crecimiento por el fototropismo que presentan las plántulas.

En las plataformas la intensidad luminosa varia 96, 500 a 137, 500 lux en diferentes épocas, en comparación a la parte interna del bosque de *A. germinans* que varió de 2, 950 a 19,760 lux. Como se puede observar la intensidad luminosa en la plataforma fué 10 veces mayor que en el bosque de *A. germinans*. Incluso dentro del bosque de *A. germinans* las zonas con plántulas resultaron 1.7 veces de mayor intensidad luminosa que las áreas de sombra sin plántulas.

El crecimiento de las plántulas *A. germinans*







en las plataforma fué 3.6 veces mayor a las plántulas del bosque (Tabla 21).

Este tipo de comportamiento para el género de *Avicennia* fué registrado en Australia donde las plántulas de *A. marina* se encuentran mejor adaptadas al crecer en condiciones expuestas, con poca capacidad de aclimatación a bajas intensidades de luz (Ball y Crichley, 1982).

En el caso del bosque de *R. mangle* su mortalidad fué de un 100% en comparación con plántulas de la plataforma (62% en un año). Asumimos que esta elevada mortalidad fué la combinación de la atenuación de la luz al cerrarse el domo del bosque a los ocho meses y a las corrientes de marea de esa temporada.

**5.4 Características físicas y químicas del sedimento y del agua superficial e intersticial en bosques de manglar, bajo de mareas y estero.**

De acuerdo a Chapman (1977), los manglares dependen de siete factores fundamentales para su desarrollo: temperatura, corrientes, zonas protegidas, costas bajas, salinidad, mareas y sustrato. Adicionalmente Cintrón y Shaeffer-Novelli (1983) mencionan otros factores como los aportes de agua dulce y nutrientes terrigénicos.

#### *Temperatura ambiental*

La temperatura regula diversos procesos energéticos internos incluyendo la regulación y excreción de la sal, la respiración de las raíces, la

fotosintéticos y respiratorios (Saenger, 1997).

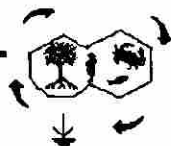
La temperatura es un parámetro determinante en la distribución geográfica de los manglares. Diversas especies de manglar en particular del género *Avicennia*, toleran bajas temperaturas inferiores a 19°C por periodos cortos (MacNae, 1968 y Tovilla, 1994). Se ha reportado que el limite letal para *Avicennia* llega a ser de -9.4 °C (Saenger, 1997). Al parecer en orden descendiente de tolerancia a las bajas temperaturas estan *Avicennia sp.*, *Laguncularia sp.* y con menor tolera *Rhizophora sp.* (Savage, 1972). Normalmente las especies de manglar no soportan fluctuaciones mayores a 10°C observandose daños en la raíz y en el área foliar (Waizel, 1972). Por otro lado Saenger (1997) menciona que la variación de más de 5°C en la temperatura durante el año afecta a los manglares en la regulación y excreción de las sales y en la respiración de las raíces.

En caso contrario, el género que soporta temperaturas mayores de 40 °C es *Rhizophora* como se observó en Puerto Rico (Kolohmainen *et al.*, 1973).

Moore *et al.* (1972), Lugo y Snedaker (1974); Chapman (1976); Clough *et al.* (1982), mencionan que las temperaturas óptimas para el adecuado desarrollo de los procesos fotosintéticos de los manglares se registran alrededor de los 35 °C.

La temperatura ambiental en el Estero de Urías oscilo entre un intervalo de promedio mensual de 20 a 30 °C en años normales, estando ligeramente por debajo de las temperaturas óptimas





para el desarrollo adecuado para los manglares (Fig. 15).

#### *Temperatura del agua*

La temperatura del agua del área de estudio vario de 23 a 31 °C durante un ciclo anual (Tabla 15). Por lo cual en esta region la mayor parte del tiempo la temperatura del agua no presenta un factor restrictivo para desarrollo y crecimiento de los manglares. Por otro lado en el Estero de Urías descargan aguas sobrecalentadas de la termoeléctrica con temperaturas superiores a los 45 °C y aparentemente no tienen efecto en su productividad y desarrollo.

#### *Salinidad*

Existe una amplia tolerancia por parte de los manglares a diferentes condiciones ambientales, traduciendo en una gran variedad de respuestas funcionales y estructurales (Jimenez, 1994). La salinidad del agua e intersticial estan consideradas como una de las características del agua que pueden afectar la zonación, estructura e incluso sobrevivencia de bosques de manglar.

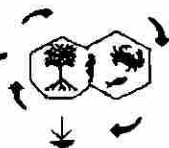
En el Estero de Urías, Sinaloa, la salinidad del agua intersticial en los bosques de manglar de *R. mangle* y el bajo de mareas con las plataformas experimentales tuvieron una variación de 20 a 38‰, presentandose las salinidades más altas en el bosque de *A. germinans* (45‰) que es una especie conocida por su mayor tolerancia a la hipersalinidad.

Las bajas salinidades evidentemente estan asociadas a la época de lluvias.

En el agua del Estero las salinidades variaron de 20 a 45 ‰ (Tabla 15). Las altas salinidades ocurrieron en la época de sequía y durante las mareas bajas. Este comportamiento lo atribuimos a que durante las mareas altas se inundan las marismas y las zonas de matorrales de manglar con suelos hipersalinos, cuya salinidad excedente es removida durante las mareas bajas.

Jimenez (1994) y Dagar *et al.* (1993), mencionan que el suelo de los manglares sufren fuertes variaciones en las concentraciones de sales las cuales estan reguladas por la evapotranspiración, el suministro de agua de mar y agua dulce. Estos últimos provenientes de las lluvia, descargas fluviales o escorrentías terrestres. Otros factores que consideramos importantes para la concentración de sales en el suelo de manglar son: el tiempo de residencia del agua en las llanuras de inundación, su profundidad, la cercanía del manto freático a la superficie y la acción de macroorganismos que construyen galerías.

La salinidad intersticial del bosque de *A. germinans* del área de estudio fué similar a la salinidad del estero adyacente. Nosotros consideramos que lo anterior esta estrechamente relacionado con la presencia de galerías construidas por cangrejos: *Cardisoma crassum*, *Ucides occidentalis*, *Sesarma sulcatum*, *Uca sp*. Los cangrejos permiten un buen drenaje evitando el estancamiento de aguas salinas y por lo tanto



condiciones de hipersalinidad. Macintosh (1988) menciona que los cangrejos de la familia Ocypodidae construyen y ocupan madrigueras las cuales continúan ampliando de manera progresiva en profundidad conforme el organismo crece.

En el bosque de *A. germinans* es notorio el cambio en la estructura forestal de 7 m a 1.5 m de altura, correspondiente a cambio de salinidad intersticial de 42 a 60 ‰ (Fig. 5). Es relevante mencionar que los manglares mejor desarrollados presentaron altas densidades de galerías de cangrejos, a diferencia de los manglares de tipo matorral en los que prácticamente no se presentaron estas estructuras. No se encontró diferencia topográfica entre los manglares mejor desarrollados con respecto al matorral (Fig. 5).

Consecuentemente es importante la conservación de los cangrejos de zonas de manglar. Si por algún motivo son removidos, se incrementaría la salinidad del suelo y afectaría la estructura forestal del manglar (Flores-Verdugo y Agraz-Hernández, *en prensa*).

#### *pH del agua intersticial*

Los niveles de pH en los bosques de manglar del área de estudio se mantuvieron dentro de un intervalo ligeramente ácido a neutro, el agua del bajo con las plataformas artificiales se mantuvo dentro de un intervalo ligeramente básico (Tabla 14).

Los valores de pH que oscilaron de 4.9 a 7.2 son característicos de suelos ácidos de manglar

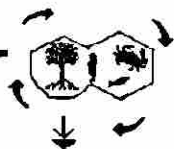
con poco drenaje y con una tendencia de acumulación de las arcillas, aunque en suelos gruesos (con arena) llegan a presentarse suelos ácidos cuando son frecuentemente inundados (Saenger, 1997).

Guevara-Mancera, *et al.* (1998) registra pH similares en Colombia a los encontrados en nuestro sistema, entre 6.6 y 7.93, considerando estos valores entre ligeramente ácidos y básicos, con condiciones reductoras, observándose una disminución en el valor de pH de marea alta a marea baja. Queen (1974) determinó variaciones de pH 5.0 a 9.0, haciendo mención que su variación es estacional, dependiendo de la precipitación, la marea y la tasa de evaporación.

En condiciones de marea alta el pH aumenta por la alta concentración de oxígeno disuelto y las aguas se acercan a características de pH neutro. Durante la marea baja las aguas predominan las condiciones ácidas asociadas a la respiración anaeróbica del detritus por bacteria y hongos de la parte interna del sedimento.

#### *Características del sedimento.*

Chapman (1939, 1940, 1944) menciona que los suelos areno-limosos son característica de los manglares. Los suelos óptimos para el buen desarrollo de los manglares están compuestos por fracciones finas (fracciones limo-arcillas), aunque en algunos casos las fracciones arenosas se hacen presentes, especialmente en áreas frente a esteros



cercanos a las barreras arenosas (Jimenez, 1994).

Las características del sedimento en las zonas de manglar del área de estudio, las fracciones dominantes fueron areno-limoso con pequeñas fracciones de arcilla (Tabla 14).

En el Estero de Juan del Gozo (Jiquilisco), los suelos son similares a los del área de estudio (Estero de Urías, Sinaloa) con una importante fracción arenosas y turbas orgánicas. (Jimenez, 1994).

En el manglar de Terraba-Sierpe, los suelos poseen generalmente un pH ligeramente ácido (6.3), con textura arenosa o arena -limosa. Los suelos con dominancia de fracciones arcillosas muestran también mayores concentraciones de fósforo y potasio (Chong, 1988).

Queen (1974) reporta que la distribución del tamaño de grano en la superficie del sedimento en pantanos de manglar de *A. marina* y *A. alba* en Australia (arenas gruesas 75% y 4%; arenas finas 3.8% y 38.4%; sedimentos 1.7% y 31.3% y arcillas 4.8% y 4.1% respectivamente) son similares a los obtenidos en nuestra área de estudio.

Los suelos arenosos, compuestos por anfíbulas, piroxenos, magnétitas y vidrio volcánico, se localizan en la barreras y cerca de las bocas donde el oleaje es todavía considerable (Weyl, 1954). Los limos se encuentran en áreas cubiertas de manglar y en sus alrededores (Jimenez, 1994).

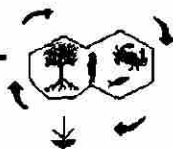
### *Materia orgánica*

Los bosques de manglar se caracterizan por presentar alta concentración de materia orgánica, la cual es atribuida al aporte de hojarasca que proveen los manglares, por consiguiente refleja un continuo y alto grado de degradación de las hojas por parte de microorganismos y su contenido variará considerablemente de un sitio a otro. Estos suelos son potencialmente ácidos, debido a la acumulación de pirita, siendo a su vez, el resultado de la interacción entre material orgánico del detritus de manglar, iones sulfato provenientes del agua de mar, el hierro acarreado por el río y la presencia de condiciones anaérobicas (Jimenez, 1994).

Tomlison (1986) menciona que los suelos lodosos producen olores fuertes de sulfuro de hidrógeno, indicando propiedades anaeróbicas del agua intersticial del suelo. En el manglar de Barra de Santiago, en El Salvador, la mayor cantidad de materia orgánica (38.4%) fué observada en sitios alejados de los canales, donde la acción de lavado por corrientes es menor (Molina, 1988).

Teas (1974) menciona que para los bosques de *A. germinans* en sitios con plántulas el sedimento esta compuesto principalmente por arenas con aproximadamente un 7% de materia orgánica y en bosques de un 25% ó más. Por lo tanto, podemos observar que los datos promedio anuales encontrados para el Estero de Urías en los bosques de *R. mangle* (26.5%) y *A. germinans* (20.5%),





son típicos de estos bosques de manglar (Tabla 14).

En el caso del bajo de mareas donde se establecieron las plataformas artificiales el porcentaje de materia orgánica fue de 10.8% en promedio anual. Sin embargo presentó la mayor variabilidad temporal en sus concentraciones (Tabla 14). Esto lo atribuimos a temporadas de acumulación de detritus proveniente de los manglares adyacentes y a temporadas de remoción por corrientes de mareas. Podemos observar que la cantidad de materia orgánica presente fue un factor primordial para el buen desarrollo y crecimiento de las plantas y esta de acuerdo a lo mencionado por Teas (1981). El mismo autor hace referencia que en el medio natural las plántulas crecen bajo condiciones de materia orgánica dentro de un intervalo de 5 a 15% en comparación de los bosques de manglar maduro que presentan concentraciones hasta de un 65% (MacNae, 1968).

**5.5 Impacto de macroalgas en los procesos de colonización de manglar en un ecosistema eutroficado (Estero de Urías, Sinaloa).**

En ecosistemas lagunares estuarinos son frecuentes los afloramientos por macroalgas. La intensidad de estos afloramientos va a depender del grado de eutroficación natural o antropogénica.

La productividad de los ecosistemas lagunares estuarinos y manglares está relacionada con la entrada de nutrientes que provienen de los ríos, escurrimientos terrestres y el reciclamiento

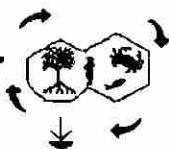
de los nutrientes entre la columna del agua y el sedimento durante los procesos de mineralización microbiana (Flores-Verdugo, 1990).

Sin embargo el incremento en la actividad humana (urbana, agrícola, industrial, etc.) durante periodos prolongados, provocan un incremento en la composición del nitrógeno y fósforo, así como en los problemas en la calidad del agua de los ecosistemas marinos (De la Lanza y Flores-Verdugo, 1998; Vollenweider, 1992).

El constante aporte de concentraciones elevadas de nutrientes a los sistemas lagunares-estuarinos tienen como resultado un incremento en la biomasa de los productores primarios y una disminución en la diversidad. En el caso del fitoplancton se puede observar un aumento de la abundancia de diatomeas, nanoplancton y dinoflagelados, alcanzando deficiencias en el oxígeno así como la acumulación de limos. A su vez se observa un aumento en la biomasa de las macroalgas. Como indicadores de este evento las especies de macroalgas *Ulva lactuca* y *Enteromorpha sp.* proliferan abundantemente y reflejan un aspecto negativo en áreas de recreación además de emitir malos olores (Dederen, 1992).

La aparición de los afloramientos de macroalgas y el cambio en su composición y biomasa, está relacionada con diversas causas, como el enriquecimiento por nutrientes (Lowthion *et al.*, 1985; Bach y Josselyn, 1978, 1979, 1978; Sawyer, 1965; Tewari y Joshi, 1988), cambios en intensidad de la luz (Cambridge *et al.*, 1986;





Silberstein *et al.*, 1986); pastoreo (Warwick *et al.*, 1982) y diferencias interanuales en el flujo de río (Josselyn y West, 1985).

En Australia se tiene registrado durante la época de estiaje, afloramientos de algas marinas como *Sargassum sp.*, *Syzgium sp.* y algunas otras especies de Rhodophytas que son arrastradas hacia la costa (Saenger, 1997). Las plantaciones de manglar en Can Gio en particular y a lo largo de la costa de Vietnam, han sufrido una alta mortalidad o un crecimiento retardado debido a estas algas (Cabahug *et al.*, 1986). Estos vegetales asfixian a las plántulas/hipocótilos, o se adhieren formando un peso adicional dando como resultado la inclinación o el rompimiento de éstos. Utawale (1997) considera el crecimiento excesivo de las macroalgas como una plaga para las plántulas e hipocótilos resforestados. Los géneros problemáticos durante su restauración con manglares a lo largo de la costa Oeste Central de la India fueron: *Enteromorpha*, *Monostroma* y *Ulva*. Schaeffer-Novelli (1995) menciona que los géneros registrados de macroalgas asociadas a los manglares son *Caulerpa*, *Enteromorpha*, *Cladophoropsis*, *Catenella*, *Caloglossa* y *Bostrychia*.

Dichos efectos se observaron en el Estero de Urías, Sinaloa, donde el afloramiento de macroalgas afecta la colonización natural de hipocótilos/semillas y la permanencia de plántulas de manglar (Tabla 9), presentándose los mismos géneros de la costa Oeste Central de la India

(Tabla 11 y Fig. 14).

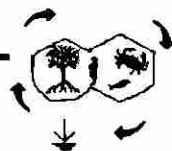
En el Estero de Urías, Sinaloa, existen una serie de asentamientos humanos irregulares cuyos drenajes descargan al sistema lagunar vía Estero del Infiernillo (Mapa 1). Por otro lado, la industria pesquera, como fabricas de harina de pescado, empacadoras de atún, sardina y camarón, así como los desechos de la flota camaronera y el rastro son otros aportadores importantes de nutrientes al sistema lagunar. Aunado a esto, recientemente el establecimiento de granjas camaronícolas, aunque aparentemente de poco impacto por abarcar proporcionalmente pocas hectáreas en las riberas del estero, su aporte directo a las venas adyacentes puede resultar significativo como fuente de eutroficación.

El aporte de nutrientes de una granja camaronícola del área (45 ha) en 1990, aportaba en términos de P y N, el equivalente a las descargas domésticas de una población de 242 a 1,070 habitantes respectivamente (modificado de los datos de Páez-Osuna, *et al.* 1997). Para 1997 la superficie de las granjas en el área es superior a las 90 ha (Tabla 1). El continuo desarrollo de esta actividad en su modalidad semi-intensiva puede afectar al medio ambiente por el continuo aporte de nutrientes, reflejándose en la calidad del agua.

Además de las fuentes de eutroficación antes mencionadas, existen otros aportes de nutrientes como las aguas tratadas del Puerto de Mazatlán al ser descargadas al mar (frecuentemente sin tratamiento alguno) cerca de la desembocadura







del Estero de Urías, Sinaloa, parte de dichas descargas pueden entrar al Estero durante las pleamares, en particular durante el invierno, cuando los vientos dominantes de NW encausan la corriente litoral hacia la entrada del Puerto (Comisión Nacional del Agua, 1996).

En la Tabla 9 se puede observar que el efecto de la remoción/mortalidad de hipocótilos de *R. mangle* es de aproximadamente el 60% al mes de su trasplante asociado a un acumulo de detritus principalmente con macroalgas, del 82% al segundo mes, manteniéndose a través de dos meses sin remoción y una remoción del 100% al siguiente mes (en total 100% en cinco meses) donde se acumulo una cantidad considerable de *Ulva lactuca* (Tablas 9 y 10). Comparativamente en la zona con una barrera de protección, la remoción fue solamente del 27% durante cinco meses. Con esto se demuestra el impacto del detritus de macroalgas (macroalgas más hojas) acarreado por las corrientes de marea en el proceso de colonización de los manglares.

Así como la importancia del uso de barreras de protección para el éxito de los proyectos de reforestación en zonas eutrofizadas durante el periodo de desarrollo del sistema de raíz de los hipocótilos (Fig. 11) ó periodos de afloramientos de macroalgas (Tabla 11 y Fig. 15).

Es interesante destacar que la época de mayor producción de hipocótilos (Fig. 7) coincide con la ausencia de afloramientos de macroalgas (Fig. 14). Para proyectos de reforestación es

importante esta consideración, sin embargo la mayor remoción de los hipocótilos en este estudio se registro en el invierno (diciembre de 1996) por *Ulva lactuca* combinado con hojas de manglar (Tablas 9 y 10). En sistemas lagunares eutrofizados la presencia de esta especie puede ocasionar deficiencias en los procesos de colonización de manglares aún en periodos sin afloramientos.

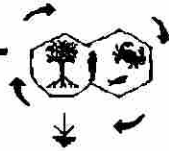
La época donde se registro el mayor acumulo de detritus por macroalgas fue en la primavera (marzo y abril 1997, Tabla 9), correspondiendo a la época donde se encontraron las mayores biomásas de macroalgas (Fig. 14, Tabla 11).

Es importante destacar que el efecto abrasivo de macroalgas se reduce en hipocótilos que han desarrollado su sistema de raíces, como se pudo observar en marzo de 1997, donde a pesar de detectarse un acumulo de macroalgas muy elevado no se detecto remoción (Tabla 9).

El detritus de macroalga acumulado de manera predominante en la barrera protectora fue de *Ulva lactuca* (Tabla 21), aunque las especies de macroalgas dominantes en biomasa en el bajo de mareas fueron *Enteromorpha* sp. y *Chaetomorpha* sp. (Tabla 11). Esto se puede interpretar de varias maneras:

1. El detritus de *Ulva lactuca* proviene de zonas retiradas del bajo de mareas.
2. Su disco de fijación es menos resistente a las corrientes de mareas que el resto de las macroalgas.





3. Existe una selectividad en la retención de *Ulva lactuca* por la barrera protectora y posiblemente por los hipocótilos.

4. El efecto abrasivo de *Ulva lactuca* se vuelve sinérgico al combinarse con hojas de manglar.

Balderas, *et al* (1990) menciona que en la Bahía de Mazatlán la menor riqueza de especies de macroalgas y el aumento de biomasa de ciertas especies se localizan en el área de la boca del Estero de Urías en comparación con zonas adyacentes y lo atribuyen a la cercanía de la planta de tratamiento de aguas negras y el emisor submarino. Otro parámetro que indica este tipo de alteraciones antropogénicas es la dominancia de dos clorofitas de los géneros *Ulva sp.* y *Enteromorpha sp.*, consideradas como indicadores de contaminación por concentraciones elevadas de amonio y nitrato en el agua (Cottom, 1910; Litt, *en*:Cottom, 1990; Balderas, *et al.* 1990; Lavery 1991).

La proliferación masiva de las macroalgas (*Ulva sp.* y *Enteromorpha sp.*) durante la primavera y el verano es un fenómeno que está reportado a lo largo de todo el mundo y puede estar básicamente relacionado a procesos puramente ecológicos o de aportes terrígenicos (Letts y Richards (1911) ; Sawyer (1965), y Soulsby *et al.* (1985).

Un ejemplo claro es descrito por Sfriso *et al.* (1989) en el sistema lagunar de Venecia del Mediterráneo, el cual estimó una biomasa de *Ulva*

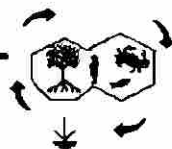
por arriba de 550,000 tons en junio de 1987. En específico para la especie *Ulva lactuca* Dederen (1992) reporta 200,000 tons durante la primavera cada año, para Bretaña, Francia ( Bahía de Lannion y la Bahía de St. Brieuc).

Lavery (1991) menciona que el nitrógeno y el fósforo en abundancia controlan el crecimiento de *Ulva rigida*.

En el caso particular de *Ulva lactuca* Dederen (1992) menciona que aparentemente el crecimiento óptimo se realiza en concentraciones de  $PO_4\text{-P}$  y  $NO_3\text{-N}$  de  $0.6\text{ gm}^{-3}$ . Además observo que concentraciones mayores de nitratos disminuyen su producción, pero en cambio para concentraciones de fosfatos mayores no se observa disminución en su crecimiento. Dicho autor menciona que el género *Enteromorpha* es un indicador de aporte constante y en aumento de fosfatos y nitratos.

Dicho comportamiento pudo ser observado a través del análisis de macroalgas para el Estero de Urías, Sinaloa, dominando los géneros que anteriormente se mencionaron, así como la característica de una baja riqueza en el resto de las macroalgas (Tabla 11). Esto lo atribuimos a los nutrientes provenientes de las descargas domésticas e industriales principalmente del Estero del Infiernillo y la zona portuaria industrial (Mapa 1).

Así mismo en el área de estudio se localizó durante el ciclo anual *Ulva lobata*, con una abundancia máxima durante el mes febrero de



1998 (Tabla 11). Esta especie se encuentra distribuida tanto en aguas salinas como dulces, particularmente abundante en aguas contaminadas por materia orgánica o residuales (Champan, 1977).

El género que se presentó a principios de la época de invierno (mes de octubre) en el estero fue *Cladophora sp.*, considerada por Hillman *et. al* (1991) como un indicador de aporte constante de altas concentraciones de fósforo y nitrógeno. Dicho autor menciona que estas altas concentraciones alteran el balance ecológico y promueven su crecimiento.

Los géneros *Cladophora* y *Ulva* se caracterizan por seguir un ritmo circadiano respondiendo a la baja intensidad de luz, causados por aportes terrígenicos entre otros factores (Masini *et al.* 1990 y Darley, 1987, Fig. 15).

En nuestro país el desarrollo de la acuicultura es moderado, pero continuo. En particular para el Estero de Urías el conjunto de los efluentes agrícolas y municipales se ha incrementando en los últimos 20 años, impactando el medio ambiente en forma negativa.

La marcada influencia de las mareas en el Estero de Urías presenta condiciones hidrodinámicas eficientes para la remoción de agua por mareas. Este comportamiento hidráulico permite una alta capacidad de limpieza del sistema, sin embargo es evidente que se está sobrepasando su capacidad de carga lo que se manifiesta con concentraciones relativamente elevadas de diversos metales pesados en sedimentos (Soto-Jimenez, 1998), presencia de grasas y aceites en el

agua, suelos anóxicos y ocasionales concentraciones bajas de oxígeno disuelto.

Para la restauración de la calidad del agua del agua del Estero de Urías se recomienda localizar las fuentes puntuales de contaminación, establecer diferentes medidas de mitigación al instrumentar controles de contaminación y, simultáneamente, disminuir los efectos de las actividades productivas sobre el patrón hidráulico. Dichos criterios ecológicos permiten la ejecución de actividades productivas con un mínimo de conflictos ambientales.

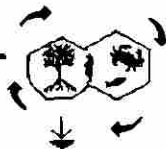
**5.6 Vivero experimental con sistema circulación cerrado y periodos de inundación simulados para manglares.**

El establecimiento de los viveros se justifica cuando la regeneración por plantación directa es difícil de lograr, o bien cuando es necesario producir plántulas de un cierto grado de desarrollo, así como una fuente importante de plántulas para los programas de reforestación.

Sin embargo los costos de las plántulas provenientes del vivero son más altos y presenta mayor dificultad para la plantación en comparación con los propágulos, lo que podría contrarrestar esta ventaja en ciertas situaciones (Saenger, 1997).

El cultivo de manglares del vivero experimental presentó la modalidad de un filtro biológico permitiéndole un buen drenaje por extracción de





agua por percolación. Es decir el agua es bombeada por los tubos de PVC forzando la filtración de agua a través de las diferentes capas del filtro biológico (Fig. 3), es importante mencionar que este tipo de vivero es el primero con un sistema de percolación y de recirculación de agua. Dicho vivero permaneció bajo condiciones de luz solar directa, con agua salobre de 15‰ con la finalidad de evitar infecciones de hongos y herbivoría en las plántulas e hipocotilos. La salinidad se seleccionó por ser la más adecuada para el desarrollo y crecimiento óptimo de los manglares (Cintrón, G. y Schaeffer-Novelli, Y., 1983).

Sin embargo las plántulas previas a reforestación deberán ser aclimatadas durante un periodo razonable a la salinidad del sitio por reforestar.

Existen diversos autores que han realizado viveros en otras partes del mundo y con otras especies.

Saenger (1997) ha trabajado bajo condiciones de vivero con *Avicennia marina* mencionando que las tasa de crecimiento y de la supervivencia son significativamente más altas utilizando un 25% de agua marina que con agua dulce solamente (salinidad final 8.7‰). El mismo autor adicionó fertilizante para disminuir el tiempo de estresamiento por trasplante y como mantenimiento de las plántulas, así como la aspersión diaria con agua dulce durante la noche.

En este estudio los trasplantes se realizaron con plántulas e hipocotilos de *A. germinans* y

*R. mangle* durante el verano, por ser la estación más favorable para el crecimiento y con la finalidad de asegurar una sobrevivencia más alta. Se seleccionaron plántulas jóvenes, puesto que presentan un eficiente sistema para atrapar los nutrientes (Teas, 1981). Lewis III (1982) recomienda que los trasplantes se deberán realizar durante la época de mayor producción de semillas del año (verano en zonas subtropicales), pues asume que las condiciones son las más adecuadas, por lo cual se producirán plántulas más saludables.

En nuestro vivero se establecieron plántulas a una distancia de 0.30 m por el tamaño del bolo.

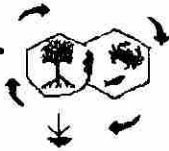
La evaluación por efecto del traumatismo confirma que la técnica de extracción con bolo fue adecuada al obtenerse una sobrevivencia de un 99% y ausencia de defoliación para ambas especies de manglar (*R. mangle* y *A. germinans*).

La sobrevivencia fue superior a los obtenidos por Lewis (1982) en *R. mangle* y *A. germinans*.

En comparación Pulver (1976) obtuvo una defoliación a los 36 días de haber realizado el trasplante de *Rhizophora sp.* y *Laguncularia sp.* y a los 84 días para *Avicennia sp.*

Bohorquez y Prado (1987) hacen referencia que plántulas de tallas de 25 a 70 cm de altura plantados a una distancia de 0.9 m y regados quincenalmente con agua dulce, defoliaron en los primeros meses.

Es importante destacar que en los 36 días



y aproximadamente 84 días en que Pulver (1976) observó defoliación para *R. mangle* y *A. germinans* respectivamente, nuestro experimento reportó un incremento en biomasa foliar 1.1 veces más para *R. mangle* y 2.8 veces para *A. germinans* (88 días).

Lewis, III, (1982) menciona una sobrevivencia con plántulas reforestadas de 0-17% con tallas de 0.10 a 0.75 m para Texas con *A. germinans*, de 65-85% con tallas de 0.5 a 1.5 m (4-6 años) para Florida con *R. mangle*, 100% con tallas de 0.75 a 1.0 m en Florida con *L. racemosa* y 7.3% (después de 13 semanas) con tallas de 0.3 a 1.9 m en Florida con *A. germinans*.

**5.6.1. Influencia de la intensidad luminosa en el crecimiento de plántulas manglar en el vivero experimental y el medio natural.**

No se detectó diferencia significativa en el crecimiento de las plántulas de manglar bajo condiciones de luz directa en comparación con plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz del (65%) con malla sombra (Tabla 16), pero se observó un incremento de biomasa foliar para *A. germinans* de 2.8 veces para las plántulas a luz directa (en 88 días) y de 1.1 veces en condiciones de atenuación de la luz (de 94 días). De la misma manera fué observado para *R. mangle* con un incremento de 1.1 veces para las plántulas bajo

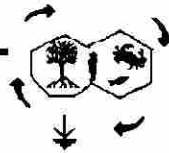
condiciones de luz directa y 1.4 veces con las plántulas en condiciones de atenuación.

Esto sugiere que el mecanismo fotosintético de las plántulas establecidas en el vivero bajo condiciones de luz directa de *A. germinans* resulta ser más eficiente, con mayor adaptación a la luz directa que bajo condiciones de atenuación de luz, por otro lado, además su mortalidad fué mucho menor (15 % luz directa y 73.3% malla sombra). Aparentemente estas plántulas carecen de capacidad para utilizar eficientemente las aperturas en el dosel superior de los árboles adultos a través del cual queda expuestas al sol en el bosque, como se pudo observar en las plántulas bajo condiciones topográficas artificiales (plataformas artificiales en el Estero de Urías, Sinaloa) y en el medio natural (Fig. 12, Tabla 21).

En el caso de las plántulas de *R. mangle* en condiciones del vivero experimental, baja luz directa y atenuación de la luz a un 65%, se observó el mismo comportamiento, con crecimientos similares (Tabla 16 y Tabla 21).

Es importante mencionar que las plántulas de esta especie aparentemente presentan un mecanismo fotosintético poco eficiente bajo condiciones de atenuación de luz, presentando una mortalidad del 10%, ligeramente mayor a las plántulas expuestas a luz solar directa (6 %).

Esto difiere de Soemadhardjo, *et al.* (1997) que menciona que diversos autores han encontrado



diferencias en la sobrevivencia de plántulas con *R. apiculata*, *R. mucronata* y *Breugiera gymnorrhiza* al realizar plantaciones en el medio ambiente con luz directa (55%) y plantaciones con sombra (85%) . La menor sobrevivencia con luz directa lo atribuye a los ataques por parte de los cangrejos y monos, así como al daño causado por la luz directa del sol sobre las plántulas.

Con respecto a *A. germinans* del vivero la razón de crecimiento fué 2.4 veces mayor que en el bosque y no fué significativo para la plataforma (Tablas 21).

La razón de crecimiento de las plántulas de *R.mangle* fué de 2.6 a 1.1 veces menor con respecto a las plántulas de la misma especie en el bosque y las plataformas respectivamente (Tabla 21).

Con respecto a *A. germinans* del vivero la razón de crecimiento fué de 2.4 veces mayor que en el bosque y no fué significativo para la plataforma (Tablas 21 y 22).

Podemos concluir que el crecimiento de *R. mangle* en el vivero fué inferior al bosque, pero con una sobrevivencia mayor, y ligeramente

inferior a la plataforma mientras que *A. germinans* fué superior al bosque e igual que en la plataforma (Tabla 21). Sin embargo los experimentos de *R. mangle* del vivero se realizaron en una temporada del año diferente a la del bosque (Fig. 16). Esto quiere decir que las condiciones de crecimiento de manglares del vivero fueron similares a las plataformas del bajo de mareas pero con una menor mortalidad en general.

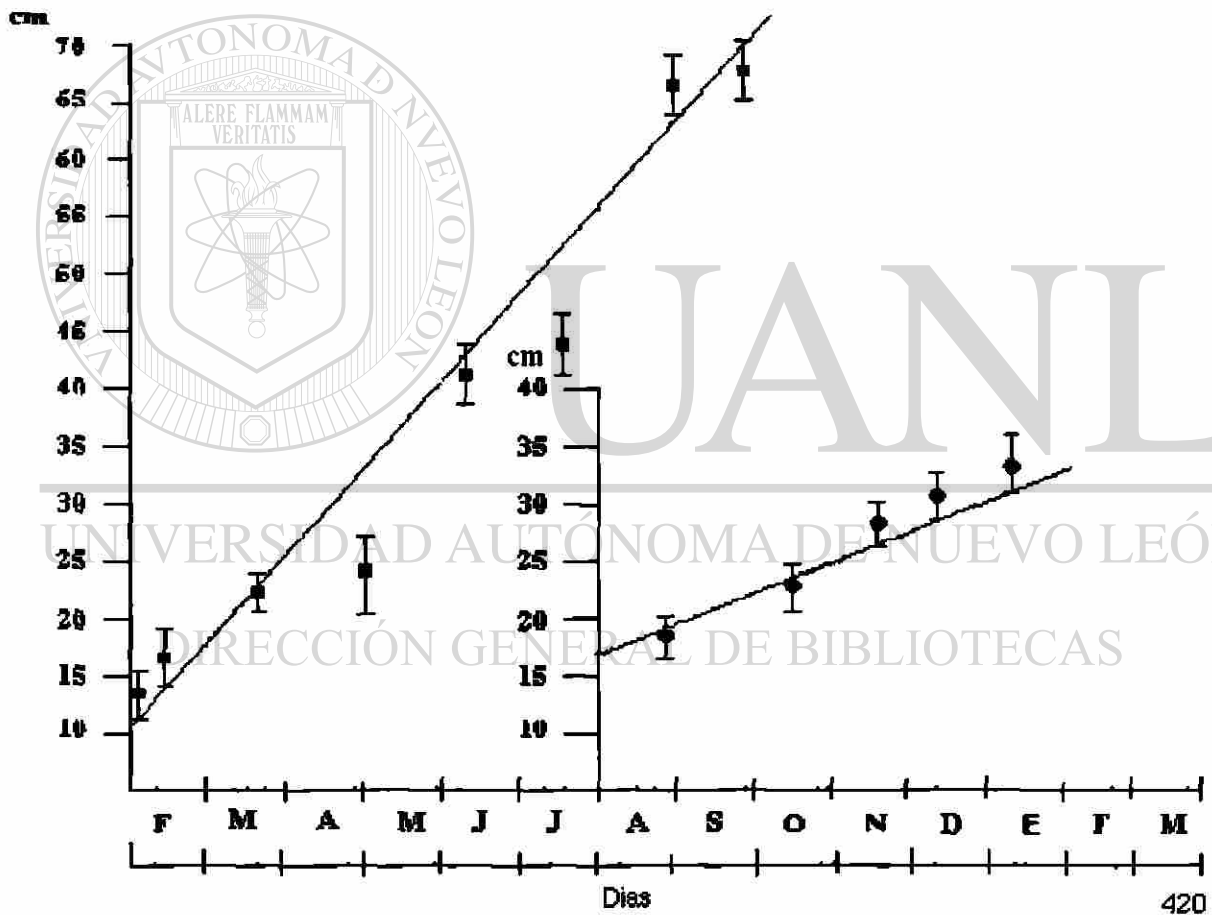
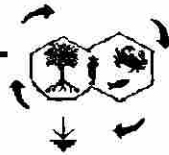
Aunque los resultados indican que la tela sombra no tuvo efecto en el crecimiento y tuvo un efecto negativo en la sobrevivencia de *A. germinans* y en menor grado en *R. mangle* y difieren de los resultados de otros autores, consideramos que la aspersion y los periodos de inundación reducen los problemas de evapotranspiración por radiación solar directa considerandolos equivalentes a la función de la tela sombra. La baja sobrevivencia de las plántulas en las plataformas pudo ser consecuencia, entre otros factores, a la deshidratación por radiación solar y la salinidad elevada del estero (falta de aspersion o tela sombra).

Por otro lado, en el caso de la biomasa foliar se observó en ambas especies, que la luz

COMPARACIONES	t Tabla s	t-observado	P	Significancia
A.g. vivero (luz direca) vs R.m. bosques	1.97	3.67	0.0003	S
A.g. (65% de atenuación) vs A.g.plataforma	1.97	0.47	0.64	NS
R.m.(65% de atenuación) vs R.m.plataforma	1.97	8.66	>0.001	S

Tabla 22. Comparaciones estadísticas del crecimiento de dos especies de plántulas de manglar en el bosque y un vivero experimental.





- Plántulas en el vivero experimental en luz directa.  $y = 0.09 (x) + 16.34 \quad r^2 = 0.23$
- Plántulas en el medio natural.  $y = 0.242 (x) + 24.50 \quad r^2 = 0.85$

Fig.16 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresion en plántulas de *R.mangle* en el medio natural y en el vivero experimental en luz directa.



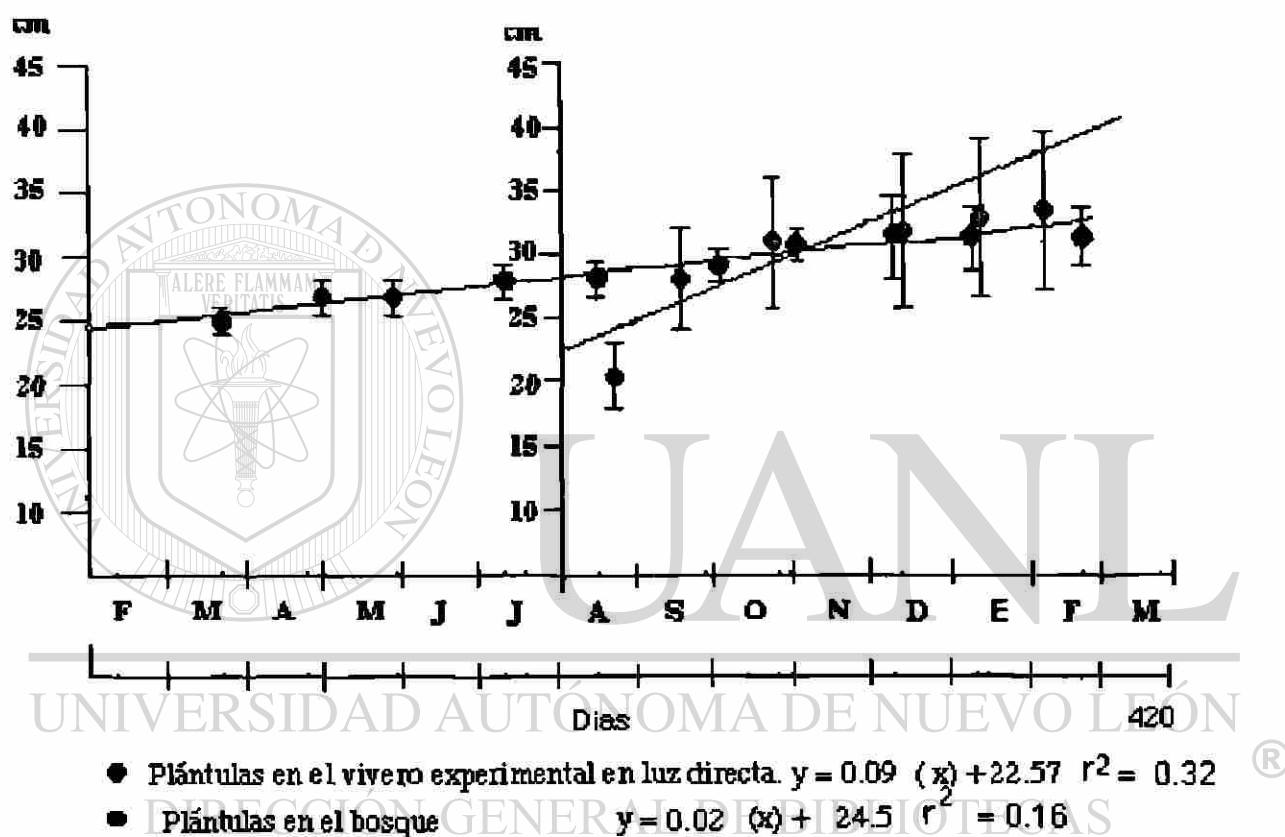
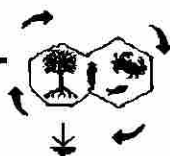
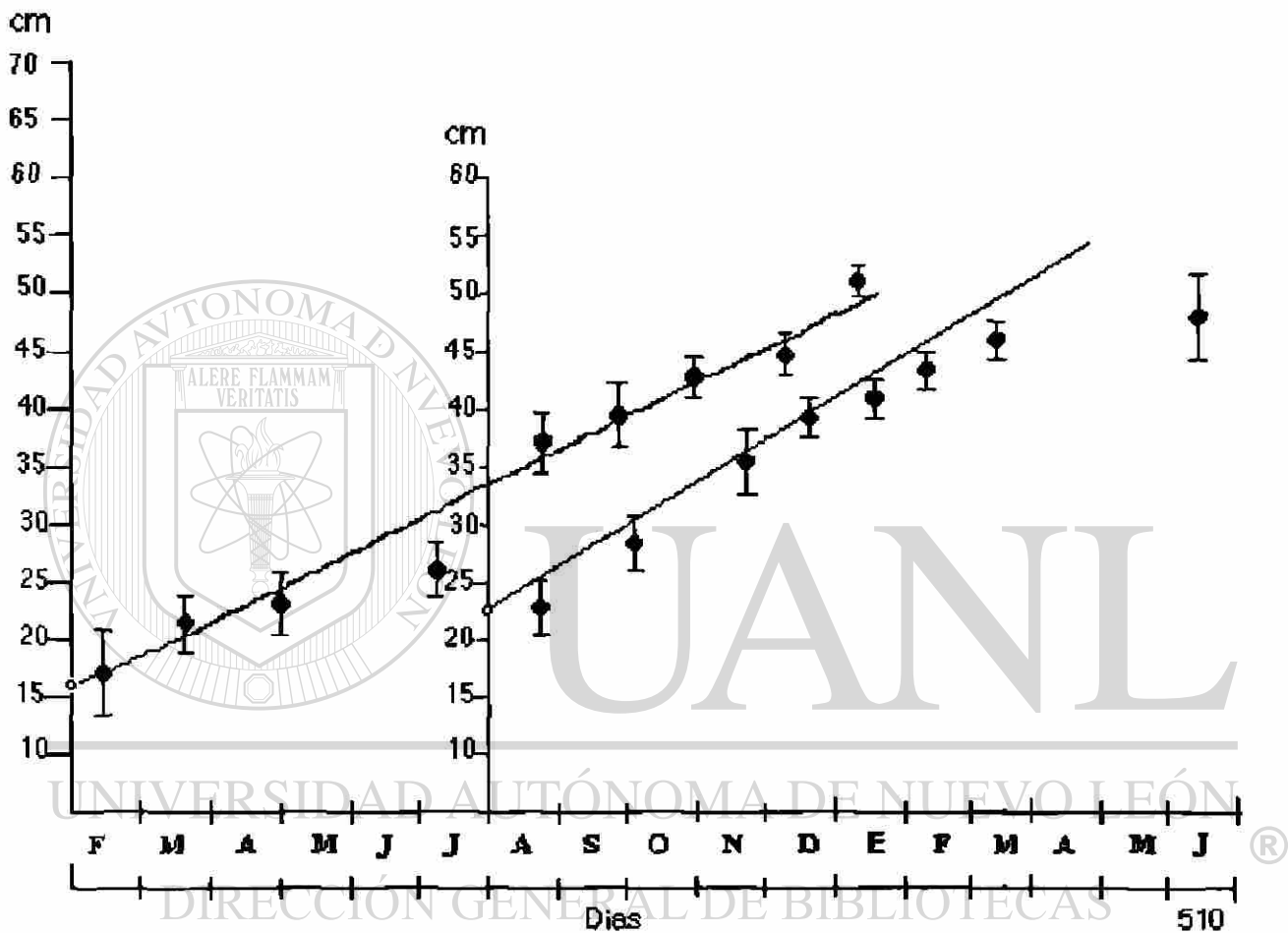
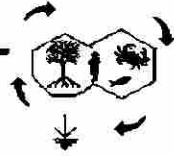
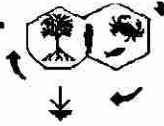


Fig. 17 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresión en plántulas de *A. germinans* en el medio natural y en el vivero experimental en luz directa.



- Plántulas bajo condiciones de atenuación de la luz  $y = 0.113(x) + 23.3$   $r^2 = 0.42$
- Plántulas en la plataforma artificial  $y = 0.1005(x) + 15.68$   $r^2 = 0.75$

Fig. 18 Crecimiento promedio (cm, sd) y curva de regresión en plántulas de *R. manglie* bajo condiciones de atenuación de la luz (65%) vs plataforma artificial.



foliar se observó en ambas especies, que la luz directa favoreció la producción de la biomasa foliar. Aunque es importante mencionar en *R. mangle* en condiciones de atenuación de la luz favoreció la permanencia de las hojas, es decir, que aparentemente el porcentaje de defoliación fue menor. En el caso de *A. germinans* se observó que las plántulas con un rango de talla de 19.7 a 26.1 cm le favorecieron las condiciones de atenuación de la luz aumentando su biomasa foliar en comparación a tallas menores (menores a 19.6 cm). En ambas especies se pudo observar el incremento la producción de hojas a partir del mes y medio.

## 5.7. Factibilidad en la aplicación de las técnicas de fusión y fustes en manglares.

### 5.7.1 Experimentos de fusión

A partir de los resultados obtenidos de las fusiones de las dos especies de manglar, podemos concluir que *R. mangle* es más susceptible a la técnica como al éxito en la formación del callo.

En el caso del mangle negro (*A. germinans*) la respuesta fue de menor susceptibilidad en cuanto a la formación del su callo y la permanencia de este. Esto lo atribuimos a las características de su tallo y la talla de las plántulas que se utilizaron. Por lo cual recomendamos para *A. germinans* el utilizar plántulas de mayor tamaño.

Es recomendable que se desaten los troncos una vez formados los callos de la fusión. En el caso específico de *A. germinans* es importante que se pode después de mes y medio, puesto que tiende a

desprenderse el callo formado por la fusión, a diferencia de *R. mangle*.

La técnica de fusión en base a los resultados de sobrevivencia y éxito de la fusión en dos épocas del año para ambas especies, se recomienda se realice durante las estaciones primavera-verano, por ser las condiciones óptimas para la fotosíntesis de acuerdo a Saenger (1997).

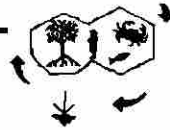
### 5.7.2 Técnica de reproducción vegetativa.

Los manglares *A. germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* poseen tejidos de reserva o meristemos secundarios que les da la capacidad de reproducción vegetativamente, probablemente esto sea un mecanismo de adaptación a impactos por huracanes (Flores-Verdugo com. pers.)

*L. racemosa* presenta alta tasa en reproducción vegetativa, debido a que es menos exigente en los periodos de inundación y cambios en la temperatura.

Fustes de *L. racemosa* fueron sembrados directamente en el vivero experimental bajo condición de inundación permanente (5 cm de columna de agua dulce), con presencia de los brotes a las dos semanas. Es importante evitar la acumulación de gases nocivo como sulfuros e hipersalinidad. El porcentaje de éxito es alto (90%) en el verano en comparación con el invierno (20%)

Por otro lado es posible desarrollar la técnica de fustes de *L. racemosa* colocados inicialmente bajo condiciones hidropónicas de



agua dulce para el desarrollo de raíces y posteriormente transplantadas a sustratos de arena.

Para fustes de *A. germinans* sembrados en el vivero experimental con 2 días de inundación y 5 días secos, la sobrevivencia fué del 15%. Aparentemente se asume que el tiempo de inundación fué insuficiente, puesto que se observó la presencia de brotes a partir de 3 meses y posteriormente se secaron. Se recomienda un mayor tiempo residencia y recirculación del agua.

### 5.8 Dendrocronología.

Los manglares usualmente presentan escasos anillos de crecimiento, lo cual dificulta o anula la determinación de la edad. Una excepción es la madera de *Diospyros ferrea*, reportado por Duke *et al.* (1981). Este autor observó anillos de crecimiento visibles al microscopio con una razón de 7 anillos por cada cuatro años. Esta determinación es frecuentemente inusual por el tren tan irregular de la época de lluvias (Tomlinson, 1974).

El análisis dendrológico de los rodales de *A. germinans* de Boca Cegada, Nayarit describe el crecimiento, datación y tendencias de alteraciones del medio ambiente (Tablas 23 y 24) como inundaciones, sequías, huracanes y cambio del patrón hidrológico por construcción de presas u otras causas.

En este análisis se observó la presencia de estructuras lenticulares, que aparentemente están

relacionadas con alteraciones del medio ambiente (Gutierrez, *com. pers.*).

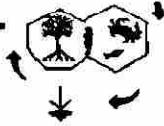
Banijbatana (1958) menciona que para árboles maduros de *Rhizophora sp.* con un diámetro de 20.7-22.3 cm presentan una edad aproximada de 39 a 43 años, en base a parcelas de explotación silvícola con una rotación de 40 años. En la Tabla 23 podemos encontrar diámetros (dap) de *R. apiculata*, *A. officinalis*, *A. marina* y *A. alba* de distintas edades de lotes de explotación silvícola. Es importante destacar que la determinación de la edad de estos autores no fué en base a un análisis dendrocronológico.

Los análisis de datación de este trabajo realizados en rodales de las venas Los Olotes, La Diabla y manglares muertos por sofocación de la zona litoral de Boca Cegada, Nayarit, fueron similares, en base a el diámetro, a los reportados para Tailandia en rodales de 5.99 a 7.20 cm diámetro en *R. apiculata*. Pero difieren en general para Bangladesh con excepción de Bandar y Gorokgata en *A. officinales* y *A. alva*.

Es importante aclarar que las diferencias entre diámetros y las edades son muy variables dependiendo de las condiciones ambientales particulares de cada zona o dentro de la misma zona.

La datación con anillos es posible en zonas áridas y semiáridas por presentar una clara estacionalidad entre lluvias y sequías.

En base a las fotografías aéreas se confirmó la utilidad de la dendrocronología al



comparar la misma área en diferentes años (1970-1995), así como la presencia de eventos naturales y antropogénicos.

La determinación de los anillos de crecimiento en manglares abre la posibilidad para descubrir la información ecológica contenida en la madera presente en zonas subtropicales con marcada estacionalidad.

En base a la datación y el análisis de las fotografías aéreas, se interpreto y confirmo las causas de la mortalidad en las diversas zonas de manglar (Tablas 2 y 24). Por medio de esta técnica se confirmo, que el bosque en la zona de estudio su edad oscila de 10.8 a 24 años y se origina posterior a la clausura de Boca del Rey (1974-1975). Consecuentemente su mortalidad (1998) no tiene relación con este evento. Los manglares han tenido el tiempo para colonizar y adaptarse a los cambios hidrológicos causados por la clausura de Boca del Rey quedando solamente algunos relictos dispersos de áreas de manglar muerto.

Así mismo en base al análisis de fotografías aéreas de la cuenca de La Diabla de 1970 a 1995, se pudo observar que el bosque de esta área se estableció después de 1975, por lo que es razonable la edad inferida a través del análisis dendrocronológico (10.8 -11.5 años, Tabla 23).

En particular se observaron estructuras lenticulares dentro del periodo de 1984 hasta 1997 y con mayor frecuencia de 1989 al 1993 (disminuyendo paulatinamente para 1997) indicando estresamiento por otros procesos medioambientales. El periodo de mayor frecuencia

corresponde a tres eventos importantes (Tabla 24):

1. Dos años con grandes sequías , siendo el de 1993 el más seco en 30 años.
2. El impacto en la zona por el Huracán Rosa.
3. La construcción de la presa Aguamilpa.

En base a esta información podemos concluir que para zonas subtropicales con dos épocas del año marcadas (lluvias y secas), en base a la adaptación de la técnica dendrocronológica, el análisis de fotografías aéreas y la recopilación de información climática e hidrológica del área, podemos datar y realizar interpretación cronológica para *A. germinans*.

La presencia de dos anillos por año de *A. germinans* se puede atribuir a dos eventos naturales: a una época de sequía y a una época probablemente asociada a periodos de inundación prolongadas (mareas más altas del año) o a periodos de desecación prolongadas( mareas más bajas del año).

Por otro, lado la presencia de sales en los anillos posiblemente refleje condiciones de estresamiento por hipersalinidad. (Teas, 1979)

Para el análisis cronológico se requiere de un mayor número de muestras para que sea estadísticamente significativo.



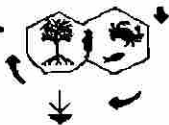


Tabla 23." DESCRIPCION DE LA EDAD CON SU DIÁMETRO CORRESPONDIENTE EN BOCA CEGADA, NAYARIT Y OTRAS "

<i>A. officinalis</i> (Bangladesh) *			<i>A. marina</i> (Bangladesh) *		
<u>Lugar</u>	<u>Edad</u>	<u>Diámetro****</u>	<u>Lugar</u>	<u>Edad</u>	<u>Diámetro****</u>
Charkashem	12	12.22	Bogachattar	11	13.21
Bogachattar	11	10.59	HaliShahar	9	4.02
Bandar	13	8.82	Gorokghata	10	7.79
<i>A. alba</i> (Bangladesh) *			<i>R. apiculata</i> (Tailandia) **		
<u>Lugar</u>	<u>Edad</u>	<u>Diámetro****</u>	<u>Lugar</u>	<u>Edad</u>	<u>Diámetro****</u>
Bandar	13	5.53	Provincia de		
Gorokghata	10	6.68	Pattani, Tailandia	9	5.47
			10	5.63	
			12	5.99	
			13	6.00	
			14	6.34	
			18	9.11	
<i>A. germinans</i> (México, Boca Cegada, Nayarit)					
<u>Lugar</u>	<u>Edad</u>	<u>Diámetro****</u>	<u>No. de anillos</u>	<u>No. de Troncos</u>	
Vena Los Olotes	12.0 -14.6	6.0- 7.4	29.2-24.1	4	
	21.3 -22.2	13.7-11.6	43.7-42.7	3	
	18.0 -24.5	11.5-15.0	37.0-49.0	1	

\* Siddqi, y Khan, 1997

\*\* Wechakit, 1987

\*\*\* Area de Estudio, 1998

\*\*\*\* cm (Dap)



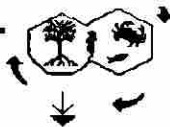


Tabla 24. Información sobre eventos tanto naturales como antropogénicos.

Especies de manglar (Consideraciones):

*Diospyros ferrea* 7 anillos por 4 años (2 anillos por año). Duke et. al, 1981.

*Rhizophora mangle* 1 anillo por año (Tomilson, 1984)

*Avicennia germinans* 2 anillos por año. (Estudio)

Afectación

Año

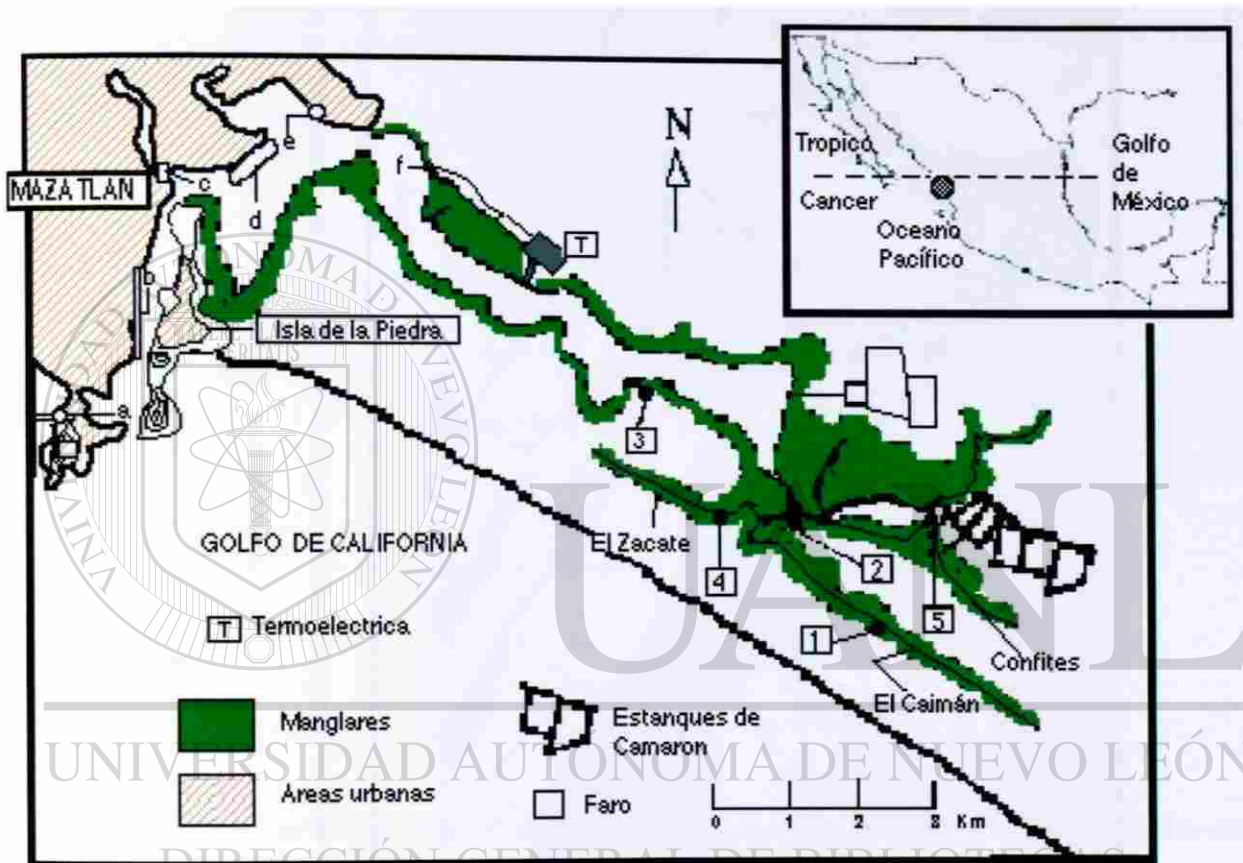
Gasto elevado R. Santiago*	1967
Gasto elevado R. Santiago*	1973
Clausura Boca del Rey**	1974-1975
Gasto elevado R. Santiago*	1976
Año seco***	1982
Año seco***	1989
Huracan Rosa	1990
Construccion Aguamilpa	1990
Año seco***	1993
Año seco***	1994
Efecto del Niño	1997-1998

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

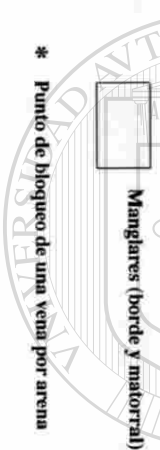
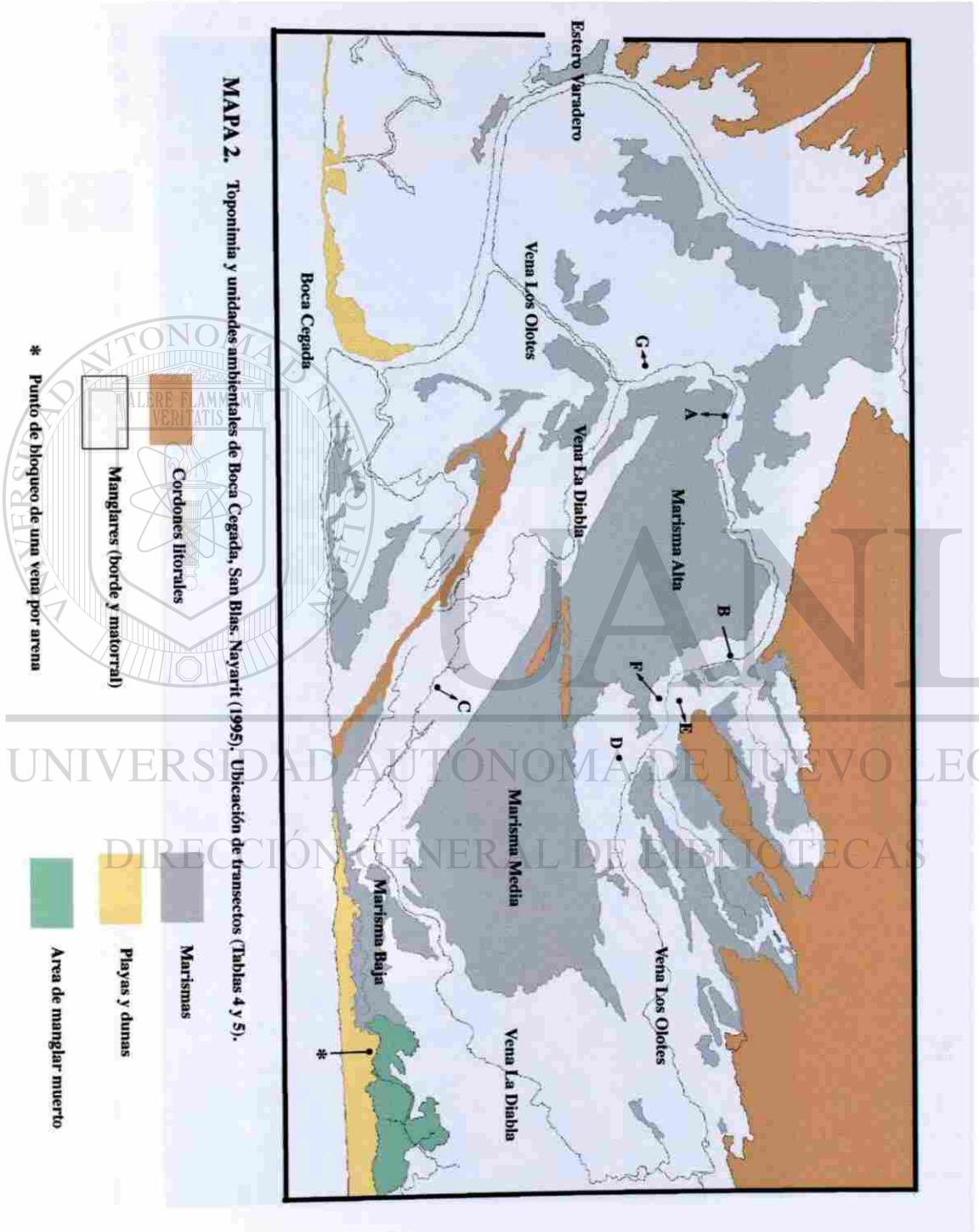
Aportes fluviales del Río Santiago:

\*  $15.83 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1967),  $14.8 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1973), normal (de  $4-9 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ),  $13.15 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1976).

\*\*\*  $2.8 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1982)  $3.1 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1989),  $0.9 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1993),  $1.3 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  (1994).

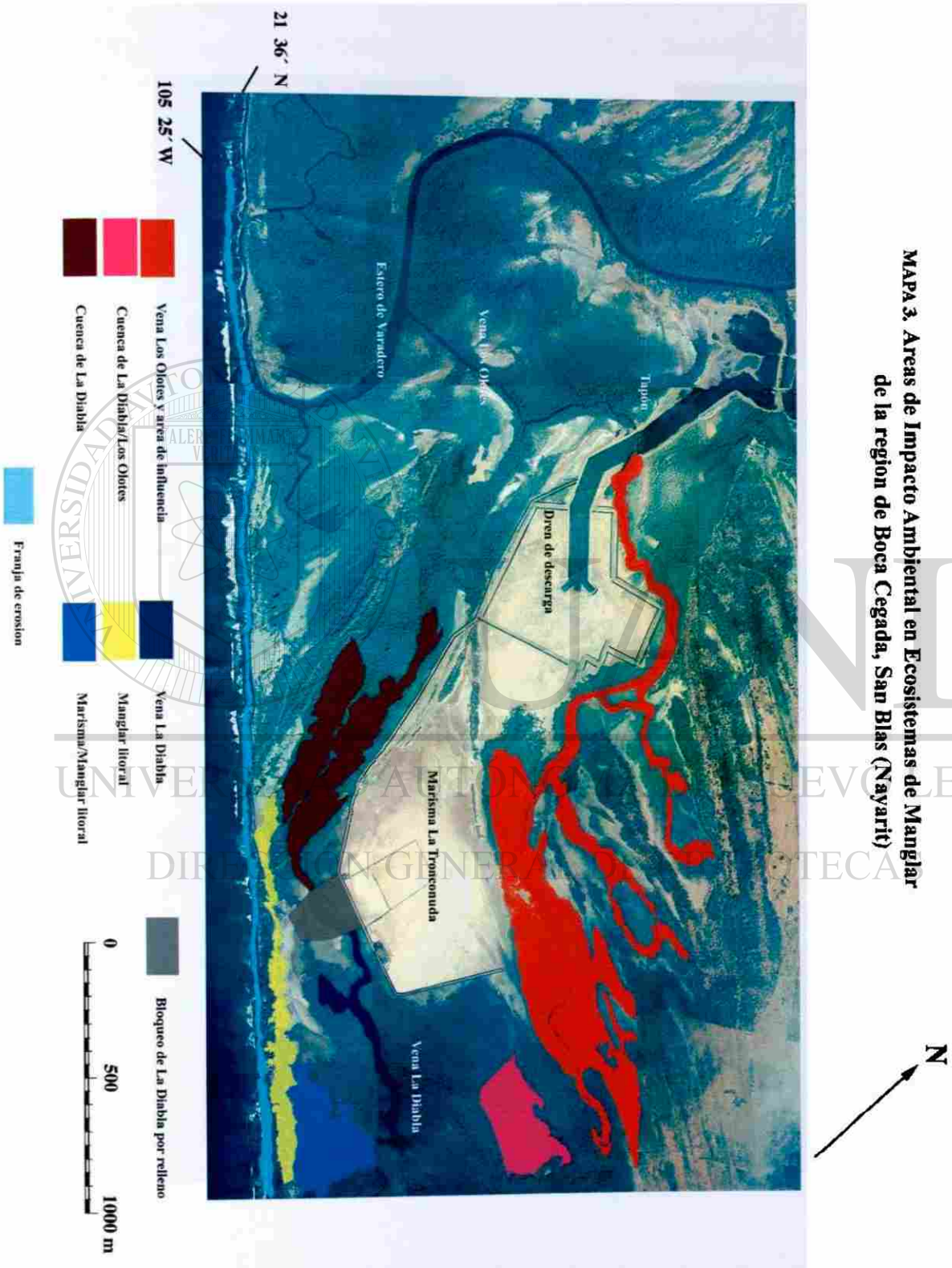


MAPA 1. Ubicación del Estero de Urías ( ● ). Toponimia, zona de manglar; áreas urbanas y sitios de muestreo: Sitios 1: Plataformas y área de *R. mangle*, Sitio 2: Bosque de *R. germinalis*, Sitio 3: Llanura de inundación (marismas), Sitio 4: Estructura forestal en la vena del Zacate y Sitio 5: Estructura forestal en la vena Confites. a: Planta de tratamiento y emisor submarino, b: zona de muelles, c: Puente Juárez, d: Muelle flota camaronera, e: Rastro y f: salida de descarga de la termoelectrica.



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

**MAPA 3. Areas de Impacto Ambiental en Ecosistemas de Manglar de la region de Boca Cegada, San Blas (Nayarit)**







**MAPA 4.** Boca Cegada (1970). En la porción occidental de la marisma "La Tronconuda" se localiza una marisma (Marisma La Diabla) posteriormente colonizada por manglar. La desembocadura del Estero de Varadero (B) se extiende paralelo al mar y separa por una barrera arenosa.

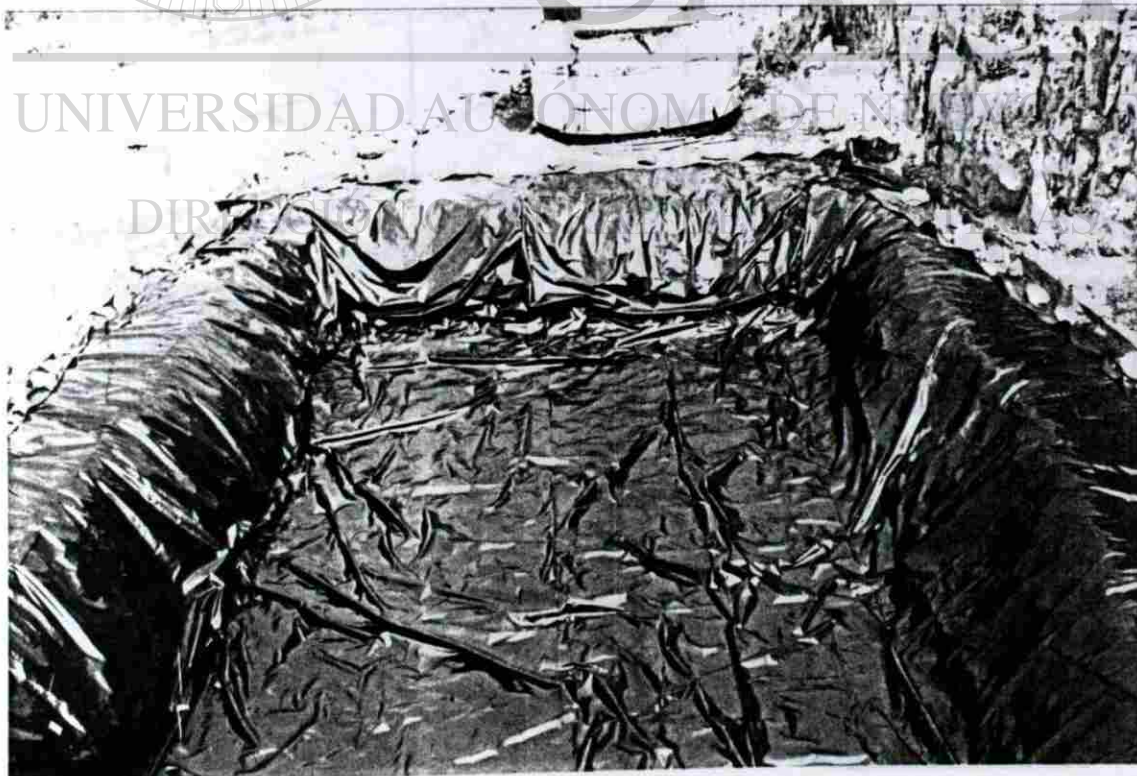


**MAPA 5.** Boca Cegada (1995). En la porción occidental de la marisma "La Tronconuda" se puede observar un bosque de manglar ausente en 1970 (Bosque joven). La playa y barrera son erosionadas y su boca se desplaza hacia el oriente (B).

**DISEÑO DEL ESTANQUE EXPERIMENTAL.**



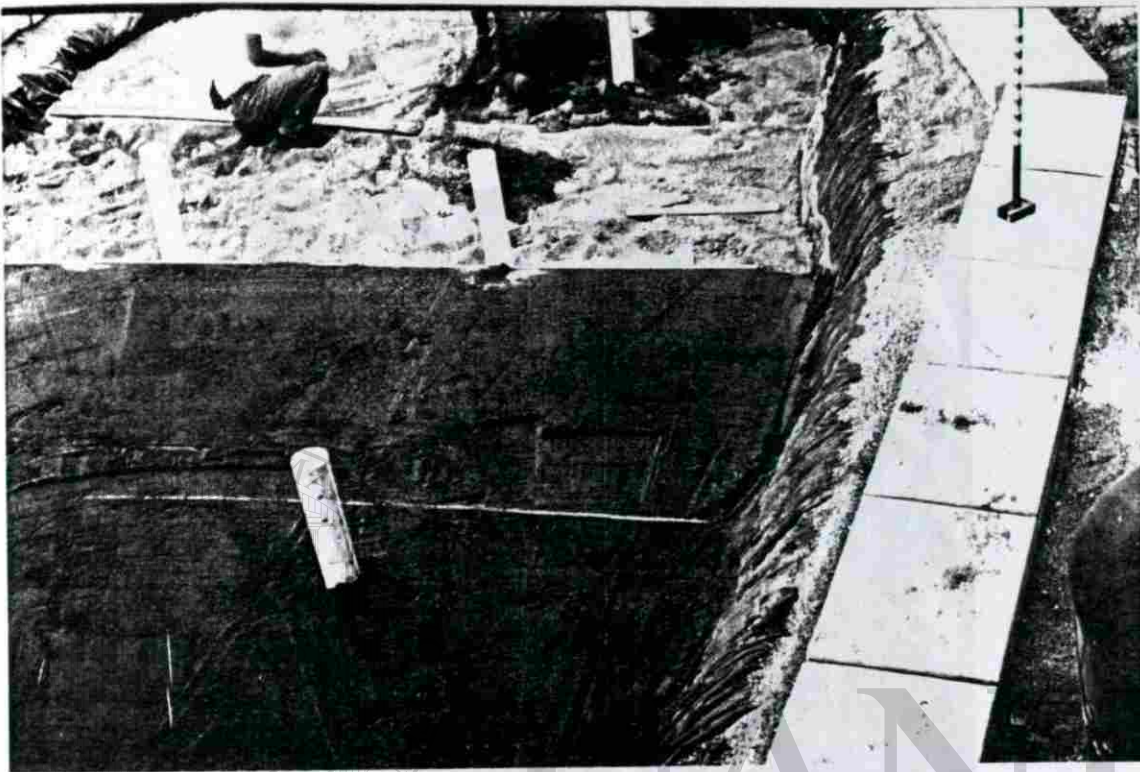
**Fotografía 1.**



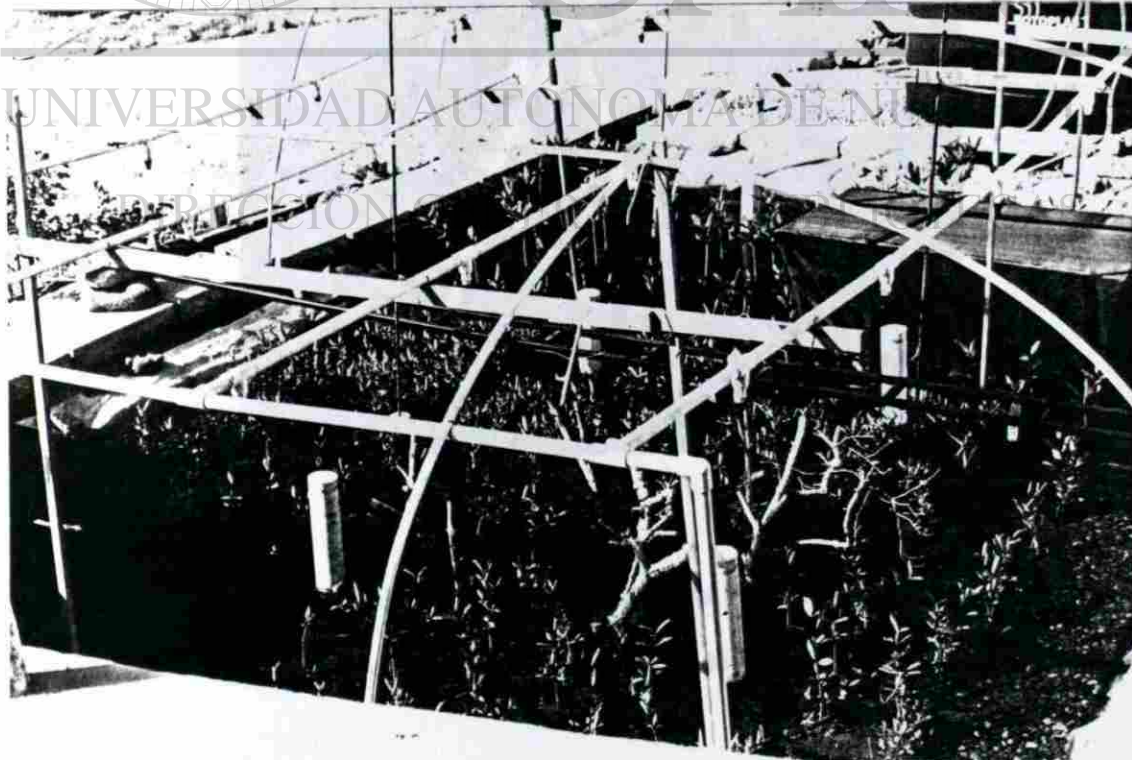
**Fotografía 2.**



**DISEÑO DEL ESTANQUE EXPERIMENTAL.**



**Fotografía 3.**



**Fotografía 4.**

## TECNICA DE FUSION



**Fotografía 5. Formación de callo en troncos de manglar rojo y negro, mediante la técnica de fusión.**

TECNICA DE FUSION  
TECNICA DE FUSIONES



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

Fotografía 6. Fusión de dos y tres plántulas de *Rhizophora mangle*.

Fotografía 6. Fusión de dos y tres plántulas de *Rhizophora mangle*.



TECNICA DE FUSION VEGETATIVA



Fotografía 7. Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa

en *Leucaetia racemosa*.

Fotografía 6. Fusión de dos y tres plántulas de *Rhizophora mangle*.

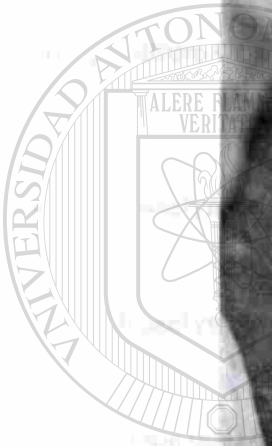
BIBLIOGRAFIA

**TECNICA DE REPRODUCCION VEGETATIVA**

Akumkass, S y C. Khenmark. (1984). Nutrient cycling in mangrove forest of Thailand. Proc. As. Symp. Mangr. Ecol. Res. Inst. Manag. 543-577 pag.

Amorakone, S. (1987). Reforestación de botones de manglar en Tailandia. In: Field 12. Restauración de manglar ISMRE y OITM. 55-67 pag.

Carvajal, M.D. y



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
DIRECCIÓN GENERAL DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS

**Fotografía 7. Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa**

Frada (1987). *en Laguncularia racemosa*. In: *Restauración de manglar*, p. 114 en *Actas del Simposio de Restauración de Manglar*, Vol. 1, pp. 4-14. Inst. Ecol. y Recursos Ambientales [7-1-87]

## BIBLIOGRAFIA

- Aksornkoae, S y C. Khemnark (1984). Nutrient cycling in mangrove forest of Thailand. Proc. As. Symp. Mangr. Env. Res. and Manag. 545-557 pag.
- Aksornkoae, S (1997). Reforestación de bosques de manglar en Tailandia. En: Field C. Restauración de manglar ISME y OITM. 55-67 pag.
- Amarasinghe M.D. y Balasubramaniam (1992). Structural properties of two types of mangrove forest stands on the northwestern coast of Sri Lanka. Hydrobiol. 247:17-27.
- Ash, J. (1983). Note on paper: Growth rings and rainfall correlations in a mangrove tree of the genus *Dyospyros* (Ebenaceae); by N. C. Duke et al. Aust. J. Bot. Vol. 31. 19-22 pag.
- Asia Shrimp Culture Council (1991). Advanced water management technology for aquaculture. Asian shrimp
- Bach, S.D. y Josselyn, M.N. (1978). Mass blooms of the algae *Cladophora prolifera* (Chlorophyta, Cladophorales) in Bermuda. Marine Pollution Bulletin 9, 34-37.
- Bach, S.D. y Josselyn, M.N. (1979). Production and biomass of *Cladophora prolifera* (Chlorophyta, Cladophorales) in Bermudas. Botanica Marina 22, 163-168.
- Balderas S.A, Gonzalez-gutierrez, B. L y Valdez-Pineda. (1990). Florística y Ecología de macroalgas en las zonas litoral y sublitoral superior de Mazatlán, Sinaloa, México
- Ball y Crichley (1982). Photosynthetic response to irradiance by the grey mangrove *Avicennia marina*, grown under different light regimes. Pl. Physiol. 70: 1101-1106 pag
- Banijbatana, D. (1958). Mangrove forest in Thailand. Proc. 9 th Pacific Sci. Congr. (Bangkok) 1957:22-34.
- Blasing, T.J., Duvick, N.N. y Cook, E. R. (1983). Filtering the effects of competition from ring-width series. Tree-Ring Bulletin, 43:19-30.
- Blasco, F., (1988). Estudio sobre los manglares y de la vegetación tropical utilizando datos proporcionados por satélites Institute de la Carte Internationale de la vegetation. Inst. Interna. Map. Vegetation Univ. Paul Sabatier.
- Bohorquez R.C. y Prada (1987). Siembra en vivero de propagulos de *Rhizophora mangle*, L. 1773 en isla Payitos, Archipiélago de nuestra señora del Rosario. Bol. Fac. Biol. Mar. Bogota Colombia (7) 1-24 p.



Bohorquez, C. y Prada M. (1988). Transplante de plántulas de *Rhizophora mangle* (*Rhizophoraceae*) en el Parque Nacional Corales del Rosario. Colombia.

Bojorquez, L. (1991). Programa de Ordenamiento ecológico para el desarrollo acuícola de la región costera de Sinaloa y Nayarit. Proyecto de Ordenamiento ecológico de regiones geográficas con actividades productivas prioritarias. OEA y Secretaría de Desarrollo Social (INE). 4 planos. 93 pag.

Boesch, D.F., ed. (1982). Proceedings of the conference on coastal erosion and wetland modification in Louisiana: causes, consequences, and options. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Washington, D.C. FWS/OBS-82/59. 256 p.

Bosch, O., Gine, L., Ramdori, D., Bernat, A. y Guitierrez, E. (1992). Disturbance, age and size structure in stands of *Pinus uncinata* Ram. Pirineos, 140: 5-14.

Bosch i Albert, O., Bernat i Guimo, a. & Gutierrez i Merino, E. (1998). La dinamica natural dels boscos de pi negra (*Pinus uncinata* Ram.) a llarg termini, vista a través de la reconstrucció del seu pasat. En: " IV Jornades de Recerca al P.N.; d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici".

Burbrige, P. R., (1982). Coastal Resource Management. Goberment of Indonesia-United Nations Development Program, Environmental Sector Review. United Nations Development Program, Jakarta. 145 pag.

Cabahug, D. M.Jr., Ambi, F.M., Nisperos, S.O. y Truzan, N.C. Jr., (1986). Impact of community-based mangrove forestation upon mangrove-dependent families and nearby coastal areas in central Visayas. A case example. En: pp. 461-463. Mangroves of Asia and the Pacific: Status and Management: RAS/79/002-UNESCO/PNUD.

Cambridge, M. L. , A. W. Dhiffings, C. Britton, L. Moore y A. J. McComb (1986). Loss of seagrass in Cockburn Sound, Western Australian. II. Possible causes of seagrass decline. Aquatic Botany, 24:269-285.

Chapman, V.J. (1939,1944a).Cambridge University expedition to Jamaica. J. Linn. Soc. Bot (Lond.) 52:407-533.

Chapman, V.J. (1940).The botany of the Jamaica shoreline. Geogr. J. 96:312-323.

Chapman, V.J. (1970). Mangrove Phytosociology. Trop. Ecol. (5):1-19 pag.

Chapman, V.J. (1976) Mangrove vegetation. J. Cramer: Germany, 447 p.

Chapman, V. J. y D. J. Chapman (1977). The Algae. 2 da. edicion.The Pitman Press. 497 pag.

Chong, P.W. (1988). Propuesta de manejo forestal, planeamiento e utilización integrada de los recursos del mangle en la Reserva de Térraba-Sierpe, Costa Rica. Informe Técnica Preparado para el Gobierno de Costa Rica por FAO. Roma. TCP./

COS/6652.

Christensen, B. y Wiim-Anderson, S. (1977). Seasonal growth of mangrove trees in Southern Thailand. 1. The Phenology of *Rhizophora apiculata* Bl. Aquatic Botany 3:281-286.

Cid-Becerra (1989)

Cintrón, G., Lugo, A. E., Pool, D.J. y Morris, G., (1978). Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. Biotrop. 10: 110-121 pag.

Cintrón, G. (1982). Management of stress in mangrove ecosystems. Simposio Internacional sobre Utilizacao de Ecosystemas Costeiros: Planejamento, Poluicao e Productividade, Rio Grande-RS. Department of Natural Resources of the Commonwealth of Puerto Rico, and Yara Schaeffer-Novelli, Instituto Oceanografico, Universidade de Sao Paulo, Brasil. 22 p.

Cintrón, G. y 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 ROSTLAC. Montevideo-Uruguay. 109 p.

Cintrón, G. (1988). Mangrove Forests: Ecology and Response to Natural and man induced stressors

Clifford, H.C. (1994). Semi-intensive sensation: A case study in marine shrimp pond management. World Aquaculture, Vol. 25, No. 3. Pp. 6-14.

Clough, B. (ed.). Mangrove Ecosystems in Australia: Structure, Function and Management, ANU Press, Canberra.

Clough, B. F.; T.J. Andrews y I.R. Cowan (1982). Physiological processes in mangroves. In: pp-193-210. B. Clough (ed.). Mangrove Ecosystems in Australia: Structures, Function and Management, ANU Press, Canberra.

Comision Nacional del Agua. Centro Meteorologico de Mazatlán, Sinaloa. Reporte mensual de 1996 y 1997.

Contreras (1985). Estudios de la bioecología del canal y de la zona inundables del estero de Salahonda, Nariño (zona de dragado y de rectificación). CVC Inf. Técnico. Cali (Valle), 140

Contreras-Espinoza (1993). Lagunas costeras de México. CONABIO-UAM. Iztapalapa. 250 p.

Cottam, C., y Curtis, J.T. (1956). Ecology 37, 451-460.

Creus Novau, J. (1991 y 1992). Tendencia secular de la temperatura de mayo en el Pirineo oriental. Notas de Geografía Física, 21:22: 41-49.

Culden A.M., Brown, M.S., Stanford R. Mitchell, R. (1979). Microbial degradation of *Rhizophora*

mangle leaves immersed in the sea. *Est. Coast. Mar. Sci.* 9:281-86.

Dagar, J. C. ; N. T. Singh y A. D. Mongia (1993). Characteristics of mangrove soils and vegetation of Bay Islands in India In: Lieth H. and Al Masoom A.A. Towards the rational use of high salinity tolerant plants. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 519 pag.

Darley, W. M. (1987). *Biología de las Algas. Enfoque fisiológico.* Departamento de Botánica. Universidad de Georgia. LIMUSA. 137-138 pag.

Daugherty (1974). Human Impact on the mangrove forest of El Salvador. En: *Proc. Int. Symp. Biol. Mangle. Mangroves*, Walsh, G., Snedker, S. and Teas, H. Eds. Honolulu, Hawaii. Institute of Food and Agriculture Science, Gainesville, Fla. 795-816

Day, J. W., W. G. Smith, Pr. Wagner y W. C. Stone (1973). Community structure and carbon budget of a salt marsh and shallow bay estuarine system in Louisiana. Center for Wetland Resource, Louisiana State University, Baton Rouge, No. LSU-SG-72-04. 300 pag.

Day, Jr., J. W., Conner, W. H., Ley-Lou, F., Day, R.H. y Machado-Navarro, A. (1987). *Aquatic Botany* 27, 267-284.

Day Jr. J. W. ; C. Coronado-Molina; F. R. Vera-Herrera; R.R. Twilley ; V.H. Rivera-Monroy; H. Alvarez-Guillen; R. Day y W. Conner. (1996) A 7 year record of above-ground net primary production in a southeastern Mexican mangrove forest. *Aquatic Botany* 55:39-60.

Davis, J. H. (1940). The ecology and geologic role of mangroves in Florida. *Pap. Tortugas Lab* 32 (Publ. Carn. Inst. No. 517):303-41.

Dagar, J. C. ; N. T. Singh y A. D. Mongia (1993). Characteristics of mangrove soils and vegetation of Bay Islands in India In: Lieth H. and Al Masoom A.A. Towards the rational use of high salinity tolerant plants. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 519 pag.

Dawson (1956). How to know the Seaweeds. WMC. Brown Co. USA. 197 p.

Dederen, L.H.T. (1992) Marine eutrophication in Europe: similarities and regional differences in appearance. En: Vollenweider R. A., R. Marchetti and Viviani R. (1992). *Marine Coastal Eutrophication.* Elsevier. Amsterdam - London - New York - Tokyo. 663-672 pag.

De la Lanza, E. G. y Flores-Verdugo, F.J. (1998). Nutrient fluxes in sediment ( $\text{NH}_4^+$  and  $\text{PO}_4^{3-}$ ) in N.W. Coastal Lagoon Mexico associated with an agroindustrial basin. *Water, Air, and Soil Pollution.* Kluwer Academic Publishers. Printed in the Netherlands. Vol:107. 105-120 pag.

- Dugan, J. P. (1992) Conservación de humedales: Un análisis de temas de actualidad y acciones necesarias. UICN. Milán (Italia), 98 p.
- Durant, C.C.L (1941). The growth of mangrove species in Malaya. Malay. For. 10:3-15.
- Duker, N.C., Bunt, J.S. y Williams, W.T., (1984). Observations on the floral and vegetative phenologies of north-eastern Australian mangroves. Aust. J. Bot. 32:87-99.
- Duke, N.C. (1992). Mangrove floristics and biogeography. En: pp.63-100. Robertson, A.I. y Alongi, D.M., (eds.) Tropical Mangrove Ecosystems. Coastal and Estuarine Studies 41. American Geophysical Union, Washington, D.C.
- Duke, N. C., Birich, W. R., y Williams, W.t. (1981). Growth rings and rainfall correlation in a mangrove tree of the genus *Diospyros* (Ebenaceae). Aust. S. Bot. 29: 135-42.
- Espinoza, M., Sanchez, P., and Muñoz, E. (1981). Inf. Lab. Technical Report CIB 137-179.
- Fernandez, C.A. y Manrique, M.E. (1997). Nueva metodología para la reconstrucción dedroclimatica y aplicaciones mas importantes. Faster, Madrid. pp.127.
- Fell, J.W. (1974). Microbial activities in the mangrove (*Rhizophora mangle*) leaf detrital system. Proc. Int. Symp. Biol. Management of Mangrove, p. 661-679.
- Flores-Verdugo, F.J. (1985). Aporte de materia orgánica por los principales productores primarios a un ecosistema lagunar estuarino de boca efímera PhD. Disertación Universidad Nacional Autónoma de México.
- 
- Flores-Verdugo, F.J. (1986). Ecología de los manglares y perfil de comunidades en los sistemas lagunares de Agua Brava y Marismas Nacionales, Nayarit. Reporte Tecnico, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnologia. Clave PCECBNA-022068. Ciudad de Mexico, Mexico.
- Flores-Verdugo, F.J., Day, Jr., J.W., y Briseño-Dueñas, R. (1987). Mar. Ecol. Prog. Ser. 35, 83-90.
- Flores-Verdugo, F.J., F. González-Farías y R. Briseño-Dueñas. (1988). Carbon budget and detritus dynamics in a tropical coastal lagoon with an ephemeral inlet on the Pacific coast of Mexico. Joint Oceanographic Assembly Mexico 88. Acapulco, Gro. 23-31 agosto.
- Flores-Verdugo, F.J. (1990). Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: Temas de oceanografía biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California. 21-56 pag.

Flores-Verdugo, F.J., F. González-Farías, D.S. Zamorano Y P. G. Ramirez, (1992). Mangrove Ecosystem of the Pacific Coast of Mexico: distribution structure litterfall, and detritus dynamics. Coastal Plant Communities of Latin America, Academic Press, Inc:269-288 pag.

Flores-Verdugo, F.J., Gonzalez-Farias, F. y U. Zaragoza-Araujo (1993). Ecological parameters of the mangrove of semi-arid region of Mexico: Important for ecosystem managemet. In: Lieth H.; Al Masson A. (ed.)Towards the rational use of high salinity tolerant plants, Vol. 1. Klumer Academic Publishers Netherlands, pp. 123-132.

Flores-Verdugo, F.J., R. Briseño Dueñas; F. Gonzalez-Farías y O. Calvario-Martínez (1994). Balance de Carbono en un ecosistema lagunar-estuarino de la costa noroccidental de México (Estero El Verde, Sinaloa). En: Gonzalez-Farías y de la Rosa-Velez (Eds.). Temas Selectos de Oceanografía Biológica en México. Vol. II. Univ. Auton. de Baja Cal. Ensenada, B.C. Mexico. 137-160 pag.

Flores-Verdugo, F.J.; Agraz-Hernández, C.M. y 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. Informe.CIAD. 85 p.

Fosberg, F.R. (1971). Mangroves versus tidal waves. Biol. Conserv. 4:269-276 pag.

Fuller (1974). Latitudinal differentiation in response to chilling temperatures among populations of three mangroves, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa*, and *Rhizophora mangle*, from the western tropical Atlantic and Pacific Panama. *Can. J. Bot.* 60:2704-15.

Fritts, H.C. (1976). Tree rings and climate. Academic Press, London. pp.567.

Galavíz com. pers (1995). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. Estación Mazatlán, México. Laboratorio de Geología Marina.

García, E. (1973). Modificaciones al Sistema de Clasificación Climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) Inst.Geografía, UNAM. 246 pp.

Green, A.J. (1977). The production and utilisation of *Enteromorpha sp.* in the Estuary, Aberdeenshire. PhD. Thesis, University of Aberdeen.

Goforth, H.W. y Tomas, J.R. (1980). Plantings of red mangroves (*Rhizophora mangle* L.) for stabilization of marl shorelines in the Florida Keys, in Proc. 6th Annu Conf. Wetland Restor. Cration, Cole, D. P., Ed. May 19, 1979, Hills borough Community College., Tampa, Fla. 207 pag.



- Golley, F. B., Odum, H.T. y R.F. Wilson (1962). The structure and Metabolism of a Puesta Rican red mangrove forest in May. *Ecology*. 43:1-16.
- Gonzalez- Fariás, F., y Mee, L. D. (1988).Effect of mangrove humic-like substances on biodegradation rate of detritus.*J. Exp. Mar. Biol.Ecol.* 119, 1-13.
- Gonzalez-Fariás, F.y M. Hernandez-Garza, M. (1990).Aspectos ecologicos de la materia organica en lagunas costeras de Mexico. In: De la Rosa-Velez. J. & F. Gozalez-Farias (eds.) *Temas Selectos de Oceanografía Biológica en México*. Univ. Auton. de Baja California, Ensenada, B.C. México. Capitulo 4:79-105.
- Guevara-Mancera, O.A.; H. Sanchez-Páez; G. Ol, Murcia-Orjuela; H. E. Bravo-Pazmiño; F. Pinto-Nolla y R. Alvarez-León (1998). Conservación y uso sostenible de los manglares del Pacífico Colombiano. Ministerio del Medio Ambiente, ACOFORE. OIMT. Santa Fe Bogotá D.C. 178 p.
- Gutierrez, com. pers.(1998). Univesidad de Barcelona, España. Facultad de Ciencias Biológicas. Lab. de Dendrocronología.
- Hamman, com. pers. (1995). Programa de reforestación de manglar por el desarrollo acuícola de AquaNova-Boca Cegada (Nayarit): Evaluación ecológica integral y medidas de mitigación. Informe.CIAD. 85 p.
- Hartnoll, R. G. (1965).Notes on the marine grapsoid crabs of Jamaica. *Proc. Linn. Soc. London*. 176:113-147.
- Heald, E.J. 1969. The production of organic detritus in a Sourth Florida estuary. *Ph. D. Thesis University of Miami*. FL: 110.
- Heald y Odum (1970). The contribution of mangrove swamps to Florida fisheries. *Proc. Guf. Caribb. Fisher Inst.*, 22:130-135.
- Hernández, A. y Muller, K. (1971). Productividad primaria neta en un manglar del Pacífico Colombiano. *Memorias de Simposium sobre el Pacífico Colombiano*. Universidad del Valle, Cali, Colombia.
- Hillman, K., R.J. Lukatelich. G. Bastyan y A. J. McComb. (1991). Water quality and seragrass biomass productivity and epiphyte load in Princess Royal Harbour, Oyster Harbour and King George Sound. *Technical Series 39. Environmental Protection Authority of Western Australia, Perth, Western Australia, 6000*.
- Holmes, R. L. (1983). Dendrochronology program library version 1992-1. Lab. of Tree Ring Research. Tucson, Univ. of Arizona, Tucson.

- Hopkins, J.S. y J.Villalón. (1992). Synopsis of industrial panel on shrimp pond management. Pages 138-143. In J.A. Wyban. (Ed.) Proceedings of the special session on shrimp farming. WAS. Louisiana, USA.
- Hughes, D.G.; J.A. (1991) García-Sandoval y Ma. J. Cuevas-Serafin. Diagnóstico integral de las granjas acuícolas camarонерas en el estado de Sinaloa. SEPESCA-ONU (FAO). Mazatlán, Sin. Pp 144.
- INEGI (1984). Mapa topográfico de Sinaloa.
- Jayasekera, R. y Lieth, H. (1993) Soil aeration as an ecological factor governing mangrove zonation. En: Lieth H. and A. Al Masoom (eds): Towards therational use of high salinity tolerant plants, Vol.1: 231-36, Klumer Academic Publishers. Netherlands.
- Jimenez, J.A. (1994). Los mangles del Pacífico Centroamericano. Universidad Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad.UNA. 336 pag.
- Josselyn, M.N. y West, J. A. (1985) The distribution and temporal dynamics of the estuarine macroalgal community of San Francisco Bay. Hydrology. 129, 139-152.
- Kaennel, M. and Schweingruber, F. H. (1995) Multilingual glossary of dendrochronology., WSL/ FNP. Birmensdorf. Paul Haupt. Berne-Stuttgart. Vienna. 467 pag.
- Kinch, J.C. (1975). Efforts in marine revegetation in artificial habitats. En: pp. 102-111. R.R. Lewis (ed.) Proc. 2 nd Annual Congerence on Restoration of Coastal Vegetation in Florida, Hillsborough Community College, Tampa, Florida. EEUU.
- Kolohamini, C. (1973). Adaptative diferentiation to chilling in mangrove popultions. In *Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves*, eds. G. E. Walsh, S. C. Snedaker, and H.J. Teas, pp. 62-8. Gainesville: Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. ®
- Lavery, P. S., R. J. Lukatelich y A. J. McComb (1991). Changes in the biomass and Species Composition of Macroalgae in a Eutrophic. Estuarine, Coastal and Shelf Science. Vol. 33(1), 1-22 pag.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal Lagoons of México, Their origin and clasification. En: Wiley, M. (Ed.). Estuarine Processes 2:182-215 pag.
- Lett, E.A. y E.H. Richards (1911). Report on green seaweeds and especially *Ulva latissima* in relation to the pollution of the waters in which they occur. Royal Commision on Sewage Disposal 7th Report, HMSO. London. Appendix III, SEction II.
- Lewis, R.R., Lewis, C.S., Fehring, W.H. y Rodgers, J.A. (1979). Coastal habitat mitigation in Tampa Bay, Florida, En: U.S. Department of Agriculture, Proc. Mitigation Symposium. Colorado State Univ., Ft. Collins, Colorado, EEUU.

- Lewis, R.R. and Haines, K. C.(1980). Large Scale mangrove restoration on St. Croix., US. Virgin Islands. In: pp. 137-148. DP. Cole (ed.) Proc. 7 th Annual Conference on the Restoration and Creation of Wetlands. Hillsborough Community College, Tampa, Florida. EEUU.
- Lewis, R.R. III (1982). Mangrove forests. En:pp.153-172. Lewis, R.R. (ed.) Cration and Restoration of Coastal Plant Communities. CRC Press, Boca Raton, Florida, EEUU.
- Lieth, H. y al Masoom (1993). Towards the rational use of high salinity tolerant plants. Vol. 1: deliberation about high salinity tolerant plants and ecosystems. Klumer Academic Publishers.521 pag.
- Lindall, W.N. (1973). Alteration of estuaries of south Florida: A threat to the fish resources. Mar. Fish. Rev., 35 (10):26 pag.
- Lowthion, D., P. G. Sousby, and M. C. M. Houston (1985)Investigation of an eutrophic tidal basin. 1. Factors affecting the distribution and biomass of macroalgae. Mar. Environ Res. 15:263-284.
- Lugo, A.E. y S. C. Snedaker (1974). The ecology of mangroves. Ann. Rev. Ecol. Syst, 5:39-64.
- Lugo, A.E. y S. C. Snedaker (1975). Propeties of a mangrove forest in southern Florida. Pages 170-211 In G. Walsh, S. Snedaker and H. Teas, eds. Proceedings of the international symposium on the biology and management of mangroves. Univ. of Florida Gainesville.
- Macnae, W. (1968). A general account of the fauna and flora of mangrove swamps and forests in the Indo-West. Pacific region . Adv. Marine Biology. 6:73-270.
- Macnae, W. (1974). Mangrove forest and fisheries. FAO/UNDP Indian Ocean Fishery Programme, IOFO/Dev/7434. FAO, Rome.140 pag.
- Macintosh,D.J. (1988). The ecology and physiology of decapodos of mangrove swamps. Symp. Zool. Soc. Lond. The Zoological Society of London. No.9 pp. 315-341.
- Martusobroto, P. y N. Namin (1977). Relation between tidal forest (mangrove) and commercial shrimp production in Indonesia. Mar. Res. Indo., (18):81-85 pag.
- Masini, R. J., J.L. Cary, C. J. Simpson y A. J. Mc Comb. (1990). Effects of light and temperature on the photosynthesis of seagrassess, epiphites and macroalgae and implications for management of the Albany Harbours. Technical Series 32. Environmental Protection Authority of Western Australia, Perth, Western Australia, 6000.
- Mann, K. H. (1982). Ecology of coastal waters. A systems approach University of California Press. Los Angeles. 313p.

- McConnaughey, B.H. (1974). *Introducción a la biología marina*. Acriba. 47-48 pag
- McGill, J.T. (1958). *Maps of Coastal and forms of the World*. Geography. Review 4 8:402-405pag.
- McHugh, J.L. (1976). *Estuarine Fisheries: Are they doomed?*. In: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes*, Vol. 1. Academic Press, Nueva York:15-27.
- Menesguen, A. *Modelling coastal eutrophication: the case of French Ulva mass blooms*. En: Vollenweider R. A., R. Marchetti and Viviani R. (1992). *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier. Amsterdam - London - New York - Tokyo. 993-999 pag.
- Mee, L.D. (1978). *Coastal Lagoons*, En: Riley, J.P. and Chester, R. (Eds.) *Chemical Oceanography*, Vol. 7, Academic Press.
- Moore, R. T.; P.C. Miller; D. Albright / L. L. Tieszen (1972). *Comparative gas exchange characteristics of three mangroves species during the winter*. Photosynthetica, 7:387-394.
- Molina, O.A. (1988). *Análisis sinecológico del manglar de la Barra de Santiago*. Tesis de Licenciatura. Depart. de Biología. Universidad de El Salvador. 55 pag.
- Newell, S.Y. J.W. Fell, A. Stutzell-Tallman, C. Miller y R. Cefalo (1984). *Carbon and nitrogen dynamics in decomposing leaves of three coastal marine vascular plants of the subtropics*. Aquat. Bot. 19:183-192.
- Nixon, S.W. (1981). *Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems*. In: Neilson, B.J. y L.E. Cronin (Eds). *Estuaries and Nutrients*. Humana Press, New Jersey: 111-138.
- Noakes, D.S.P. (1955). *Methods of increasing growth and obtaining natural regeneration of the mangrove type in Malaya*. Malayan Forester 18:23-30.
- Nguyen Hong P. (1997). *Restauración de Ecosistemas de manglar en Vietnam*. En: Field C. *Restauración de manglar ISME y OITM*. 81-104 pag.
- Nuruddin, M. (1987). *Effects of shrimp farming and other impacts on mangroves of Bangladesh*. En: *Papers contributed to the Workshop on Strategies for the Management for Fisheries and Aquaculture in Mangrove Ecosystems*. FAO Fisheries Report No. 370 Supplement. Bangkok, Thailand 23-25 de Junio 1986:46-66.
- Odum, W.E. y Heald. E.J. (1972). *Tropic analysis of an estuarine mangrove community*. Bulletin of Marine Science, 22:671-738 pag.

- Odum, W.E., y Heald. E.J. (1975). The detritus-base food web of an estuarine mangroves community. In Cronin. L. E. (ed.) Estuarine Research, Volumen I. Academic Press, New York. 265-286.
- Odum, W.E., C.C. Melvor y T.J. Smith III. (1982). The ecology of the mangroves of South Florida: a community Profile. U.s. Fish and Wildlife Sevice, Office of Biological Services, Washington, D. C. FW/OBS-81/24. 144 pp.
- Odum W.E.y D. E. Campell (1994). El valor de los ecosistemas de manglares en una economía en desarrollo.FARO: Revista para la Administración de Zonas Costeras en America Latina. II Semestre 1:12-15 pag.
- Olsen, S. y L. Arriaga (1991). A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador. Technical report Series TR-E-6. Internat. Coas. Resour. Mang. Proj.Univ. Rhode Island, N.Y. , Gobierno de Ecuador y USAID. 272 pag.
- Ong, J.E., (1982). Mangroves and aquaculture in Malaysia. Ambio 11:252-257.
- Prakash , A., M.a. Rashid, A. Jensen y D. V. Subba Rao. (1973). Influence of humic substance on the growth of marine phytoplankton diatoms. Linmol. Oceanogr., 18:516-524.
- Paez-Osuna, S. R. Guerrero-Galván y A. C. Ruiz-Fernández (1997). The Environmental impact shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. Marine pollution Bulletin Ltd. Vol. 35. Elsevier Science. Gran Britain.
- Pennington, T.D. y J. Sarukhan (1968). Arboles tropicales de México. United, Nations,FAO. Library of Congress Catalog Card Number:68-57357, 413 pp.
- Pilcher, , J.R., Baillie, M. G.L., Schmidt, B. y Becker, B. (1984). A 7.272-year tree-ring chronology for western Europe. Nature, 312: 150-152.
- Phillips, M.J. y C.K. y M.C.M Beveridge. (1993). Shrimp culture and the enviroment: Lesson from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector., p. 171-197. In: R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (eds.). Enviroment and aquaculture in developing countries. ICLARM Con. Proc. 31, 359 p.
- Primavera J. H. (1991). Intensive Prawn Farming in the Philippines: Ecological, Social, and Economic Implications. AMBIO. Vol: 20 (1) . 28-33 pag.
- Pool, D.J., Lugo, A.E. and S.C. Snedaker (1975). Litter production in mangrove forests of Suthern Florida and Puerto Rico. En: G.E. Walsh. S. C. Snedaker. y H.J, Teas (Eds.) Proc. of the International Syposoum of Biology and Mangement of man groves. Pp. 213-237. Inst. Food Agr. Sei., Univ. of Florida Gainsville. 846 p.
- Pool, D.J., Snedaker, S. C. y Lugo, A.E. (1977). Structure of mangrove forests in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costal Rica. Biotropica 9(3):195-212 pag.



Pulver (1976). Transplant techniques for sapling mangrove trees, *Rhizophora mangle*, *Languncularia racemosa*, and *Avicennia germinans*, in Florida. Florida Department of Natural Resources No. 22 St. Peterburg, Florida.

Queen R. (1974) Ecology of Halophytes. Academic press, Inc. New York and London.605 pag.

Rabinowitz D. (1975). Habitat Separation among Mangroves in Panama. Ph. D. Thesis, University of Chicago, Illinois.120 pag.

Rabinowitz D. (1978). Mortality and initial propagule size in mangrove seedlings in Panamá. J. Ecol., 66:45-51

RAMSAR, (1970). Convencion Internacional de Humedales de Teheran, Iran.

Ramirez-Flores, O.M. (1987). Produccion de hojarasca y metabolismo estuarino en un ecosistema de manglar en la laguna de Agua Brava, Nayarit. Tesis, Universidad Nacional Autonoma de Mexico, Zaragoza, Mexico.

Rico-Gray, V. (1981). Boln Soc. Bot. Mex. 41, 163-164.

Rico-Gray, V y Lot-Helgueras, A. (1983). Biotica 8, 295-302

Riley, (1998). Planting Methodology (*R. mangle*). Riley @ mangrove. org. <http://mangrove.org//method.htm>.

Saenger y Moverlye (1986). Vegetative phenology of mangroves along the Queensland coastline. Proc. Ecol. Soc. Aust. 13:257-265.

Saenger, P. (1982). Morphological, anatomical and reproductive adaptations of Australian mangroves. En: pp. 153-191. B. Clough (ed.). Mangrove Ecosystems in Australia: Structure, Function and Management. ANU Press, Canberra.

Saenger, P. (1997). Restauración de manglares en Australia. Estudios de caso del Aeropuerto Internacional de Brisbane. En: Restauración de Ecosistemas costeros de manglar. Field C. OITM y ISME. 37-55 pag.

SAF (1995). Diagnostico ecologico ambiental y socioeconomico del manglar de la costa Pacifica del Departamento del Valle del Cauca. Corporacion Autonoma Regional del Valle del Cauca (CVC). Sistema Agroforestales. Ltda. Santiago de Cali (Valle). Inf. Final, 274 p.

Segura-Zamora y Ramirez-Flores (1990). An. inst. Biol. Univ. Nac. Auton. Méx. (Bot.)30-41 pag

SARH (1977). Carografía Sinoptica. Estado de Sinaloa. Escala 1:500,000.

Savage, T. (1972) Florida mangrove as sholines stabilizers. Fla. Dept. Nat. REsources. Prof. Pap. Ser. (19), 46 p.

Sawyer, C.N. (1965). The sea lettuce problem in Boston harbour. J. Wat. Pollut. Contr. Fed:37:1122-1133.

Schaeffer-Novelli (1995). Manguezal. Ecosystema entre a terra e o mar. Caribbean Ecological Research. Sao Paulo.50 pag.

Silberstein, K., Chiffings, A.W. y Mc Comb, A.J. (1986). The loss of seagrass in Cockburn Sound. III The effects of epiphytes on productivity of *Posidonia australis* Hook. Aquatic Botany 24, 355-371.

Siddqi, N.A. y Khan, M.A.S. (1997). Tecnicas de plantacion para manglares sobre nuevas acreciones en las areas costeras de Bangladesh, pp. 156-175. In: Field, C. (ed.). La Restauración de Ecosistemas de manglar. Sociedad Internacional para Ecosistemas de manglar (ISME) y Organizacion Internacional de Maderas Tropicales (OIMT). D.B. Traumann (tradd.). Managua (Nicaragua), 278 p.

Sfriso, A. B. Pavoni y A. Marcomini (1989). Macroalgae and phytoplankton standing crops in the central Venice Lagoon: primary production and nutrient balance. Sci. Total Envir., 80:139-159

Smith, T. J. (1987). Seed predation in relation to tree dominance and distribution in mangrove forests. Ecology, 62:266-273.

Snedaker, S.C. y A. E. Lugo (1973). The role of mangrove ecosystems in the maintenance of environmental quality and a high productivity of desirable fisheries. Final Report submitted to the Bureau of Sport Fisheries and Wildlife in Fulfillment of Contract No. 14-16-008-606. Center for Aquatic Sciences. University of Florida, Gainesville, Florida.

Soemadihardjo S.; P. Wiroatmodjo, F. Mulia y M.K. Harahap. (1997). Restauración de manglares en Indonesia. En: Field C. Restauración de manglar ISME y OITM. xx pag.

Soulsby, P. G., D. Lowthon, M. Houston y H.A.C. Montgomery (1985) The role of sewage effluent in the accumulation of macroalgal mats on intertidal mudflats in two basins in southern England. Netherlands Journal of Sea Research. 19 (3/4): 257-263.

Strickland y Parson (1972). A practical handbook of seawater analysis. Second Edition. Fisheries research board of Canada Ottawa. 310 pag.

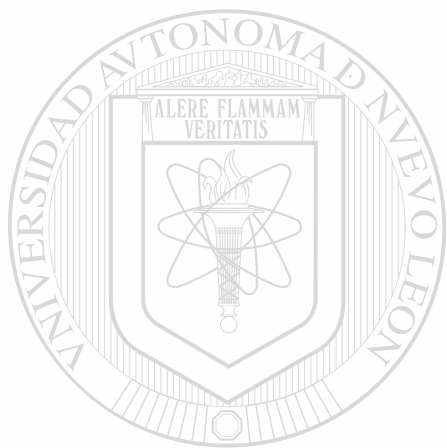
Stoker y Smiler (1968). A comparison of the cambium in two woods with included phloem. N.Z.J. Bot. 4(4):355-65.

- Tabilo-Valdivieso, E. (1997). El beneficio de los humedales en América Central: El potencial de los humedales para el desarrollo, S.J. Costa Rica. 48 p.
- Teas, H. (1974). Mangroves of Biscayne Bay. Metropolitan Dade County Commission. Univ. Miami, Coral Gables. 107 p.
- Teas, H. (1976). Restoration of mangrove ecosystems. Biology department, Univ. of Miami, Coral Gables, Florida. 33-124 pag.
- Teas, H.J. (1977). Ecology and restoration of mangrove shoreline in Florida. *Environmental Conservation* 4:51-58 pag.
- Teas, H.J. (1979). Silviculture with saline water. In: A. Hollaender, J. C. Aller (Eds.) *The Biosaline Concept*. Plenum Press, New York: 117-140.
- Teas, H.J., (1981). Restoration of mangrove ecosystems. pp.95-103. En: R.C. Carey P.S. Markovits, y J.B. Kirkwood (ed.) *Proceedings US Fish and Wildlife Service Workshop on Coastal Ecosystem of the Southeastern United States*. US Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, DC., EEUU. 275pag.
- Tewari, A., y H.V. Joshi (1988). Effect of domestic sewage and industrial effluents on biomass and species diversity of seaweeds. *Bot. Mar.* 31:389-397.
- Tlauizcalli, 1991. *Gestión de ecosistemas asociación civil. Volumen IV, Numero 2, Verano. México, D.F.* 4 pag.
- Tomlinson, P.B. (1986). *The Botany of Mangrove*. Cambridge University Press, Cambridge, 413 p.
- Tovilla, H.C. (1991). Mangles. En: De la Lanza Espino y C. Cáceres-Martínez. *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 371-425 pag.
- Tovilla, H.C. (1994). Manglares. En: De la Lanza espino, G. y Cáceves Martínez, C. (Eds). *Lagunas Costeras y el litoral mexicano*. Univ. Auton. de Baja California Sur. 371-423.
- Turner, R.E.(1991). Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. En: Olsen, S. y L. Arriaga (Eds.) *A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador*. Technical report Series TR-E-6. *Internat. Coas. Resour. Manag. Proj. Univ. Rhode Island, N.Y., Gobierno de Ecuador y USAID*. 121-139 pag.
- Twilley, R. R. (1991). Impacts of the shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador. En: Olsen, S. y L. Arriaga (Eds.) *A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador. Technical report Series TR-E-6. Internat. Coas. Resour. Manag. Proj. Univ. Rhode Island, N.Y., Gobierno de Ecuador y USAID*: 91-120.

- Ulloa Delgado (1998). La silvicultura de manglares. *Unasyuva* 181, Vol. 46.
- Untawale, A.G. (1997). Restauración de manglares a lo largo de la costa Oeste Central de la India. En: Field C. Restauración de manglar ISME y OITM. 120-137 pag.
- UNESCO (1993). Medio Ambiente y Desarrollo Notas : La zona Costera. France, 18 pp.
- UNEP : United National Environment programme Wetlands International-Asia Pacific (1997). Wetlands and integrated River Basin management: experiences in Asia and the Pacific. Wetlands International, Gland Switzweland, 346 pp.
- Vollenweider, R. A. Coastal marine eutrophication: principles and control. En: Vollenweider R. A., R. Marchetti and Viviani R. (1992). *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier. Amsterdam - London - New York - Tokyo. 993-999 pag.
- Valiela, I., J. Wilson, R. Buchsbaum, C. Rietsma, D. Bryant K. Foresmas y J. Teal. (1984). Importance of chemical composition of salt marsh litter on decay rates and feeding by detritivores. *Bull. Mar. Sci.*, 35:261-269.
- Wadsworth, F.H. (1959). Growth and regeneration on the white mangrove *Laguncularia racemosa* in Puerto Rico. *Caribb. Forester* 20:59-71 pag.
- Wang, J. K. (1990). Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. *Aquacultural Engineering* . 61-73.
- Warwick, R. M. , Davey, J. T. , Gree, J. M. y George, C. L. (1982). Faunistic control of *Enteromorpha* blooms: a field experiment *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 56, 26-31.
- Waizel, Y. (1972). *Biology of Halophy*. A Cad. Press. New York.
- Wechakit, D. (1987). Growth and survival of private mangrove plantations (*Rhizophora apiculata*) at Amphoe Amphawa, Samut Songkram Province. M.S. Thesis, Kasetsart University, Bangkok, Thailandia.
- Westlanke, 1979. Macrophytes. En: R.A. Vollenweider (Ed.). *A Manual on Methods for Measuring Primary Production in Aquatic Environments*. IPB Handbook No. 12, Blackwell, London, pp. 31-41:126-138.
- Weyl, R. (1954). Estudios litogeneticos en los manglares de la costa del Pacífico. *Comun. Inst. Trop. Invest. Cient. S. Sal.*, 135-146 pag.
- Whittaker, R.H. y G.E. Linkens (1975). *The Biosphere and Man*. En: H. Lieth y R.H. Whittaker (Eds.) *Primary productivity of the Biosphere*. Springer-Verlag Inc. N.Y. 21 pag.

Yañez - Arancibia, A. (1978). Patrones ecológicos y variación cíclica de la estructura trófica de las comunidades nectónicas en lagunas costeras del Pacífico de México. *Rev. Biol. Trop.* 26 (Supl 1): 191-218 pag.

Zar, J. H. (1974). *Biostatistical Analysis*. Prebtuce-Hakkm Unc. United States of America.



# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS



## LISTA DE TABLAS

- Tabla 1. Análisis planimétrico de fotografías aéreas de 1977 y 1995 del Estero de Urías, Sinaloa.
- Tabla 2. Análisis de impacto en manglares de 1998 en el ecosistemas de Boca Cegada, Nayarit, por medio de fotografías en vuelo aéreo oblicuo traslado a una fotografía aérea vertical de 1997.
- Tabla 3. Estructura forestal en el Estero de Urías, Sinaloa, 1996.
- Tabla 4. Estructura forestal en el ecosistema de Boca Cegada, Nayarit (1995).
- Tabla 5. Estructura forestal del bosque de manglar y estado biológico del ecosistema lagunar Boca Cegada, Nayarit en 1998.
- Tabla 6. Niveles topográficos de distribución y zonación de los manglares con respecto al nivel medio del mar del Estero de Urías, Sinaloa.
- Tabla 7. Prueba de significancia para la variación estacional de hojarasca en dos especies de manglar (*Rhizophora mangle* y *Avicennia germinans*) de mayo de 1996 a abril de 1997 con respecto a mayo de 1997 a abril de 1998..
- Tabla 8. Tasas de crecimiento en área basal de fustes en adultos, durante dos ciclos anuales (junio de 1996 a julio de 1998) en el Estero de Urías, Sinaloa.
- Tabla 9. Remoción/mortalidad de hipocotilos y plántulas de *R. mangle* con barrera protectora y sin barrera y biomasa de macroalgas y detritus acumulados en la barrera por las corrientes de mareas (1996-1997).
- Tabla 10. Descripción del material retenido por la barrera protectora en un bajo de inundación en el Estero de Urías, Sinaloa.
- Tabla 11. Variación estacional de la biomasa de macroalgas y especie dominante en la Vena del Caimán del Estero de Urías, Sinaloa (1997-1998).
- Tabla 12. Determinación de los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua en el Estero Los Olotes. Boca Cegada, Nayarit de 1995.
- Tabla 13. Pruebas de significancia para la razón de crecimiento de dos especies de manglar en una plataforma artificial y en el bosque de manglar en el Estero de Urías, Sinaloa.
- Tabla 14. Análisis granulométrico del sedimento en el bosque de dos especies de manglar y un bajo de inundación (1996-1997).
- Tabla 15. Ciclo anual de las características físicas, químicas y biológicas del agua en el Estero de Urías, Sinaloa (1996-1997).
- Tabla 16. Las pruebas de significancia para la razón de crecimiento entre *R. mangle* y *A. germinans* con las plántulas con atenuación de la luz solar al 65% y luz directa.
- Tabla 17. Características estructurales de diferentes tipos fisionómicos y productividad de hojarasca en bosques de manglar.
- Tabla 18. Estructura de manglar de las costas del Pacífico de México.
- Tabla 19. Producción de hojarasca en ecosistemas de manglar.
- Tabla 20. Comparación de la tasa de degradación en ecosistemas de manglar.
- Tabla 21. Comparación de crecimiento en diferentes áreas.
- Tabla 22. Comparaciones estadísticas del crecimiento de dos especies de plántulas de manglar en el bosque y el vivero experimental.
- Tabla 23. Descripción de la edad vs. diámetro de *A. germinans* en el área de estudio y otras zonas geográficas.
- Tabla 24. Información sobre eventos naturales y antropogénicos.
- Tabla 25. Comparación de la tasa de crecimiento en área basal en fustes de adultos.

## LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1 Productividad primaria promedio anual de diferentes ecosistemas marinos y terrestres.
- Fig. 2 Correlación entre el volúmen de captura de camarón y la extensión de los manglares de la zona adyacente.
- Fig. 3 Estanque cubierto por diferentes estratos de material no consolidado.
- Fig. 4 Técnica de fusiones en dos especies de plántulas de manglar.
- Fig. 5 Zonación de los manglares en base a los niveles topográficos (datos corregidos para el nivel medio del mar) en árboles y plántulas de manglares en el Estero de Urías, Sinaloa.
- Fig. 6 Perfil de distribución de los manglares en relación con la salinidad intersticial (y su profundidad) y los microniveles topográficos detectados en la Marisma Alta de Boca Cegada, Nayarit en 1995.
- Fig. 7 Producción de hojarasca en el bosque de *Rhizophora mangle* en el Estero de Urías, Sinaloa (1996,1997 y 1998).
- Fig. 8 Producción de hojarasca en el bosque de *Avicennia germinans* en el Estero de Urías, Sinaloa (1996,1997 y 1998)..
- Fig. 9 Tasa de degradación en dos bosques de manglar del Estero de Urías, Sinaloa en 1996.
- Fig.10 Perfil de una unidad de reforestación en Boca Cegada, Nayarit.
- Fig.11 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresion en plántulas/hipocotilos de *R.mangle* en una plataforma artificial y en el bosque de manglar durante 1996-1997.
- Fig.12 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresion en plántulas de *A.germinans* en una plataforma artificial y en el bosque de manglar durante 1996-1997.
- Fig. 13 (a,b,c,d,e) Intensidad luminosa durante 12 horas en 5 puntos del Vivero con manglar (1997-1998).
- Fig. 14 Variación estacional de la frecuencia y biomasa en peso seco de macroalgas en el bajo de inundación (plataforma artificial) del Estero de Urías, Sinaloa (1997-1998).
- Fig. 15 Precipitación y temperatura ambiental de Mazatlán, Sinaloa (1996 y 1997).
- Fig. 16 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresión en plántulas de *R. mangle* en el bosque vs. vivero experimental.
- Fig. 17 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresión en plántulas de *A. germinans* en el bosque vs. vivero experimental.
- Fig. 18 Crecimiento promedio (cm,sd) y curva de regresión en plántulas de *R.mangle* bajo condiciones de atenuación de la luz (65%) vs plataforma artificial.

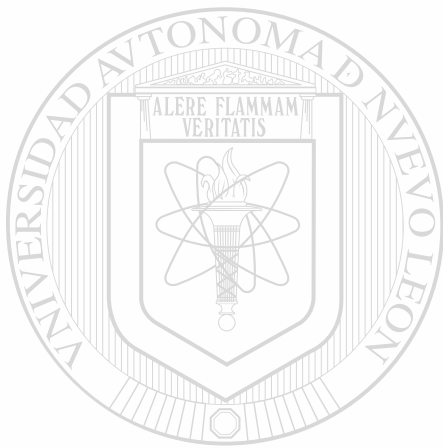
## FOTOGRAFIAS

Fotografías 1,2,3 y 4 Diseño del estanque experimental.

Fotografía 5. Formación de callo en troncos de manglar rojo y negro, mediante la técnica de fusión.

Fotografía 6. Fusión de dos y tres plántulas de *Rhizophora mangle*.

Fotografía 7. Aplicación de la técnica de reproducción vegetativa en *A. germinans* y *Laguncularia racemosa*.



# UANL

---

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

®

DIRECCIÓN GENERAL DE BIBLIOTECAS

