

119
2º



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

"COLONIZACION DE *Mytella strigata* (HANLEY, 1843)
Y FAUNA ASOCIADA EN LAS ESTRUCTURAS DE
ENTRADA DE AGUA EN GRANJA CAMARONICOLA.
SINALOA, MEXICO."

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

B I O L O G O

P R E S E N T A

MARCO ANTONIO MEDA MARTINEZ



MEXICO, D. F.



1996

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**

FACULTAD DE CIENCIAS
SECCION ESCOLAR

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

M. en C. Virginia Abrín Baule
Jefe de la División de Estudios Profesionales de la
Facultad de Ciencias
Presente

Comunicamos a usted que hemos revisado el trabajo de Tesis:
"Colonización de Mytella strigata (Hanley, 1843) y fauna asociada
en las estructuras de entrada de agua en granja camaronícola,
Sinaloa, México."

realizado por Marco Antonio Meda Martínez

con número de cuenta 8339118-9, pasante de la carrera de Biología

Dicho trabajo cuenta con nuestro voto aprobatorio.

Atentamente

Director de Tesis
Propietario

Dr. Michel Hendrickx Reners

Propietario

Dr. Samuel Gómez Aguirre

Propietario

M. en C. Jorge Luis Hernández Aguilera

Suplente

Biól. Ricardo León Rico

Suplente

M. en C. Pablo Hernández Alcántara

FACULTAD DE CIENCIAS

COORDINACIÓN GENERAL
DE BIOLOGÍA

**A la memoria de aquella mujer que siempre
me estremeció, mi abuelita Emilia.**

**A mis padres, Rigoberto Pérez y Hermelinda Martínez, y a mis
hermanos Efrén y Gloria por su apoyo y cariño infinitos.**

**A la familia Pérez-Jacob, a Don Lorenzo, Doña Graciela y
toios sus hijos, por haberme permitido compartir una
parte de su vida. A todos ellos, mil gracias.**

**A mi familia por su ánimo hacia la vida, a todos mis
amigos, compañeros de carrera y futuros biólogos.**

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a las siguientes instituciones y personas, quienes sin su apoyo no hubiera sido posible la realización de este trabajo:

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el financiamiento otorgado durante año y medio a través del convenio con expediente No. 0625-N9110.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología (ICMyL), Estación Mazatlán, de la Universidad Nacional Autónoma de México, por las facilidades brindadas en la presente investigación.

Al Dr. Michel Edmond Hendrickx Reners por la excelente dirección de tesis, por su confianza y constante amistad.

A los miembros del jurado: A los Drs. Samuel Gómez y Edna Naranjo, a los M. en C. Jorge Luis Hernández y Pablo Hernández y, al Biólogo Ricardo León, por sus comentarios y sugerencias que permitieron mejorar considerablemente este trabajo.

Al Dr. Federico Páez Osuna por su constante apoyo en aspectos académicos y administrativos, para el mejor desenvolvimiento del presente estudio.

Al B.P. Ramón Espinoza, responsable de la granja "Clementina", por todas las facilidades y auxilio prestados a lo largo del presente estudio.

A los compañeros del IIB por su ayuda desinteresada en las actividades de campo y laboratorio; por casi dos años de su incomparable amistad. En especial agradezco al M. en C. José Salgado, por sus oportunas sugerencias y comentarios durante la elaboración de este manuscrito, además por las vivencias y trabajo compartidos.

A los compañeros de los Laboratorios de Química Marina y Plancton del ICMyL, Estación Mazatlán, por la ayuda y facilidades otorgadas en el uso de material y equipo.

A la B.P. María Candelaria Valdéz, del Laboratorio de Macroalgas de la Escuela Ciencias del Mar de la Universidad Autónoma de Sinaloa, por el auxilio en la identificación de varios ejemplares algales. Al B.P. Benito Mejía, por su amistad y ayuda desinteresada en las actividades de campo. También, reitero mi agradecimiento, al M. en C. Pablo Hernández del Laboratorio de Ecología del Bentos del ICMyL, por la ayuda en la identificación de ejemplares de anélidos poliquetos.

A Clara Ramírez de la biblioteca M.E. Caso-Muñoz, por la ayuda proporcionada en las búsquedas de información bibliográfica. También a Georgina Herrera, Margarita Cordero y Elsy por el apoyo técnico y administrativo.

Al oficial de transportes Alfonso Rojas, por el apoyo brindado en los largos viajes hacia la granja.

A los compañeros de los restantes laboratorios, por hacer más agradable mi estancia en la Estación.

INDICE

	Página
Resumen.....	1
Introducción.....	2
Antecedentes.....	5
Objetivos.....	8
Area de estudio.....	9
Materiales y métodos.....	12
Resultados.....	18
A) Muestreo de prospección.....	18
1) Composición faunística y florística del material recolectado.....	18
2) Evaluación preliminar de poblaciones de <i>Mytella strigata</i>	19
B) Muestreos rutinarios en los pisos de los monjes.....	19
1) Composición.....	19
2) Sucesión de las especies colonizantes.....	22
-Reemplazamiento de especies.....	22
-Abundancia total de organismos.....	26
-Biomasa y materia orgánica de las comunidades.....	29
-Análisis de las especies dominantes.....	34
3) Análisis de las poblaciones de <i>Mytella strigata</i>	34
<i>Mytella strigata</i> en condiciones naturales.....	34
<i>Mytella strigata</i> colonizante de los monjes.....	39
-Densidad de las poblaciones.....	39
-Biomasa.....	42
-Distribución de tallas.....	44
4) Crecimiento de <i>Mytella strigata</i>	48
C) Exámen de los colectores de asentamiento de fauna sésil.....	59
1) Composición faunística.....	59
Asentamiento de especies en colectores artificiales.....	59
-Distribución de tallas de <i>Ficopomatus</i> sp.....	60
-Cobertura de las especies asentadas.....	65
-Densidad de <i>Ficopomatus</i> sp.....	65
-Densidad de <i>Balanus amphitrite</i>	71

Asentamiento de especies en colectores naturales.....	75
-Distribución de tallas de <i>B. amphitrite</i>	75
-Cobertura de las especies asentadas.....	79
-Densidad de las especies asentadas.....	79
-Biomasa de las especies asentadas.....	82
-Distribución vertical de las especies.....	89
Discusión.....	91
I) Sucesión de especies en las comunidades establecidas en los monjes.....	91
-Interacciones biológicas.....	91
-Factores ambientales.....	94
-Repercusiones del cambio de la biomasa por el proceso sucesional.....	95
II) Crecimiento de <i>Mytella strigata</i> en los monjes.....	97
III) Crecimiento de las poblaciones asentadas en los colectores experimentales.....	101
Conclusiones.....	107
Literatura citada.....	109

RESUMEN

En el presente estudio con el propósito de evaluar cuantitativa y cualitativamente comunidades del mejillón de mangle *Mytella strigata* establecidas en los pisos de entrada de agua ("monjes") de estanques de cultivo de camarón (*Penaeus vannamei*), se realizaron muestreos mensuales de flora, fauna y materia orgánica en los monjes, durante dos ciclos de cultivo: Ciclo I (de marzo a junio de 1993); Ciclo II (de agosto de 1993 a enero de 1994). Simultáneamente con el objetivo de confirmar la presencia de larvas meroplanctónicas en los estanques se colocaron trampas de asentamiento para organismos sésiles (colectores), rescatándose los colectores mensualmente.

Los análisis aplicados a las comunidades establecidas en los pisos de los monjes revelaron que la composición faunística fue representada por 5 especies de crustáceos (4 sp peracáridos y 1 sp balánido), 4 especies de moluscos (3 sp pelecípodos y 1 sp gasterópodo) y 5 especies de anélidos poliquetos. También muestran que el reemplazamiento de las especies en número y calidad varían entre los dos ciclos de cultivo. Así como la dominancia, abundancia, densidad, biomasa y materia orgánica son significativamente diferentes entre los dos ciclos de cultivo. Específicamente para las poblaciones de *M. strigata*, también existieron diferencias significativas en densidad, biomasa y distribución de tallas en ambos ciclos. Los análisis aplicados a los colectores experimentales indicaron la presencia de solo dos especies de invertebrados: una de balánido (*Balanus amphitrite*) y una de poliqueto tubícola (*Ficopomatus* sp.). También señalaron que las distribuciones de tallas, coberturas y densidades estimadas variaron significativamente entre los estanques estudiados en los ciclos de cultivo.

Considerando las secuencias de colonización y los valores cualitativos estimados de las comunidades establecidas en los monjes, se obtuvo evidencia que su desarrollo podría haber sido influenciado por factores ambientales (temperatura, salinidad y deposición de sedimento), en combinación con factores biológicos (competencia por espacio y alimento) que pudieron presentarse. Es posible que el crecimiento poblacional del mejillón también fuera influenciado por diversos factores ambientales (temperatura, deposición de sedimento y velocidad del flujo de agua) y biológicos (época reproductiva, estrategias de reclutamiento y asentamiento y competencia).

También hubo evidencia que el crecimiento y desarrollo de las poblaciones asentadas en los colectores experimentales (*Balanus amphitrite* y *Ficopomatus* sp.) podrían haber sido influenciadas por las condiciones físico-químicas prevalentes en los estanques (temperatura y salinidad), factores biológicos (tolerancia fisiológica, estrategias de asentamiento y reclutamiento, competencia por espacio y alimento) y actividades humanas por el manejo de los estanques (fertilización).

Por otra parte el crecimiento del mejillón presentó una relación alométrica negativa con respecto al peso (total, del cuerpo y la concha) y la longitud anteroposterior, es decir, que a medida que transcurre el tiempo el mejillón presentará un incremento relativamente más lento en peso con respecto a su talla. Además, el crecimiento de los individuos de *Mytella strigata* fue influenciado directamente por la competencia de espacio y alimento (reducción en talla), esto se confirmó por la presencia, en densas agregaciones, de individuos con conchas deformadas (con gran espesor) y una relación estrecha entre el peso total y de la concha con respecto a la longitud.

COLONIZACION DE *Mytella strigata* (HANLEY, 1843) Y FAUNA ASOCIADA EN LAS ESTRUCTURAS DE ENTRADA DE AGUA EN GRANJA CAMARONICOLA, SINALOA, MEXICO.

INTRODUCCION

El desarrollo de la acuicultura en México es muy reciente y concierne principalmente a cuerpos de agua dulce como lagos, presas y bordos, siendo la zona litoral poco usada para este fin. Los litorales mexicanos son económicamente importantes para la industria alimentaria, turística y comercial: por su potencial productivo, sus paisajes y clima, la disponibilidad constante de agua y como vía de transporte perfecta para múltiples productos (Contreras y Zabalegui, 1988). Aunque se tenga el conocimiento de que los ecosistemas costeros son potencialmente muy productivos en cuanto a los recursos pesqueros se refiere, en los últimos años se ha señalado la necesidad de dar un mayor impulso en su investigación, ya que de la mayoría de estos sistemas existe escasa información (Contreras, 1985; Contreras y Zabalegui, 1988; Flores-Verdugo, 1989).

Actualmente, la mayor potencialidad de la producción pesquera en México está en la industria acuícola, con estrategias de trabajo para diferentes cultivos de especies marinas y dulceacuícolas como son los crustáceos (camarón y langostino), moluscos (abulón, ostión, almeja y mejillón), peces (bagre, carpa, trucha, tilapia y peces tropicales) y microalgas (espirulina y clorella), (de la Lanza-Espino y Arredondo-Figueroa, 1990) entre otros. En los últimos años se ha dado gran auge a esta actividad, principalmente a la camaronicultura, siendo México un país con un gran potencial de desarrollo contando con un poco más de 300,000 ha aptas para cultivo (Gómez-Eternod y de la Lanza, 1992; Jiménez-Valdéz y Berdegú-Sacristán, 1992). Una de las razones principales que motivaron el apoyar el cultivo de este crustáceo fue la estabilidad alcanzada en su producción en la última década, en lagunas costeras, bahías y mar abierto (Arredondo-Figueroa, 1990).

Para elevar la producción, a partir de 1985 varias sociedades cooperativas de producción pesquera construyeron granjas de cultivo en los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit. Actualmente se cuenta con más de 140 granjas activas a nivel nacional (Gómez-Eternod y de la Lanza, 1992). Aunque se hayan realizado grandes inversiones en el cultivo de camarón, existen graves deficiencias y problemas que afectan directamente a los productores. Entre estos podemos mencionar aspectos organizativos, técnico-científicos (deficiencias en la forma de operación, mal manejo y planificación de las instalaciones, falta de asesoría científica, carencias en los procesos de alimento y postlarvas, etc.), legales (tenencia de la tierra), financieros (carencia de créditos), de mercado (caída de precios) y comerciales (altos costos en la producción); todos estos problemas afectan en la expansión de la actividad, debilitando las producciones (Arredondo-Figueroa, 1990; SEPESCA-SEDUE, 1991; Gómez-Eternod y de la Lanza, 1992; Jiménez-Valdéz y Berdegú-Sacristán, 1992).

Dentro de todos los problemas a que se enfrentan los productores, varios autores están de acuerdo de que no existe una vinculación suficiente entre los diversos grupos relacionados a la camaronicultura. En particular, parece ser indispensable estrechar las relaciones entre los cultivadores y los centros de investigación (Contreras y Zabalegui, 1988; Arredondo-Figueroa, 1990; SEPESCA-SEDUE, 1991; Gómez-Eternod y de la Lanza, 1992; Jiménez-Valdéz y Berdegú-Sacristán, 1992).

De acuerdo a la revisión hecha por Brosnan (1992) sobre el estudio de los procesos ecológicos que influyen en las comunidades de invertebrados marinos, se ha notado que el conocimiento sobre las zonas tropicales es escaso, en comparación con las zonas templadas, además, estas zonas forman áreas importantes para futuras investigaciones. Sin embargo, según diversos autores, existen conceptos teóricos que son aplicables a todas las latitudes. Aunque los procesos ecológicos varían entre los ambientes templados y tropicales, existen zonas que pueden presentar bastantes semejanzas (e.g. las áreas rocosas expuestas, en las zonas intermareales y zonas protegidas como los arrecifes coralinos o las zonas de manglares), no siendo necesarios conceptos nuevos que expliquen los procesos ecológicos en las zonas tropicales (Lubchenco *et al.*, 1984; Menge y Sutherland, 1987; Sutherland, 1990 y Brosnan, 1992).

Varios autores han tratado de explicar el desarrollo de las comunidades marinas. La teoría clásica dada a conocer por Clemens (1916) y soportada por Margalef (1968) y Odum (1969) principalmente, sugieren que los primeros colonizadores de un lugar perturbado hacen modificaciones en el ambiente que permiten el establecimiento de colonizadores posteriores. De acuerdo con Odum (1969), la sucesión es un proceso predecible, controlado por la comunidad, aunque el ambiente físico determine el patrón, la tasa de cambio y, frecuentemente establezca hasta donde llega el desarrollo de la comunidad. Sin embargo, han aparecido otras explicaciones de los patrones de desarrollo en las comunidades, proponiéndose recientemente, modelos alternativos (Dean y Hurd, 1980).

Las sucesiones ecológicas en ecosistemas marinos han sido ampliamente revisadas por diversos autores en todo el mundo (Margalef, 1968; Odum, 1969; Dayton, 1971; Conell, 1972; Conell y Slayter, 1977; Dean y Hurd, 1980; Sousa, 1984; Williams y Seed, 1992; Sousa y Conell, 1992). El concepto de sucesión - en términos ecológicos -, se refiere a la secuencia de reemplazo o acumulación de especies de la comunidad que ocurre a lo largo del tiempo en pequeñas áreas ("parches") del hábitat, en el que un disturbio (físico, químico y/o biológico) puede remover a algunos o a todos los individuos de las especies residentes abriendo espacio a la recolonización (Sousa y Conell, 1992). El análisis de la sucesión de la flora y fauna puede realizarse mediante una evaluación cuantitativa (densidades, abundancias, biomasa y bioíndices relacionados a tiempo y/o superficies) (Odum, 1972; Margalef, 1974) o cualitativa de las especies presentes.

En los modelos de sucesión se han identificado tres tipos de interacciones biológicas en las comunidades: facilitación, tolerancia e inhibición (ver Conell, 1972; Horn, 1976; Conell y Slayter, 1977). Estos modelos sugieren que las primeras especies colonizadoras de un lugar poseen ciertas virtudes como: amplio poder de dispersión, rápido crecimiento y maduración, entre otras (Sousa y Conell, 1992).

La facilitación se refiere a que los primeros colonizadores del lugar modifican el ambiente haciéndolo más apropiado para la invasión de especies colonizadoras posteriores y, menos adecuado para el reclutamiento local de los miembros de su propia especie (Sousa y Conell, 1992). La tolerancia asume que las primeras especies colonizadoras nunca incrementan o disminuyen la tasa de reclutamiento, crecimiento y maduración de las especies posteriores colonizadoras. Las especies de etapas de sucesión posteriores tienden a madurar y crecer más lentamente que las primeras especies colonizadoras, pero son competidores más eficientes en recursos limitados, con lo que son capaces de sobrevivir y crecer en sitios donde existen poblaciones estabilizadas de las primeras colonizadoras que reducen la disponibilidad de recursos. El punto final del reemplazamiento mediado por la tolerancia es cuando el sitio es ocupado por especies más eficientes en usar cierto recurso (e.g. luz, espacio, alimento). Estas especies reducen la disponibilidad de los recursos a niveles tan bajos que otras especies no pueden invadir el lugar (el mecanismo de reemplazamiento es llamado exclusión competitiva) (Sousa y Conell, 1992). El modelo de inhibición predice que las poblaciones bien estabilizadas de los primeros colonizadores se apoderan de los recursos presentes en el

lugar previniendo la invasión de subsecuentes colonizadores o suprimiendo el crecimiento de estas especies que colonizan inmediatamente después del disturbio (Sousa y Conell, 1992).

Estos modelos crearon controversia entre diversos autores, quienes señalaron que estos estudios (modelos) tienden a ser descriptivos sin determinar explícitamente los mecanismos por los cuales los cambios ocurren en la estructura de la comunidad (Dean y Hurd, 1980; Turner, 1983a; Quinn y Dunham, 1983; Breitburg, 1985; Morri y Boero, 1986; y Walker y Chapin, 1987). Además, según Dean y Hurd (1980) principalmente, las teorías sobre la sucesión se han basado en datos descriptivos, principalmente sobre las observaciones de comunidades que difieren en edad de desarrollo sobre sitios similares o sobre cambios en un solo sitio perturbado, ignorando diversos recursos de variabilidad en la sucesión: variación espacial en el reclutamiento, crecimiento y mortalidad, dependencia de la densidad en la cantidad de interacciones interespecíficas e interacciones indirectas entre las especies, etc.

También, Morri y Boero (1986), recalcan que las tres teorías no explican totalmente el desarrollo de las comunidades, ya que factores, como el área geográfica, la intensidad y calidad de los factores ambientales, la disposición de la larva a suplirse del sustrato natural, los posibles disturbios causados por actividades humanas, etc.; interaccionan formando una compleja situación que impide comprender el desarrollo de las comunidades, en el que es difícil predecir con un simple modelo y que puede llegarse a generalizaciones que frecuentemente son imprecisas.

Por otra parte, diversos autores han señalado (basándose en estudios experimentales) que al parecer el desarrollo de las comunidades es manejado por la interacción compleja de estos tres procesos (modelos). Lo que crea ciertas discrepancias, al no poder diferenciarse los límites (término o finalización) de estos procesos en las comunidades estudiadas, pudiendo ocurrir diversas interacciones en un solo sistema, ya que frecuentemente aparecen interacciones negativas en el desarrollo de la comunidad, sugiriendo que la inhibición es de gran importancia en densas comunidades marinas (Woodin, 1976; Sutherland y Karlson, 1977; Lubchenco y Menge, 1978; Dean y Hurd, 1980; Turner, 1983; Quinn y Dunham, 1983; Breitburg, 1985; Walker y Chapin, 1987).

Considerando lo anterior, es imprescindible que el estudio de los cambios que ocurren en una comunidad abarquen diversos aspectos, como lo mencionan Dean y Hurd (1980) y Morri y Boero (1986), no solo observaciones directas y descriptivas, sino todas las interacciones posibles en las comunidades, ya sea biológicas y/o ambientales, además de basarse alternativamente de investigaciones experimentales (manipulación). Se sabe que en el estudio del desarrollo y dinámica de comunidades marinas de invertebrados sésiles, se han aplicado diversos métodos experimentales empleando una amplia gama de materiales de origen artificial (e.g. asbesto, fibra de vidrio, nylon, hule, acrílico, concreto, etc...) y natural (e.g. madera, estacas de mangle, algas filamentosas, etc...) (Shuterland, 1980; King *et al.*, 1990; Reyes y Campos, 1992). Estos materiales experimentales - llamados colectores - se han utilizado especialmente en el estudio de asentamiento de formas larvales de importancia comercial, como algunas especies de mejillones (e.g. *Mytilus edulis*, *M. californianus*, *Modiolus capax*) y ostiones (*Ostrea edulis*, *Crassostrea gigas* y *C. palmula*), abarcando temas sobre el patrón de fijación larval, estructuras de tallas y crecimiento (Seed, 1969; Young, 1983; García-Panames y Monge-Fernández, 1983; Arakawa, 1990; Chávez y Cacerez, 1990; King *et al.*, 1990; Aguirre y Bickler, 1992).

ANTECEDENTES

Como una alternativa a los problemas de trabajo y alimentación, en la década de los setentas se dió inicio en México a la camaricultura. A nivel experimental, la investigación fue abanderada en 1972 por la Universidad de Sonora, realizando un cultivo intensivo del camarón azul (*Penaeus stylirostris* Stimpson, 1874). En el mismo año, en el campamento de camaricultura de Villa Unión, Snt., dependiente del Instituto de Pesca, se diseñaron y construyeron los primeros estanques de cultivo en el Municipio de Walamo. Es hasta 1985 cuando esta actividad se consolidó con la construcción de granjas, principalmente en los estados de Sonora, Sinaloa y Nayarit (Arredondo-Figueroa, 1990). En 1989, al modificarse la ley de Pesca, a favor de la inversión privada en la acuicultura se abrió camino para que este sector participara en dicha actividad, lo que llevó a un acelerado crecimiento de la camaricultura a nivel nacional. que paso de dos granjas en 1985 a 199 en 1990 (Kravanja, 1991).

Actualmente, México se considera como un país privilegiado para el desarrollo del cultivo del camarón, contando con 335,000 ha aptas para esta actividad. El estado de Sinaloa esta en primer lugar con un potencial de 100,000 ha (Barrera, 1987). Para 1991, la Secretaria de Pesca registró un total de 142 granjas camarícolas operantes a nivel nacional, con una extensión total de 7,637 ha. De estas cifras destaca que solo en Sinaloa existen 87 granjas abarcando una superficie de 6,797 ha.

Por otra parte, Gámez-Eternod y de la Lanza (1992) señalan que equivocadas perspectivas económicas en el cultivo de camarón han provocado que bastantes productores cometan errores, tratando de crecer antes de consolidarse, lo que ha repercutido negativamente en aspectos económicos, financieros y de impacto ambiental por la falta de comunicación y trabajo conjunto con las instituciones de investigación científica.

En la última década las investigaciones científicas realizadas por varias instituciones en el área del Golfo de California, han sido incrementadas de manera significativa, abordando diversos temas: oceanográficos, ecológicos, faunísticos, biogeográficos, hidrográficos, geomorfológicos o relacionados con la contaminación. Veanse los trabajos de Brusca (1980), Carvacho y Rios (1982), Contreras (1985), de la Lanza *et al.* (1991), Flores-Verdugo (1989), García-Cubas y Regero (1987a); Hendrickx (1984 a y b; 1986), van der Heiden y Hendrickx (1982), Villalobos-Hiriart *et al.* (1989), Wicksten (1983), Wicksten y Hendrickx (1992). En el caso específico para el litoral de Sinaloa, se incrementó notablemente el conocimiento de la fauna asociada con los sistemas costeros naturales (Hendrickx, 1986; Salgado-Barragán, 1993). Trabajos como los de Alvarez-León (1980), Hernández-Real y Juárez-Arroyo (1980), Hubbard-Zamudio (1983), Sánchez-Vargas (1984), Hendrickx (1984 a y b; 1986), García-Cubas y Regero (1987a), Sánchez-Bolaños *et al.* (1988) y Salgado-Barragán (1993) han aportado valiosos datos sobre la abundancia, distribución y composición de comunidades de crustáceos y moluscos establecidas en estuarios y lagunas costeras del sur de Sinaloa.

Sin embargo, pocos estudios realizados en esta misma área van dirigidos a sistemas artificiales. De acuerdo al Sistema de Referencia para la investigación en acuicultura, para 1991 en México 46 instituciones desarrollaban proyectos de acuicultura y 16 de ellas abarcaron la camaricultura a través de 46 proyectos de investigación en diversos temas: alimentación (15 proyectos), reproducción (3), técnicas de cultivo (11), patología (4), desarrollo de postlarvas (4), ecología (6), relación cultivo-ambiente (2) y generalidades de camarón (1) (SEPESCA-SEDUE, 1991). Cabe destacar que la mayoría de ellos (más del 80%) se enfocan a las especies de penéidos como objeto de estudio, siendo muchos a nivel experimental. Los restantes se encargan de relacionarlos con aspectos ecológicos, sobre la calidad del agua, fauna acompañante, entre otros.

Dentro de estas perspectivas, resulta escasa la información que existe acerca de las condiciones bióticas y abióticas presentes en los medios de cultivo, así como los efectos o repercusiones que podrían tener las aguas de desecho de estos sistemas artificiales en los sistemas naturales adyacentes. Por ello, en años recientes, varios grupos de investigación se han interesado en esta temática en el sur de Sinaloa (Páez-Osuna, 1992). Con respecto a estudios sobre la calidad del agua de los medios de cultivo se puede mencionar a Páez-Osuna *et al.* (1993). Sobre el conocimiento de productores y consumidores primarios (fitoplancton y zooplancton), Cortés-Altamirano *et al.* (1993) y Nuñez-Pasten *et al.* (1993) han aportado datos relevantes.

La granja camarericola donde se realizó el presente estudio, forma parte del sistema lagunar denominado Estero de Urias. En 1974, la Secretaría de Marina inicia las investigaciones en este estero, analizando aspectos oceanográficos y de contaminación. Alvarez-León (1977, 1980) aporta datos sobre algunos parámetros hidrológicos, la composición y abundancia de poblaciones de plancton, bentos y necton establecidas en el mismo sistema. Así mismo existen estudios sobre la determinación de niveles de contaminación por materia fecal (Robles-Valencia, 1986), plaguicidas (Heredia-Ochoa *et al.*, 1988) e hidrocarburos, con la identificación de grupos zooplauctónicos y bentónicos como indicadores de contaminación (Maldonado *et al.*, 1980). También se evaluó el efecto de desechos domésticos y contaminación térmica en la composición, abundancia y variación temporal de las poblaciones fitoplanctónicas en el estero (Pasten-Miranda, 1983; Robles y Flores, 1984; Caballasi-Flores, 1985).

Sobre el mismo estero, se cuenta también, con un estudio faunístico de Hubbard-Zamudio (1983) sobre la composición de las comunidades de crustáceos decápodos y moluscos relacionada con la presencia de mangle y con la investigación de Rendón *et al.* (1982) sobre las condiciones de cultivo y consumo del ostión *Crassostrea corteziensis* (Herleín, 1815) del estero.

Desde octubre de 1992, esta granja ha sido estudiada por varios grupos de trabajo, resultando investigaciones como las de Pérez Rodríguez-Lara (1992), Magaña-Navarro (1993), Cortés-Altamirano *et al.* (1993) y Nuñez-Pasten *et al.* (1993), que aportan datos sobre distribución, composición y abundancia de diversos grupos planctónicos en estanques de cultivo. También cabe destacar los trabajos realizados por Páez-Osuna *et al.* (1993) y Guerrero-Gálvan (1993) sobre el análisis de las concentraciones y variaciones temporales de diversos parámetros de la calidad del agua en los cultivos, así como la evaluación de su estado trófico (tasas de respiración y fotosíntesis). En aspectos relacionados con el cultivo de la especie, se tienen los trabajos realizados por Marin-López (1991) sobre crecimiento y por Tron-Mayen (1993) acerca de concentraciones de metales pesados en los organismos.

Por otra parte, los estudios sobre la biología y ecología de los moluscos en el mundo han sido muy amplios y diversificados, en especial tratándose de la familia Mytilidae (mejillones), cuya especie más estudiada ha sido *Mytilus edulis* Linnaeus, 1758, que se distribuye en regiones templadas. Esta especie ha sido objeto de múltiples investigaciones, desde aspectos de cultivo y comercialización hasta taxonómicos y ecofisiológicos (Seed, 1969; Mohlenberg y Riisgard, 1979; Kautsky, 1982; Young, 1983; Wildish y Kristmanson, 1984; Bardach *et al.* 1986; Okamura, 1986; King *et al.*, 1990; Newell, 1990; Hily, 1991; McGrorty y Goss-Custard, 1991; y Fréchet *et al.*, 1992).

El conocimiento que se tiene acerca de poblaciones y comunidades de moluscos en las zonas costeras de México, especialmente en el área del Golfo de California, es escaso. Se ha dado prioridad a las especies económicamente importantes, como son la madre perla, *Pinctada mazatlanica* (Hanley, 1856), el ostión *Crassostrea corteziensis*, la almeja catarina, *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835), y el callo de hacla, *Perna rufostrata* Sowerby, 1835, entre otros (García-Cubas, 1987; Rangel-Dávalos, 1990).

En el caso de los mitilidos, aunque existen 27 especies en esta área (García-Cubas y Regero, 1987b), solo una [*Modiolus capax* (Conrad, 1837)], ha sido aprovechada para el consumo humano, explotándose últimamente a nivel de cultivos (García-Cubas y Reguero, 1987b; Rangel-Dávalos, 1990). Otra especie mencionada como potencialmente aprovechable es *Mytella strigata* (Hanley, 1843) - el mejillón de mangle -, la cual es común en las lagunas costeras, estableciéndose en abundantes poblaciones, tanto en el Golfo de California como el resto del Pacífico mexicano (García-Cubas y Reguero, 1987b).

Esta especie tropical, que se distribuye desde Guaymas, Sonora, hasta el sur de El Salvador (incluyendo las islas Galápagos) en el Pacífico Este (Keen, 1971), ha sido citada por diversos autores (Stuardo y Villarreal, 1976; Toledano-Granados, 1977; Alvarez-León, 1980; van der Heiden y Hendrickx, 1982; Hubbard-Zamudio, 1983; Sánchez-Vargas, 1984; Blanco-Carranza, 1986; Hendrickx, 1986; García-Cubas y Reguero, 1987b; Salgado-Barragán, 1993) en el sur de Sinaloa.

Los estudios sobre *Mytella strigata* son contados. Los de Stuardo y Martínez (1974) y de Estévez y Stuardo (1977) abarcan aspectos biológicos y ecológicos, así como de cultivo a nivel experimental, en poblaciones localizadas en lagunas del estado de Guerrero. También ha sido objeto de estudios bromatológicos y químicos, sobre la determinación de los contenidos de glucógeno y grasa (Reprieto, 1981; Talamante-Estrada, 1981), y de concentraciones de metales pesados en los tejidos (Marmolejo-Rivas y Páez-Osuna, 1990). Así como bioensayos sobre su tolerancia a ciertas temperaturas y combinaciones de concentraciones de cloro en el agua (Villarreal y Treviño, 1990).

En este caso, uno de los problemas con los cuales se han encontrado los granjeros al momento de establecer cultivo intensivo o semi-intensivo de camarones, ha sido la invasión de poblaciones de *Mytella strigata* en los sistemas de abastecimiento de agua o en los pisos de los estanques. Tomando en cuenta estos aspectos, el propósito del presente estudio es contribuir al conocimiento sobre aspectos biológicos y/o ecológicos que involucren al mejillón *Mytella strigata* en algunas áreas de las estanquerías utilizadas para el cultivo de camarón *Penaeus vannamei*.

Este estudio forma parte del proyecto "Efectos de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas", apoyado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), expediente No. 0625-N9110.

OBJETIVOS

- 1) Determinar la dinámica de colonización y reemplazamiento de las especies de invertebrados que se establecen en las estructuras ("monjes") que alimentan de agua a los estanques de cultivo de camarón, así como sobre otras especies sésiles presentes dentro de los estanques.
- 2) Evaluar cualitativa y cuantitativamente el desarrollo de las comunidades de *Mytella strigata*.

AREA DE ESTUDIO

El Estero de Urías esta incluido en la región D descrita por Lankford (1977) en la costa del Pacífico, comprendiendo desde Mazatlán hasta la frontera con Guatemala. La región se caracteriza por relieves altos en la línea de costa, mínimo derrame de agua, precipitación dependiente de la altitud y plataforma continental muy estrecha, entre otras (Contreras, 1985). El estero también forma parte de la región zoogeográfica conocida como Provincia de Cortéz, que comprende el área subtropical del Golfo de California (Brusea, 1980).

El Estero de Urías se ubica en la parte sur del estado de Sinaloa ($23^{\circ}10'36''$ y $23^{\circ}13'00''$ N - $106^{\circ}20'00''$ y $106^{\circ}25'35''$ W). Antiguamente comunicado con el río Presidio representa un estuario negativo o laguna hipersalina (Hubbard-Zamudio, 1983) de aproximadamente 34.6 km^2 . El aporte de agua dulce es únicamente durante la época de lluvias (de agosto a octubre), a partir del drenaje de la cuenca que lo rodea. En el resto del año presenta una evaporación alta. El clima en la zona es de tipo Awo (w)(c), cálido subhúmedo, con temperatura media anual sobre 26°C y temperatura media del mes más frío sobre 18°C (Contreras, 1985).

El Estero de Urías se divide en tres zonas no bien delimitadas llamadas El Astillero, Urías y La Sirena. En esta última porción desembocan cuatro esteros denominados Piedriclones, Caimán-Zacate, Barrón y El Confito (Fig. 1). De acuerdo con Alvarez-León (1980), estos esteros tienen sustratos que van desde fango, fango-arena hasta arena y se encuentran colonizados parcialmente por bosque de manglar, principalmente por mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y mangle negro (*Avicennia germinans*).

En este sistema se localiza el complejo "Clementina", el cual está rodeado parcialmente por los esteros Sirena, Barrón y El Confito. El presente estudio se desarrolló en esta granja camarónicola de tipo semi-intensivo, perteneciente a la Sociedad Cooperativa de Producción Pesquera "Clementina" S.C.L., ubicada aproximadamente 25 km al SE del Puerto de Mazatlán, Sinaloa. La granja "Clementina" empezó a funcionar a mediados de 1989, obteniendo producciones relativamente satisfactorias (1.3 tns/ha , entre 1991 y 1992), elevando sus producciones hacia 1993 (2.1 tns/ha), (NOAA, 1993; Páez-Osuna *et al.*, 1993).

Actualmente, la granja comprende una serie de 12 estanques semi-intensivos de dimensiones variables con superficies que van de 4 a 8.4 ha. Cuenta con uno de tipo extensivo (48 ha), además con 5 estanques de precría (1-2 ha), y 9 estanques más en construcción (5 de ellos de engorda) (Fig. 2). El abasto de agua a los estanques se realiza por un canal denominado "de llamada" alimentado por bombeo directo del agua del estero El Confito (Fig. 2). La granja fue construida sobre suelo de tipo aluvión, en zonas donde existían grandes extensiones de matorrales espinosos (Huizaches, Tecomates) y de arbustos compuestos por leguminosas y cactáceas (Rzedowski, 1978).

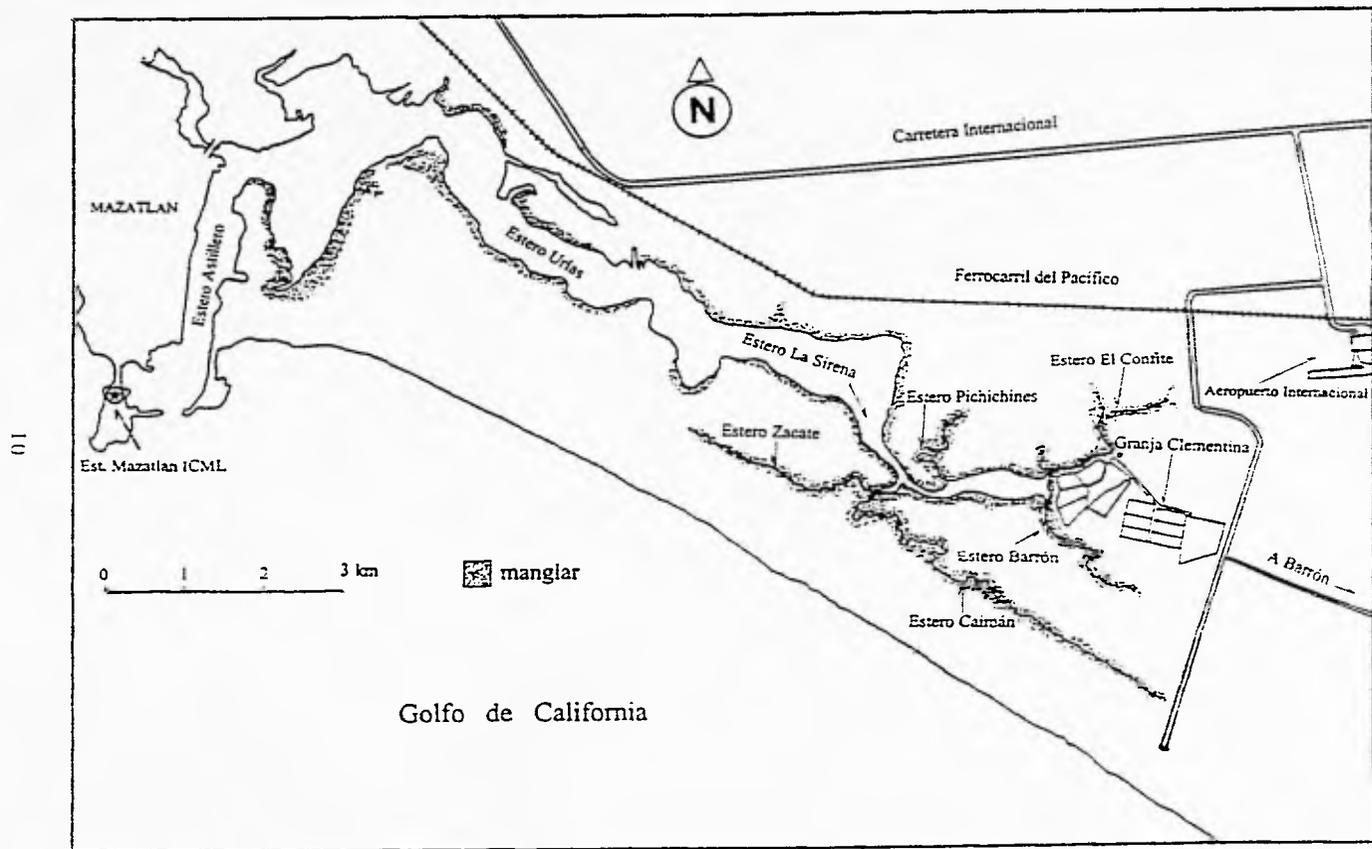


Figura 1. Ubicación de la granja camaronícola "Clementina" en el sistema lagunar de Urias, Mazatlán, Sin. (adaptado de Hubbard-Zamudio, 1993).

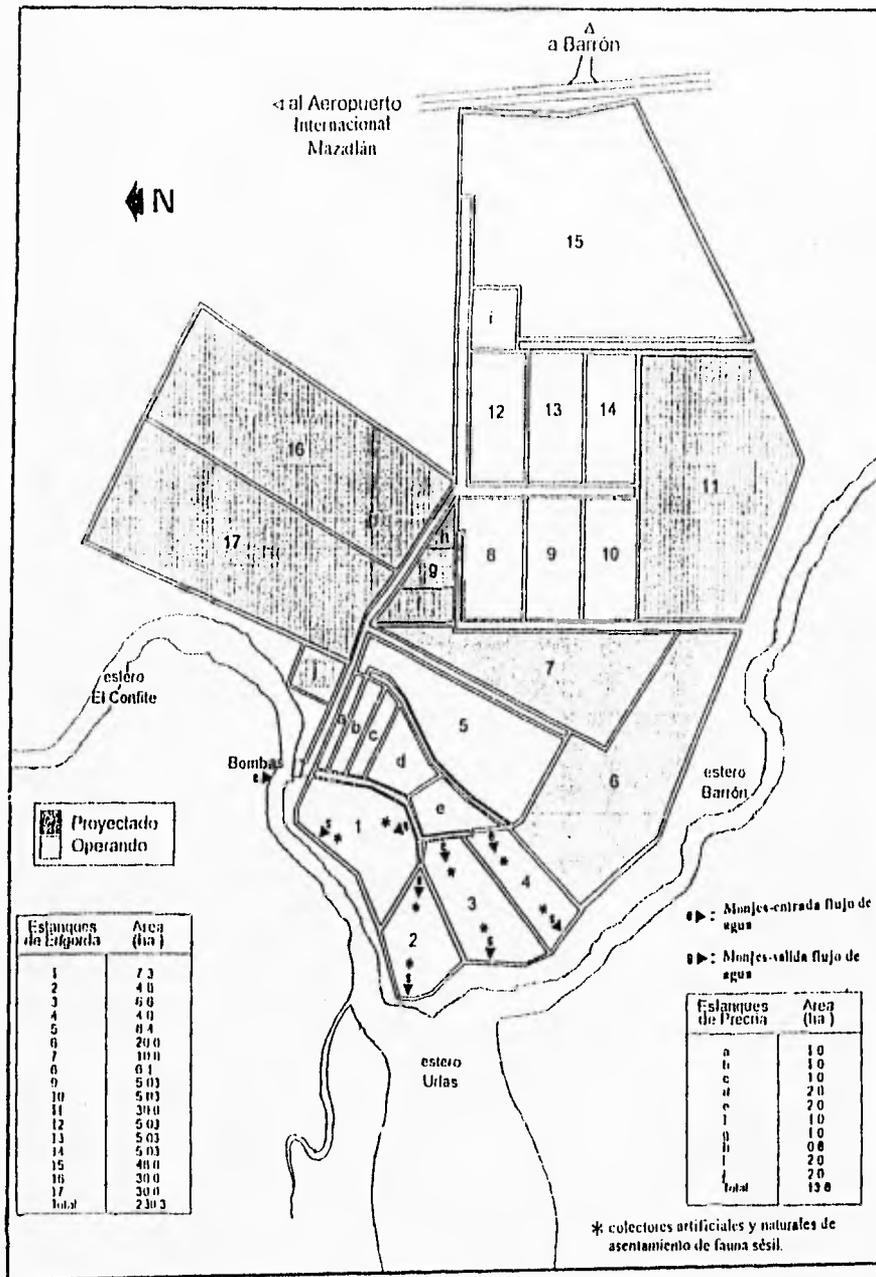


Figura 2. Área de estudio. Estanques de cultivo de la granja camarónica "Clementina".

MATERIALES Y METODOS

A) Trabajo de campo.

1) Muestreo de prospección

Con el objetivo de reconocer el área de estudio, en enero de 1993 se tomaron seis muestras en los pisos de las entradas de agua mediante un cuadrado de 25 cm x 25 cm y dos pares de muestras con red de mano en los bordes internos de los estanques # 1-4 y 8 (Fig.2). Con estas muestras, se reconocieron a varios grupos de invertebrados colonizadores, organismos que aparecieron posteriormente en los muestreos rutinarios. Además se hicieron anotaciones sobre la macrofauna bentónica asociada al camarón, que aparecía en el momento de las cosechas ó durante el período de engorda.

Por otra parte, con el propósito de evaluar el crecimiento del mejillón *Mytella strigata* (Hauley, 1843) en condiciones naturales, se tomaron muestras de esta especie en el estero El Confito. Se recolectaron los especímenes poniendo atención, dentro de lo posible, en obtener organismos de diferentes tamaños en proporciones iguales. Los especímenes fueron recolectados a mano individualmente y transportados en bolsas de plástico con hielo para ser revisados en fresco en el laboratorio. Todo esto se realizó con el objeto de establecer una curva estándar de crecimiento físico de los individuos de esta especie.

2) Muestreo en los monjes.

Los muestreos rutinarios se realizaron en cuatro estanques de cultivo. Debido a su ubicación (cercanía) y dimensiones se eligieron los estanques 1 a 4 (Fig. 2).

Con el propósito de evaluar la dinámica de asentamiento y la composición de las comunidades colonizadoras en las estructuras de entrada de agua (monjes) de los estanques se tomaron muestras biológicas mensuales. Los muestreos realizados abarcaron dos ciclos de cultivo: De marzo a junio de 1993 (ciclo I) y de agosto de 1993 a enero de 1994 (ciclo II). Es importante señalar, que al principio de cada ciclo, los pisos de los monjes quedaron totalmente limpios de fauna y flora colonizante. La limpieza se realizó por medio de pequeñas palas y escobetas.

Los muestreos mensuales se realizaron sobre el piso de los monjes de entrada de los estanques (Fig. 3), se tomaron muestras por duplicado de la flora y la fauna presente utilizando un cuadrado de 25 cm x 25 cm ubicado al azar. También al azar, se tomaron muestras adicionales para evaluar el contenido de materia orgánica de las comunidades establecidas en este sustrato. Estas últimas fueron obtenidas con un cuadrado de 10 cm X 10 cm. A cada muestra se le asignó una etiqueta de identificación con datos de fecha, número de monje, número de muestra, localidad y observaciones de campo. Se midieron los valores de salinidad (con refractómetro de mano; precisión de 0.5 ‰) y de temperatura (con termómetro de cubeta; precisión de 0.5 °C) en cada monje de cada estanque. Desafortunadamente por problemas técnicos, no se pudieron realizar muestreos en los pisos de los monjes en el mes de diciembre, por lo que se reiniciaron en el mes de enero de 1994.

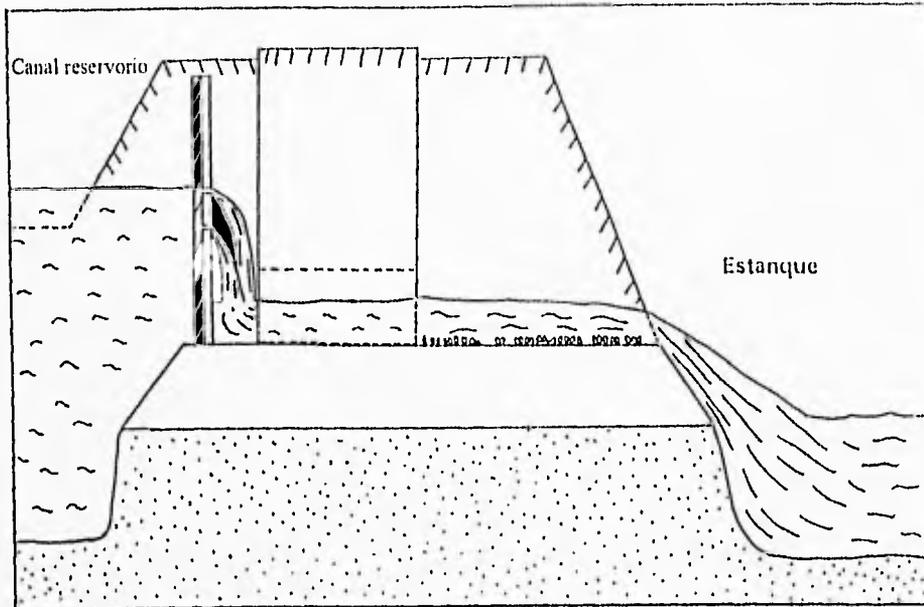


Figura 3. Sección longitudinal de un monje de entrada de agua a los estanques.

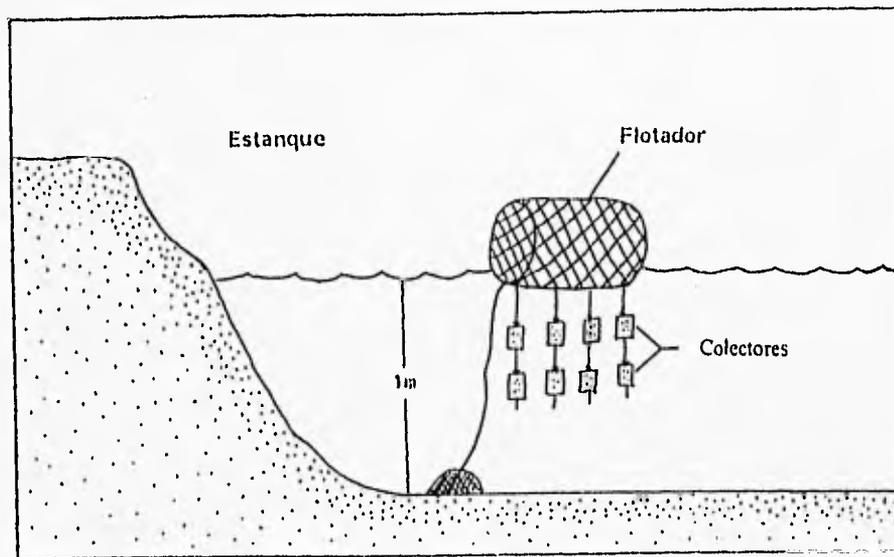


Figura 4. Sistema de colocación de los colectores para asentamiento de la fauna en los estanques.

3) Muestreo en los estanques.

A partir de marzo (ciclo I) y agosto de 1993 (ciclo II), se colocaron dentro de dos estanques (#2 y #3) trampas de asentamiento para organismos sésiles (colectores artificiales). El propósito era de observar la dispersión larval de algunos grupos de invertebrados bentónicos, para conocer y determinar el tipo de comunidades sésiles factibles de establecerse en los sustratos disponibles.

Los colectores artificiales eran rectángulos de concreto de 7 por 12 cm dispuestos en varias hileras sujetas a boyas, quedando suspendidos verticalmente en la columna de agua (Fig. 4). En cada ciclo, se utilizaron 4 boyas cada una provista con 10 rectángulos de concreto. Cada mes, se recuperaron 2 rectángulos por boya, los cuales fueron revisados en el laboratorio para cuantificar e identificar los organismos asentados en los mismos.

Durante el ciclo II de cultivo se decidió colocar otro tipo de trampas de asentamiento conjuntamente con las ya utilizadas (en el estanque #2) identificadas como "colectores naturales". Se eligió secciones del árbol de uangle, ya seco, con las que se fabricaron diez estacas que fueron clavadas en el piso del estanque. Estos colectores naturales se recogieron uno cada mes. De la misma manera como en el caso de los colectores artificiales se identificaron y contaron los organismos adheridos a los soportes naturales. Estos se colocaron con el objetivo de comparar la fauna asentada en los dos tipos de colectores usados, mediante la obtención de porcentajes de cobertura en cada uno de ellos. La ubicación de los flotadores y las estacas se señala en la figura 2 por medio de un asterisco.

B) Trabajo de laboratorio.

Las muestras tomadas de los pisos de los monjes fueron transportadas en bolsas de plástico con hielo, revisándose en fresco en el laboratorio.

Se identificaron las especies encontradas y para obtener la dinámica estructural de las comunidades establecidas en los monjes, se aplicaron varios métodos cuantitativos (estimaciones de densidad, abundancia y biomasa) además se midió la cantidad de materia orgánica acumulada.

Cada muestra obtenida de los pisos de los monjes fue lavada con agua de mar y pasada por un tamiz de 200 μ m de luz de malla. Se evaluó el peso fresco correspondiente a los organismos de cada muestra mediante una balanza granataria tipo Ohaus C305-S, con una capacidad máxima de 300 g y una precisión de ± 0.05 g. En todos los casos, los organismos recolectados fueron fijados en una solución de formaldehído al 5% por 24 h y, finalmente se conservaron en etanol al 70%. Estas muestras fueron examinadas posteriormente con la ayuda de un microscopio estereoscópico para separar, contar e identificar los diversos grupos y/o especies bentónicas recolectadas.

Las muestras recolectadas para evaluar el contenido de materia orgánica fueron lavadas con agua de mar y enjuagadas con agua destilada para eliminar el exceso de sales. Se obtuvo el peso fresco de cada muestra y, luego fueron colocadas en una estufa (entre 60-70°C) por 24 h para deshidratarlas y medir el peso seco de las mismas. Después, las muestras en seco se metieron en una mufla (horno pequeño) para realizar la combustión de la materia orgánica a 550°C por 24 h. Al pasar este tiempo se dejaron enfriar por 1h en un desecador provisto de sílica-gel para evitar su rehidratación, e inmediatamente después se obtuvo el peso de las cenizas. La biomasa se evaluó mediante el peso seco de las muestras recolectadas cada mes en los monjes de los estanques. Este método permitió evitar posibles errores de cálculo por la cantidad de agua ó

humedad presente en las muestras. De esta manera, de acuerdo al método gravimétrico descrito por Beers (1976), se pudo estimar la biomasa y el contenido de materia orgánica para cada muestra.

Por otra parte, los mejillones presentes en las muestras de los monjes y del estero se lavaron con agua de mar, se eliminaron los especímenes dañados para realizar su conteo y obtener el peso del organismo mediante una balanza analítica tipo Bosch S-2000, con una capacidad máxima de 100 g (precisión de 5×10^{-3} mg). Primero se obtenía el peso fresco total (cuerpo y concha), después se removía el cuerpo de la concha, en seguida estas partes se pesaban por separado obteniendo el peso fresco del cuerpo y el peso de la concha. Cada espécimen fue medido en su longitud antero-posterior, o talla, con un vernier digital (precisión de 0.005 mm) (Fig. 5).

Para el análisis de la composición de las poblaciones de *Mytella strigata* se construyeron diagramas de talla-frecuencia. Los mejillones medidos se repartieron en clases de talla (longitud antero-posterior) con un intervalo de clase de 3 mm. También con los datos obtenidos se buscó establecer curvas de crecimiento [relación $\text{peso} = f(\text{talla})$]. Los parámetros peso fresco y longitud total se relacionaron de acuerdo a una regresión lineal simple (ecuación alométrica) así como su transformación logarítmica. Los parámetros y las relaciones fueron:

$$Y = aX^b \quad ; \quad \text{Log } Y = \text{Log } a + b (\text{Log } x)$$

Y = peso (variable dependiente)

X = longitud ó talla (variable independiente)

Las constantes a y b se estimaron por regresiones de mínimos cuadrados (Zar, 1974). También, se calculó el coeficiente de correlación (r), que mide la intensidad de asociación entre las variables de la regresión (Zar, 1974). Además, por medio del análisis de varianza, se pudo estimar el coeficiente de determinación (r^2), que es el porcentaje ó proporción de variación total en la variable dependiente explicada por la regresión lineal. Además, r^2 da una idea sobre la significancia de la regresión (Zar, 1974).

Para el análisis de crecimiento del mejillón *Mytella strigata*, se tomó en cuenta el valor del coeficiente de la variable independiente (b) (o pendiente de la regresión), que define el tipo de crecimiento alométrico. Si b es mayor que 1, existe una alometría positiva ó de incremento, es decir que la variable dependiente crece más rápido que la independiente. En cambio, si b es menor que 1 la alometría es negativa ó de decremento, es decir, la variable dependiente crece más lentamente que la independiente. En el caso, donde $b = 1$ el aumento en ambas variables es paralelo o isométrico (Crecimiento isométrico) (Teissier, 1960; Wilbur y Owen, 1964; y Hartnoll, 1982).

Para establecer el tipo de crecimiento alométrico en *Mytella strigata* se compararon las pendientes de regresión (b) con la pendiente teórica de isometría ($b = 1$) (Wilbur y Owen, *op.cit.*; Hartnoll, *op.cit.*). También se compararon con las pendientes de regresión de los mejillones del estero (prueba de t de Student para comparación de ecuaciones de regresión lineal) (Zar, *op.cit.*). La comparación también se hizo entre las pendientes de regresión obtenidas para cada mes en el mismo ciclo. En la comparación de los valores de pendiente obtenidos para septiembre, octubre y noviembre se les aplicó el análisis de covarianza (F), que es usado cuando hay la necesidad de comparar más de dos pendientes (Zar, *op.cit.*).

Por otra parte a los colectores artificiales y naturales rescatados de los estanques de cultivo antes de revisar, a algunos de ellos se les tomaron fotografías. Los organismos adheridos se retiraron de los colectores artificiales procurando no fracturarlos, se contaron y midieron. Los que no se podían remover

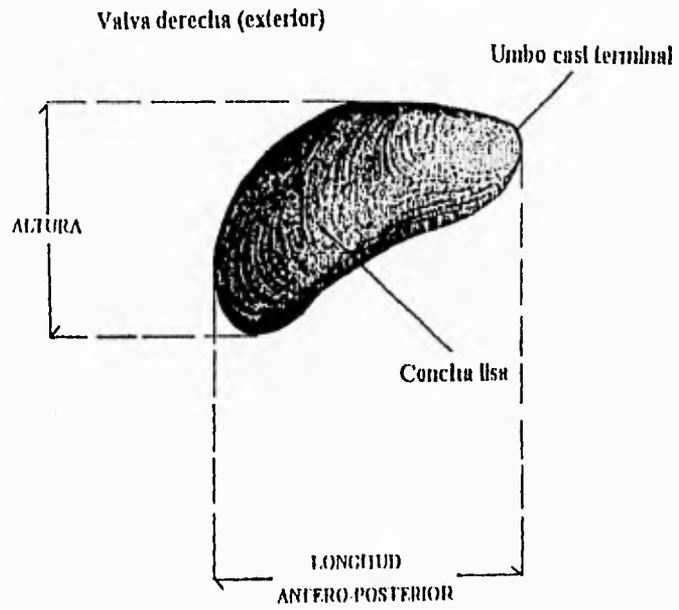


Figura 5. Caracteres diagnósticos y morfométricos del mejillón de mangle *Mytella strigata* (Hanley, 1843) (adaptado de F.A.O, 1992).

por su pequeño tamaño se contaron y midieron mediante un microscopio estereoscópico con adaptación para cámara húmeda. En el caso de los colectores naturales, la fauna establecida se examinaba mediante un lente de aumento. En parte, los conteos y mediciones se tuvieron que realizar por medio de un cuadrado de 2 cm x 2 cm debido al número demasiado elevado de organismos asentados. Además, se obtuvo el peso total de la fauna inerustante, con la finalidad de hacer estimaciones de biomasa (peso húmedo).

Los organismos examinados se conservaron en etanol al 70% para posteriormente realizar su identificación. Además se aplicó un análisis de distribución de tallas (intervalo de clase de 3 mm) y se evaluó el área cubierta por los organismos asentados, tanto en los colectores artificiales como naturales (porcentajes con respecto a el área total). La cobertura de cada especie incrustante se calculó de acuerdo con la morfología de cada una de ellas; en el caso del poliqueto, la cobertura se consideró la base de un cilindro, mientras que para los balanos se consideró la superficie de una circunferencia o de una elipse (en este caso se utilizó la media de los radios). Adicionalmente se estimaron densidades de las especies asentadas por unidad de área.

Las abreviaciones utilizadas son: organismos por metro cuadrado = orgs./m²; mejillones por metro cuadrado = mej./m²; poliquetos por metro cuadrado = pol./m²; balanos por metro cuadrado = bal./m².

El análisis y procesamiento de las muestras se llevó a cabo en el Laboratorio de Invertebrados Bentónicos y parcialmente en el Laboratorio de Química Marina pertenecientes a la Estación Mazatlán del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, U.N.A.M., en el periodo comprendido de enero de 1993 a marzo de 1994.

RESULTADOS

A) Muestreo de prospección

1) Composición faunística y florística del material recolectado

Durante este muestreo, se reconocieron varios grupos de algas y de invertebrados colonizadores de los bordes y de los pisos de los monjes de los estanques.

Los organismos recolectados se agruparon en:

- 1) flora y fauna incrustante y
- 2) fauna móvil.

En los estanques 1-4, se encontraron crustáceos Amphipoda (Caprellidae y Gammaridae), Tanaidacea, Isopoda, Cirripedia y Decápoda. Sólo una especie de molusco fue encontrada, el mejillón *Mytella strigata*, que se presentaba abundantemente en los pisos de las entradas de agua de los estanques. También se encontraron poblaciones abundantes de anélidos poliquetos (e.g. *Ficopomatus* sp., Serpullidae) (Cuadro 1).

Esta información fue de mucha utilidad, ya que permitió:

- 1) contar con una serie preliminar de organismos para realizar estudios taxonómicos finos y,
- 2) obtener mayor información de la riqueza faunística que sirvió de base para el reconocimiento de los organismos en los muestreos posteriores.

Cuadro 1. Organismos recolectados durante las actividades de prospección en bordes de estanques y los monjes de entrada de la granja Clementina.

Flora incrustante	Fauna móvil
<i>Enteromorpha</i> sp. (Chlorophyta)	Gammaridae (Amphipoda) <i>Carophium panamense</i>
Fauna incrustante	Caprellidae (Amphipoda) <i>Caprella</i> sp.
Annelida Polychaeta	Tanaidacea <i>Stenelabus stanfordi</i>
<i>Capitella capitata</i>	
<i>Ficopomatus</i> sp.	
<i>Laeonereis culveri</i>	
<i>Neanthes succinea</i>	Isopoda
<i>Polydora cornuta</i>	<i>Miuma</i> sp.
<i>Sabella melanostigma</i>	

Cuadro I. Continuación.

Fauna incrustante	Fauna móvil
Cirripedia	Decapoda (Brachyura)
<i>Balanus amphitrite</i>	<i>Callinectes arcuatus</i>
	<i>Callinectes toxotes</i>
Mollusca	<i>Goniopsis pulchra</i>
<i>Acteocina inculta</i>	<i>Panopeus mirafloresensis</i>
<i>Mytella strigata</i>	<i>Uca crenulata</i>
<i>Protothaca asperrima</i>	<i>Uca princeps</i>
<i>Tagehus affinis</i>	

2) Evaluación preliminar de poblaciones de *Mytella strigata*

En enero de 1993, antes del inicio del ciclo I de cultivo, se realizó una evaluación de las poblaciones de mejillones localizadas en un canal corto que conecta al canal reservorio con el estanque # 2 (ver Fig. 2, arriba de la indicación de monje-entrada del agua). Este canal presenta un crecimiento intenso de mejillones durante cada ciclo de cultivo, al término del cual es limpiado completamente para permitir el libre paso del agua del estero.

Seis muestras tomadas a lo largo de este canal, desde el monje de entrada del agua (muestras 1 y 2) hasta la entrada real del estanque (muestras 3-6), indican la presencia de poblaciones grandes y densas, con tallas alcanzadas entre 3 y 35 mm (Fig. 6), lo cual indica que el canal surtidor representa un sustrato adecuado para el asentamiento de *Mytella*. La talla máxima registrada para el mejillón fue de 40 mm y mínima de 5 mm, con una moda de 22.5 mm (Fig. 6A). Se estimó una densidad media de 13,058 mejillones/m², con valores entre 5,456 y 27,200 mejillones/m². La mayor abundancia se encontró en la superficie del monje (muestra 2) (Fig 6B). Es posible que sea un canal de filtración del agua, debido a que material orgánico suspendido en el agua pueda ser retenido por las densas poblaciones de mejillones que allí se desarrollan.

B) Muestreos en los pisos de los monjes

1) Composición

El análisis de las muestras recolectadas durante este estudio permitió determinar tres grupos principales de invertebrados: crustáceos, moluscos y anélidos poliquetos.

Los crustáceos estaban representados por 5 especies, los moluscos por 4 especies, los poliquetos contaron con 5 especies y en cuanto a flora se identificó una especie de alga verde filamentosas.

Enteromorpha clathrata (Chlorophyta: Chlorophyceae) (Cuadro 2).

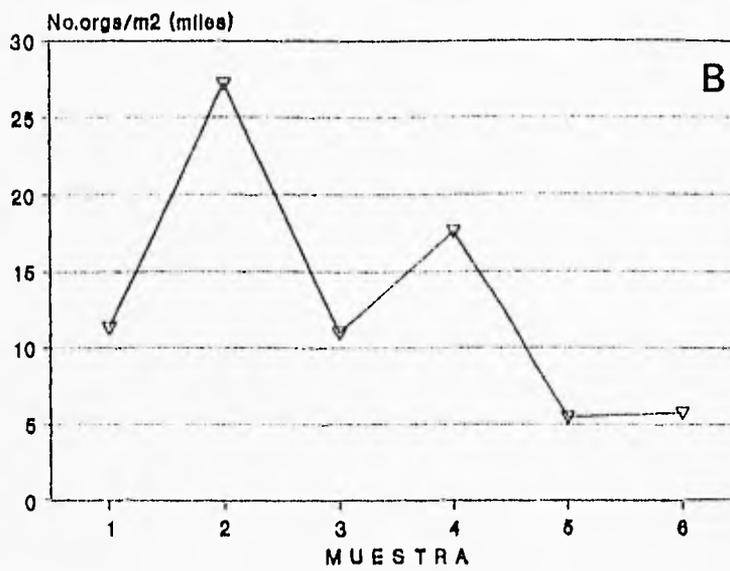
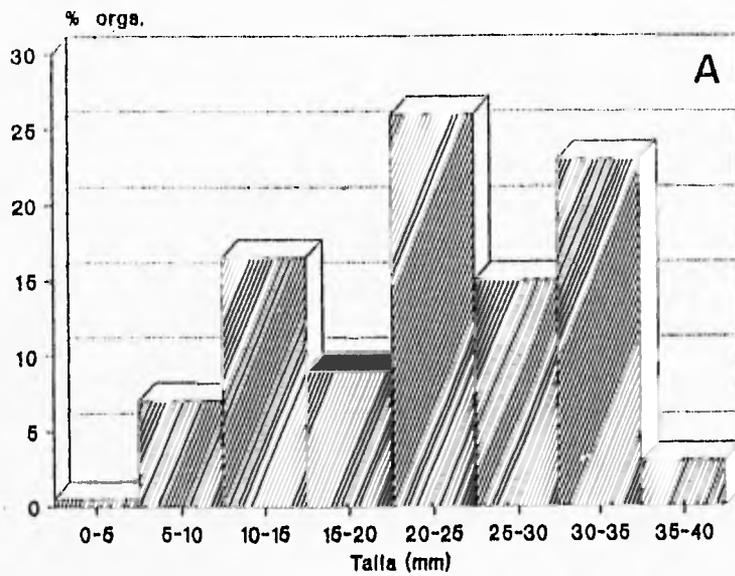


Figura 6. Muestreo de prospección, monje y canal del estanque 2. A) Distribución de tallas del mejillón *Mytella strigata*: B) Densidades de *M. strigata*.

Cuadro 2. Relación taxonómica de las especies encontradas en los pisos de los monjes durante los dos ciclos de cultivo (I y II).

Phylum Arthropoda	Phylum Mollusca	Phylum Annelida	Division Chlorophyta
Subphylum Crustacea	Clase Pelecypoda	Clase Polychaeta	Clase Chlorophyceae
Clase Maxillopoda	Orden Mytiloidea	Orden Spionida	Orden Ulvales
Subclase Cirripedia	Superfamilia Mytilacea	Suborden Spioniformia	Familia Ulvaceae
Orden Thoracica	Familia Mytilidae	Familia Spionidae	<i>Enteromorpha clathrata</i> (Greville, 1830)
Suborden Balanomorpha	<i>Mystella strigata</i> (Hanley, 1843)	<i>Polydora cornuta</i> Bosc, 1802	
Familia Balanidae			
<i>Balanus amphitrite</i> Darwin, 1854		Orden Capitellida	
	Orden Veneroidea	Familia Capitellidae	
Clase Malacostraca	Superfamilia Veneracea	<i>Capitella capitata</i> (Fabricius, 1780)	
Superorden Peracarida	Familia Veneridae		
Orden Tanaidacea	<i>Protothaca asperrima</i> (Sowerby, 1835)	Orden Phyllodoidea	
Suborden Tanaidomorpha		Suborden Nereidiformia	
Familia Tanaidae	Superfamilia Tellinacea	Familia Nereididae	
<i>Sinelobus stanfordi</i> (Richardson, 1905)	Familia Solecurtidae	<i>Laonereis culveri</i> (Webster, 1879)	
	<i>Tagelus affinis</i> (C.B. Adams, 1852)	<i>Neanthes succinea</i> (Frey y Leuckart, 1847)	
Orden Amphipoda			
Suborden Gammaridea	Clase Gastropoda	Orden Sabellida	
Superfamilia corophioidea	Orden Cephalaspidea	Familia Sabellidae	
Familia Corophidae	Superfamilia Philinacea	<i>Sabella melanostigma</i> Schmarda, 1861	
<i>Corophium panamense</i> Shoemaker, 1949	Familia Scaphandridae		
	<i>Acteocina inculta</i> (Gould y Carpenter, 1857)		
Suborden Caprellidea			
Familia Caprellidae			
<i>Caprella</i> sp.			
Orden Isopoda			
Suborden Asellota			
Familia Munnidae			

La macrofauna establecida en estos sustratos también se pudo identificar por su forma de vida. Las especies se incluyeron en varios grupos, de acuerdo a su relación con el sustrato y hábitos alimenticios. En relación con el sustrato se observaron especies móviles o de vida libre y especies incrustantes o sésiles. Con respecto a su forma de alimentación se separaron las especies en dos grupos principales de acuerdo a diversos autores: 1) alimentación con base a partículas orgánicas y/o de materia en suspensión (suspensívoros) y, 2) alimentación con base a depósitos ó detritus (detritívoros) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Tipo de alimentación presentada por las especies establecidas en los pisos de los monjes (tomado de Salazar-Vallejo, *et al.*, 1988; Ewing, 1984; Hernández-Alcantara, 1992 y Ogle *et al.*, 1982).

Fauna incrustante o sésil	Suspensívoros	Detritívoros
<i>Polydora cornuta</i>	+	+
<i>Sabella melanostigma</i>	+	
<i>Capitella capitata</i>		+
<i>Balanus amphitrite</i>	+	
<i>Mytella strigata</i>	+	
<i>Protathaca asperrima</i>	+	
<i>Togelus affinis</i>	+	
Fauna móvil		
<i>Laeonereis culveri</i>		+
<i>Neanthes succinea</i>		+
<i>Corophium panamense</i>	+	
<i>Caprella</i> sp.	+	
<i>Streblospio benedicti</i>		+
<i>Munna</i> sp.		+
<i>Acteocina inculta</i>		+

2) Sucesión de las especies colonizantes.

a) Reemplazamiento de especies.

Las secuencias de colonización de especies en los pisos de los monjes fue muy semejante en ambos ciclos de cultivo, con 13 especies en común de 15 que en total se presentaron (Fig. 7; Cuadros 4 y 5).

En el ciclo I, nueve se establecieron en marzo y dos más aparecieron en abril (Fig. 7A; Cuadro 4). En mayo la composición específica cambia, desaparecieron los poliquetos y aparecieron más grupos de moluscos y.

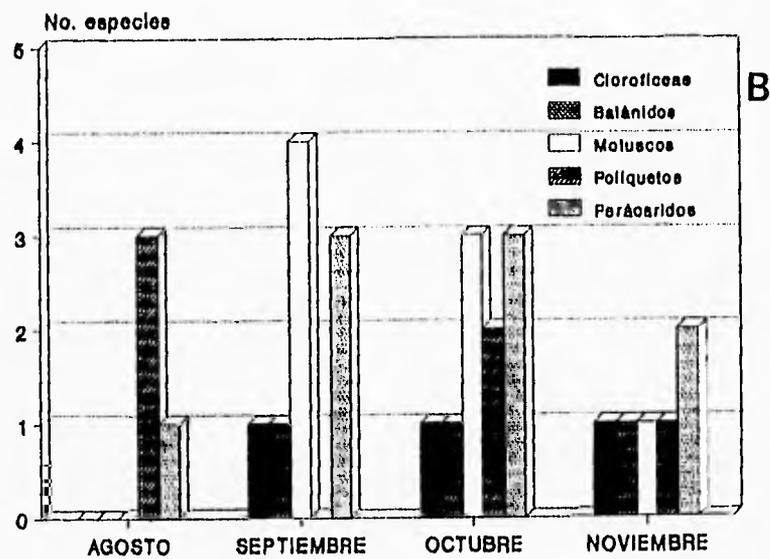
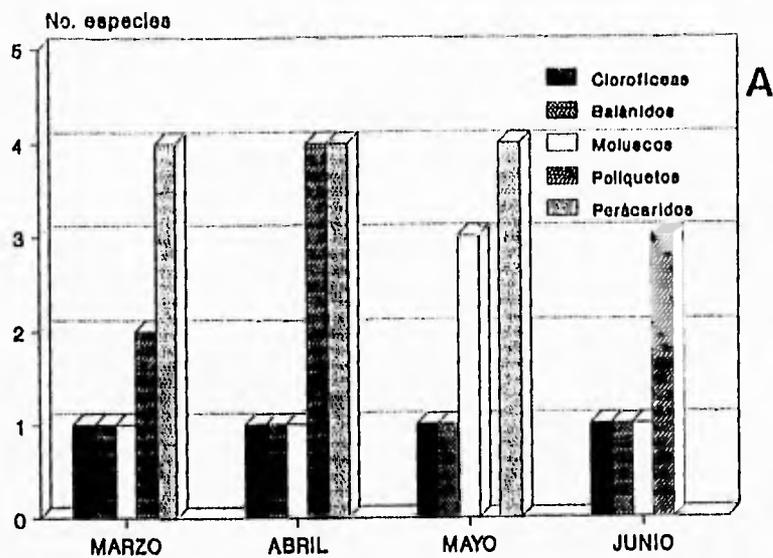


Figura 7. Secuencias de colonización en los monjes de entrada de los estanques 1 a 4.
 A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

Cuadro 4. Organismos recolectados en los pisos de los monjes de entrada durante el ciclo I (abril a junio de 1993). Estanques 1 a 4 = E1, E2, E3 y E4.

Especie o grupo	E1	E2	E3	E4
Mar/22				
<i>Balanus amphitrite</i>	0	0	1	0
Annelida Polychaeta	3	17	0	0
<i>Corophium panamense</i>	7	16	1	0
<i>Caprella sp.</i>	85	137	4	0
<i>Sinelobus stanfordi</i>	7	25	5	0
<i>Munna sp.</i>	1	15	0	0
<i>Mytella strigata</i>	0	0	1	0
Abr/20				
<i>B. amphitrite</i>	10	1	3	4
Annelida Polychaeta	3	37	11	192
<i>C. panamense</i>	31	57	20	1826
<i>Caprella sp.</i>	81	1056	609	856
<i>S. stanfordi</i>	52	110	51	620
<i>Munna sp.</i>	1	0	3	80
<i>M. strigata</i>	6	25	6	142
May/20				
<i>B. amphitrite</i>	5	0	0	1
<i>C. panamense</i>	2	39	3	8
<i>Caprella sp.</i>	32	151	10	14
<i>S. stanfordi</i>	328	623	62	103
<i>Munna sp.</i>	1	0	0	0
<i>M. strigata</i>	51	52	14	37
<i>Protothaca asperima</i>	0	0	0	1
<i>Acteocina inculta</i>	0	0	0	1
Jun/14				
Annelida Polychaeta	2	0	0	0
<i>B. amphitrite</i>	0	1	0	0
<i>C. panamense</i>	0	0	0	5
<i>Caprella sp.</i>	747	113	107	192
<i>S. stanfordi</i>	580	471	96	2676
<i>M. strigata</i>	187	265	117	154

Cuadro 5. Organismos recolectados en los pisos de los monjes de entrada durante el ciclo II (agosto a enero de 1993-94). Estanques 1 a 4 = E1, E2, E3 y E4.

Especie o grupo	E1	E2	E3	E4
Ago/04				
Annelida Polychaeta	0	20	7	27
<i>S. stanfordi</i>	0	1	1	1
Sep/09				
<i>B. amphitrite</i>	1	2	0	2
<i>Caprella sp.</i>	0	0	35	5
<i>S. stanfordi</i>	47	2	77	96
<i>M. strigata</i>	299	2292	347	189
<i>P. asperrima</i>	0	0	2	0
<i>A. inculta</i>	0	0	4	0
<i>Tagelus affinis</i>	0	0	0	1
Oct/07				
Annelida Polychaeta	2	0	0	2
<i>B. amphitrite</i>	2	7	2	2
<i>Munna sp.</i>	0	0	3	0
<i>C. panamense</i>	0	1	0	0
<i>S. stanfordi</i>	629	233	280	74
<i>M. strigata</i>	1165	2623	869	735
<i>P. asperrima</i>	1	2	0	1
<i>A. inculta</i>	5	1	0	3
Nov/04				
Annelida Polychaeta	0	1	0	0
<i>B. amphitrite</i>	3	0	0	3
<i>C. panamense</i>	0	0	0	5
<i>S. stanfordi</i>	189	708	0	680
<i>M. strigata</i>	3159	2555	11648	13040
Ene/28				
Annelida Polychaeta	0	0	0	1
<i>C. panamense</i>	4	20	63	96
<i>Caprella sp.</i>	306	213	576	137
<i>S. stanfordi</i>	740	1100	1264	5594
<i>Munna sp.</i>	1	2	1	0
<i>P. asperrima</i>	0	0	1	0
<i>M. strigata</i>	4	0	5	14

en cantidad disminuye a 9 especies (Fig. 7A; Cuadro 4). En junio, cuando termina el ciclo de cultivo, solo se presentan 7 especies, desapareciendo principalmente la mayoría de los moluscos (Fig. 7A; Cuadro 4).

En el ciclo II, entre agosto y octubre la secuencia en número de especies es distinta, aunque en composición es muy semejante al primer ciclo. En este ciclo aparecen las 15 especies que en total se registraron (Fig. 7B; Cuadro 5). Durante este periodo el número de especies disminuye a medida que avanza el tiempo. En agosto aparecen 4 especies, tres de anélidos poliquetos y una de crustáceos peracáridos. De agosto a septiembre se observa un cambio radical en la fauna, apareciendo especies de moluscos, crustáceos peracáridos y cirripedios (Fig. 7B; Cuadro 5). Entre septiembre y octubre las especies cuantificadas llegan a 11. Ocho de ellas se habían mantenido desde septiembre y tres más aparecen en octubre. En noviembre el número de especies disminuye a 5, con la desaparición de varias especies de moluscos y peracáridos. Este último mes es similar a junio en cantidad y tipo de especies (Fig. 7; Cuadro 5).

b) Abundancia total de organismos.

Del punto de vista cuantitativo, se observaron diferencias importantes entre los dos ciclos analizados. La abundancia se evaluó por medio de la densidad estimada de cada especie con respecto al tiempo, esto es el número de organismos presentes por unidad de área (orgs./m²).

Considerando el total de organismos encontrados en los muestreos durante el ciclo I, se observan valores de 96 a 1,680 orgs./m² en marzo y de 1,472 a 29,736 orgs./m² en abril. Para mayo las poblaciones de peracáridos disminuyen notablemente, excepto en uno de los monjes de los estanques (No. 1), en el que por lo contrario van en aumento (Cuadro 4). En junio las densidades tienden a aumentar en casi todos los monjes de los estanques (Fig. 8A). El aumento en las densidades se da nuevamente por el incremento en las poblaciones de peracáridos (dos especies) y además por el aumento en las del mejillón *Mytella strigata* (Cuadro 4). En mayo los valores de densidad fueron de 760 a 6,920 orgs./m² y, en junio de 2,560 a 24,416 orgs./m². Los valores de densidad media obtenidos para los monjes de los cuatro estanques en este ciclo se muestran en la figura 8A.

Las mayores abundancias se registraron en abril y junio. Especialmente en el monje del estanque 4, para el cual se estimaron en abril densidades de 29,700 orgs./m² y, en junio de 24,200 orgs./m². Las menores abundancias se presentan en marzo. Por otra parte el monje del estanque 3 muestra los valores más bajos de densidad en la mayor parte del tiempo (entre 96 y 5,624 orgs./m²) (Fig. 8A).

En marzo y abril el grupo de los caprellidos es el más abundante, dominando numéricamente en la mayoría de las muestras formando hasta 90% del total de organismos. En mayo y junio el grupo con mayor número de representantes en casi todas las muestras, fue el de los Tanaidáceos, abarcando entre el 50 y 80% del total de organismos. A partir de abril, la presencia del mejillón *Mytella strigata* empieza a ser importante por presentar la mayor biomasa en las muestras (más adelante se hablará con mayor extensión de este aspecto), aunque sus números son todavía reducidos (Cuadro 4). La abundancia relativa en porcentajes promedio para este ciclo se muestra en la figura 9.

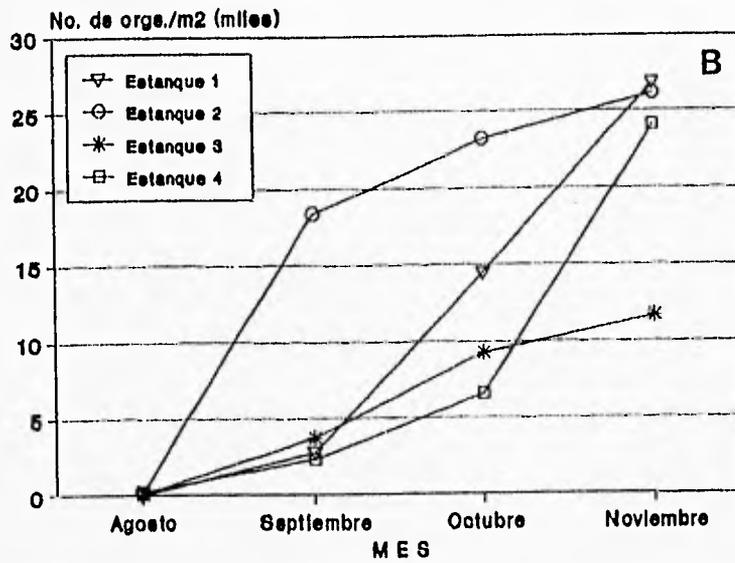
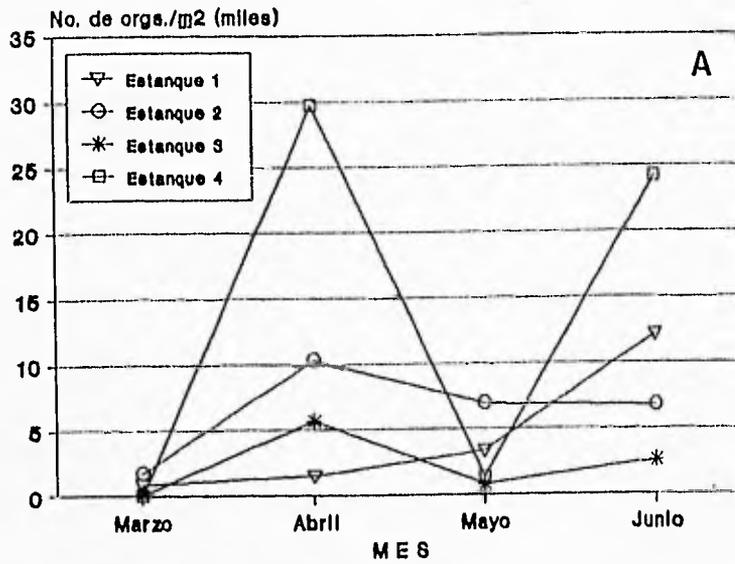


Figura 8. Abundancia (orgs./m²) alcanzada por las comunidades establecidas en los monjes de los estanques 1-4. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

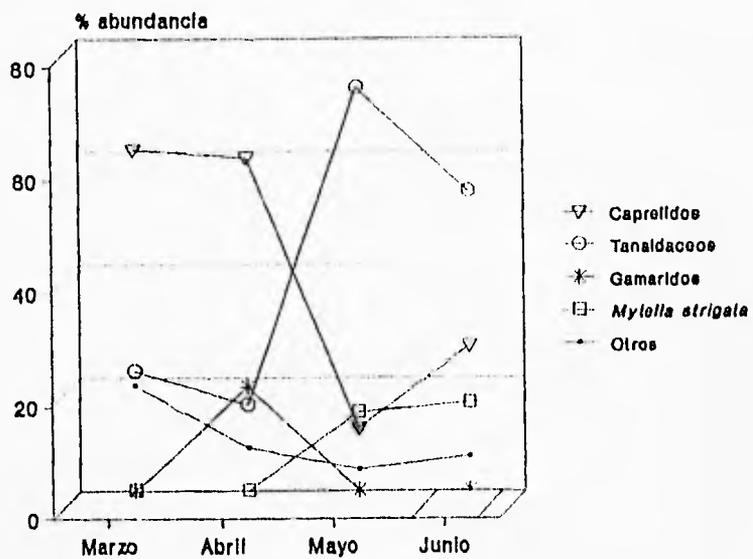


Figura 9. Abundancia relativa de los grupos colonizadores de los monjes (valores medios de los cuatro estanques) durante el ciclo I (marzo a junio de 1993).

En el ciclo II, en agosto se estimaron densidades de 64 a 224 orgs./m² y, en septiembre de 2,344 a 18,368 orgs./m². En octubre y noviembre las densidades llegaron a ser considerablemente altas (Fig. 8B), las cifras estimadas fueron de 6,536 a 23,168 orgs./m² y, de 11,648 a 26,808 orgs./m² respectivamente. Esto se refleja por el aumento muy rápido en las poblaciones de *M. strigata*, que fue importante en número y biomasa a partir de septiembre, en todos los monjes de los estanques (Cuadro 5). En segundo término de importancia, las poblaciones de peracáridos contribuyeron de manera significativa a las densidades muy altas encontradas en este ciclo (Cuadro 5).

Los valores de densidad media estimados para los cuatro monjes en este ciclo se muestran en la figura 8B. La abundancia más alta correspondió a noviembre y la más baja a agosto. Además, las densidades en todos los monjes de los estanques aumentaron muy rápido de octubre a noviembre. Las densidades más altas en noviembre se presentaron en los monjes de los estanques 1 y 2, con 26,800 y 26,100 orgs./m², respectivamente (Fig. 8B). Por otra parte, en la mayor parte del ciclo las densidades en el monje del estanque 2 se mantuvieron muy altas (entre 18,368 y 26,112 orgs./m²), mientras que en los demás se mantuvieron relativamente bajas (Fig. 8B).

En agosto se observaron dos grupos de invertebrados. Los anélidos poliquetos fueron los más abundantes, formando hasta el 96% de las muestras del total de organismos. De septiembre a noviembre *Myiella strigata* domina en número en todos los monjes, formando entre el 65 y el 100% del total de organismos. En segundo término de importancia están los tanaidáceos representando hasta el 35% del total en las muestras. La abundancia relativa en porcentajes promedio estimados para los diversos grupos faunísticos presentes en las muestras de los cuatro monjes se muestran en la figura 10.

Por otra parte, comparando las sumas de las densidades medias estimadas de cada mes entre los dos ciclos de cultivo se observa que en el ciclo II la abundancia total es mucho más alta. En el primer ciclo la suma de densidades medias es de 27,676 orgs./m² y para el segundo de 42,450 orgs./m². La significancia en la diferencia de los valores de densidad de las especies en las comunidades de los monjes entre los dos ciclos de cultivo se analiza más adelante.

c) Biomasa y materia orgánica de las comunidades

Además de analizar la composición y abundancia de las comunidades establecidas en los pisos de los monjes, también se evaluó el peso seco (Fig. 11) y el contenido de materia orgánica de las mismas (Fig. 12).

En ambos casos, la disparidad observada en los resultados incluidos en las gráficas de abundancia (orgs./m²; Fig. 8) tiende a desaparecer y se observa una tendencia mucho más clara al incremento. En los siguientes párrafos estos resultados se analizan detalladamente:

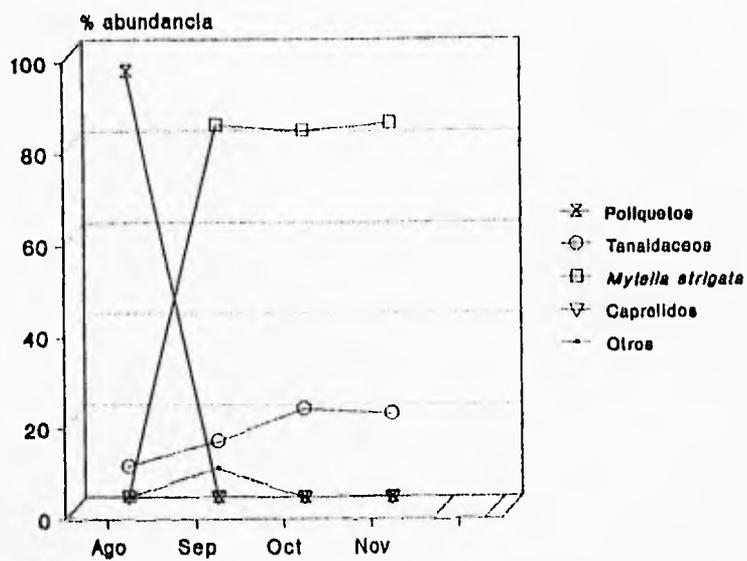


Figura 10. Abundancia relativa de los grupos colonizadores de los monjes (valores medios de los cuatro estanques) durante el ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

i) Biomasa.

En el ciclo I, en los primeros meses de muestreo la biomasa total en las comunidades se mantiene más o menos estable en los monjes de los cuatro estanques (Fig. 11A). En mayo disminuye ligeramente y para junio la biomasa en las comunidades alcanza valores muy altos en la mayoría de los estanques (Fig. 11A). Los valores de biomasa estimados fueron los siguientes: para marzo variaron de 51 a 208 g/m²; para abril de 38 a 219 g/m²; en mayo de 25 a 163 g/m²; y en junio de 83 a 938 g/m². Los valores promedio obtenidos para cada mes se muestran en la figura 11A. Los mayores valores de biomasa correspondieron a junio y los menores a mayo. Por otra parte, en la mayor parte del ciclo, el monje del estanque 4 presenta las mayores biomásas (de 208 a 938 g/m²). Las menores biomásas se observaron en el estanque 3, (entre 38-163 g/m²).

En el ciclo II, la biomasa total se incrementa conforme pasa el tiempo; aumenta ligeramente en los primeros meses (agosto-septiembre), en octubre y noviembre se observan valores muy altos (Fig. 11B). Los valores estimados fueron los siguientes: En agosto de 18 a 122 g/m²; en septiembre de 74 a 546 g/m²; en octubre de 340 a 3,270 g/m²; y noviembre de 3,460 a 10,170 g/m². Los valores promedio de biomasa en este ciclo se muestran en la figura 11B. Se observa que los mayores valores de biomasa se presentaron en noviembre y los menores en agosto. Por otra parte, el monje del estanque 2 presentó los mayores valores de biomasa en gran parte del ciclo, mientras que los más bajos se observaron en el monje del estanque 1 (Fig. 11B).

ii) Materia orgánica.

Los valores estimados del contenido de materia orgánica en el ciclo I son los siguientes: marzo de 8 a 36 g/m²; abril de 8 a 75 g/m²; mayo con 5 a 57 g/m²; y junio de 218 a 740 g/m². Los valores medios se muestran en la figura 12A. Los menores valores de contenido de materia orgánica se presentaron en marzo y los mayores en junio (Fig. 12A). Por otra parte, llama la atención que en junio el monje del estanque 2 presenta un valor muy alto en el contenido de materia orgánica (de 740 g/m²), con respecto a los obtenidos para los demás monjes (que van de 212 a 238 g/m²) (Fig. 12A).

En el ciclo II, los valores de contenido de materia orgánica presentan un comportamiento similar al presentado por la biomasa, aumentando ligeramente en agosto y septiembre y, siendo más rápido en octubre y noviembre (Fig. 12B). Los valores estimados fueron los siguientes: agosto de 2 a 18 g/m²; septiembre de 8 a 98 g/m²; en octubre de 254 a 784 g/m²; y en noviembre de 850 a 2,492 g/m². Los valores medios se muestran en la figura 12B. Los menores valores estimados se presentaron en agosto y los mayores en noviembre (Fig. 12B). Se aprecia que el contenido de materia orgánica aumenta conforme pasa el tiempo, siendo más marcado a partir de octubre. Por otra parte, los valores de contenido de materia orgánica estimados cada mes fluctuaron bastante entre los monjes de los estanques, al final el monje del estanque 2 presentó el mayor valor con 2,492 g/m² (Fig. 12B).

Adicionalmente se estimaron los valores de materia orgánica por el área total de los monjes (promedio de 9.5 m²) en ambos ciclos de cultivo: para marzo se obtuvo un valor medio de materia orgánica de 207 g; en abril de 285 g; mayo de 221 g; junio de 3,344 g; agosto de 323 g; septiembre de 487 g; octubre de 4,771 g; y noviembre de 16,874 g. Además, se observó que los valores más altos se presentaron en los últimos meses de muestreo (junio y noviembre), en especial, en el monje del estanque 2 (junio = 7,030 g; noviembre = 23,674 g).

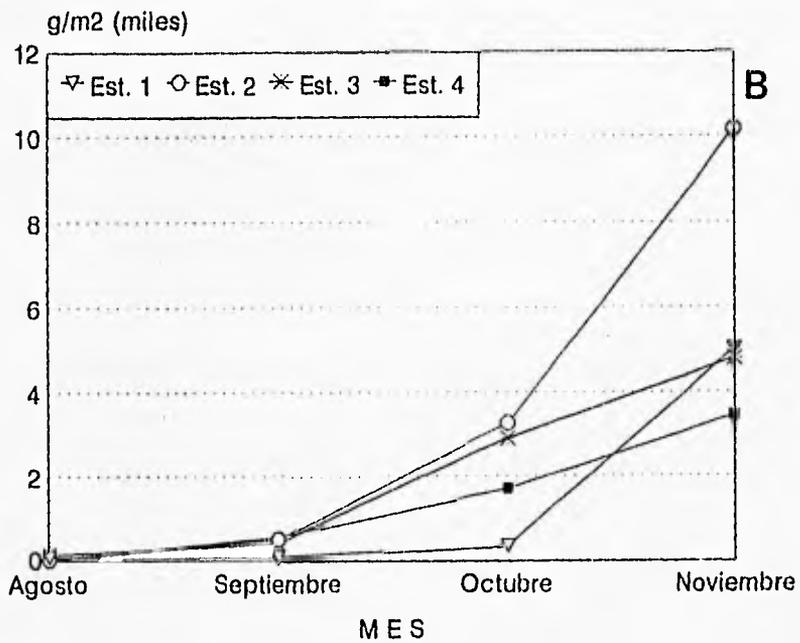
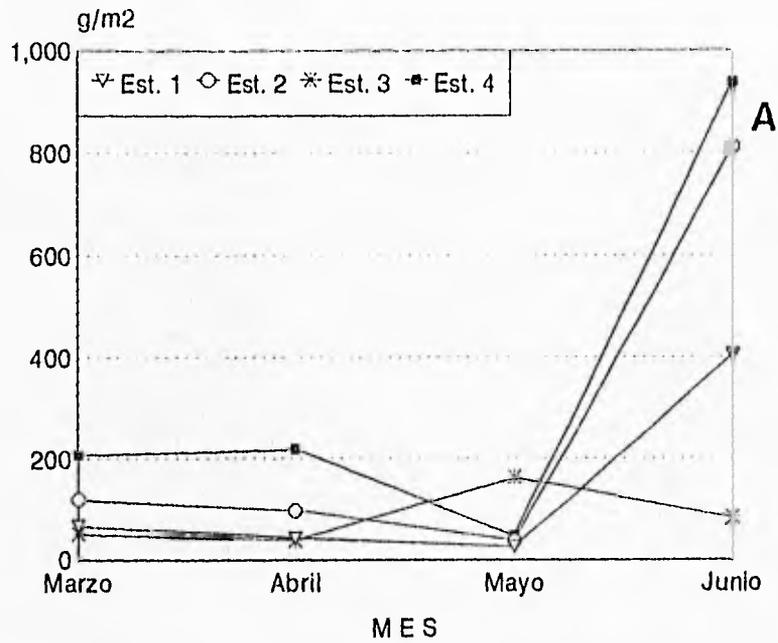


Figura 11. Biomasa (peso seco) alcanzada por las comunidades establecidas en los monjes de los estanques 1-4. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

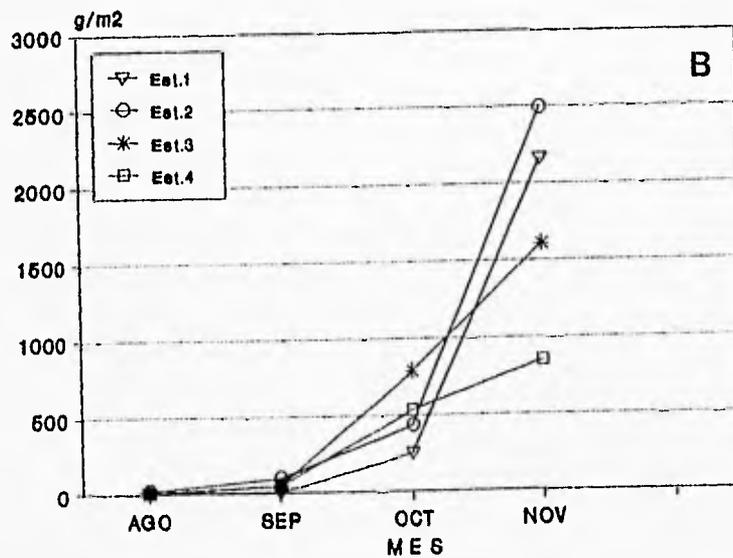
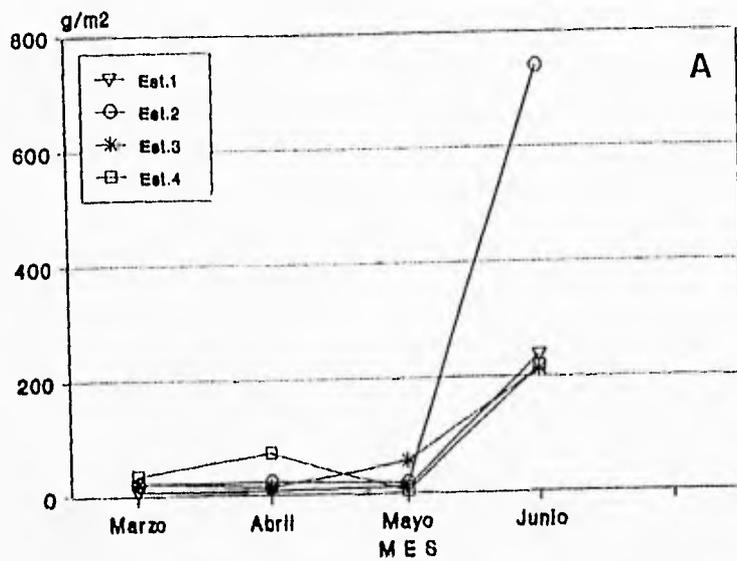


Figura 12. Contenido de materia orgánica (g/m²) en los monjes colonizados de los estanques 1-4. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

Comparando los valores de biomasa y de contenido de materia orgánica (g/m^2), de las comunidades establecidas en los monjes en ambos ciclos de cultivo, se aprecia que es mucho mayor en el ciclo II. Las diferencias de estos parámetros cuantitativos entre los dos ciclos de cultivo se analizaron mediante la prueba de *t* de student para pares de muestras poblacionales (Zar, 1974) (Cuadros 6 y 7). Del análisis se aprecia que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 6).

d) Análisis de las especies dominantes

En el ciclo I, las especies dominantes en número fueron *Caprella* sp. y *Sinelobus stanfordi*. Las poblaciones de *Caprella* sp. son muy abundantes en abril, con una densidad media estimada de 5.198 orgs./ m^2 ; el valor mínimo se apreció en mayo con 414 orgs./ m^2 . En el caso del tanaidáceo *S. stanfordi*, las poblaciones son más importantes en junio, cuando los caprellidos disminuyen en número. La densidad media alcanzada por *S. stanfordi* en junio fue de 7,626 orgs./ m^2 ; la densidad media menor se presentó en marzo con 74 orgs./ m^2 . En el caso del mejillón *Mytella strigata*, sus poblaciones no son numerosas, pero en biomasa son importantes (Figs. 8A y 13A).

En el ciclo II, las comunidades de los monjes de los estanques estuvieron dominados por el mejillón *M. strigata* y el tanaidáceo *S. stanfordi*. El mejillón fue el más abundante durante todo el ciclo y, el tanaidáceo fue el segundo en importancia. La dominancia del mejillón no sólo se presentó en número, sino también en biomasa. La densidad media máxima alcanzada por *M. strigata*, fue en noviembre con 17.600 orgs./ m^2 . El tanaidáceo alcanzó una densidad media máxima en noviembre de 4,516 orgs./ m^2 y mínima en agosto con 6 orgs./ m^2 (Figs. 8B y 13B).

También se aplicó la prueba de *t* de student a los valores de densidad estimados para las especies dominantes. Comparando sus densidades estimadas en ambos ciclos de cultivo, se aprecia que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en las poblaciones de *Caprella* sp. y *Mytella strigata* establecidas en los monjes (Cuadro 7). Mientras que las poblaciones del tanaidáceo *S. stanfordi* no mostraron diferencias significativas entre los dos ciclos (Cuadro 7).

3) Análisis de las poblaciones de *Mytella strigata*.

a) Crecimiento de *M. strigata* en condiciones naturales.

En el análisis de crecimiento de los mejillones recolectados en condiciones naturales en el mangle del estero El Confite, se obtuvieron los siguientes resultados:

Los valores de los coeficientes de correlación y de determinación fueron significativos ($p < 0.05$): $r = 0.93$ (peso fresco total); $r = 0.91$ (peso fresco del cuerpo); $r = 0.91$ (peso de la concha). Además las regresiones aplicadas a los valores de peso-talla fueron significativas ($p < 0.05$; b diferente de cero): $r^2 = 0.86$ (peso fresco total); $r^2 = 0.83$ (peso fresco del cuerpo); $r^2 = 0.83$ (peso de la concha). Se observa que la relación de crecimiento alométrico del mejillón es más cercana ó estrecha en el peso fresco total y menor en el peso del cuerpo y de la concha respecto a la talla (Fig. 14, A-B-C; Cuadro 8). La comparación de los valores de las pendientes de los mejillones del estero con las pendientes isométricas teóricas mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 8).

Cuadro 6. Valores de biomasa (peso seco) y materia orgánica estimados de las comunidades de invertebrados establecidas en los pisos de los monjes durante los dos ciclos de cultivo (prueba de t de student).

	Biomasa (g/m ²)			Materia orgánica (g/m ²)	
	Ciclo I	Ciclo II		Ciclo I	Ciclo II
Marzo	67	72	Marzo	21	6
	119	18		22	18
	51	122		8	2
	208	18		36	8
Abril	42	74	Abril	8	8
	98	487		23	98
	38	394		14	50
	219	546		75	49
Mayo	25	340	Mayo	12	254
	37	3,270		19	435
	163	2,910		57	784
	47	1,700		5	536
Junio	404	5,020	Junio	238	2,161
	811	10,170		740	2,492
	83	4,800		212	1,602
	938	3,460		218	850

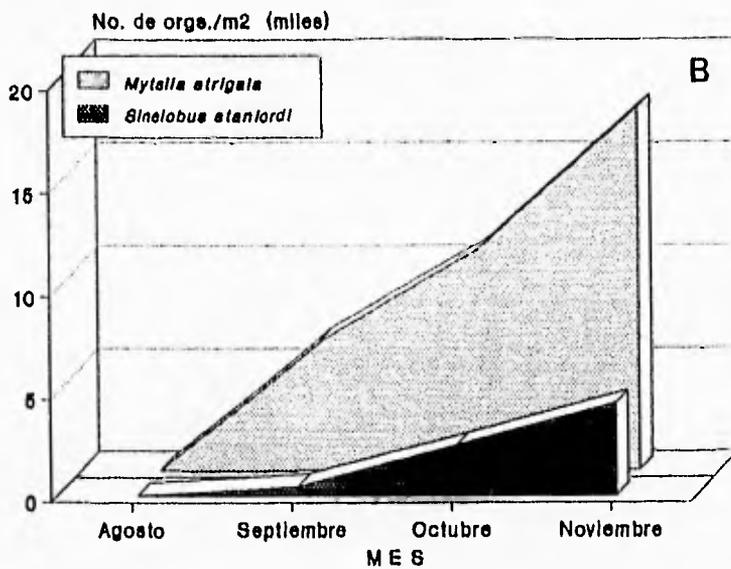
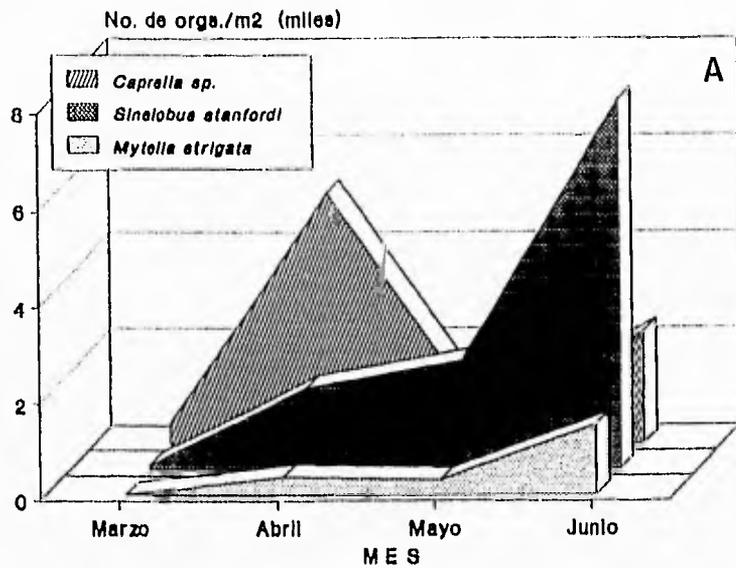


Figura 13. Abundancia (orgs./m²) de las especies dominantes en las comunidades establecidas en los monjes de los cuatro estanques. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

Cuadro 7. Comparación de los valores de densidad estimados para las especies más abundantes establecidas en los monjes en los dos ciclos de cultivo (comparación mediante la prueba de t de student).

	<i>Caprella sp.</i>		<i>Sinelobus stanfordi</i>		<i>Mytella strigata</i>		
	Ciclo I	Ciclo II	Ciclo I	Ciclo II	Ciclo I	Ciclo II	
MAR-AGO	0	0	0	0	0	0	
	680	0	56	8	0	0	
	1096	0	200	8	8	0	
	32	0	40	8	0	0	$t_{c 0.05} = 2.13$
ABR-SEP	648	0	416	376	48	2392	
	8448	0	880	16	200	18336	$t = -3.94$
	4872	280	408	616	48	2776	
	6824	40	4960	768	1136	1512	$0.001 < p < 0.002$
MAY-OCT	256	0	2624	5032	408	9320	
	1208	0	4984	1864	416	20984	
	80	0	544	2240	112	6952	$p < 0.05$
	112	0	824	592	296	5880	
JUN-NOV	5976	0	4640	1512	1496	25272	
	904	0	3688	5664	2128	20440	
	856	0	768	10880	936	11648	
	1536	0	21408	8	1232	13040	

NS= no significativa

Cuadro 8. Relaciones alométricas entre las variables morfométricas del mejillón *Mytella strigata* del estero El Confite y prueba de t de student sobre la significancia de la pendiente teórica (Zar, 1974).

x	y	n	b	a	r	r 0.05	r2	b teórica	t tc 0.05 = 1.97 p < 0.05
longitud anteroposterior	Peso fresco total	156	0.126	-1.185	0.93	0.16	0.86	1	31.5
longitud anteroposterior	Peso fresco del cuerpo	156	0.05	-0.492	0.91	0.16	0.83	1	25
longitud anteroposterior	Peso de la concha	156	0.076	-0.699	0.91	0.16	0.83	1	25.3

x= variable independiente; y= variable dependiente; n= número de observaciones; b y a= coeficientes de la regresión; r= coeficiente de correlación; r 0.05= valor crítico del coeficiente de correlación, y r2= coeficiente de determinación

Se observa que el peso fresco total, del cuerpo y de la concha presentan una relación alométrica negativa con respecto a la talla. Es decir que el peso total, del cuerpo y de la concha aumentan relativamente más lento que la talla del mejillón. La formulación de las relaciones alométricas del mejillón del estero se muestra en el Cuadro 9. De esta manera se pudieron construir las curvas estandar de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* del estero El Confite (Fig. 14).

Cuadro 9. Relaciones alométricas obtenidas para los especímenes del mejillón *Mytella strigata* obtenidos en condiciones naturales del estero El Confite, sistema lagunar de Urias.

Forma lineal

Peso fresco total:	$Y = -1.185 (X^{0.126})$
Peso fresco del cuerpo:	$Y = -0.492 (X^{0.095})$
Peso de la concha:	$Y = -0.699 (X^{0.076})$

Forma logarítmica

Peso fresco total:	$Y = \log -1.185 + 0.126 (\log X)$
Peso fresco del cuerpo:	$Y = \log -0.492 + 0.095 (\log X)$
Peso de la concha:	$Y = \log -0.699 + 0.076 (\log X)$

b) *Mytella strigata* colonizante de los monjes

i) Densidad de las poblaciones.

En el ciclo I, *M. strigata* aparece en marzo en un solo monje y, en abril en todos ellos. A partir de mayo, sus densidades se incrementan paulatinamente en la mayoría de los monjes y en junio en todos ellos las densidades han aumentado considerablemente (Fig. 15A). Extrañamente en abril el monje del estanque 4 presenta un repunte muy grande, disminuyendo en mayo (Fig. 15A). Los valores de densidad estimados fueron los siguientes: marzo de 8 mejillones/m²; abril de 48 a 1,136 mej./m²; en mayo de 112 a 416 mej./m²; junio de 936 a 2,128 mej./m². Los valores de densidad media se muestran en la figura 15A.

Las mayores densidades se presentaron en junio y las menores en marzo. La mayor parte del tiempo las variaciones de densidad del mejillón son grandes entre los monjes de los estanques. La diferencia entre los valores estimados es más marcado en junio. En este mes el mayor valor se presentó en el monje del estanque 2 con 2,128 mej./m² y el menor en el monje del estanque 3, con 936 mej./m². También se aprecia que durante todo el tiempo las menores densidades se presentaron en el monje del estanque 3 (Fig. 15A). En

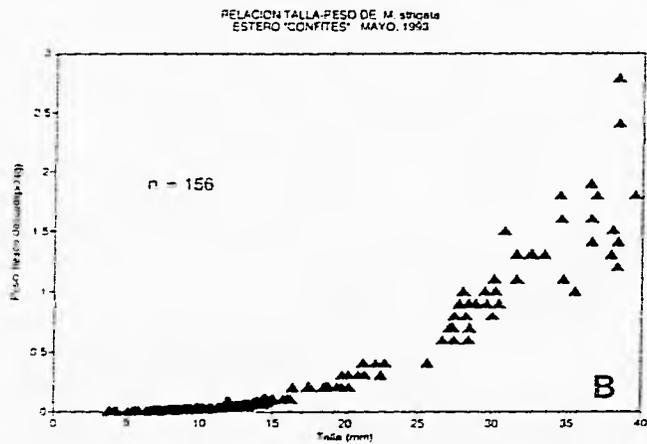
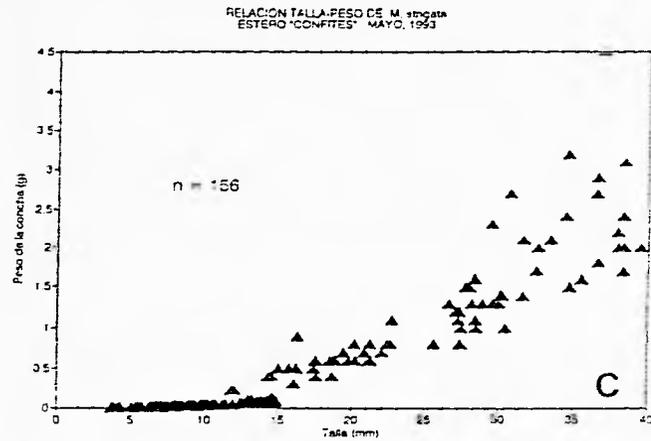
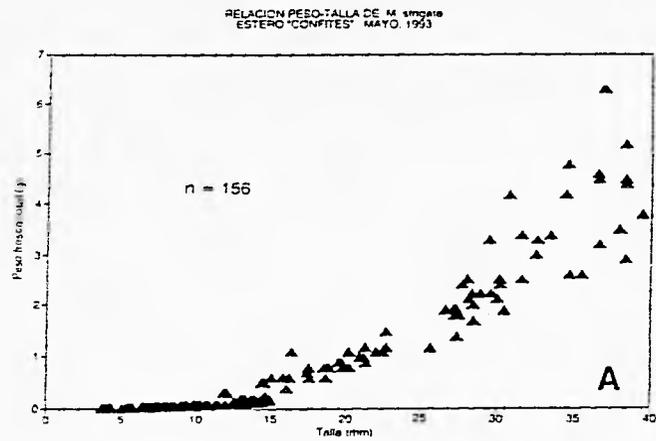


Figura 14. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* (Estero El Confite).
A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla; C) Peso de la concha vs. talla.

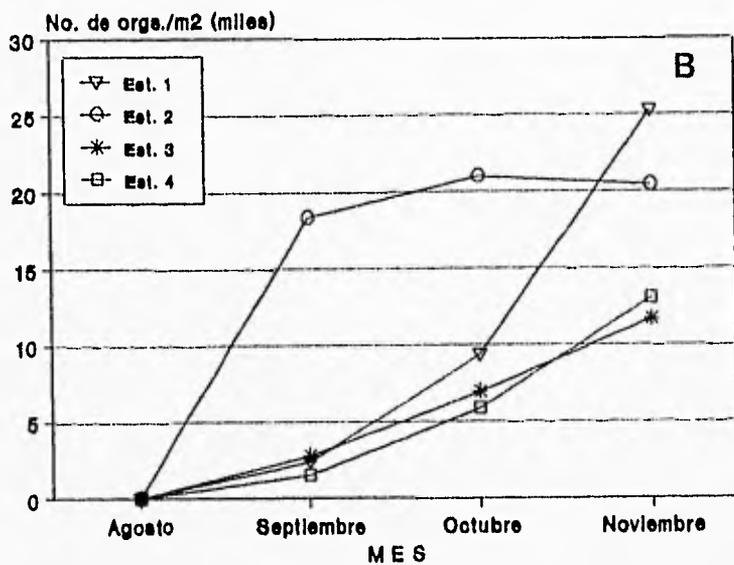
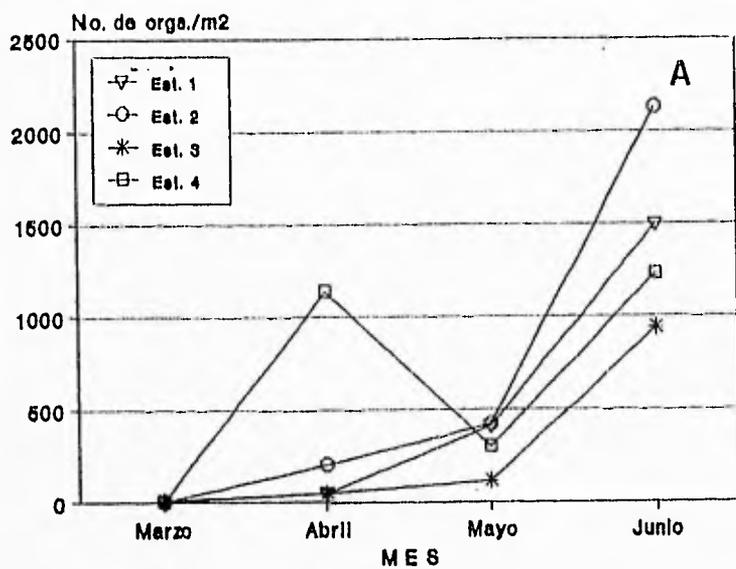


Figura 15. Densidades estimadas del mejillón *Mytella strigata*, establecido en los monjes de los estanques 1-4. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); y B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

otro orden, el mejillón *Mytella strigata* formó en promedio de 1 a 16% del total de organismos en las muestras recolectadas (Fig. 9).

En el ciclo II, *M. strigata* se presenta a partir de septiembre. De este mes hasta noviembre las densidades aumentan constantemente en la mayoría de los estanques (Fig. 15B). Los valores de densidad estimados fueron los siguientes: septiembre de 1,512 a 18,336 mej./m²; octubre con 5,880 a 20,984 mej./m²; y noviembre de 13,040 a 25,272 mej./m². Los valores de densidad menores se presentaron en septiembre y los mayores en noviembre (Fig. 15B). Los valores de densidad media se muestran en la figura 15B. Las densidades fueron notablemente más altas en el estanque 2, salvo hacia el final del ciclo (Fig. 15B).

En septiembre y octubre, las densidades en el estanque 2 se presentan considerablemente altas y en los demás las densidades se mantienen más o menos similares (Fig. 15B). En noviembre los valores de densidad se "dividen", presentando dos de los estanques densidades altas y los otros dos densidades relativamente bajas (Fig. 15B). Por otra parte, *M. strigata* abarcó en promedio hasta el 82% del total de organismos de las muestras recolectadas (Fig. 10).

Aquí se puede señalar que las densidades estimadas del mejillón *Mytella strigata* para el área total de los estanques (promedio de 9.5 m²) fueron relativamente altas en los últimos meses de muestreo:

En el ciclo I, los valores medios de densidad calculados para los cuatro estanques estudiados fueron, en marzo de 76 mejillones; en abril, de 3,401 mej.; para mayo, de 2,926 mej.; y en junio, de 13,756 mej. En cambio, para el ciclo II, en septiembre se estimaron 59,413 mejillones; para octubre, de 102,448 mej.; y en noviembre, de 167,200 mej.

ii) Biomasa de *Mytella strigata*.

La biomasa de *Mytella strigata* se registró como el peso fresco total (cuerpo y concha) por unidad de área (g/m²). Las biomásas de *M. strigata* se obtuvieron a partir del segundo mes de cada ciclo de cultivo (abril y septiembre), tiempo en el que el mejillón empieza a establecerse en los pisos de los estanques.

En el ciclo I, de abril a mayo la biomasa de *M. strigata* asciende ligeramente en todos los estanques de los estanques. En junio la biomasa del mejillón aumenta considerablemente en la mayoría de los estanques (Fig. 16A). Los valores de biomasa estimados fueron los siguientes: abril, de 1.0 a 12.8 g/m²; mayo con 8 a 59.2 g/m²; y junio de 956 a 2,375 g/m². Los valores medios de biomasa se muestran en la figura 16A. Los menores valores de biomasa se presentan en abril y, los mayores en junio (Fig. 16A). A través de éste ciclo las mayores biomásas del mejillón se presentaron en el estanque 2 (especialmente en junio con 2,375 g/m²) y las menores en el estanque 1 (Fig. 16A).

En el otro ciclo, de septiembre a octubre la biomasa de *Mytella strigata* aumenta paulatinamente en los estanques de los estanques, disparándose en noviembre en todos ellos (Fig. 16B). Los valores de biomasa estimados fueron los siguientes: septiembre, de 75.5 a 1,249 g/m²; octubre con 739 a 6,240 g/m²; y noviembre de 4,917 a 14,915 g/m². Los valores medios de biomasa de los cuatro estanques se muestran en la figura 16B. Los menores valores de biomasa del mejillón se presentan en septiembre y los mayores en noviembre (Fig. 16B).

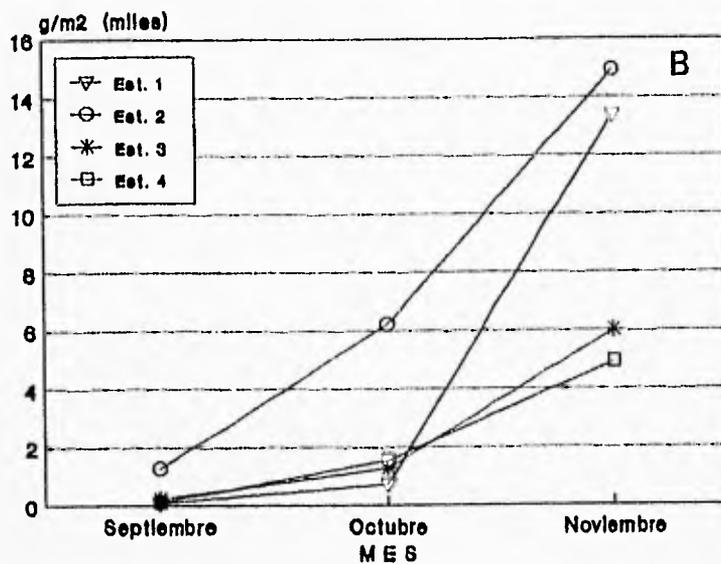
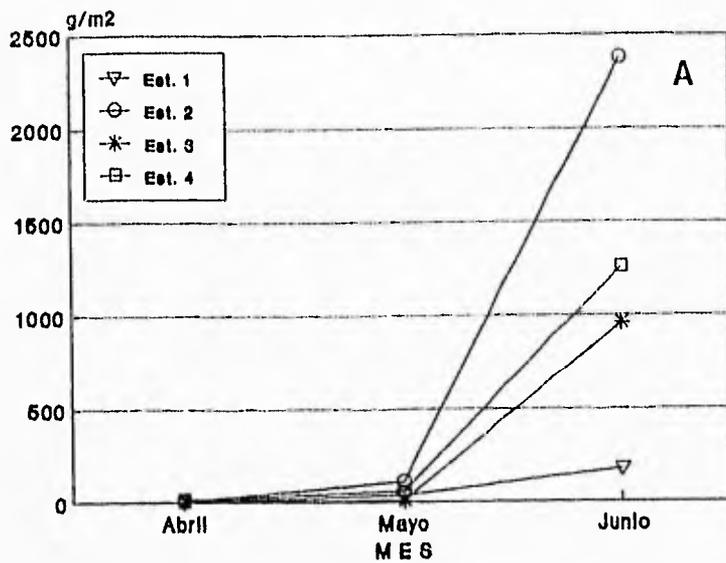


Figura 16. Biomasa alcanzada por las poblaciones de *Mytella strigata* establecidas en los monjes de los estanques 1-4. A) Ciclo I (marzo a junio de 1993); y B) Ciclo II (agosto a noviembre de 1993).

Durante este ciclo las mayores biomásas del mejillón se presentaron en el monje del estanque 2 (Fig. 16B), siendo muy altas desde septiembre hasta noviembre, de 1,249 a 14,915 g/m², respectivamente. También se aprecia que en noviembre altos valores de biomasa se presentan en el monje del estanque 1 (Fig. 16B).

Es importante señalar que las estimaciones de biomasa del mejillón *Mytella strigata* por área total de los monjes (promedio de 9.5 m²) en cada ciclo de cultivo son relativamente altos en los últimos meses de muestreo: en el ciclo I de cultivo se estimaron (en promedio para los cuatro monjes estudiados) en abril, 45.6 g; para mayo 509.2 g; y junio de 11,324 g. En el ciclo II de cultivo se estimaron para septiembre 3,914 g; para octubre, 23,218 g; y en noviembre, 93,119 g.

iii) Distribución de tallas de *Mytella strigata*.

En el ciclo I, los valores obtenidos en marzo fueron insuficientes para este análisis por el reducido número de organismos recolectados (2 especímenes), los cuales aparecieron en un solo monje. En este ciclo se observó un claro incremento en las tallas de organismos de *Mytella strigata*, con reclutamientos en junio (tallas de 3-12 mm) en todos los monjes de los estanques (Fig. 17C). Las distribuciones de talla en la mayor parte del tiempo, fueron unimodales (Fig. 17 A-B-C).

En el ciclo II, también se observó un claro incremento en las tallas de los mejillones. En septiembre al parecer no hay reclutamientos y, en octubre solo en uno de los monjes de los estanques (# 2) se observan tallas de 3 a 17 mm. En noviembre el reclutamiento se presenta en la mayoría de los estanques, entre 3-9 y 9-18 mm (estanques 1 y 4) y, 3-12 mm (estanque 2) (Fig. 18C). Al parecer las distribuciones son unimodales en la mayor parte del tiempo (Fig. 18 A-B-C).

Los valores de densidad, biomasa y talla del mejillón *M. strigata* obtenidos en los dos ciclos de cultivo, se compararon estadísticamente mediante la prueba de t de student para apreciar diferencias entre medias y pares de muestras poblacionales (Zar, 1974). El examen de t de student aplicado a los valores señala que entre las densidades y biomásas estimadas del mejillón en los dos ciclos existen diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 10; ver cuadro 7 en el caso de los valores de densidad). En cuanto a los valores relacionados con la talla, las medias presentan diferencias significativas ($p < 0.05$), en cambio las modas no presentan diferencias importantes entre las poblaciones del mejillón establecidas en los monjes en el primer y segundo ciclos (Cuadro 10).

Por otra parte, en el ciclo I de cultivo, se registraron valores de salinidad elevados (>40 ‰) y de temperaturas que aumentaban paulatinamente conforme avanzaba el tiempo de cultivo (Cuadro 11; Fig. 19A). Las mayores temperaturas registradas durante el estudio correspondieron a los primeros meses del ciclo II (agosto-octubre), no siendo así para los valores de salinidad, que fueron mucho más bajos en casi todos los meses de este ciclo (septiembre-noviembre), con respecto a los registrados en el ciclo de cultivo anterior (Cuadro 11; Fig. 19). Los valores más bajos de salinidad (<30 ‰) coinciden con la época de lluvias y del remanente de un huracán (*Libia*) (septiembre y octubre). En cambio, la temperatura se mantiene constante de agosto a octubre disminuyendo rápidamente hacia noviembre y enero. Además, el descenso de la temperatura coincide con el rápido aumento en la salinidad (Cuadro 11; Fig. 19B).

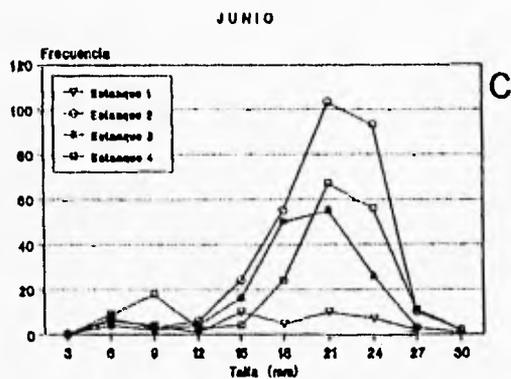
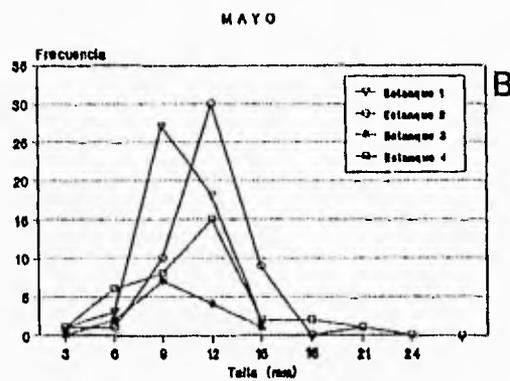
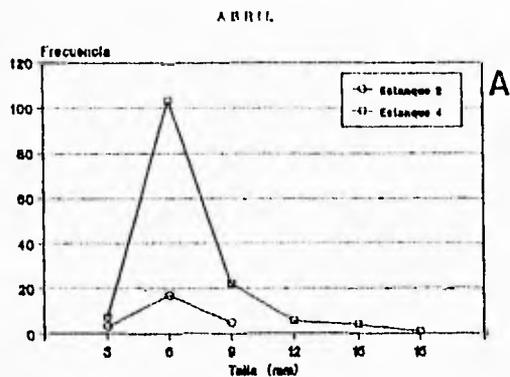


Figura 17. Distribución de tallas obtenidas para las poblaciones de *Mytella strigata* asentadas en los monjes de los estanques 1-4, durante el Ciclo I (1993). A) abril; B) mayo; y C) junio.

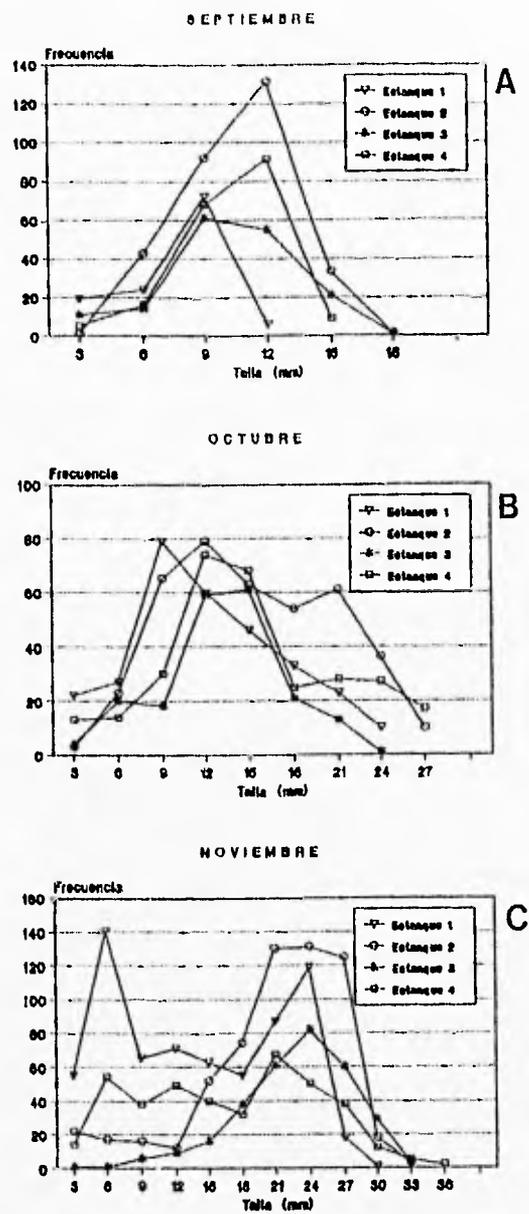


Figura 18. Distribución de tallas obtenidas para las poblaciones de *Mytella strigata* asentadas en los monjes de los estanques 1-4, durante el Ciclo II (1993). A) septiembre; B) octubre; y C) noviembre.

Cuadro 10. Comparación de las biomásas, medias y modas de talla estimadas de las poblaciones del mejillón *Mytella strigata* establecidas en los monjes en los dos ciclos de cultivo, mediante la prueba de t de student para medias y pares de muestras poblacionales (Zar, 1974).

47

	Biomasa (g/m ²)			Talla (mm)				
	Ciclo I	Ciclo II		Media		Moda		
				Ciclo I	Ciclo II	Ciclo I	Ciclo II	
ABR-SEP	1.0	75.5		4.6	6.3	6.0	9.0	
	4.3	1249.2		5.6	9.1	6.0	12.0	
	1.0	217.8		3.9	8.8	9.0	9.0	
MAY-OCT	12.8	105.8	$t_{c\ 0.05} = 2.2$	3.9	8.8	12.0	12.0	$t_{c\ 0.05} = 2.2$
	36.8	739.0		8.7	10.8	9.0	15.0	
	110.4	620.6	$t = -2.5$	10.5	13.8	12.0	15.0	$t = -1.3$ (NS)
	8.0	1285.1		9.0	11.6	15.0	6.0	
	59.2	1548.6	$0.02 < p < 0.05$	9.8	13.6	21.0	24.0	$0.2 < p < 0.5$
JUN-NOV	178.4	13383.5		15.3	12.7	21.0	24.0	
	2375.2	14915.1	$p < 0.05$	19.1	19.3	21.0	24.0	$p < 0.05$
	956.0	5990.6		17.9	21.2	21.0	21.0	
	1258.4	4917.8		17.2	15.2			

NS= no significativa

Cuadro 11. Valores de salinidad y temperatura en los monjes de entrada de los estanques 1-4.

Fecha	Salinidad (ppm)	Temperatura (°C)
Marzo-22	42.0	23.9
Abril-20	42.3	28.0
Mayo-20	44.8	30.8
Junio-14	44.0	31.0
Agosto-10	39.0	32.0
Septiembre-09	29.0	32.3
Octubre-07	22.0	32.0
Noviembre-04	30.0	25.0
Enero-28	40.0	22.8

4) Crecimiento de *Mytella strigata*.

Con el propósito de obtener una relación de crecimiento (relación peso-longitud) de *M. strigata* que se establece en los pisos de los monjes, se obtuvieron mediciones y pesos individuales de los mejillones de las muestras de mayo y junio (ciclo I) y, de septiembre, octubre y noviembre (ciclo II).

En mayo y junio, se obtuvieron el peso fresco total, peso fresco del cuerpo y de la concha de 50 y 80 ejemplares de *M. strigata*, para cada mes respectivamente. En septiembre, octubre y noviembre también se obtuvieron el peso fresco total, del cuerpo y de la concha de 400 ejemplares del mejillón para cada mes. Con base a estos datos, se elaboraron las curvas de crecimiento correspondientes (Figs. 20-24).

La asociación encontrada (r) entre las dos variables (peso-longitud) para cada mes fue significativa ($p < 0.05$) (Cuadro 12). Las pruebas de r^2 aplicadas a las regresiones para cada mes, muestran que todas las regresiones son significativas ($p < 0.05$; b diferente de cero) (Cuadro 12).

Las pendientes (b) de las regresiones obtenidas para los mejillones de los monjes de todos los meses de muestreo se compararon con la pendiente teórica de isometría ($b = 1$) y, con las pendientes obtenidas para los mejillones del estero El Confito. Además se compararon estadísticamente los valores de pendiente obtenidos para septiembre, octubre y noviembre - en esta comparación se aplicó el análisis de covarianza (F), que es usado cuando es necesario comparar más de dos pendientes -, también se compararon las pendientes de mayo y junio con las de octubre y noviembre, respectivamente (prueba t de Student). El motivo de esta última comparación fue tratar de encontrar alguna relación en el tipo de crecimiento de los

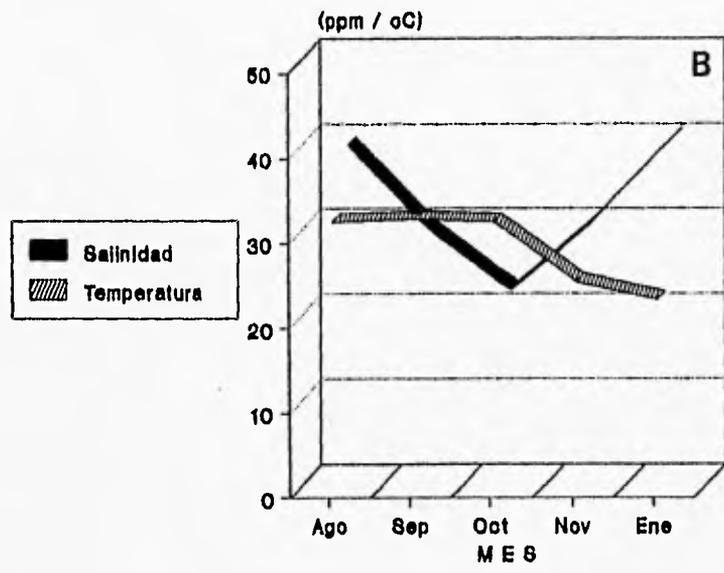
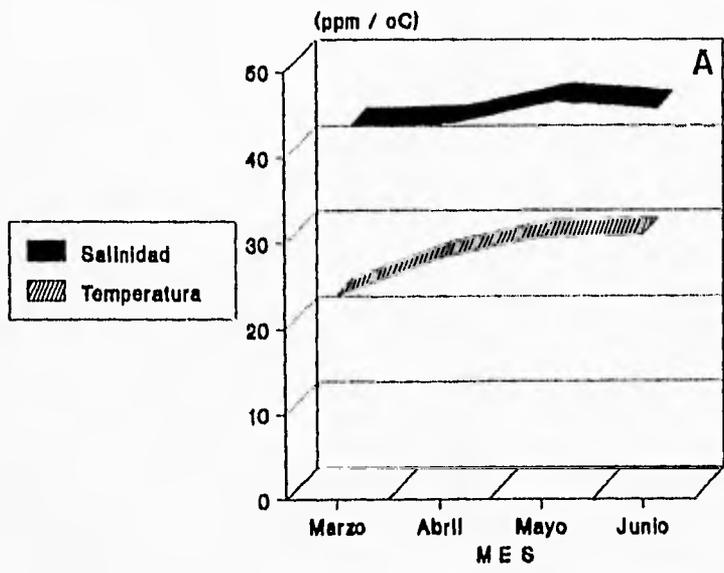


Figura 19. Salinidad y temperatura registradas en los monjes de los estanques de cultivo, durante el Ciclo I (A) y Ciclo II (B).

individuos de *Mytella strigata* entre ambos ciclos de cultivo, siendo mayo y octubre los segundos meses de crecimiento y, junio y noviembre los terceros meses de crecimiento de los mejillones.

Todas las pendientes de las regresiones tuvieron diferencias significativas ($p < 0.05$) con la pendiente teórica de isometría (Cuadro 12).

Los resultados de estas comparaciones indican que el peso fresco total, el peso fresco del cuerpo y el peso de la concha en cada mes presentan una relación alométrica negativa, con respecto a la longitud ó talla del mejillón. Es decir, que la talla de los mejillones aumenta relativamente más rápido que el peso fresco total, del cuerpo y de la concha; o dicho de otra manera, a medida que pase el tiempo se esperaría que el incremento en talla en los mejillones fuera mayor que el incremento en peso (Figs. 20-24).

También se aprecia que en mayo y junio la relación de las variables morfológicas ó de crecimiento del mejillón es más estrecha entre el peso fresco total y el peso fresco del cuerpo, que el peso de la concha con respecto a la talla (Cuadro 12; Figs. 20 y 21). En cambio en septiembre, octubre y noviembre el peso fresco total y peso de la concha presentan una relación más estrecha, que el peso del cuerpo con respecto a la talla (Cuadro 12; Figs. 22, 23 y 24).

Por otra parte, la comparación de las pendientes de las regresiones obtenidas para los mejillones de los monjes y del estero muestran diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 13). Las mayores diferencias se observan en las pendientes de los mejillones del ciclo II de cultivo, particularmente en las obtenidas para el peso total y de la concha (Cuadro 13). Octubre presenta la mayor diferencia de las observadas en este ciclo. Las pendientes de las regresiones de peso fresco del cuerpo de los mejillones del estero y los presentes en junio en los monjes fueron la únicas que no mostraron diferencias significativas (Cuadro 13).

Por otra parte al comparar los valores de las pendientes de las regresiones obtenidas para los mejillones de los monjes de mayo-junio y, septiembre-noviembre se observó que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre ellas (Cuadro 14).

Las mayores diferencias se presentaron en los mejillones del ciclo II, donde la máxima diferencia se da en el peso fresco del cuerpo ($t = 58.4$) y en el peso fresco total ($t = 43.2$) (Cuadro 14). También se observa que en el ciclo I, la máxima diferencia se presenta en el peso de la concha ($t = 16.4$) (Cuadro 14).

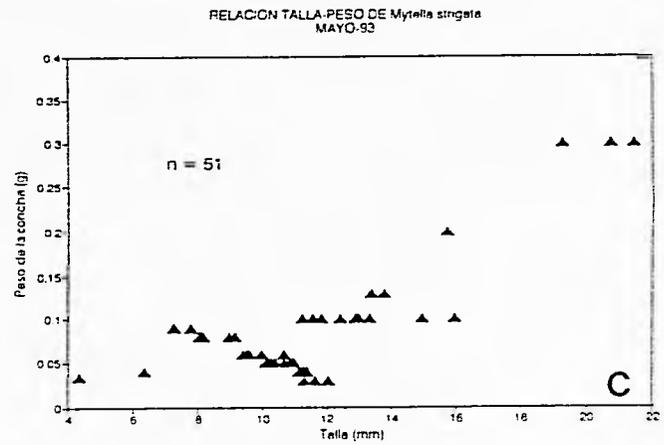
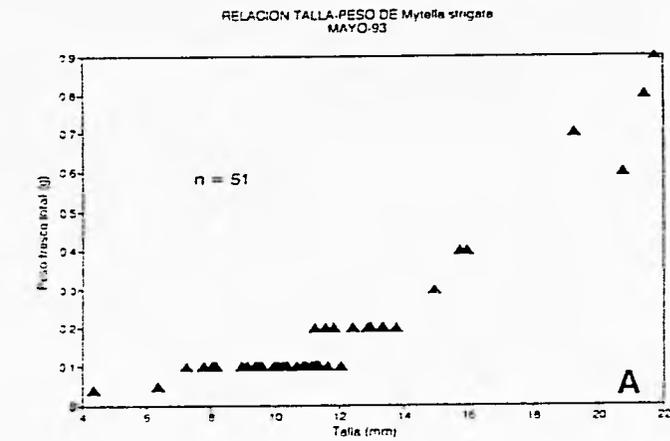
En la comparación entre los pares de pendientes de mayo-octubre y junio-noviembre se observó que en casi todas las relaciones existen diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 14). Al comparar las pendientes de mayo y octubre se observó que la mayor diferencia se presentó en la que relaciona el peso fresco del cuerpo con la talla ($t = 6.0$). Para los mismos meses, las pendientes de las regresiones de peso de la concha vs. talla no presentan diferencias significativas. En junio y noviembre, los valores resultantes de las comparaciones de las pares de pendientes no fluctúan mucho entre ellos. La diferencia máxima se presenta en la comparación de las pendientes del peso fresco total ($t = 4.5$), seguida de la realizada para las del peso de la concha ($t = 4.4$) (Cuadro 14).

Cuadro 12. Relaciones alométricas entre las variables morfométricas del mejillón *Mytella strigata* establecido en los pisos de los monjes de los estanques 1 a 4. Y prueba de t de student sobre la significancia de la pendiente teórica (Zar, 1974). Ciclos I (mayo y junio) y II (septiembre a noviembre) de cultivo (1993).

51

X	Y	n	Mes	b	a	r	r 0.05	r ² (b ≠ 0)	b Teórica	t tc 0.05 = 1.97 p < 0.05
longitud anteroposterior	Peso fresco	51	mayo	0.048	-0.365	0.91	0.26	0.82	1	16.0
	total	83	junio	0.077	-0.931	0.93	0.21	0.87	1	25.7
longitud anteroposterior	Peso del cuerpo	51	mayo	0.030	-0.248	0.92	0.26	0.85	1	15.0
		83	junio	0.045	-0.583	0.92	0.21	0.85	1	22.5
longitud anteroposterior	Peso de la concha	51	mayo	0.018	-0.117	0.83	0.26	0.69	1	9.0
		83	junio	0.032	-0.348	0.84	0.21	0.71	1	16.0
longitud anteroposterior	Peso fresco	405	septiembre	0.017	-0.088	0.95	0.01	0.91	1	56.7
		410	octubre	0.039	-0.314	0.95	0.01	0.90	1	65.2
	total	400	noviembre	0.059	-0.581	0.94	0.01	0.88	1	54.0
longitud anteroposterior	Peso fresco	405	septiembre	0.0083	-0.045	0.91	0.01	0.86	1	41.5
		410	octubre	0.021	-0.172	0.93	0.01	0.83	1	41.4
	del cuerpo	400	noviembre	0.034	-0.351	0.93	0.01	0.86	1	48.4
longitud anteroposterior	Peso de la concha	405	septiembre	0.0075	-0.128	0.95	0.01	0.90	1	75.0
		410	octubre	0.016	-0.037	0.95	0.01	0.90	1	54.7
		400	noviembre	0.024	-0.228	0.95	0.01	0.90	1	60.5

X= Variable independiente; Y= Variable dependiente; n= Número de individuos; b y a= coeficientes de la regresión; r= Coeficiente de correlación; r 0.05= valor crítico del coeficiente de correlación; y r²= coeficiente de determinación



52

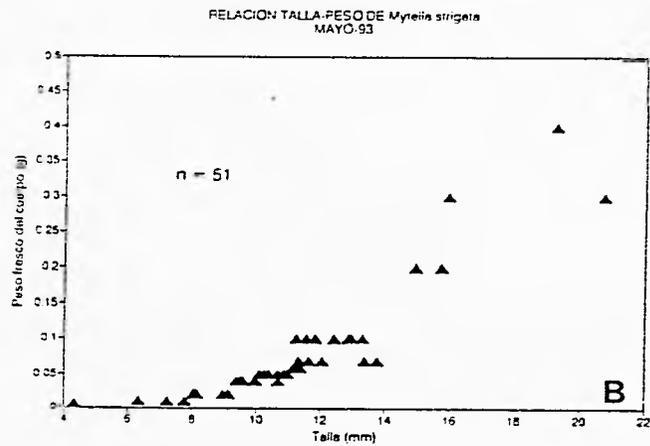


Figura 20. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes en mayo de 1993. A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla; C) Peso de la concha vs. talla.

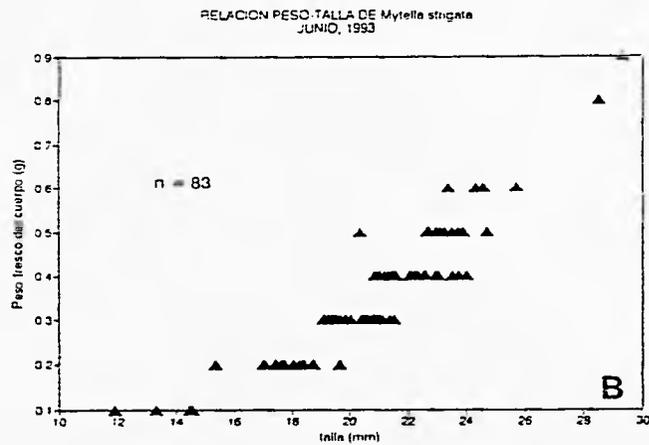
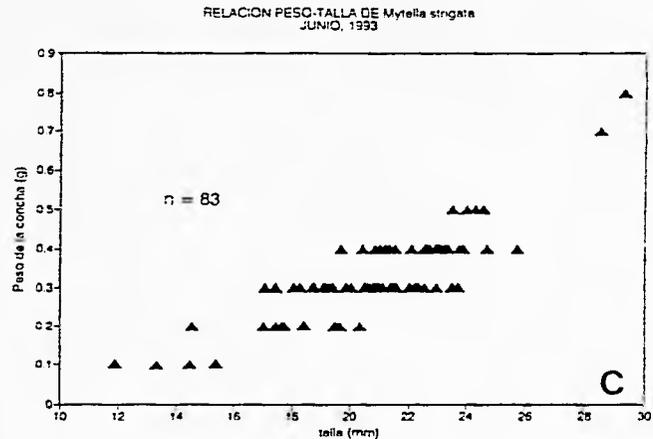
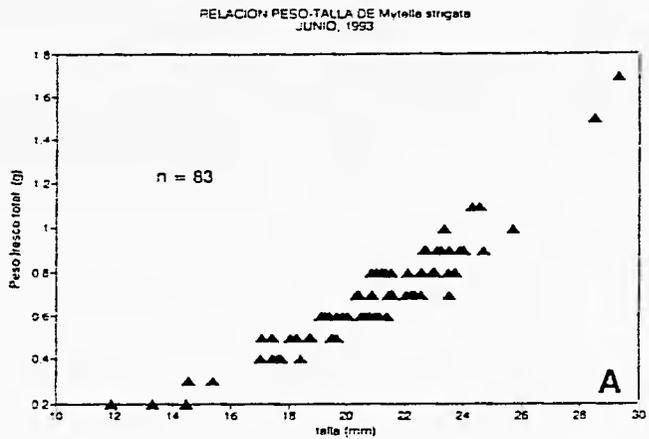


Figura 21. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes el mes de junio de 1993. A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla; C) Peso de la concha vs. talla.

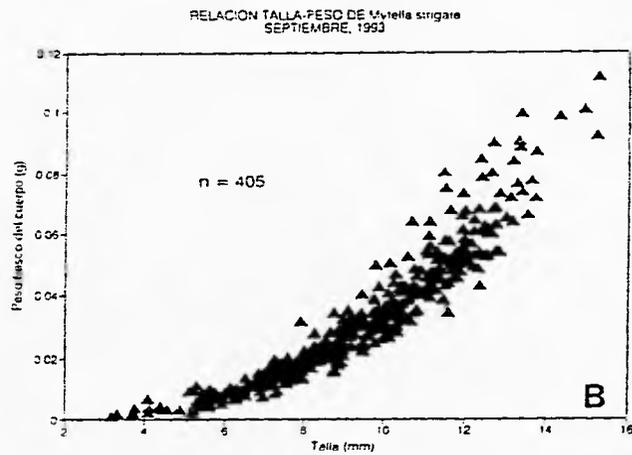
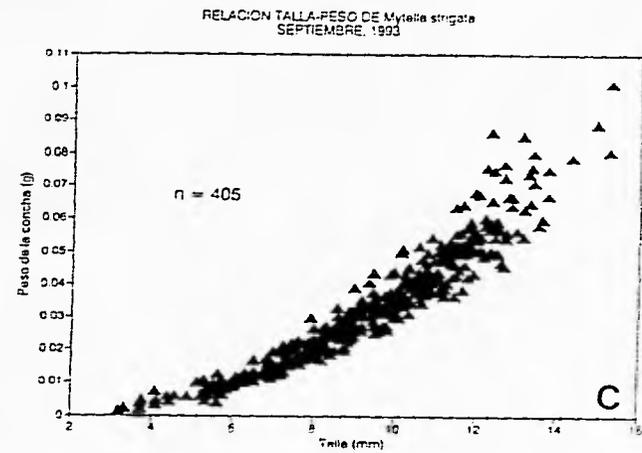
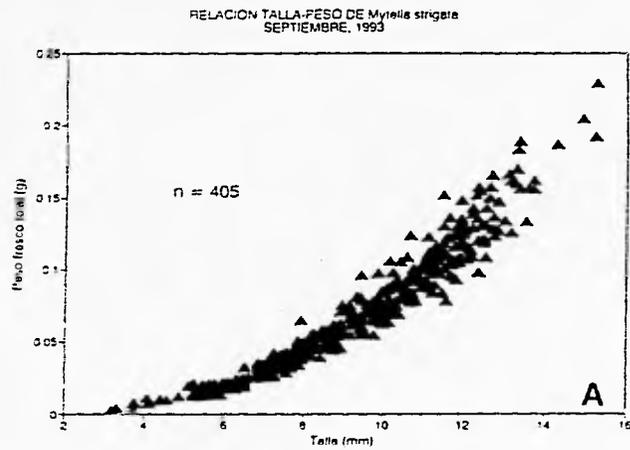


Figura 22. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes en septiembre de 1993. A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla; C) Peso de la concha vs. talla.

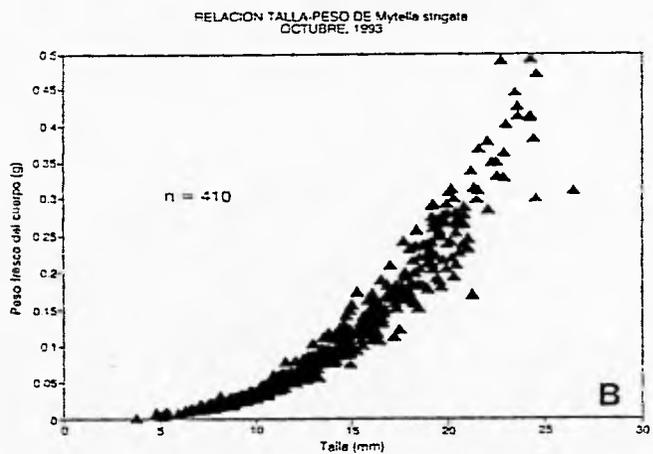
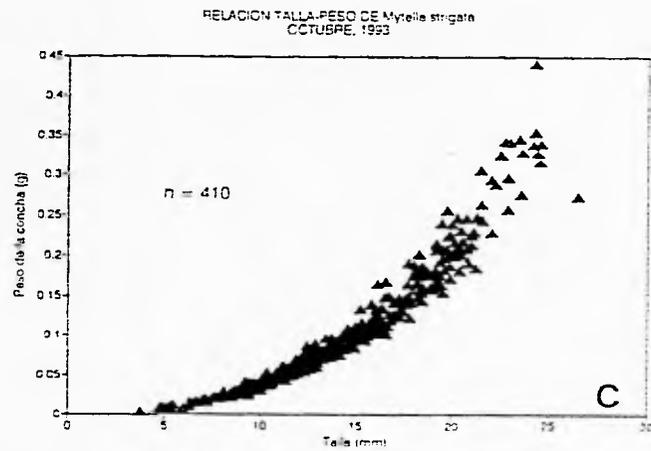
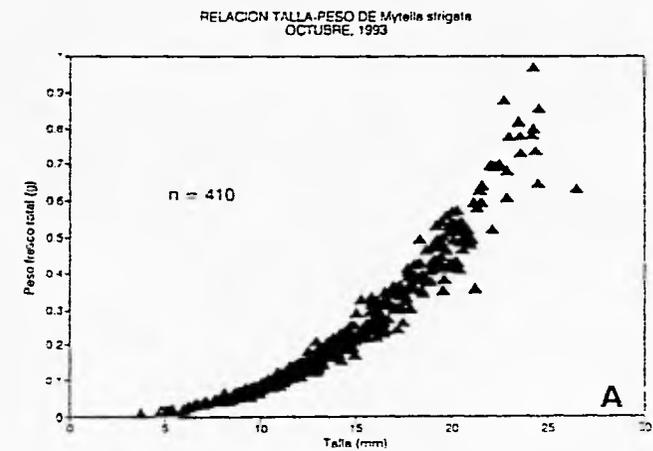


Figura 23. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes en octubre de 1993. A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla; C) Peso de la concha vs. talla.

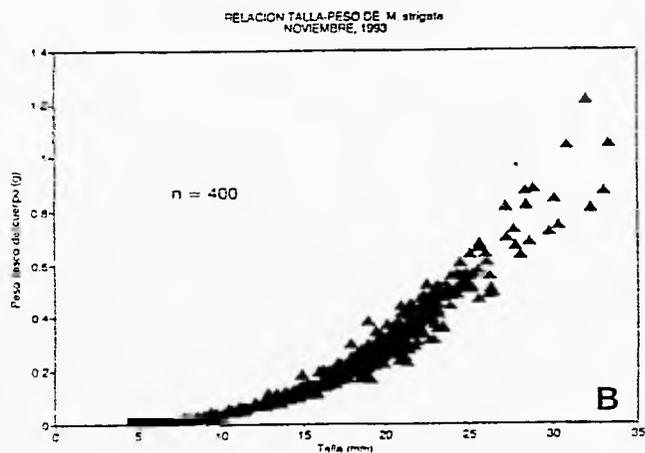
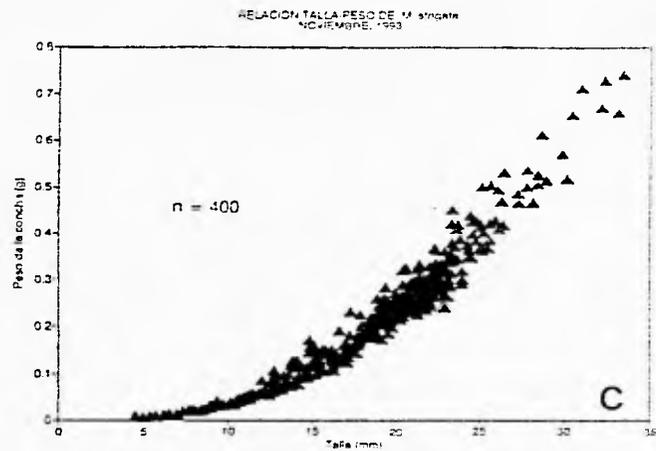
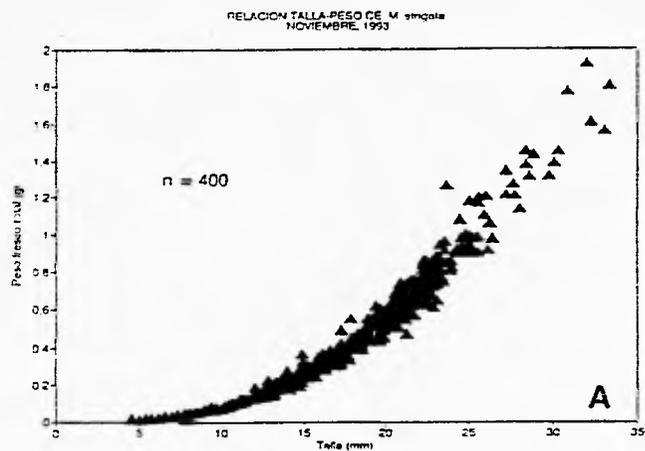


Figura 24. Curvas de crecimiento para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes en noviembre de 1993. A) Peso fresco total vs. talla; B) Peso fresco del cuerpo vs. talla. C) Peso de la concha vs. talla.

Cuadro 13. Prueba de t de student (Zar, 1974) sobre la significancia en la comparación de pares de pendientes de las regresiones obtenidas para el mejillón *Mytella strigata* establecido en los monjes y en el estero El Confite (1993).

		Peso fresco total		Peso fresco del cuerpo		Peso de la concha	
		<i>b</i>		<i>b</i>		<i>b</i>	<i>t</i>
Mejillones estero	Curva estandar	0.126		0.05		0.076	<i>t</i> <i>ic 0.05 = 2.0</i> <i>p < 0.05</i>
Mejillones monjes	mayo	0.048	<i>t = 4.2</i>	0.03	<i>t = 2.4</i>	0.018	<i>t = 4.8</i>
	junio	0.077	<i>t = 3.1</i>	0.045	<i>NS</i>	0.032	<i>t = 4.0</i>
	septiembre	0.017	<i>t = 18.5</i>	0.0081	<i>t = 16.0</i>	0.008	<i>t = 17.6</i>
	octubre	0.039	<i>t = 28.0</i>	0.021	<i>t = 8.6</i>	0.016	<i>t = 29.8</i>
	noviembre	0.059	<i>t = 20.8</i>	0.034	<i>t = 10.7</i>	0.024	<i>t = 24.7</i>

b= pendiente; *NS*= no significativa

Cuadro 14. Comparación de pendientes (b) de las regresiones de Mayo-Junio, Septiembre-Octubre-Noviembre, Mayo-Octubre y Junio-Noviembre de la relación Peso-Talla del mejillón *Mytella strigata* mediante la aplicación de pruebas de t de student y análisis de covarianza (F), (Zar, 1974).

Relación	Mayo-Junio			Sep-Oct-Nov			F	Mayo-Octubre			Junio-Noviembre		
	b	b	t	b	b	b		b	b	t	b	b	t
			<i>t_c 0.05 = 2.0</i> <i>p < 0.05</i>				<i>F_c 0.05 = 3.0</i> <i>p < 0.05</i>			<i>t_c 0.05 = 2.0</i> <i>p < 0.05</i>			<i>t_c 0.05 = 2.0</i> <i>p < 0.05</i>
Peso fresco total	0.048	0.077	6.2	0.017	0.039	0.059	432	0.048	0.039	3.6	0.077	0.059	4.5
Peso fresco cuerpo	0.03	0.045	5.0	0.008	0.021	0.034	584	0.03	0.021	6.0	0.045	0.034	4.1
Peso de la concha	0.018	0.032	16.4	0.008	0.016	0.0004	396	0.018	0.016	NS	0.032	0.024	4.4

NS= no significativa

En la relación peso-talla obtenida para cada mes se apreció que los valores de moda estimados corresponden a valores de peso diferentes: en mayo y octubre las modas estimadas fueron de 12 mm; en mayo la moda corresponde a valores de peso de 0.22, 0.11 y 0.10 g (peso total, del cuerpo y la concha respectivamente); en cambio en octubre para la misma moda y los mismos pesos correspondieron a valores de 0.18, 0.08 y 0.08 g. En junio y noviembre las modas presentes fueron de 24 mm; en junio la moda correspondió a valores de peso de 0.95, 0.50 y 0.43 g (peso total, del cuerpo y de la concha respectivamente); en noviembre la misma moda para los mismos pesos correspondieron a valores de 0.85, 0.48 y 0.35 g.

Estos valores demuestran las diferencias observadas en la comparación de los pares de pendientes de las regresiones de mayo-octubre y junio-noviembre (Cuadro 14). También se aprecia que, según las modas, los valores de peso respecto a la misma talla son mayores en mayo y junio en relación a octubre y noviembre, respectivamente (Figs. 20, 21, 23 y 24).

Analizando las curvas de crecimiento y las distribuciones de talla de *M. strigata* para los últimos meses de cada ciclo (junio y noviembre) (Figs. 17C, 18C, 21 y 24) se aprecia que pocos organismos llegan a presentar tallas mayores de 27 mm (junio), ó de 30 mm (noviembre). La mayoría de los mejillones alcanza tallas menores: entre 18 y 24 mm (junio) y 18 a 27 mm (noviembre) (alrededor de las modas).

C) Examen de los colectores de asentamiento de fauna sésil colocados en los estanques de cultivo.

1) Composición faunística.

En el examen de los dos tipos de colectores de asentamiento colocados en los estanques de cultivo, se observó el establecimiento de dos grupos de invertebrados: Los Cirripedia que estaban representados por el balano, *Balanus amphitrite* Darwin, 1854 y los Annelida por el poliqueto túbicola *Ficopomatus* sp.

a) Asentamiento de especies en colectores artificiales.

En el ciclo I, se observó que *Ficopomatus* sp. empezó a colonizar los colectores artificiales a partir de abril; en mayo más abundantemente donde se midieron 153 ejemplares de los ocho colectores. En junio, el poliqueto fue más o menos abundante en los colectores de ambos estanques; para el estanque 2 se midió un total de 102 organismos y para el estanque 3 de 32 poliquetos. Los organismos medidos en estos meses correspondieron a cuatro colectores para cada estanque.

En el ciclo II, el cual fue más largo, *Ficopomatus* sp. se presentó en los colectores de ambos estanques a partir del mes de septiembre y, hasta enero se obtuvieron en total 100 y 200 ejemplares del poliqueto en los estanques 3 y 2, respectivamente. Los organismos medidos en estos meses también correspondieron a cuatro colectores para cada estanque.

En el caso de *Balanus amphitrite*, se contaron y midieron 30 especímenes para ambos estanques en el ciclo I y 15 especímenes en el ciclo II.

i) Distribución de tallas de *Ficopomatus* en los colectores artificiales.

Para el ciclo I, el análisis de distribución de tallas del poliqueto *Ficopomatus*, señala que las longitudes extremas para mayo, en el estanque 3, fueron de 59.0 y 4.0 mm (Fig. 25A). En junio, en el mismo estanque, se observaron tallas máximas de 64.5 mm y mínimas de 4.5 mm (Fig. 25B). En el estanque 2, en junio se encontraron tallas máximas y mínimas de 62.0 y 10.5 mm (Fig. 26). La distribución de tallas del poliqueto presente en el estanque 3, en mayo fue unimodal, mientras que las distribuciones observadas en junio (estanques 2 y 3) fueron bimodales (Figs. 25A-B y 26, respectivamente).

Considerando las poblaciones del poliqueto establecidas en los colectores del estanque 3, se observa un ligero desplazamiento hacia las tallas mayores en junio (Fig. 25B). En este mismo mes en el estanque 2, las mayores frecuencias se presentan en tallas de 32 a 50 mm (Fig. 26). Las tallas medias alcanzadas por el poliqueto en junio en los colectores artificiales del estanques 2 y 3, se compararon mediante el examen de *t* de student para diferencia de medias poblacionales (Zar, 1974). Este análisis señala que no existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las tallas medias alcanzadas en junio por *Ficopomatus* (Cuadro 15).

Durante el ciclo II, en septiembre en el estanque 2, la máxima talla alcanzada fue de 30 mm y la mínima de 3 mm; en octubre la talla máxima fue de 36.0 mm y la mínima de 6 mm; en noviembre la máxima talla fue de 33 mm y la mínima de 3 mm; en diciembre la máxima talla alcanzada fue de 33 mm y la mínima de 9 mm y enero con tallas máximas y mínimas de 42 y 15 mm, respectivamente (Fig. 27A). Las distribuciones de talla del poliqueto en estos meses en este estanque fueron unimodales (Fig. 27A). La distribución de tallas de *Ficopomatus* para los muestreos de septiembre a enero en el estanque 2 indica un claro desplazamiento de los tamaños alcanzados por los organismos hacia tallas mayores. Sin embargo, se aprecian nuevos reclutamientos en octubre (tallas de 6 a 9 mm) y en noviembre (tallas de 9 a 18 mm) (Fig. 27A).

En septiembre en el estanque 3, la máxima talla alcanzada por el poliqueto fue de 33 mm y la mínima de 6 mm; en octubre la talla máxima fue de 26 mm y mínima de 6 mm; en noviembre la talla máxima fue de 48 mm y mínima de 3 mm; diciembre, con talla máxima de 42 mm y mínima de 9 mm y enero con tallas máximas y mínimas de 54 y 6.0 mm, respectivamente (Fig. 27B). Las distribuciones de talla en este caso también fueron unimodales (Fig. 27B). En la distribución de tallas de *Ficopomatus* en este estanque también se aprecia que existe un desplazamiento de tallas menores a mayores conforme transcurre el tiempo (Fig. 27B), con posibles reclutamientos en noviembre (tallas de 3 a 15 mm).

Comparando la distribución de tallas de *Ficopomatus* establecidas en los estanques 2 y 3 para los meses septiembre a enero, se observó que tallas mayores se presentaron en el estanque 3 (hasta 54 mm de longitud) (Fig. 27B). En el estanque 2, las longitudes alcanzadas por los organismos fueron de 3 a 42 mm (Fig. 27A). Además, se aprecia que los valores de modas y medias obtenidos para los dos estanques varían

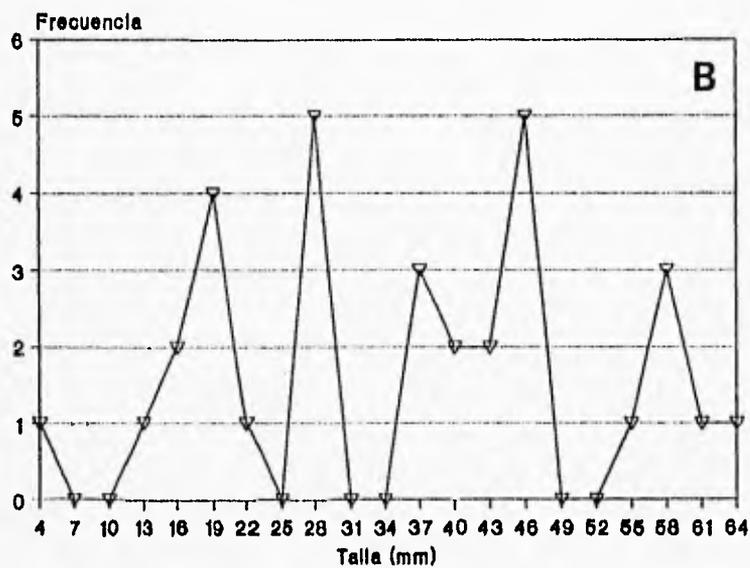
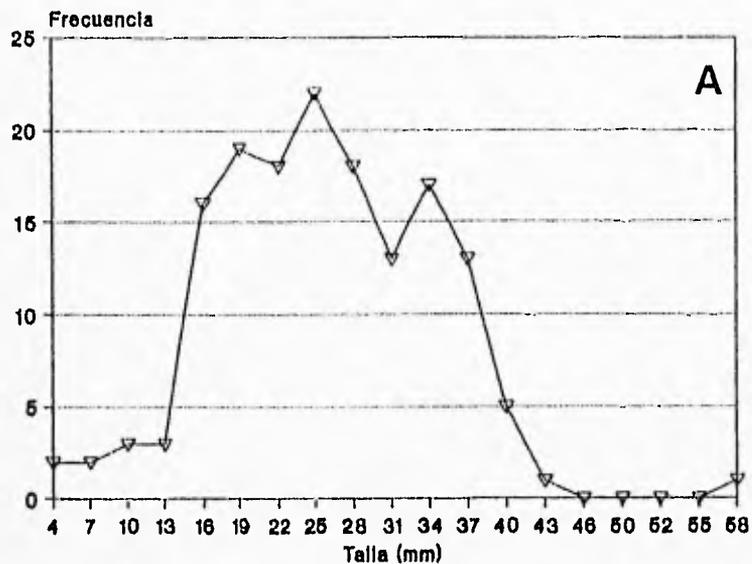


Figura 25. Distribución de tallas del poliqueto *Ficopomatus* en los colectores artificiales del estanque 3. A) Mayo de 1993; B) Junio de 1993.

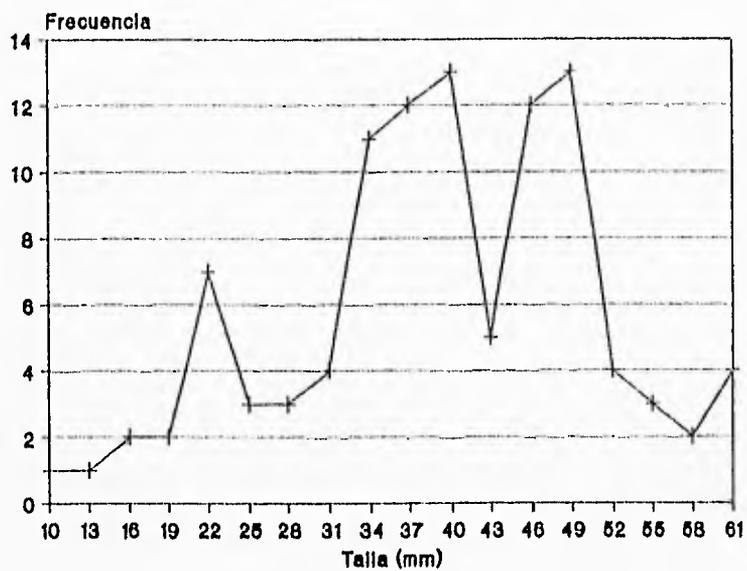
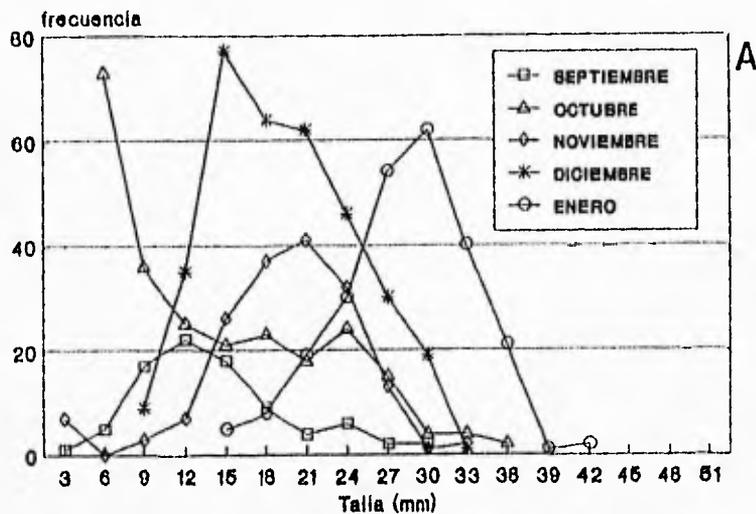


Figura 26. Distribución de tallas de *Ficopomatus* en junio de 1993 en los colectores artificiales del estanque 2.

ESTANQUE 2



ESTANQUE 3

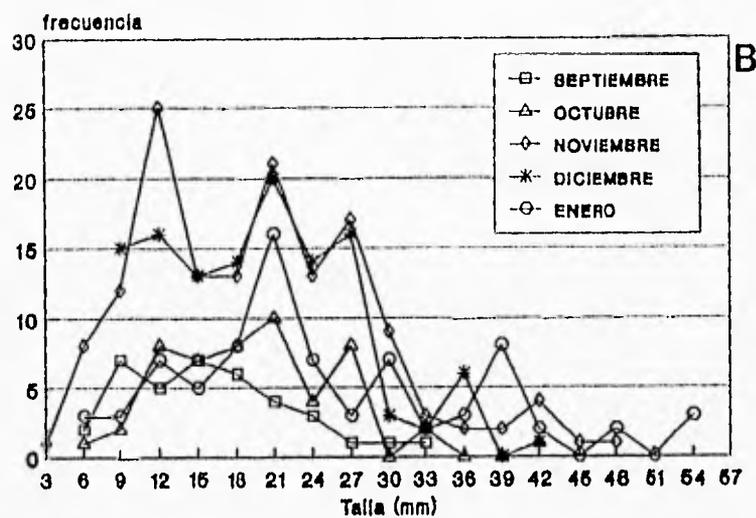


Figura 27. Distribución de tallas de *Ficopomatus* en los colectores artificiales, Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994). A) Estanque 2; B) Estanque 3.

Cuadro 15. Comparación de tallas medias de *Ficopomatus* sp., establecido en los colectores artificiales (prueba t de student).

		Estanque 2	Estanque 3	
		Talla (mm)	Talla (mm)	t
Comparación medias poblacionales	Junio	39.8	36.3	$t_{c 0.05} = 1.62$ $p < 0.05$
				1.98 (NS) $0.1 < p < 0.2$
Comparación muestras poblacionales	Septiembre	14.6	12.6	
	Octubre	18.0	12.0	$t_{c 0.05} = 2.78$ $p < 0.05$
	Noviembre	18.5	18.0	
	Diciembre	18.0	21.3	
	Enero	27.2	26.8	0.73 (NS) $0.2 < p < 0.5$

NS= no significativa

cada mes. Sin embargo, aplicando el exámen de t de student para pares de muestras poblacionales (Zar, 1974), se observa que no existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las tallas medias registradas de septiembre a enero en los estanques 2 y 3 (Cuadro. 15). La mayoría de los organismos presentes en el estanque 2 se distribuyeron en tallas de 12 a 21 mm de longitud, mientras que en el estanque 3 la mayoría lo hizo a tallas, de 18 a 24 mm (Fig. 27A y B, respectivamente).

En el caso de los balanos las distribuciones de tallas se consideraron poco confiables al estar basadas en pocos individuos, 30 y 15 especímenes, en el ciclo I y ciclo II, respectivamente.

ii) Cobertura de las especies asentadas en los colectores artificiales.

En el ciclo I, la cobertura alcanzada por los organismos sésiles en los colectores artificiales en el estanque 2 se muestra en el cuadro 16. En este ciclo se observa que las mayores coberturas se presentaron en el estanque 3, especialmente en mayo (Cuadro 16). También se aprecia que el mayor porcentaje de cobertura en los colectores es presentado por el poliqueto túbicola *Ficopomatus* (Figs. 28 y 29).

En el ciclo II, las coberturas alcanzadas por los organismos sésiles también se muestran en el cuadro 16. En este ciclo se observa que las mayores coberturas se presentaron en el estanque 2, particularmente en diciembre y enero (Cuadro 16). Se aprecia que los organismos llegan a cubrir el 100 % de la superficie de los colectores de este estanque. También se aprecia que el mayor porcentaje de cobertura en los colectores en ambos estanques en este mismo ciclo, es presentado por el poliqueto túbicola *Ficopomatus* (Figs. 30 y 31).

iii) Densidad de *Ficopomatus* sp. en los colectores artificiales.

Los valores de densidad estimados de *Ficopomatus* se extrapolaron a poblaciones del mismo poliqueto que pudieran colonizar una superficie mayor (e.g. sustratos duros presentes en el piso de los estanques), en este caso los valores se relacionaron con una área de un metro cuadrado.

Los valores estimados de densidad del poliqueto en los estanques 2 y 3 se muestran en el cuadro 17. También se estimaron los valores medios de densidad de *Ficopomatus* en estos estanques (entradas + salidas) para ambos ciclos de cultivo (Figs. 32A y 33A).

Cuadro 16. Porcentaje medio de cobertura de los organismos asentados en los colectores artificiales colocados en las entradas y salidas de los estanques 2 y 3.

	Estanque 2		Estanque 3	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Abril	0	0.1	0	0.9
Mayo	1.8	0.5	10.0	14.1
Junio	4.5	32.2	8.3	4.8
Septiembre	11.2	20.0	0.5	1.4
Octubre	14.1	56.2	4.6	2.5
Noviembre	36.2	87.3	3.3	12.1
Diciembre	92.2	83.1	5.4	7.5
Enero	100	100	10.9	8.5

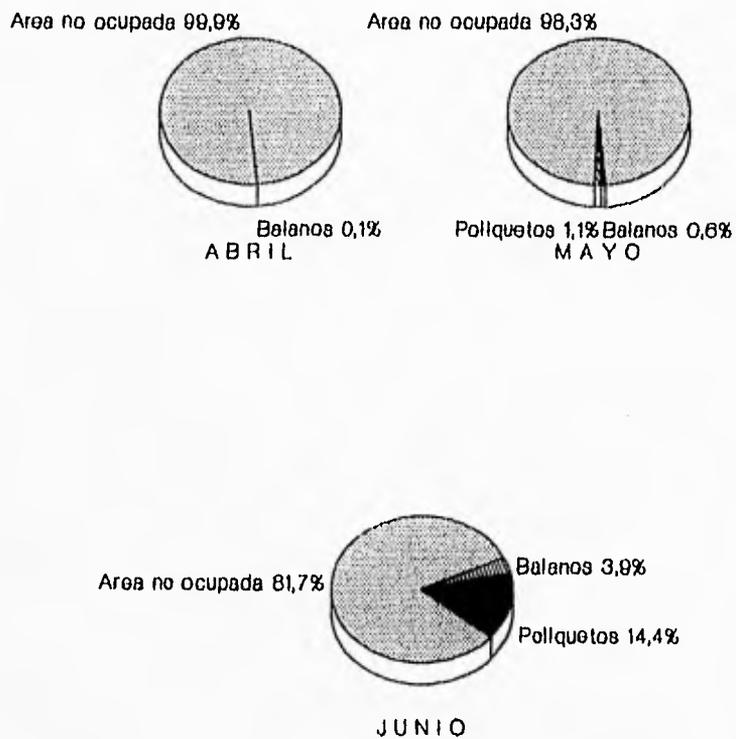


Figura 28. Porcentaje medio de cobertura presentado por los grupos asentados en los colectores artificiales del estanque 2; Ciclo I (marzo a junio de 1993).

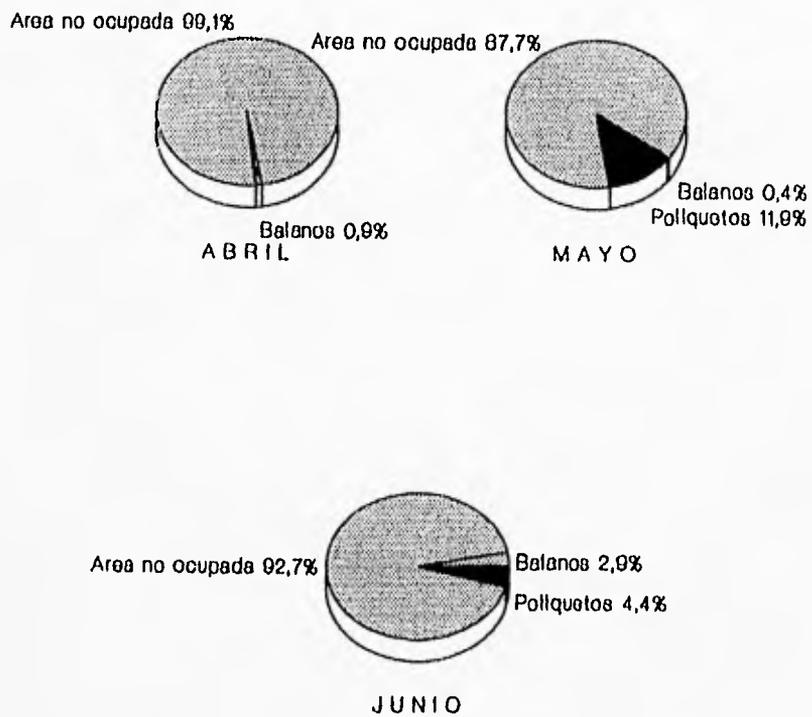


Figura 29. Porcentaje medio de cobertura presentado por los grupos asentados en los colectores artificiales del estanque 3; Ciclo I (marzo a junio de 1993).

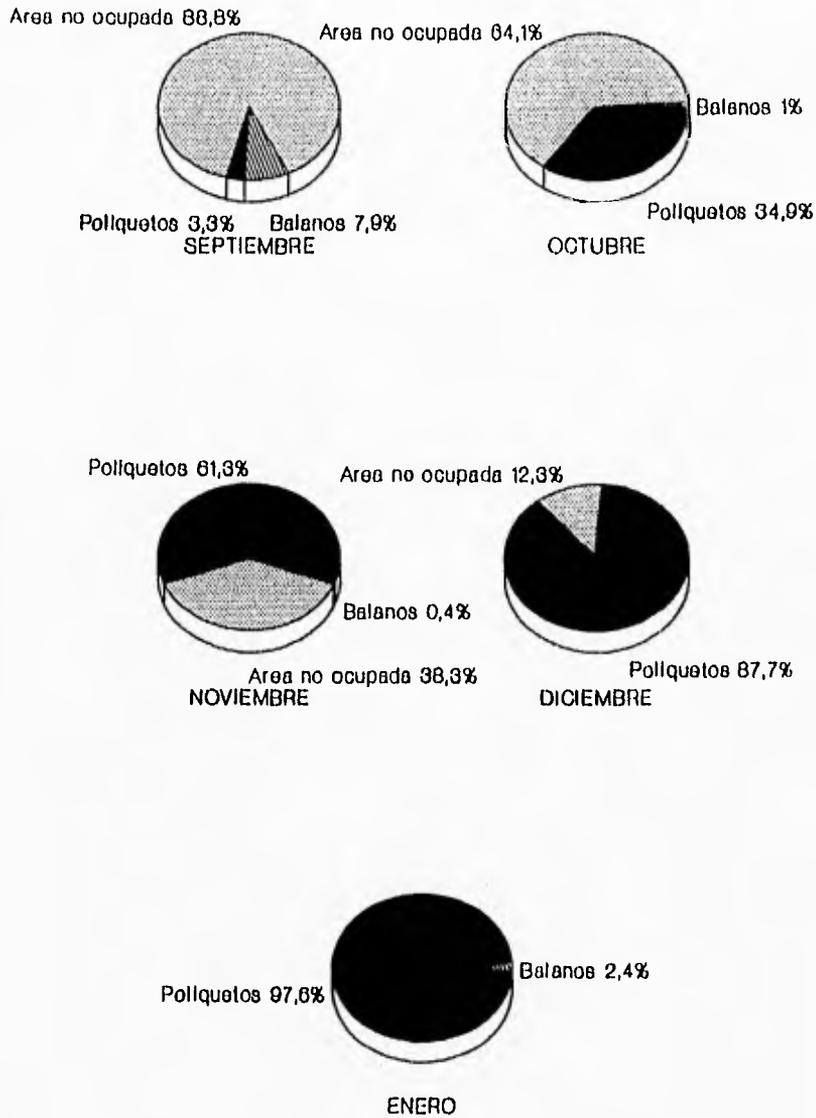


Figura 30. Porcentaje medio de cobertura presentado por los grupos asentados en los colectores artificiales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

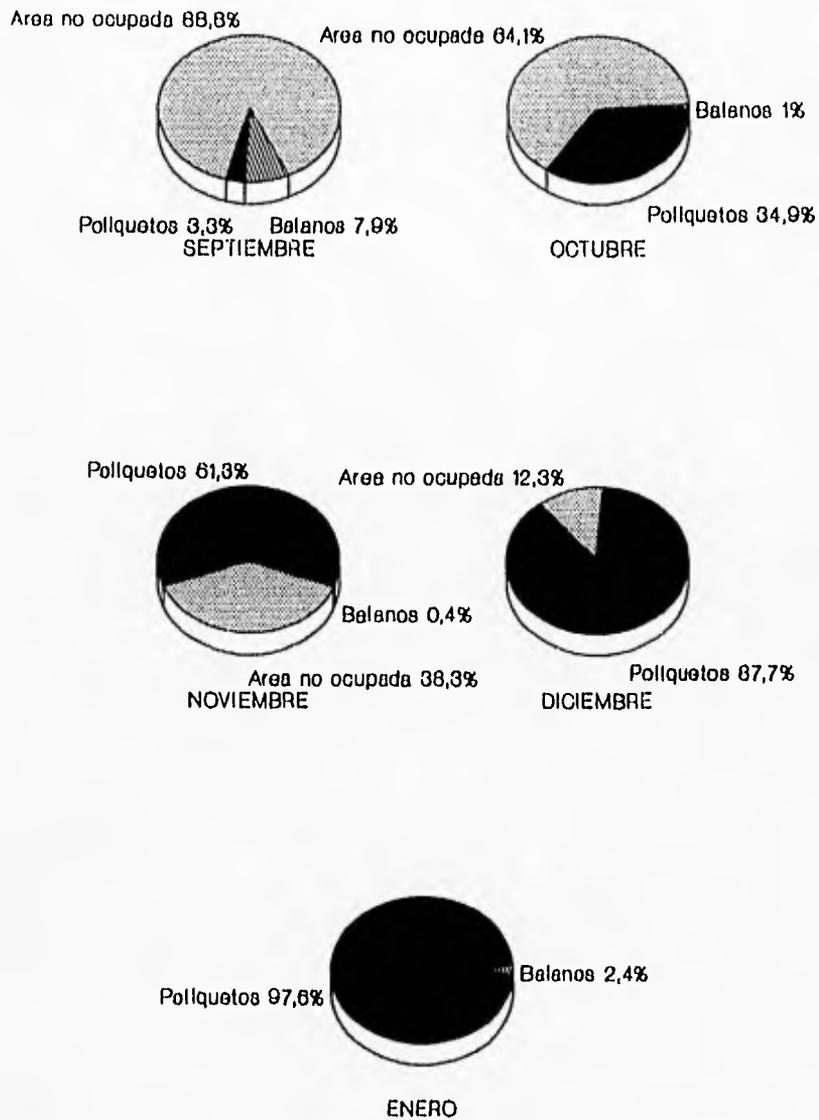


Figura 30. Porcentaje medio de cobertura presentado por los grupos asentados en los colectores artificiales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

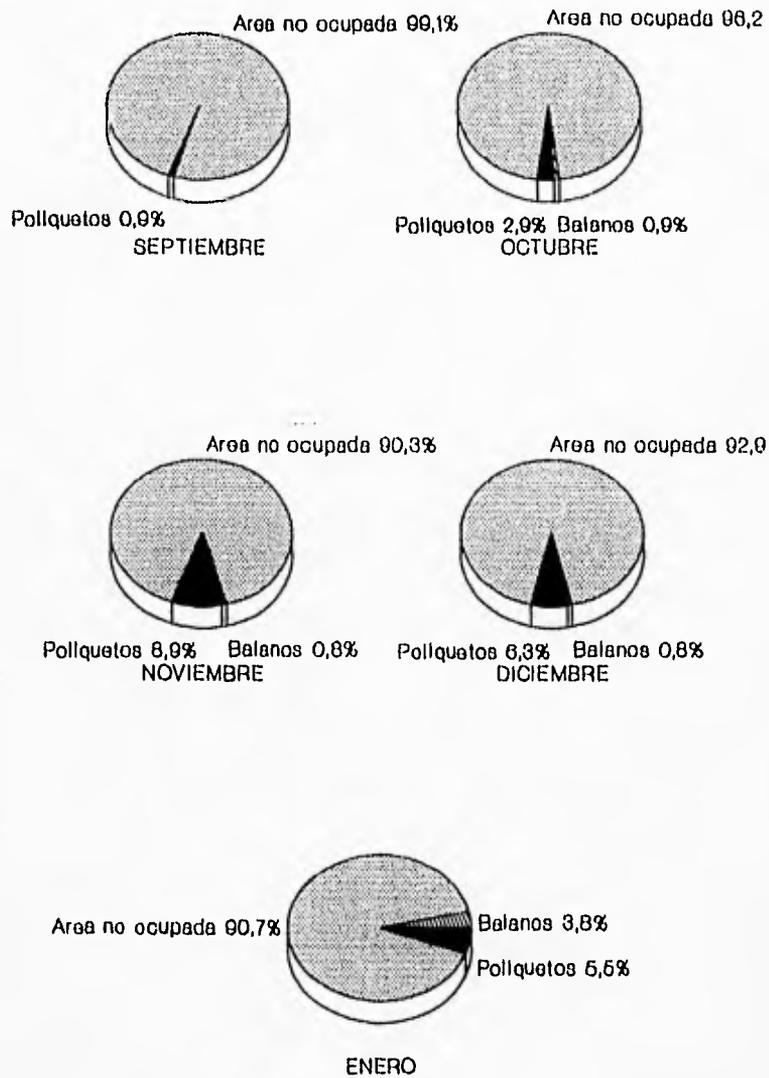


Figura 31. Porcentaje medio de cobertura presentado por los grupos asentados en los colectores artificiales del estanque 3; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

Cuadro 17. Densidad estimada (orgs./m³) de *Picopomatus* en los colectores artificiales colocados en los estanques 2 y 3 (ciclo I y II de cultivo).

	Mes	Estanque 2		Estanque 3	
		Entrada	Salida	Entrada	Salida
Ciclo I	Abril	119	119	119	119
	Mayo	119	238	3,393	6,012
	Junio	536	5,893	385	1,548
Ciclo II	Septiembre	3,809	7,262	833	2,023
	Octubre	5,952	11,250	1,786	6,429
	Noviembre	13,333	72,500	2,976	11,906
	Diciembre	68,571	186,250	4,880	6,426
	Enero	94,167	147,500	6,429	41,250

De acuerdo al análisis de t de student aplicado a los valores de densidad estimados del poliqueto (comparando medias poblacionales) (Zar. 1974), no existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las densidades medias del poliqueto estimadas para abril, mayo y junio de los estanques 2 y 3. En cambio, el mismo análisis aplicado a las densidades medias estimadas de octubre a noviembre, revela que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los estanques. En septiembre no existieron diferencias importantes en las medias de densidad estimadas (Cuadro 18).

iv) Densidad de *Balanus amphitrite* en los colectores artificiales.

Los valores de densidad estimados para *Balanus amphitrite*, mediante el seguimiento de su asentamiento en los colectores artificiales durante los dos ciclos de cultivo en los estanques 2 y 3, se muestran en el cuadro 19. Los valores medios estimados de densidad del balano en estos estanques (entradas + salidas) para ambos ciclos se muestran en las figuras 32B y 33B.

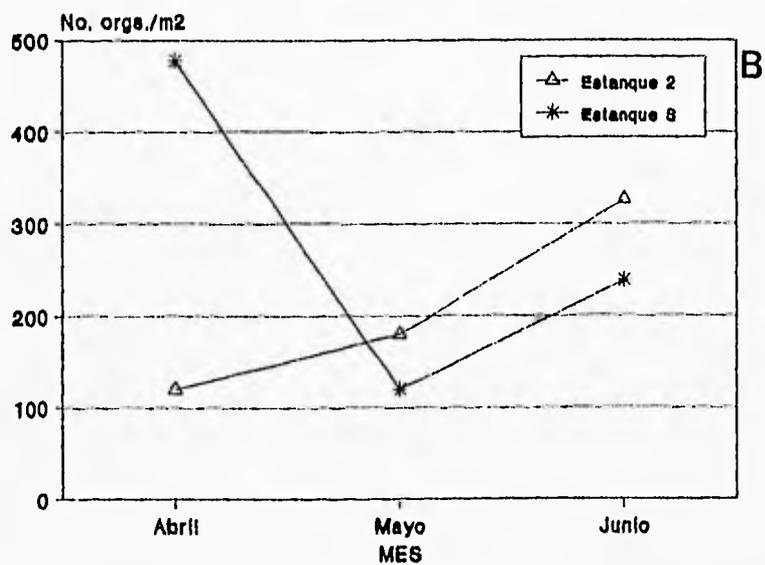
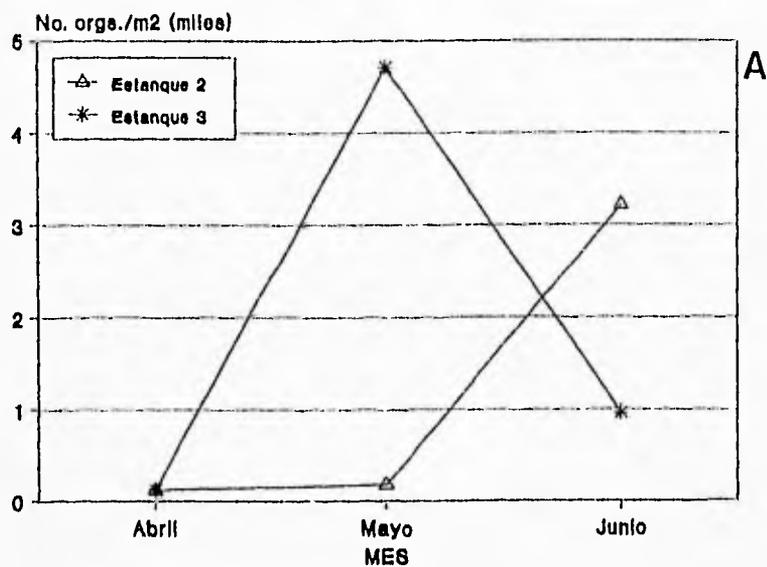


Figura 32. Densidad (orgs./m²) media estimada de *Ficopomatus* (A) y *Balanus amphitrite* (B), en los colectores artificiales de los estanques 2 y 3; Ciclo I (marzo a junio de 1993).

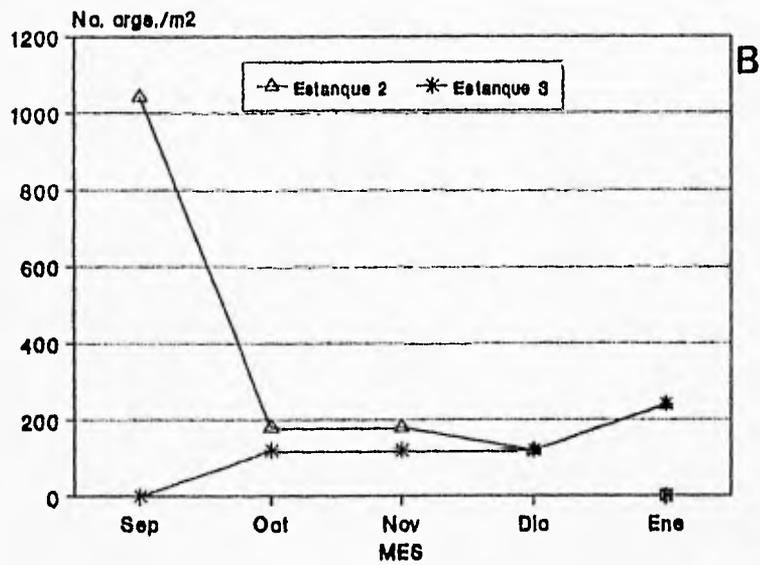
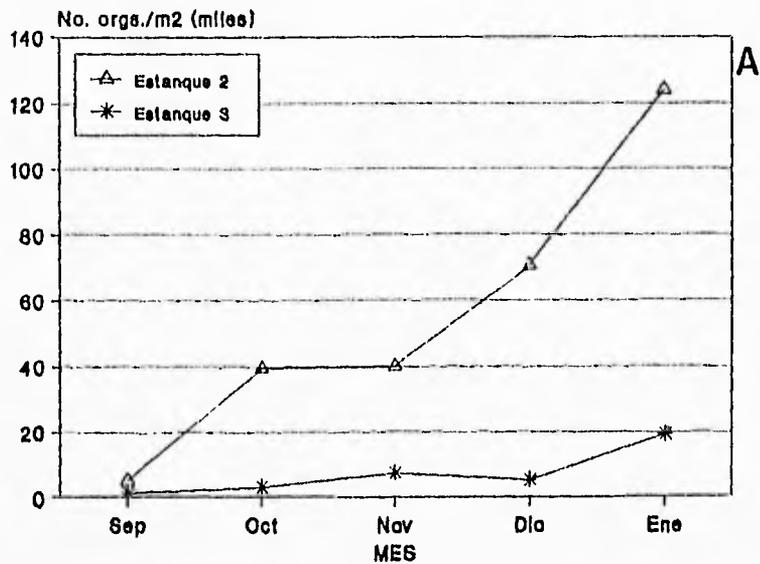


Figura 33. Densidad (orgs./m²) media estimada de *Ficopomatus* (A) y *B. amphitrite* (B), en los colectores artificiales de los estanques 2 y 3; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

Cuadro 18. Comparación de las densidades (orgs./m²) medias estimadas de *Ficopomatus* sp., en los colectores artificiales de los estanques 2 y 3 (prueba t de student).

	Estanque 2	Estanque 3	t	tc 0.05 p < 0.05
Abril	119	119	0	4.30 (NS)
Mayo	179	4,703	-4.88	4.30
Junio	3,215	953	1.17	4.30 (NS)
Septiembre	5,179	1,789	2.28	4.30 (NS)
Octubre	18,075	3,532	2.84	2.78
Noviembre	49,028	7,738	2.86	2.78
Diciembre	129,940	5,635	4.41	2.78
Enero	120,556	19,543	4.70	2.78

NS= no significativa

Cuadro 19. Densidad estimada (orgs./m²) de *Balanus amphitrite* en los colectores artificiales colocados en los estanques 2 y 3 (ciclo I y II de cultivo).

	Mes	Estanque 2		Estanque 3	
		Entrada	Salida	Entrada	Salida
Ciclo I	Abril	119	119	119	1,167
	Mayo	119	238	119	119
	Junio	238	834	119	358
Ciclo II	Septiembre	119	3,928	0	0
	Octubre	119	238	119	119
	Noviembre	119	238	119	119
	Diciembre	119	119	119	119
	Enero	119	716	119	716

Aplicando la prueba de t de student en la comparación de los valores medios de densidad estimados del balano entre los dos estanques en ambos ciclos de cultivo, se aprecia que no existen diferencias significativas ($p < 0.05$) (Cuadro 20).

Por otra parte, en el registro de los parámetros físico-químicos, se aprecia que en ambos estanques de abril a junio se presentaron salinidades altas (> 41 ‰) y temperaturas también elevadas (entre 28 y 31 °C). En septiembre en ambos estanques las salinidades fueron muy bajas (15 ‰) y temperaturas más altas (32 a 33 °C), de octubre a enero los valores de salinidad aumentaron continuamente, en cambio los de temperatura tendieron a disminuir (Cuadro 21; Figs. 34 y 35).

b) Asentamiento de especies en colectores naturales.

Las especies asentadas en los colectores naturales fueron *Balanus amphitrite* y *Ficopomatus* sp.

i) Distribución de tallas de *Balanus amphitrite*.

Balanus amphitrite empezó a presentarse en los colectores naturales a partir de septiembre. Los valores de tallas máximas y mínimas alcanzadas por el balano cada mes se muestran en el cuadro 22. En las

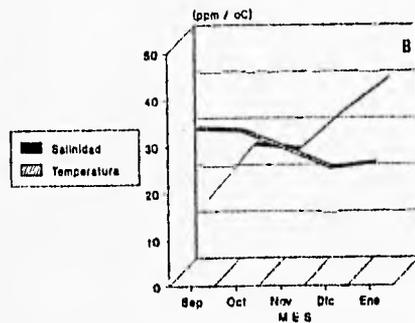
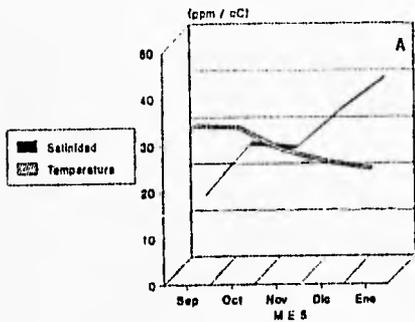
Cuadro 20. Comparación de las densidades (orgs./m2) medias estimadas de *Balanus amphitrite* en los colectores artificiales de los estanques 2 y 3 (t de student).

Ciclo I			Ciclo II			
	Estanque 2	Estanque 3		Estanque 2	Estanque 3	
Abril	119	648	$t = 2.7$	Sep 2024	0	$t = 2.26$
Mayo	179	119		Oct	179	
Junio	536	239	$p < 0.05$	Nov	179	$p < 0.05$
			$t = -0.55$	Dic	179	
				Ene	119	$t = 1.20$
			(NS)			(NS)
			$0.2 < p < 0.5$			$0.1 < p < 0.2$

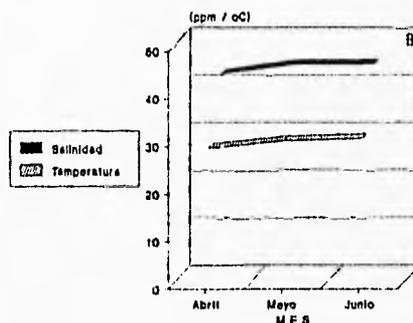
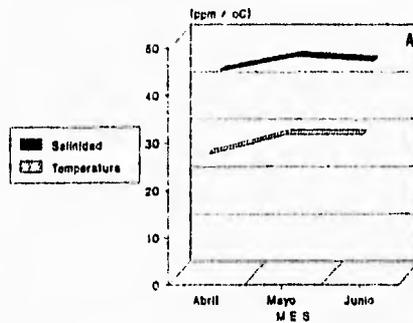
NS= no significativa

Cuadro 21. Valores medios de salinidad y temperatura en los estanques de cultivo 2 y 3.

Fecha	ESTANQUE 2		ESTANQUE 3	
	Salinidad (o/oo)	Temperatura (oC)	Salinidad (o/oo)	Temperatura (oC)
Abril-20	42	28	42	29
Mayo-20	45	31	44	30.5
Junio-14	44	31	44	31
Septiembre-27	15	32.8	15	32.5
Octubre-21	26	32.5	26	32
Noviembre-18	25	29	25	26
Diciembre-14	33	25	33	24
Enero-20	40	23.5	40	25



35



34

Figura 34. Salinidad y temperatura registradas en los estanques 2 (A) y 3 (B) durante el Ciclo I (marzo a junio de 1993).

Figura 35. Salinidad y temperatura registradas en los estanques 2 (A) y 3 (B) durante el Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

distribuciones de tallas obtenidas se aprecia claramente el aumento en talla (Fig. 36). También se aprecia que la mayoría de las distribuciones fueron unimodales (Fig. 36). Por otra parte, los valores de media y moda señalan que la mayoría de los organismos durante este ciclo se distribuyen en tallas de 7 a 12 mm (Fig. 36).

Cuadro 22. Tallas alcanzadas (mm) por el balano *Balanus amphitrite* en los colectores naturales colocados en el estanque 2 durante el ciclo II de cultivo.

Mes	Tallas máximas	Tallas mínimas
Septiembre	8	1
Octubre	10	4
Noviembre	14	3
Diciembre	14	4
Enero	15	5

ii) Cobertura de las especies en los colectores naturales.

En septiembre en el estanque 2, el poliqueto y el balano alcanzaron coberturas del área total disponible de los colectores en la entrada y salida del estanque, de 32.7 y 38.9%, respectivamente; en octubre, de 85.6 y 93.1%; en noviembre, de 88.8 y 93.3%; en diciembre, de 100%; y en enero, de 95.6 y 90.8%. Las mayores coberturas se presentaron en la salida del estanque. Por otra parte, las medias de los porcentajes de cobertura para cada especie (Fig. 37) permiten apreciar que domina *Ficopomatus*.

iii) Densidad de las especies en los colectores naturales.

Los valores de densidad estimados para *Ficopomatus* en las entradas y salidas del estanque 2, se muestran en el cuadro 23. De acuerdo a estos valores, se aprecia que las mayores densidades estimadas del poliqueto se presentaron en la salida del estanque durante casi todo el ciclo de cultivo (excepto en octubre y enero). Los valores medios de densidad (entradas + salidas) estimados para *Ficopomatus* se muestran en la figura 38A.

Las densidades estimadas para *Balanus amphitrite* en las entradas y salidas del estanque 2, también se muestran en el cuadro 23. Se aprecia que las densidades estimadas para estos meses son parecidas en las entradas y salidas del estanque, excepto en enero. Los valores medios de densidad estimados se muestran en la figura 38B.

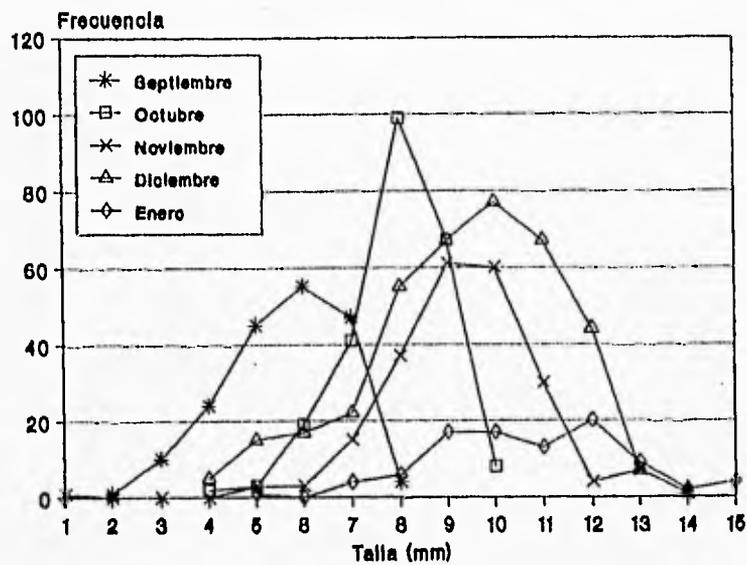


Figura 36. Distribución de tallas de *Balanus amphitrite* en los colectores naturales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

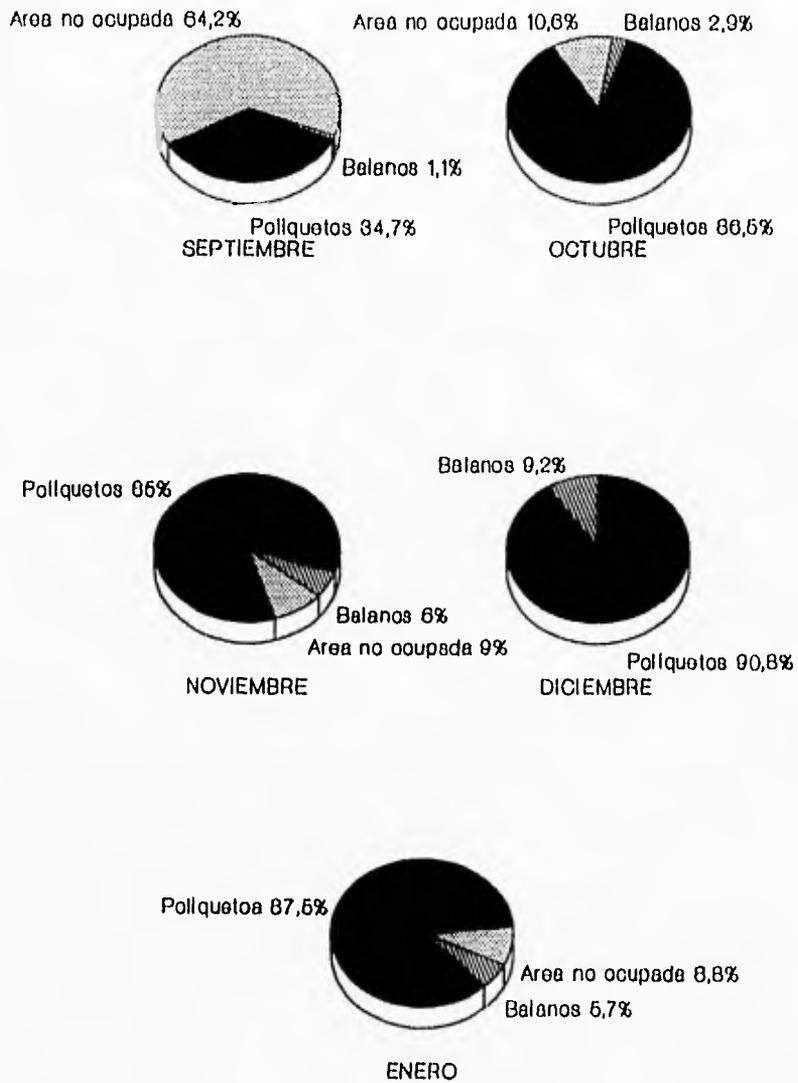


Figura 37. Porcentaje medio de cobertura de los grupos asentados en los colectores naturales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

Cuadro 23. Densidad estimada (orgs./m²) de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los colectores naturales colocados en el estanque 2 durante el ciclo II de cultivo.

Mes	<i>Ficopomatus</i>		<i>Balanus amphitrite</i>	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Septiembre	39,597	46,250	38,413	39,041
Octubre	122,916	116,250	21,447	18,367
Noviembre	115,415	141,245	11,974	12,238
Diciembre	152,000	157,000	12,457	10,518
Enero	180,836	138,751	3,503	8,978

Se compararon los valores medios de densidades para las poblaciones del poliqueto y del balano de los colectores naturales y artificiales colocados en el estanque 2, aplicando la prueba de t de student para pares de muestras poblacionales (Zar, 1974). El análisis señala que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en cuanto al número de organismos asentados de ambas especies entre los dos tipos de colectores (Cuadro 24).

iv) Biomasa de las especies en los colectores naturales.

La biomasa de las dos especies se estimó como peso húmedo total (cuerpo y cubierta). Los valores de peso húmedo total obtenidos para *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los colectores colocados en las entradas y salidas del estanque 2, se muestran en el cuadro 25 (ver medias en Fig. 39).

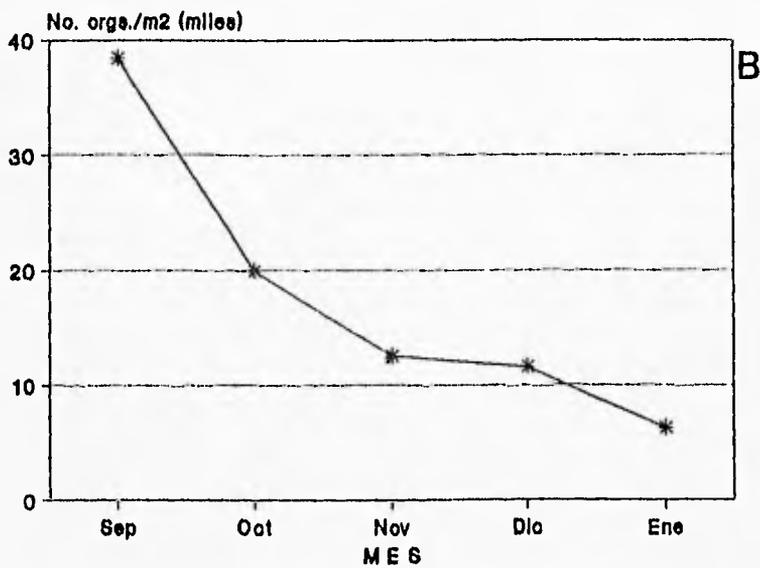
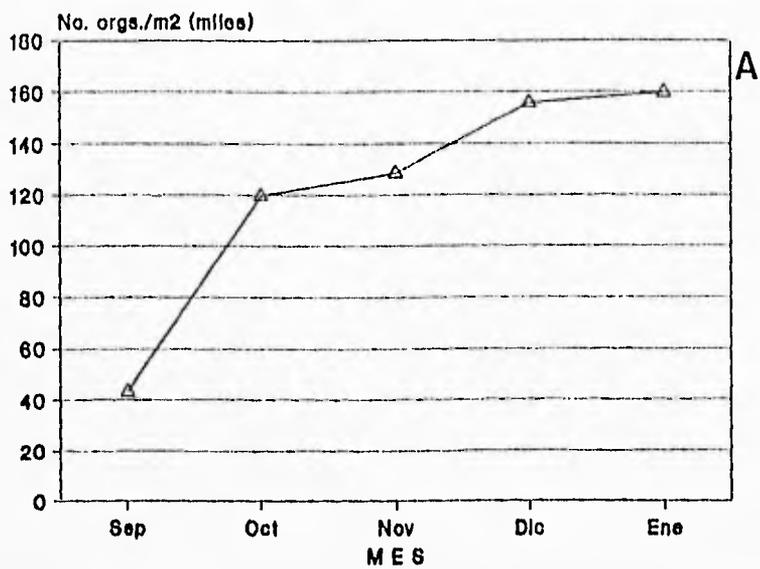


Figura 38. Densidad (orgs./m²) media estimada de *Ficopomatus* (A) y *Balanus amphitrite* (B) en los colectores naturales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

Cuadro 24. Comparación de las densidades (orgs./m²) medias estimadas de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* obtenidas en los colectores artificiales y naturales (prueba de t de student).

	<i>Ficopomatus</i>			<i>Balanus amphitrite</i>		
	Colectores artificiales	Colectores naturales		Colectores artificiales	Colectores naturales	
			$t = 6.21$			$t = 3.61$
Septiembre	5,345	42,915		1,964	38,413	
Octubre	40,045	119,583	$p < 0.05$	149	19,907	$p < 0.05$
Noviembre	40,104	128,330		179	12,156	
Diciembre	70,302	155,622	$t_{c 0.05} = 2.78$	119	11,519	$t_{c 0.05} = 2.78$
Enero	123,959	159,794		238	6,241	
			$0.002 < p < 0.005$			$0.02 < p < 0.05$

Cuadro 25. Biomasa estimada (g) de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los colectores naturales colocados en el estanque 2 durante el ciclo II de cultivo.

Mes	<i>Ficopomatus</i>		<i>Balanus amphitrite</i>	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Septiembre	11.5	13.7	8.2	8.4
Octubre	135	115	26.8	25.5
Noviembre	420	590	35.3	54.1
Diciembre	1,035	1,320	101.5	102.0
Enero	3,435	2,851	79.4	79.4

Se aprecia que los mayores valores de biomasa correspondieron a *Ficopomatus*. La biomasa de este poliqueto empieza a ser importante a partir de octubre, incrementándose paulatinamente hasta el final del ciclo de cultivo; los valores máximos se presentan en enero (Fig. 39). La biomasa de *B. amphitrite* siempre se mantuvo muy disminuida a través de todo el ciclo, presentando un ligero incremento en diciembre (Fig. 39).

Los valores medios de peso húmedo obtenidos para ambas especies se representaron también en porcentos. Se observa claramente que el poliqueto conforma la mayor biomasa, incrementando de 60.3% en septiembre a 97.6% en enero (Fig. 40). En cambio la contribución del balano disminuye en cuanto a porcentajes se refiere, formando en septiembre el 39.7% de la biomasa total en los colectores a 2.4% en enero (Fig. 40). De hecho, las poblaciones del balano asentadas en los colectores naturales aumentan más en tamaño individual que en número, como puede apreciarse en el análisis de distribución de tallas y en las densidades estimadas (Figs. 36 y 38B, respectivamente).

Además, la estimación de biomasa del poliqueto y el balano por unidad de área (media calculada por m²), mostraría valores máximos en enero (10,512 g/m²) y mínimos en septiembre (29.7 g/m²).

Por otra parte, el registro de las condiciones físico-químicas en los estanques muestra que en septiembre existieron fuertes variaciones de temperatura y salinidad en el estanque 2 (diferencias entre ellas de 18 puntos) (Cuadro 21; Fig. 41). En cambio de octubre a diciembre, la diferencia entre la salinidad y temperatura en el estanque es menor, fluctuando entre 4 a 8 puntos (Cuadro 21; Fig. 41). Es interesante resaltar que en enero en el estanque se presentan valores de temperatura bajos y salinidad altos (la diferencia fue de hasta 15 puntos) (Cuadro 21; Fig. 41).

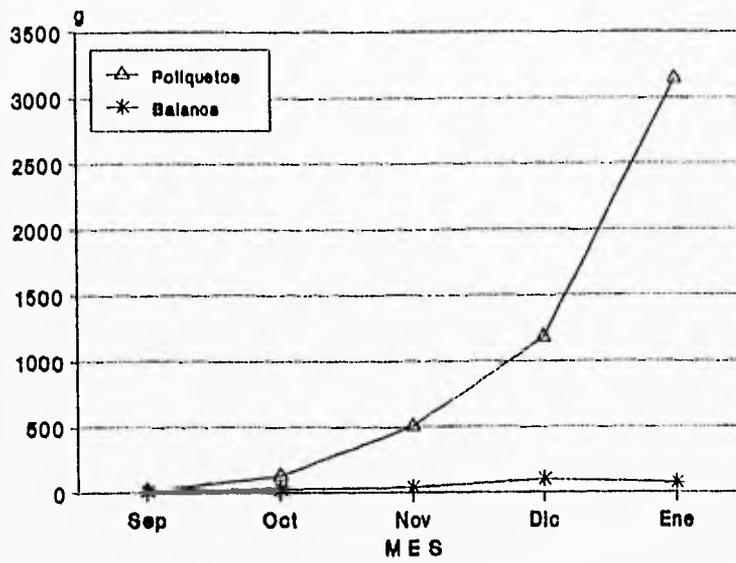


Figura 39. Peso húmedo medio de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los colectores naturales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

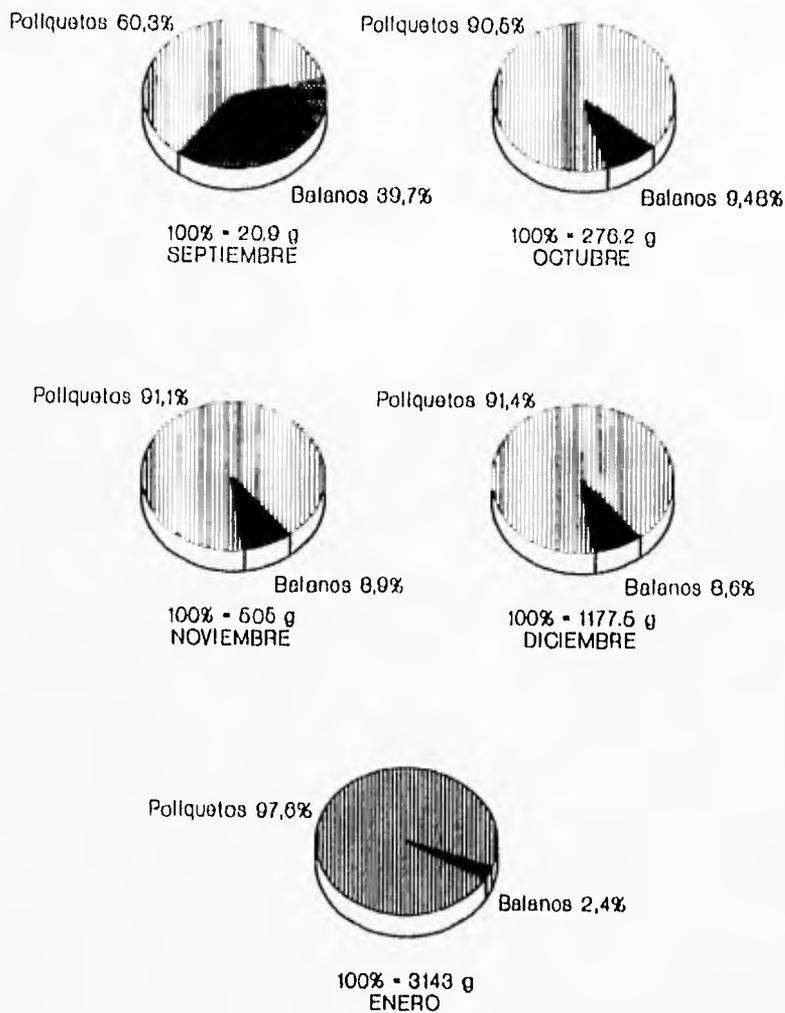


Figura 40. Porcentaje de peso húmedo medio presentado por los grupos asentados en los colectores naturales del estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

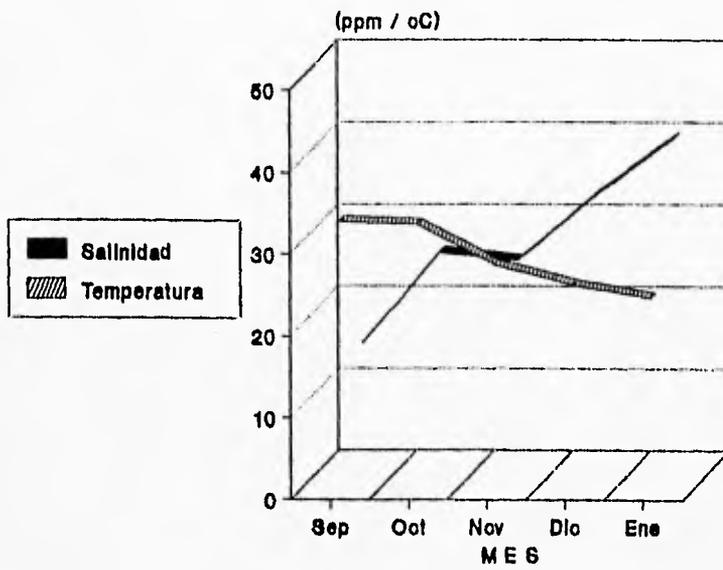


Figura 41. Salinidad y temperatura registradas en el estanque 2, durante el Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994).

v) Distribución vertical de las especies en los colectores naturales.

El análisis de la distribución vertical ó ubicación de las poblaciones colonizadoras a lo amplio de los colectores naturales permitió distinguir que las poblaciones de *Ficopomatus*, en la mayoría de los colectores, abarcaron más de 3/4 partes de los mismos, relegando a las poblaciones de *Balanus amphitrite* a los niveles más superficiales. La ocupación por los poliquetos en los colectores inició a poca profundidad (media de 18 cm) en una columna de agua con 90 cm de profundidad media, extendiéndose hasta el nivel del piso del estanque. El crecimiento del poliqueto formó un volumen bastante notorio en los colectores en los últimos meses de cultivo (Fig. 42), independientemente del diámetro del colector. La mayoría de los especímenes del balano crecieron a poca profundidad, estableciéndose entre los 7 y 18 cm, aunque unos cuantos lo hicieron a profundidades mayores.

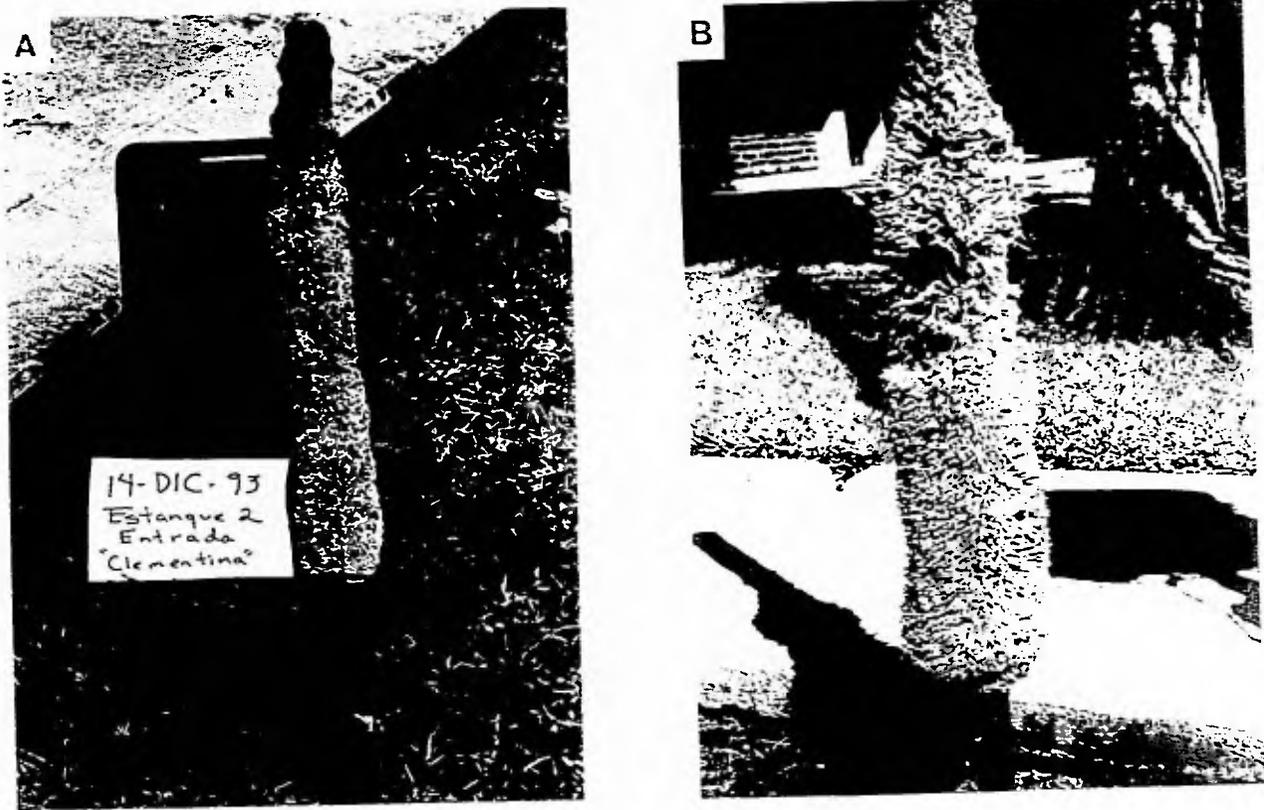


Figura 42. Volumen alcanzado por *Ficopomatus* en los colectores naturales colocados en el estanque 2; Ciclo II (agosto de 1993 a enero de 1994). A) En diciembre de 1993; B) En enero de 1994.

DISCUSION

I. Sucesión en las comunidades establecidas en los monjes

a) Interacciones biológicas

Las razones de los cambios faunísticos observados en las comunidades de los pisos de los monjes de los estanques posiblemente están relacionados con factores abióticos y bióticos. Los factores abióticos, se reconocen como cambios de temperatura y salinidad, el tipo de sustrato presente, la fuerza del flujo de agua y, la calidad del agua, que podrían limitar el establecimiento de ciertas especies en los sustratos de los monjes. En cambio, los factores biológicos pueden estar relacionados con la competencia ó disponibilidad de ciertos recursos presentes en el momento, donde algunas especies en la comunidad pudieran ser desplazadas por otras más aptas ó eficientes en utilizar dichos recursos (Dayton, 1971; Eltringham, 1971; Odum, 1972; Margalef, 1974; Jackson, 1977; Dean y Hurd, 1980; Sousa, 1984; Morri y Boero, 1986; Henschel y Cook, 1990; Sousa y Conell, 1992).

Estos factores obviamente pueden estar estrechamente vinculados, actuando a la par en cualquier combinación sobre comunidades de flora y fauna establecidas en ambientes marinos y dulceacuícolas (Odum, 1969; 1972; Margalef, 1974). Estas condiciones físicas, químicas y biológicas presentes en los pisos de los monjes podrían condicionar y/o limitar el establecimiento de ciertas especies de flora y/o fauna. Con el probable efecto de alterar la composición biológica de las comunidades a medida que transcurre el tiempo (Odum, 1969; 1972; Dayton, 1971; Margalef, 1974).

Por otra parte, se observó que en los tiempos de cultivo (abril-junio; agosto-noviembre), los sustratos de los pisos de los monjes se transformaban a medida que pasaba el tiempo. Se apreció que en estos sustratos se presentó al inicio una depositación de material orgánico e inorgánico (materia orgánica particulada y/o compactada y sedimento fino), después un cambio de estos depósitos con el transcurso del tiempo, particularmente los inorgánicos, que iban de arena-fango (abril-mayo; agosto-octubre) a fango o limo (junio; noviembre). Estos depósitos modificaron de forma importante las condiciones del sustrato de los monjes para las especies que intentaban asentarse en ellos. Además, se observó que el flujo del agua que pasaba por los pisos se hacía más lento a medida que se establecían y crecían las comunidades (flora y fauna). Desde luego hay que considerar la temperatura y salinidad del agua que se presentaron en esta época del año.

Es importante señalar que la presencia de especies "pioneras" (ciertas especies previamente asentadas como las algas filamentosas, *-Enteromorpha clathrata*; Clorofleca-) pueden en un momento dado, facilitar o evitar el asentamiento de otras. Estas algas se establecían inicialmente en forma abundante en los pisos de los monjes. Las poblaciones algales, contribuyeron a estabilizar el sustrato (reducción en la remoción de los depósitos) de los monjes, presentando cierta resistencia al movimiento del agua al fijarse en los pisos. Estas aseveraciones se basan en observaciones realizadas por algunos autores en comunidades tropicales marinas

formadas por grupos de algas verdes filamentosas (género *Enteromorpha*), las cuales pueden fijarse inicialmente con cierta facilidad a sustratos de consistencia blanda y dura (área de fijación reducida) y, además, presentar tasas de crecimiento muy alto con lo que pueden llegar a representar verdaderas trampas de sedimento (John *et al.*, 1992; Brosnan, 1992; Williams y Seed, 1992).

En el transcurso de ambos ciclos de cultivo la presencia y/o ausencia de algas filamentosas y la modificación del sustrato mediante depósitos arenosos, de fango-arenosos y de fango, coinciden con el establecimiento y el aumento y/o disminución en las poblaciones de invertebrados, principalmente, de anélidos, peracáridos (Tanaidáceos, Caprélidos y Gamaridos) y moluscos (*Mytella strigata*).

Tomando en cuenta lo anterior, de acuerdo a Brosnan (1992), se pueden reconocer varias categorías de especies móviles que pueden usar las algas como hábitat: 1) especies primarias fiales; 2) especies criptofaunales; 3) especies asociadas al sedimento y, 4) especies perforadoras. Adicionalmente, ellos mencionan que las especies primarias fiales pueden ocurrir sobre sustratos no algales, pero logran su máxima abundancia sobre ellas. Sobre las especies criptofaunales señalan que utilizan el sustrato algal para sujetarse y esconderse, exhibiendo generalmente cierta especificidad.

Es importante señalar que los sitios donde se encontraban las poblaciones algales establecidas en los monjes pueden representar un hábitat colonizable, principalmente por especies móviles de la macrofauna, cuya abundancia se relaciona frecuentemente con el tamaño, biomasa y morfología de la alga colonizada (Brosnan, 1992; Williams y Seed, 1992). Además, el sustrato algal puede proporcionar ciertos recursos a los organismos que habitan en ellas (epífitos): superficie para sujetarse, refugio a depredadores ó a condiciones adversas presentes en el lugar (e.g. desecación) y, alimento (directo en los herbívoros ó indirecto en los pacedores de microalgas o los detritívoros) (Williams y Seed, 1992).

De esta manera, se puede caracterizar a las especies dominantes en los monjes por su tipo de alimentación y relación al sustrato que utilizan como hábitat. Las poblaciones de caprélidos estudiadas se caracterizarían por su especificidad con el sustrato. Estudios sobre su biología y aspectos ecológicos, especialmente del género *Caprella* (Cain, 1980), sugieren que estos anfipodos están adaptados para trepar, presentando abdomen reducido, gnatópodos y apéndices torácicos con dactilos sujetadores, también son epibiontes que pueden remover micro-organismos y detritos previniendo el enterramiento del sustrato biótico donde se establecen, o ahí alimentarse de material ó partículas suspendidas en el agua. Retomando a Brosnan (1992), estas poblaciones de caprélidos pueden considerarse dentro de la categoría de criptofaunales.

En cambio, las poblacionales de tanaidáceos, al parecer no muestran especificidad alguna con el sustrato algal, de acuerdo a estudios sobre la biología-ecología del grupo (Ogle *et al.*, 1982) y de la especie identificada (Gardiner, 1975), Sieg y Winn (1981) mencionan que es una especie cosmopolita, extremadamente eurihalina y euri térmica, habitando diversos sustratos (como en bancos de fango, arena-fango, sobre rocas y epífita de algas clorofíceas: *Enteromorpha* y *Ulva*), además, dentro del grupo se consideran especies detritívoras. También, de acuerdo a Edgar y Moore (1986), son especies que interactúan con poblaciones algales denominándola especie primaria fital y/o asociada al sedimento ó en mejor de los casos especie no criptofaunal.

Se observó que el número de organismos por especie varía en las secuencias de colonización de ambos ciclos de cultivo (Cuadros 4 y 5). En el ciclo I, los valores de abundancia fluctuaron considerablemente en los cuatro estanques. Después de un incremento extremadamente marcado, la abundancia bajó (mayo) para posteriormente volver a subir (junio). Hay que tomar en cuenta que la disminución en abundancia de las comunidades en estos meses, posiblemente, se debió a la mortalidad causada por la depositación de sedimentos finos (enterramiento) en los monjes. En cambio, en el ciclo II, los valores de abundancia no fluctuaron considerablemente en los estanques y tendieron hacia el incremento a medida que pasó el tiempo.

Tomando en cuenta lo anterior, al parecer la presencia de las poblaciones de caprélidos, en el ciclo I de cultivo, estaban reguladas por el aumento y/o disminución de las poblaciones algales. Esto se considera por la especificidad que presentan los caprélidos por el sustrato que habitan (Cain, 1980). Al alterarse el sustrato de los monjes, por la depositación gradual de sedimentos finos (disturbio) y de detritus orgánicos, las poblaciones algales disminuyeron y también las poblaciones criptofaunales (Caprélidos), siendo reemplazadas por las poblaciones no criptofaunales (Tanaidáceos) que no presentan cierta especificidad con el sustrato y que además son especies con amplio intervalo de tolerancia a condiciones adversas o estresantes, alimentándose del detritus depositado en el suelo durante ese lapso de tiempo. Esta especie de tanaidáceo indudablemente presenta cierta eficacia en utilizar el alimento en estas condiciones que le pueden favorecer incrementando sus poblaciones. Esto se aprecia en el ciclo I de cultivo, en mayo (Fig. 13A), cuando las poblaciones criptofaunales se reducen sorprendentemente mientras que las no criptofaunales tienden a aumentar presentando sus valores máximos de abundancia en junio. En el caso del ciclo II, al inicio (agosto-septiembre) las poblaciones algales no se establecen abundantemente, por lo que las poblaciones criptofaunales son reducidas y las no criptofaunales son grandes (Fig. 13B). En cambio, el mejillón *Mytella strigata*, una de las especies dominantes menos numerosa en el ciclo I, se presentó con la mayor abundancia en el ciclo II (Fig. 13), debido a un mayor sustrato disponible.

En el caso del mejillón *Mytella strigata*, se ha observado que forma densas poblaciones en zonas de manglar, en el Pacífico mexicano se han descrito poblaciones importantes en lagunas de Guerrero (Nuxco y Chautengo) (Stuardo y Villarreal, 1976; Estévez y Stuardo, 1977), asociado al mangle o asentado en fondos de limo-arcilla, además en el presente estudio se confirmó su presencia en grandes números en los esteros adyacentes a la granja de cultivo, fijado principalmente a las raíces del mangle rojo (*Rhizophora mangle*).

A través del análisis cuantitativo y cualitativo de las muestras de los pisos de los monjes de ambos ciclos de cultivo, se pudo apreciar que las poblaciones establecidas del mejillón *Mytella strigata*, empezaron a ser importantes a medida que pasaba el tiempo, dominando a la par con otros grupos de la comunidad. Esto se reflejó en la densidad, biomasa y tallas alcanzadas en las poblaciones del mejillón (Figs. 15, 16 y 17, respectivamente). Por otra parte, la forma de vida de las poblaciones del mejillón que se establecieron en los monjes es de forma gregaria, usualmente creciendo los organismos juntos, entrelazando sus bisos formando "racimos" de mejillones. El enmarañado de sus bisos, soporta grandes cantidades de sedimento. Las poblaciones del mejillón llegaron a ser importantes posiblemente por su eficacia en la utilización del espacio y alimento disponible en los monjes.

La eficacia en la utilización del espacio disponible por esta especie se refleja en el tipo de estrategia de asentamiento. Se ha observado en otros mitílicos (*Mytilus edulis*), que las formas primarias larvales prefieren sustratos filamentosos para asentarse y, en etapas posteriores de su desarrollo migran hacia lugares donde existen individuos adultos de su propia especie donde se establecen e inician de nuevo su crecimiento, fijándose a los bisos de aquellos; además crecen sobre los individuos adultos que se distribuyen en sustratos superiores de las agregaciones (capas) (King *et al.* 1990). Este comportamiento también se observó en *M. strigata* establecida en los monjes en donde comúnmente formó agregaciones en capas de gran espesor (entre 10 a 20 cm).

b) Factores ambientales

En el ciclo II de cultivo se aprecia que las poblaciones algales no se presentan en el primer mes de muestreo (agosto), observándose depósitos arenosos en los pisos de los monjes. Después, en los otros meses, se incrementan rápidamente los depósitos arena-fango en una cantidad importante, presentando diferencias comparados con los depositados en el primer ciclo de cultivo. En el ciclo II, se observó un incremento importante en el flujo del agua que pasa por los pisos, debido a la modificación de la abertura de las compuertas de los estanques que dan entrada al agua proveniente del estero, disminuyendo el flujo conforme se acumulaban más depósitos de arena-fango y se establecían otras poblaciones, en septiembre se registró la presencia de las poblaciones algales pero las que usaron este sustrato biótico con mayor eficacia fueron las no criptofaunales y los mejillones (Cuadro 5; Fig. 13B).

En el ciclo II de cultivo, además de la depositación de sedimentos finos, se observa la disminución drástica en la salinidad por la entrada de la época de lluvias y el remanente de un huracán. A inicios de agosto se presentaron valores de 39 ‰ y, a finales de septiembre de 15 ‰. Las diferencias de salinidad son muy grandes, hasta 24 grados. Estas diferencias de salinidad, - además de un incremento en la depositación de fango en los pisos -, posiblemente influyeron en el establecimiento y crecimiento de las poblaciones criptofaunales en los monjes, esto se puede aseverar por que aunque se presenta un sustrato colonizable por ellas, se establecen pobremente con densidades muy bajas, en cambio las poblaciones de la especie no criptofaunal aumentan considerablemente (Fig. 13B). Posiblemente esta especie de tanaidáceo, por su condición euri térmica y eurihalina (Gardiner, 1975; Sieg y Winn, 1981), pudo resistir las condiciones de perturbación (depositación de sedimentos y disminución en salinidad).

Por otra parte el mejillón en el ciclo II de cultivo muestra una conducta de establecimiento parecida a la presentada en el primer ciclo. Pero en este caso (ciclo II), las densidades y biomasa alcanzadas fueron más altas (Figs. 15B y 16B, respectivamente). También se observó, que en los últimos meses de cultivo (junio-octubre), se apreciaron altas densidades del mejillón en los pisos de los monjes (Fig. 15), precedidas por fluctuaciones importantes en temperatura y salinidad (Cuadro 11; Fig. 19). Además, se observó un reemplazo importante en el tipo de sedimento en los sustratos de los monjes, con depósitos de arena-fango (abril-mayo y septiembre-octubre) a fango ó limo (junio-noviembre).

Estas observaciones en el crecimiento poblacional del mejillón también podrían explicarse por la época reproductiva de la especie. Estudios realizados sobre la biología y ecología de *M. strigata* (Estévez y

Stuardo, 1977) revelan que la época de maduración se relaciona con el incremento en la temperatura y el desove ó expulsión de células sexuales cuando se presentan los valores máximos de este parámetro. Además, las poblaciones estudiadas por ellos presentaron reproductores en varios meses del año. En el área de estudio, posiblemente ocurrieron desoves en las poblaciones de *M. strigata* de los esteros ó en las de los monjes, entre mayo y octubre, coincidiendo con las máximas temperaturas. Lo anterior se pudo confirmar por la presencia de densas poblaciones del mejillón en los monjes en mayo, septiembre y octubre, con modas de 9 a 13 mm (especialmente en septiembre: organismos de tallas pequeñas, entre 3 a 9 mm; densidades entre 2,500 a 18 000 orgs./m²) (Figs. 17 y 18). En estos meses se registraron las temperaturas máximas de todo el año, llegando a 31 (mayo) y 32 °C (septiembre-octubre).

Las comunidades establecidas en los monjes reflejaron que su desarrollo fue influenciado importantemente por disturbios ambientales: físicos, como la depositación gradual y abrupta de sedimentos cada vez más finos; y el cambio importante en la composición físico-química del agua (salinidad y temperatura), también ligada a una dependencia de interacciones biológicas, mediante el establecimiento de poblaciones algales que posiblemente pudieron "facilitar" la presencia de especies móviles, además de otras interacciones entre las poblaciones de peracaridos, (e.g. competencia por espacio y alimento - detritus orgánico-), especialmente en el primer ciclo (abril-mayo) en el cual coexisten poblaciones importantes de las especies criptofaunales y no criptofaunales (Cuadro 4; Figs. 9 y 13A).

De esta manera, el presente estudio comparte observaciones realizadas por varios autores (Sanders, 1979; Heck y Wetstone, 1977; Heck y Orth, 1980; y Pimm, 1982) que concluyen que las comunidades de ambientes tropicales se estructuran y establecen su funcionamiento a partir de la combinación de respuestas hacia factores físico-químicos y biológicos, como son el tiempo de existencia del hábitat, la estabilidad climática, la heterogeneidad y complejidad espacial, competencia y depredación, etc. De estos puntos, cabe destacar la importancia en las comunidades controladas físicamente: biota poco diversa, ambiente inestable y de reciente origen, fases larvianas presentes, reproducción estacional, con progenie alta y prioridad de adaptación ambiental (Sanders, 1979). Características que se presentaron en cierta medida a lo largo de los dos ciclos de cultivo en las comunidades estudiadas en los pisos de los monjes

c) Repercusiones del cambio de la biomasa en el proceso sucesional

Tomando en cuenta los valores de biomasa y materia orgánica, se puede pensar que las comunidades establecidas en los monjes al ser renovadas frecuentemente de los sustratos durante los dos ciclos de cultivo (como medidas de limpieza y ser arrastradas accidentalmente hacia los estanques por el flujo de agua entrante), pudieron aportar de manera adicional cierto contenido energético a los cuerpos de agua de los estanques. El contenido energético de los estanques es abastecido básicamente a partir del agua (nutrientes disueltos y/o particulados) que se bombea desde el estero El Confite (Fig. 2), de la fertilización aplicada directamente sobre los estanques y, de cierta manera, del alimento balanceado para la especie en cultivo, del crecimiento de comunidades fito y zooplantónicas que puedan originarse en los estanques (Fig 43). Posiblemente las comunidades que se establecen y transforman en los pisos de

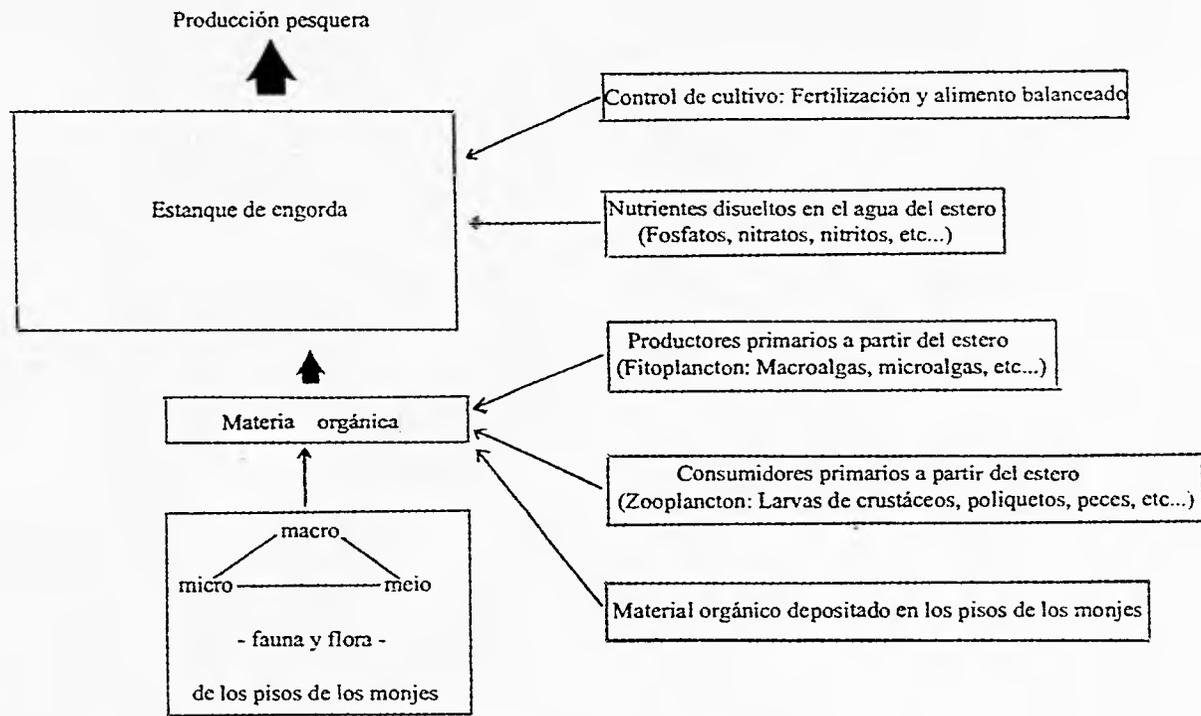


Figura 43. Posible aporte energético a los estanques de engorda, a partir del estero, del control de cultivo y de las comunidades establecidas en los monjes.

los monjes, aportan energía adicional que puede ayudar de manera positiva en la producción de la especie en cultivo.

II. Crecimiento de *Mytella strigata* en los monjes.

Por un lado, las diferencias que existieron en densidad y biomasa de *M. strigata* entre los dos ciclos puede ser explicado por las condiciones ambientales que prevalecieron en el año, como se mencionó anteriormente, la etapa reproductiva de esta especie de mejillón coincide con la elevación de la temperatura (a partir de mayo). Además, se observaron diferencias en la depositación de sedimento (en cantidad) en los monjes de los estanques de cultivo, con la consecuencia en diferencias de superficies disponibles a colonizar y en la disponibilidad de alimento en estos lugares.

Siguiendo el crecimiento poblacional del mejillón, en el ciclo II de cultivo se observaron los valores más altos de densidad y biomasa, presentándose los máximos en noviembre (Figs. 15B y 16B). El aumento significativo en biomasa del mejillón en este ciclo, obviamente se relaciona con grandes densidades y el aumento en talla del mejillón en este lapso de tiempo (Figs. 15, 16 y 18). Estos valores de densidad y biomasa observados, también pueden estar relacionados con estrategias de colonización del mejillón, esto es, su presencia en forma gregaria formando capas gruesas (hasta 20 cm de espesor) en los pisos, donde los mejillones de menor tamaño o edad se presentan en la parte superficial de dichas capas y a menudo creciendo entre o sobre los bisos secretados por los mejillones de mayor edad. Como concluye Seed (1969), en observaciones realizadas en ambientes naturales y de laboratorio en el mejillón europeo *Mytilus edulis*, esta conducta gregaria le permitiría al mejillón utilizar de manera eficiente el espacio reducido para asentarse y crecer, ya que este tipo de adaptación reduciría la superficie expuesta a fuerzas mecánicas.

En *Mytilus edulis* y *M. galloprovincialis* se ha observado que el asentamiento de las larvas presenta dos fases: 1) elección temporal de un lugar de asentamiento, que consiste principalmente en sustratos filamentosos (algas filamentosas; bisos formados por organismos adultos; hidroides, etc.) este asentamiento se realiza a partir de la etapa planctónica de la larva; 2) asentamiento final de la larva (fase pelágica), donde se ve libre en la columna de agua buscando un lugar más apropiado (espacio y alimento disponibles y adecuados), fijándose después permanentemente sobre organismos adultos de su propia especie. En esta fase, peculiarmente, las etapas post-larvales presentan la formación de bisos muy delgados que les permiten derivar en el agua (migración biso-pelágica) y poder explorar otros hábitats (Bayne, 1964; Dare, 1976; King *et al.*, 1990). Aunque, en el caso de *M. edulis*, también se ha presentado un asentamiento directo, sin la presencia de las fases ya mencionadas (McGrath *et al.* 1988). Es posible que estos tipos de estrategia de asentamiento se presenten en la etapas larvales del mejillón de manglar *Mytella strigata*, esto involucra el posible abastecimiento de larvas a partir del estero ó en los mismos monjes, con el efecto de la formación de capas de mejillones de diferentes edades (tallas) sobre los pisos de los monjes.

Por otra parte, las altas densidades observadas del mejillón también pudieron ser a consecuencia de otros factores que no se presentaron constantemente: por ejemplo, se observaron pocos depredadores (en número de especies e individuos) que visitaban ocasionalmente los monjes de los estanques (cangrejos de la sp. *Goniopsis pulchro*), que dudosamente afectaron de manera importante el tamaño de las poblaciones del mejillón.

Ahora, considerando las elevadas densidades del mejillón (Fig. 15), se sabe que varias especies de mitílicos, llegan a filtrar grandes volúmenes de agua (*M. edulis* y *Modiolus modiolus*, con tasas de filtración que varían de 2.1 a 10 l h⁻¹ g⁻¹) (Eily, 1991). Las áreas de filtración formadas por el mejillón *M. strigata* sobre los pisos de los monjes de los estanques podrían influir en la composición química del agua (calidad del agua) que entra para renovar a la que persiste en los estanques. Se ha observado que la tasa de filtración de algunos mitílicos puede variar por las condiciones ambientales, tales como la temperatura, cantidad y calidad del seston (partículas alimenticias) y, peso individual, además, los individuos de mayor edad tienen una tasa de filtración menor que los más jóvenes (Möhlenberg y Riisgard, 1979).

Es de importancia resaltar los valores obtenidos de biomasa de *M. strigata* por unidad de área (g/m²) (Fig 16). En especial, a los estimados para el área total de los cuatro monjes (9.5 m²), que en los últimos meses de muestreo fueron bastante elevados (junio = 11,324 g; noviembre = 93,119 g).

Por otra parte, el crecimiento individual (talla) de los mejillones de los monjes pudo estar influido por diversos factores. Se ha visto que la forma y tamaño de la concha en los bivalvos, especialmente en los mitílicos *Mytilus edulis*, *M. californianus*, *Modiolus modiolus* y *Geukensia demissa*, no solamente está determinada por factores ambientales (como el tipo de sustrato donde se asientan, cambios de marea, fuerza y velocidad del flujo de agua, fluctuaciones de temperatura y salinidad, etc.), sino también por factores biológicos (como la tasa de crecimiento -edad de los individuos-, efecto de la densidad, disponibilidad de espacio y alimento, etc.) que prevalecen en los lugares de asentamiento (Seed, 1968 y 1969; Kautsky, 1982; Newell y Hidu, 1982; Wildish y Kristmanson, 1984; Sibaja, 1985; Okamura, 1986; Newell, 1990; McGrorty y Goss-Custard, 1993; y Fréchette *et al.*, 1992). Es posible que la combinación de factores que prevalecieron en los pisos de los monjes influyeron directa o indirectamente en el tipo de crecimiento individual (diferencias de peso-talla) de los mejillones, particularmente los cambios de temperatura y salinidad, la fuerza del flujo de agua, el tipo de sustrato, la disponibilidad de alimento y el efecto de la densidad.

También se ha observado en estudios sobre crecimiento absoluto (cambio en longitud o talla con respecto al tiempo) en los mitílicos, que las tasas de crecimiento disminuyen con el avance de la edad del mejillón, donde los jóvenes presentan un crecimiento más rápido que los más viejos. Además, las proporciones o morfología de la concha es influenciada por la tasa de crecimiento, en este caso el peso y volumen de la concha se incrementan con el aumento en longitud y, la altura de la misma cesa completamente. Pudiéndose encontrar en una población, individuos con diferentes tasas de crecimiento: los más viejos con un crecimiento lento, conchas más anchas que altas (formas voluminosas y/o redondeadas), los jóvenes con un crecimiento rápido donde la altura y la anchura de la concha son iguales (la anchura no excede a la longitud; formas triangulares) (Seed, 1969).

Uno de los factores que puede influir en forma importante en el crecimiento individual de los mitílicos es el tamaño de la población. Varios autores han señalado que el crecimiento en los mejillones es dependiente de la densidad poblacional, en estas condiciones se puede presentar una competencia intra-específica por espacio y alimento, resultando a la larga factores limitantes en la población (interdependencia de factores limitantes) (Seed, 1969; Kautsky, 1982; Wildish y Kristmanson, 1984; Okamura, 1986; Newell, 1990; McGrorty y Goss-Custard, 1993; y Fréchette *et al.*, 1992). En poblaciones densas, en organismos jóvenes, se ha observado la reducción o disminución en el crecimiento individual, en este caso los individuos adultos impiden el crecimiento de los jóvenes. El mecanismo de competencia que se presenta en estas poblaciones es conocido como "interferencia física". Este mecanismo implica la aplicación de presión o compresión externa sobre las valvas de los organismos por su competidor, con el efecto en la dificultad de abertura de la concha

(interferencia mecánica), siendo un factor crítico en el control de la tasa de filtración y/o bombeo, consumo de alimento (competencia por alimento) y de crecimiento, además afecta en la morfología y coloración de la concha (curvatura o mayor espesor; matices oscuros) (Seed, 1969; Wildish y Kristmanson, 1984; Okamura, 1986; Newell, 1990; McGroarty y Goss-Custard, 1993; y Fréchette *et al.*, 1992).

Estos mismos autores manejan que el efecto de la interferencia física puede considerarse inversamente proporcional a la longitud de la concha, siendo los individuos más jóvenes desproporcionadamente afectados por este mecanismo de competencia. Además, concluyen que el crecimiento (talla) del mejillón también depende del alimento disponible, efecto que resulta de la limitación de espacio, de esta manera, la disminución en la masa del cuerpo (adelgazamiento) en los organismos es esperada con la consecuencia de reducción en tamaño. En otros términos, explican que la interferencia física por altas densidades afecta directamente la alimentación normal, con lo que se presenta un cambio en el crecimiento alométrico de los individuos presentando una asociación alta en la relación longitud de la concha-peso del cuerpo cuando la interferencia física disminuye (presencia preponderante de tallas grandes) (Fréchette *et al.*, 1992). Por otra parte, también se ha observado que la alta densidad en poblaciones de mitilidos no solo produce reducción en su crecimiento, sino igualmente en el esfuerzo reproductivo (baja reproducción) (Okamura, 1986). Así mismo, la velocidad de la corriente o flujo de agua puede influir en el crecimiento de organismos suspensivivos. Se ha observado que altas densidades y biomasa poblacionales se relacionan con lugares que presentan altas velocidades en la corriente de agua (>10 cm/seg), la cual influye directamente en la dinámica de abastecimiento del seston (partículas alimenticias en el agua) (Wildish y Kristmanson, 1979).

Considerando los valores de talla, densidad y crecimiento de los mejillones que se establecieron en los monjes, particularmente en los últimos meses de muestreo (junio y noviembre), señalarían que posiblemente los mecanismos de competencia por espacio y alimento (interferencia física) se presentaron en estas poblaciones. El crecimiento del mejillón en estos meses así lo indica, especialmente en noviembre, donde se aprecia que tallas menores fueron más frecuentes (la mayoría de las modas fueron de 21 mm), en cambio en junio las tallas más frecuentes fueron mayores (casi todas las modas fueron de 24 mm). En noviembre la asociación más estrecha, en la relación alométrica de peso-talla, se presenta entre el peso fresco total y peso de la concha, en cambio en junio la asociación más estrecha es con el peso del cuerpo (Cuadro. 12; Figs. 21 y 22). Además, confirmando estas relaciones de crecimiento, se observa que las modas de estos meses (24 mm) corresponden a valores de peso diferentes, para este parámetro poblacional: en junio de 0.95 a 0.43 g ; y en noviembre de 0.85 a 0.35 g. Se aprecia que en junio los valores de peso con respecto a talla son más altos que en noviembre. También se observó que altas densidades se presentaron en estos meses, especialmente en noviembre. En cuanto a su morfología, se observó que en junio y noviembre los organismos supuestamente jóvenes (tallas de 10 a 15 mm) presentaban conchas de formas triangulares (la altura y el ancho no excedían a la longitud) y, gruesas en espesor con matices oscuros en la coloración (Fig. 44). En el caso de los organismos de mayor edad (20 mm), algunas de estas características fueron menos notorias a simple vista (grosor y proporción altura anchura con respecto a longitud) (Fig. 44). En este punto, Sibaja (1985) observó en poblaciones tropicales de *Mytella strigata*, que la concha tiene forma globosa y tiende a ser menos alargada en longitud y diámetro. Además, en poblaciones muy densas estudiadas por ese autor (5,455 mejillones/m²), las modas de talla predominantes fueron las clases de 22 a 23 mm.

El análisis global de los resultados en el presente estudio, indica que los mejillones que se establecieron en los pisos de los monjes en ambos ciclos de cultivo presentaron una reducción gradual en su crecimiento, particularmente en los últimos meses (terceros meses de crecimiento) y, de manera significativa en el ciclo II de cultivo (Figs. 21 y 24). Este comportamiento en los mejillones estudiados se puede explicar por las altas

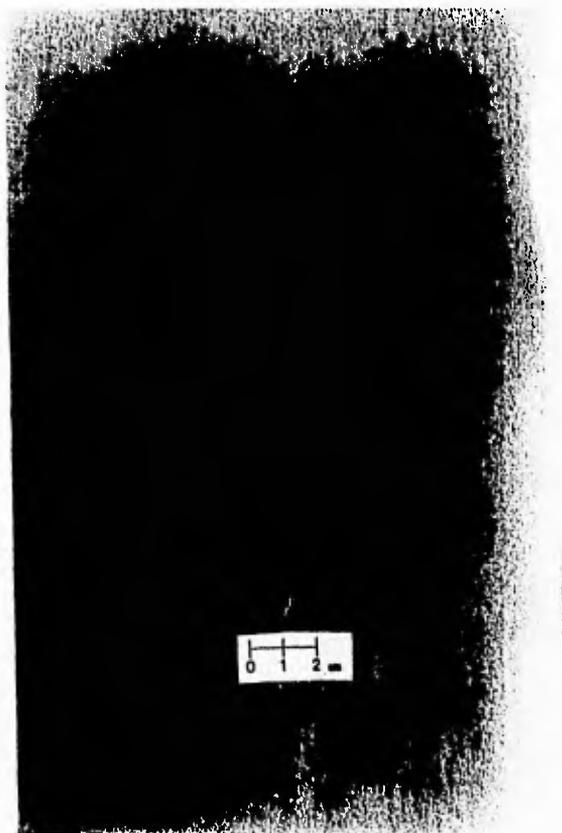


Figura 44. Variaciones en las proporciones de la concha en individuos de diferente edad del mejillón *Mytella strigata*.

densidades observadas, las cuales implican directamente limitaciones de espacio y alimento. Estas aseveraciones de crecimiento en el mejillón *Mytella strigata*, coinciden con diversos estudios realizados en otras especies de mitílidos (Seed, 1969; Kautsky, 1982; Wildish y Kristmanson, 1984; Okamura, 1986; Newell, 1990; McGrorty y Goss-Custard, 1993; y Fréchette *et al.*, 1992).

Por otra parte, se observó que a medida que crecían las poblaciones de mejillones sobre los pisos de los monjes, las densidades y biomásas eran muy altas, el flujo del agua disminuyó gradualmente, especialmente en los últimos meses de muestreo. Posiblemente como mencionan Wildish y Kristmanson (1979), la velocidad del flujo de agua pudo contribuir en su crecimiento debido al abastecimiento de alimento. En el presente estudio, antes del establecimiento de organismos en los monjes se midió la velocidad del flujo de agua mediante el desplazamiento de un objeto flotante, obteniéndose valores entre 40 y 50 cm/seg., por lo que se puede pensar que el flujo de agua al mantenerse en estos valores de velocidad en los primeros meses de muestreo, en ambos ciclos de cultivo (marzo-abril y agosto-septiembre), pudo abastecer significativamente de alimento a las poblaciones asentadas. Las cuales, posiblemente reflejaron la importancia del flujo de agua en la formación de grandes agregaciones. En este punto, hay que recordar las altas densidades del mejillón que se encontraron en el muestreo de prospección (Fig. 6B), indican la posible importancia del flujo de agua en el crecimiento de los mejillones, ya que el agua en canal (muestras 3-6) es más lenta en su recorrido y, además el enterramiento de los mejillones por el sedimento fue más aparente sobre dicho canal que en el piso del monje.

Por otra parte, tomando en cuenta los valores de biomasa estimados del mejillón que crece en los monjes, se sugiere que podría ser aprovechado como un alimento complementario en la dieta de la especie cultivada (en este caso el camarón blanco, *Penaeus vannamei*). Se sabe del uso de especies de invertebrados marinos, como moluscos (almejas), crustáceos (camarones mantis) y, poliquetos (especialmente *Glycera dibranchiata*), - además, incluyendo especímenes sobrantes o desechados de la especie en cultivo -, que son aprovechados como recurso alimenticio en cultivos de peneidos (*Penaeus vannamei* y *P. indicus*), con resultados satisfactorios en la estimulación de maduración (a partir de la asimilación de ácidos grasos), nivel de digestión y utilización de proteínas y, aumento significativo en el crecimiento de los organismos cultivados (Lytle *et al.*, 1990; Ali, 1992; Wyban y Sweeney, 1992; Phillips *et al.*, 1993).

En el caso del mejillón *Mytella strigata*, Reprieto (1981) y Talamantes-Estrada (1981), mencionan que esta especie es potencialmente aprovechable por su elevado valor alimenticio, presentando altos contenidos de glucógeno y grasa en sus tejidos. Considerando el valor energético del mejillón, independientemente de su importancia para consumo humano, pudiera ser un alimento alternativo (proteína y grasa) para la especie cultivada, lógicamente, se debe poner mucha atención y cuidado sobre la infraestructura necesaria para el procesamiento de este alimento complementario (desconchamiento, preparación, purificación, etc.), para que pueda ser aceptado y aprovechado positivamente por el camarón.

III. Crecimiento de las poblaciones asentadas en los colectores experimentales.

El agua distribuida a los estanques de cultivo es filtrada a nivel de los monjes de entrada por un sistema de dos filtros con una apertura de 5 mm y 1 mm respectivamente. Estos filtros protegen los estanques de la entrada masiva de organismos (juveniles o adultos) que podrían perjudicar, de cierta forma (e.g. depredación, competencia por el alimento, etc.) a la especie cultivada. Sin embargo, tomando en cuenta que los estanques de cultivo analizados reciben su aporte de agua nueva por un sistema de canal cuyo aprovisionamiento se realiza

directamente en el estero, existe un aporte constante de larvas planctónicas que logran franquear la barrera de los filtros debido a su tamaño diminuto. En la mayoría de los casos, estas larvas no logran asentarse debido a la ausencia de un sustrato o soporte adecuado. En efecto, el fondo de los estanques es predominantemente lodoso, además, puede existir un impacto considerable por parte de los organismos cultivados en lo que se refiere a la inestabilidad del sustrato.

En primera instancia se apreció que los colectores artificiales y naturales colocados en los estanques de cultivo permitieron conocer y evaluar las poblaciones de fauna sésil asentada (Figs. 42, 45 y 46). La existencia de diferencias entre los valores obtenidos de cobertura, densidades estimadas y distribución espacial de las poblaciones sésiles en los colectores experimentales, demuestran el funcionamiento diferencial de asentamiento en estos dos tipos de colectores (Figs. 42, 45 y 46). Los análisis de cobertura y densidad aplicados a las poblaciones asentadas en los colectores utilizados, indican que los colectores artificiales fueron menos "atractivos" para los organismos presentes en los estanques.

En cuanto al asentamiento en los colectores artificiales de *Ficopomatus* sp., los valores de densidad estimados para ambos estanques en los dos ciclos de cultivo (Figs. 32A y 33A), parecen indicar que podrían establecerse grandes poblaciones del poliqueto si existieran sustratos adecuados a colonizar. Se aprecia que las poblaciones del poliqueto "factibles" de establecerse serían más abundantes en el estanque 2 que en el estanque 3 (particularmente en las salidas de ambos estanques), en especial en el ciclo II de cultivo (Figs. 32A y 33A). Con respecto al asentamiento de *Balanus amphitrite*, de acuerdo a los valores de densidad estimados en los ciclos de cultivo en ambos estanques (Figs. 32B y 33B), se observa que podrían establecerse poblaciones más o menos abundantes (en relación a la presencia del poliqueto) si existieran sustratos adecuados a colonizar, especialmente aquellos que fueran de consistencia dura. Se puede apreciar que las poblaciones del balano "posibles" de establecerse en el ciclo I hubieran sido ligeramente altas en abril en el estanque 3 y, de mayo a junio similares en ambos estanques (Fig. 32B). Similarmente, en el ciclo II grandes densidades del balano se presentarían en septiembre en el estanque 3 y, de octubre a noviembre podrían ser parecidas en ambos estanques (Fig. 33B). Las mayores abundancias se reflejarían en las salidas de ambos estanques, en la mayoría de los meses en los dos ciclos de cultivo.

Aquí cabe agregar que las poblaciones estimadas del poliqueto *Ficopomatus* sp. a asentarse, en ambos ciclos de cultivo, hubieran sido más abundantes que las del balano *Balanus amphitrite* (Figs. 32 y 33). El balano al parecer presenta una menor eficacia de colonizar los colectores, esto se refleja en el poco número de organismos observados. Posiblemente el balano necesitaría una mayor superficie de asentamiento, siendo lo contrario para el poliqueto túbicola. Los resultados obtenidos parecen indicar que a medida que el poliqueto aumenta en número en los colectores, las poblaciones del balano se reducen. Esto se puede apreciar en los porcentajes de cobertura promedio de los colectores artificiales y las densidades estimadas posibles en presentarse de ambas especies, particularmente en el estanque 2 en el ciclo II de cultivo (Figs. 30 y 33). En este estanque, el poliqueto aunque aparece al principio disminuido en su asentamiento, después se observa que utiliza mejor el espacio disponible en los colectores. Además, el poliqueto mostró cierto sobrecrecimiento y/o epizoísmo al asentarse sobre individuos de su propia especie.

Con respecto al asentamiento de estas dos especies en los colectores naturales, los valores estimados de densidad también indican que las poblaciones que llegarían a colonizar superficies disponibles y/o adecuadas serían muy abundantes, en especial las del poliqueto (Fig. 38A). Las densidades calculadas del poliqueto muestran que aumentarían a medida que pasara el tiempo, alcanzando valores máximos en enero (Fig. 38A).

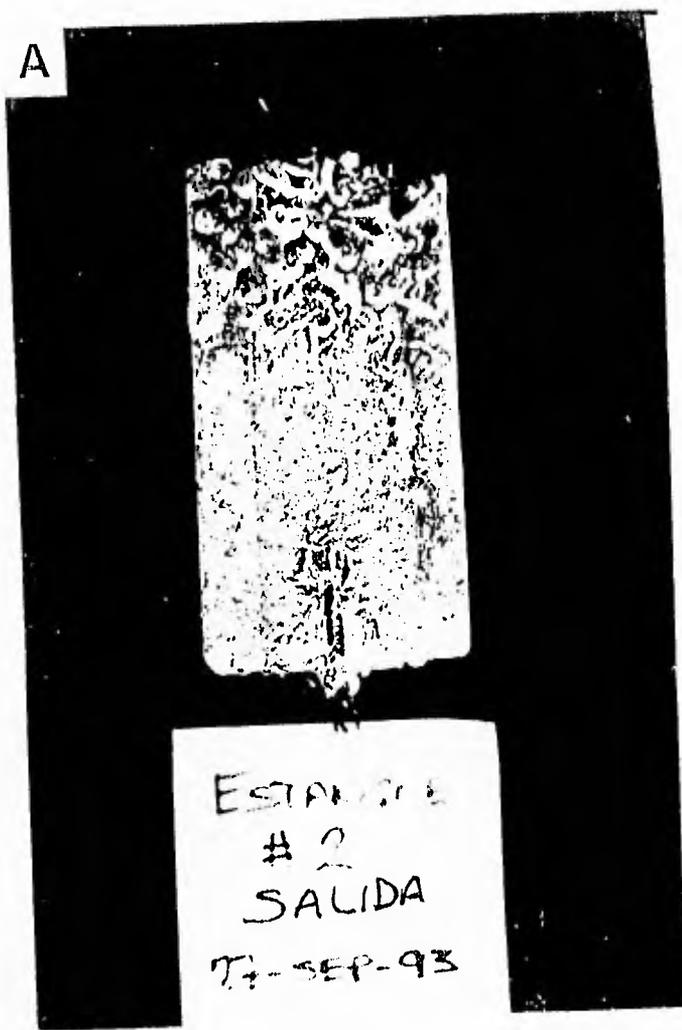


Figura 45. Colonización de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los artificiales colocados en la salida del estanque 2; Ciclo II de cultivo. A) En septiembre de 1993; B) En octubre de 1993 y C) En noviembre de 1993.



omatus y *Balanus amphitrite* en los colectores del estanque 2; Ciclo II de cultivo. A) En septiembre / C) En noviembre de 1993.

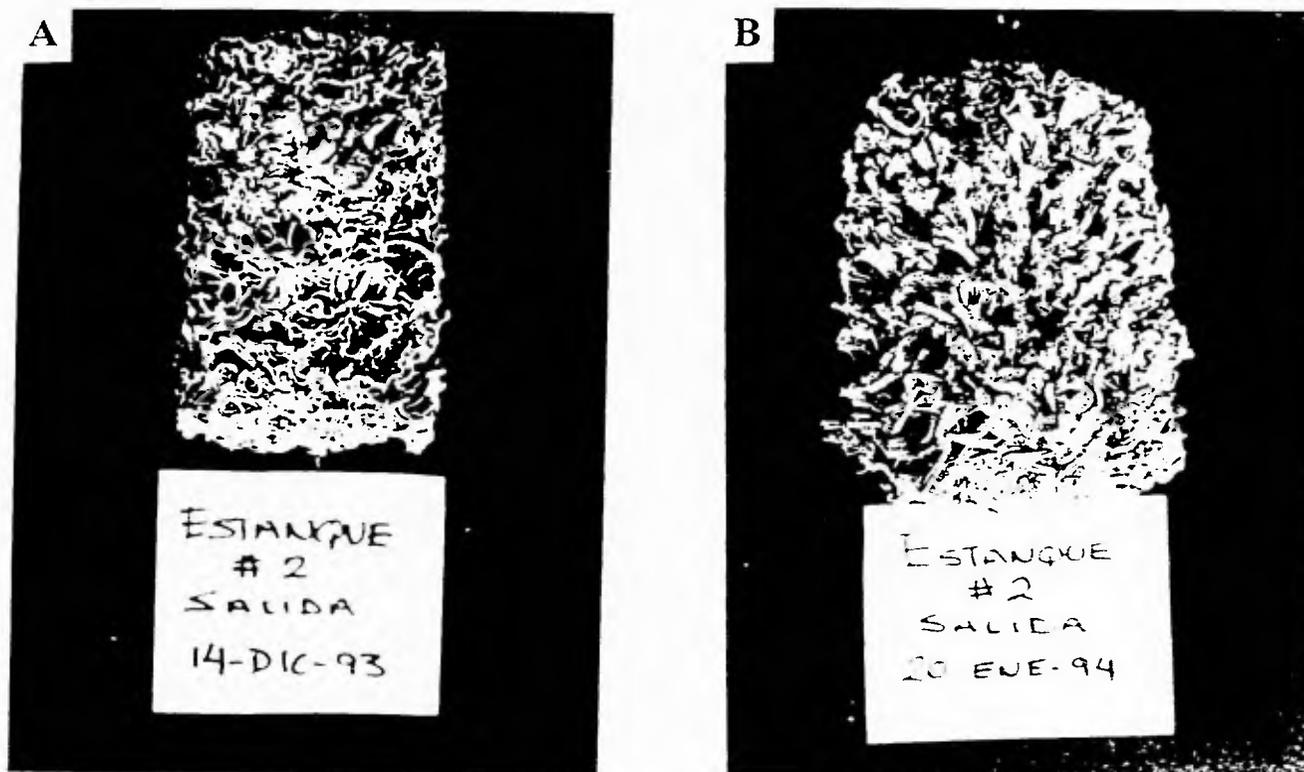


Figura 46. Colonización de *Ficopomatus* y *Balanus amphitrite* en los colectores artificiales colocados en la salida del estanque 2; Ciclo II de cultivo. A) En diciembre de 1993; B) En enero de 1994.

En cambio, las poblaciones del balano disminuirían conforme pasara el tiempo, presentando valores máximos en septiembre y mínimos en enero (Fig. 38B).

Se puede pensar en condiciones ambientales y/o biológicas desfavorables que prevalecieron en los estanques en el ciclo I de cultivo, por las coberturas pobres de poliquetos y balanos en los colectores artificiales (Figs. 28 y 29). En este ciclo los estanques presentaron grandes diferencias entre salinidad y temperatura (13 a 14 puntos). Al principio del ciclo II (septiembre), las diferencias entre estos parámetros en los estanques también fueron grandes (17 a 18 puntos) y, se observó una cobertura reducida de los poliquetos y balanos en los colectores artificiales y naturales de ambos estanques (Figs. 30, 31 y 37). En cambio de octubre a diciembre en los dos estanques, las diferencias entre salinidad y temperatura son menores (1 a 9 puntos) y, las coberturas estimadas en ambos tipos de colectores experimentales, en especial del poliqueto, se incrementaron rápidamente (particularmente en el estanque 2), presentando las máximas en enero (Figs. 30 y 37). Es interesante resaltar que en enero en este estanque se presentan valores de temperatura bajos y salinidad altos (diferencia de hasta 16 puntos) y, que de diciembre a enero las poblaciones estimadas del poliqueto en los colectores naturales no aumentan en número tanto como en los otros meses (la diferencia de aumento de diciembre a enero es de aproximadamente 4 mil organismos) (Fig. 38A), mientras que las poblaciones estimadas del balano en estos mismos meses tienden a disminuir notablemente (Fig. 38B).

Se podría considerar que el establecimiento y crecimiento de las comunidades de *Ficopomatus* en los colectores experimentales utilizados, posiblemente estén relacionados con las condiciones fisico-químicas (temperatura y salinidad) prevalecientes en el estanque de cultivo, en combinación con ciertos factores biológicos (e.g. estrategias de asentamiento). En este punto se observó que en el ciclo II, particularmente en el estanque 2, *Ficopomatus* alcanza tallas grandes, altas coberturas y densidades estimadas, a partir de octubre (véase Figs. 27A, 30 y 33A).

Además, las diferencias de cobertura y densidad estimadas de la fauna sésil entre los dos estanques obtenidas en el ciclo II, se pueden explicar por el manejo de los estanques. A través de este ciclo de cultivo se supo y observó que el estanque 2 constantemente se fertilizó, mientras que el estanque 3 sólo se fertilizó durante el primer mes (agosto), coincidente con la etapa de siembra de la especie cultivada. En el ciclo I, los dos estanques solo se fertilizaron durante el primer mes de cultivo. El incremento en los recursos alimenticios en los estanques (fertilización) pudo influir importantemente en el desarrollo y crecimiento de las comunidades de invertebrados. El crecimiento tan peculiar del poliqueto en los colectores del estanque 2 (Figs. 42, 45 y 46) pudiera ser reflejo del aporte adicional y constante de dicho recurso energético, para el mantenimiento de la especie cultivada.

Como se mencionó con anterioridad, es posible que las coberturas y densidades estimadas de las especies de balanos y poliquetos pueden estar relacionadas con diversos factores ambientales y biológicos. Es conocido que en el asentamiento de las larvas de especies bentónicas, influyen varios factores bióticos y abióticos, como son la naturaleza y características del sustrato, disponibilidad de espacio y alimento, mecanismos biológicos de sucesión (tales como la facilitación, exclusión competitiva, inhibición o tolerancia por parte de la misma u otras especies que permitan su establecimiento), predación, variedad de disturbios físicos, etc. (Dayton, 1971; Eltringham, 1971; Jackson, 1977; Dean y Hurd, 1980; Levin, 1984; Sousa, 1984; Morri y Boero, 1986; Henschell y Cook, 1990; Sousa y Conej 1992). Además, los factores ambientales y biológicos que afectan el crecimiento y permanencia de las poblaciones marinas establecidas en los lugares colonizados, pueden estar ligados a mecanismos fisiológicos (e.g. reducción del metabolismo, mínima oxigenación de la hemolinfa, procesos osmoregulatorios, etc.) propios de cada especie que le permitan la tolerancia a ciertas condiciones

físico-químicas presentes en el cuerpo de agua (Eltringham, 1971; Odum, 1972; Margalef, 1974; Sousa, 1980). Aunque los factores antes señalados no se presentan en su mayoría, en ambientes controlados por el humano, en este caso, cabe resaltar algunos que pudieron presentarse en los estanques de cultivo: alta variación de las condiciones físico-químicas del agua, disponibilidad de alimento y espacio a colonizar y, estrategias de colonización de las especies estudiadas.

En primera instancia, la colonización diferencial en los colectores artificiales y naturales, indudablemente está relacionada con la superficie disponible por parte de la fauna sésil. Los colectores naturales presentaron una mayor superficie y por lo tanto mayor espacio para el asentamiento de las larvas de poliquetos y balánidos. También hay que considerar que el sustrato ofrecido por los colectores para el asentamiento de la fauna, no es el único de los factores que influyeron en el establecimiento y crecimiento de las comunidades de invertebrados.

Se puede pensar que los poliquetos, por su distribución en los colectores naturales, posiblemente sean menos tolerantes a altas temperaturas, debido al calentamiento que pudo presentarse en la parte superficial de la columna de agua. En el caso de los balanos podría ser que su distribución en los colectores no solo dependa de adaptaciones fisiológicas, sino también de la competencia por espacio disponible en los colectores en cierto momento. Ya que se observó que el poliqueto presentaba como estrategia de asentamiento el epizoísmo (gregario) y, pudiera presentar otras estrategias de colonización, como la duración de la etapa reproductiva (reclutamiento constante), la reducción de la vida planetónica de la larva y colonización directa del sustrato por la misma (reducción del potencial de dispersión), en respuesta a la alta variación en los factores físico-químicos, conductas que han sido observadas en ciertos grupos de invertebrados bentónicos, en especial en diversos grupos de poliquetos sedentarios (Sousa, 1980; Levin, 1984; y Lardicci, 1992). Estas conductas al presentarse en las etapas larvales del poliqueto estudiado pueden explicar el gran éxito de colonización que presentó en los colectores utilizados.

Por otra parte, de acuerdo a las altas densidades estimadas del poliqueto túbicola *Ficopomatus* en los dos tipos de colectores (que al existir sustratos adecuados a colonizar, podría establecerse en grandes poblaciones), se sugiere que puede considerarse como un recurso adicional en la dieta alimenticia de la especie en cultivo, considerando varias expectativas, como se mencionó en el caso del mejillón *Mytella strigata*.

CONCLUSIONES

1. En las comunidades de invertebrados establecidas en los monjes se presentaron tres grupos dominantes, por su número y biomasa: dos grupos de peracáridos, caprélidos y tanaidáceos y, un grupo de pelecípodos representados por el mitilido *Mytella strigata*.
2. Es posible que el establecimiento, permanencia y desarrollo de las comunidades observadas en los monjes este limitado por factores ambientales (deposición de sedimento y material orgánico, fluctuaciones de temperatura, salinidad y velocidad del flujo de agua), en combinación con factores biológicos (asociaciones, competencia por espacio y alimento) y el manejo humano (control de cultivo).
3. En el transcurso de los ciclos de cultivo, las poblaciones del mejillón *Mytella strigata* fueron creciendo en forma importante, alcanzando al final altas densidades y biomásas.
4. El crecimiento alométrico de *Mytella strigata*, presenta una relación negativa, por lo que se esperaría que a medida que transcurra el tiempo, el mejillón tendrá un incremento relativamente más lento en peso con respecto a su talla.
5. Al parecer el crecimiento individual del mejillón depende de la densidad, lo que implica competencia por espacio y alimento, que se traduce en una reducción en crecimiento a medida que pasa el tiempo. El reflejo de esta reducción es proporcional y/o en combinación con la edad del individuo, por lo que en etapas juveniles es notable el cambio en morfología.
6. Solamente dos especies se asentaron de manera significativa y cuantificable en los colectores experimentales dispuestos en los estanques de cultivo: el poliqueto túbicola *Ficopomatus* y el balano *Balanus amphitrite*.
7. Los análisis de densidad aplicados al poliqueto *Ficopomatus*, indican una fuerte incidencia de larvas de esta especie en los estanques; lo que señala que podrían establecerse grandes poblaciones del poliqueto si existieran sustratos adecuados a colonizar.
8. El establecimiento, desarrollo y crecimiento de las comunidades sésiles asentadas en los sustratos experimentales, posiblemente sean influenciadas por las condiciones físico-químicas presentes en los estanques (fluctuaciones de temperatura-salinidad, grado de turbidez y elevación de nutrientes por fertilización), que pudieran indicar cierto nivel de tolerancia (adaptación fisiológica) y eficiencia en la utilización del alimento, combinada con el comportamiento en el asentamiento larval (reclutamiento) de las especies.

Recomendación. En el presente estudio se sugiere el aprovechamiento de las especies más abundantes (mejillones y poliquetos) establecidas en los pisos de los monjes y en el cuerpo de agua de los estanques, para formar parte de la dieta de la especie cultivada. Es posible que estas especies presenten cierta calidad nutricional (calidad proteínica y de ácidos grasos) que permita la aceptación y utilización (traducida en crecimiento) por la especie en cultivo. De ser así, hay que tomar en cuenta la infraestructura necesaria (sistemas de colecta, purificación, procesamiento, preparación, etc.) y el apoyo a futuras investigaciones con el propósito de evitar riesgos para un buen uso y aprovechamiento de la dieta complementaria, que podría dirigirse a la elevación en la producción de camarón.

LITERATURA CITADA

- Aguirre, H. E. y L. F. Bteckler. 1992. Fijación y crecimiento del mejillón *Modiolus capax* (Conrad) (Bivalvia-Mytilidae) sobre sustratos artificiales en la bahía de Los Angeles, Baja California, México. *Ciencias Marinas*, 18 (2): 33-48.
- Ali, S.A. 1992. Evaluation of some animal and plant protein resources in the diet of the shrimp *Penaeus indicus*. *Asian Fisheries Science*, 5 (3): 277-289.
- Alvarez-Léon, R. 1977. Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*, 7 (1): 177-194.
- Alvarez-León, R. 1980. Necton y bentos de tres esteros adyacentes a Mazatlán (Sin.) México. *Revista de Biología Tropical*, 28 (2): 237-262.
- Arakawa, K.Y. 1990. Competitors and fouling organisms in the hanging culture of the Pacific oyster. *Crassostrea gigas* (Thunberg). *Marine Behavior Physiology*, 17: 67-94.
- Arredondo-Figueroa, J.L. 1990. Análisis del cultivo de camarón en México al término de 1989. En: de la Lanza-Espino, G. y Arredondo-Figueroa, J.L. (Comp.). 1990. *La acuicultura en México: de los conceptos a la producción*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 316 p.
- Barrera, V.B. 1987. La camaronicultura, práctica reciente en México. *Acravisión*, 8: 4-7.
- Bryne, B.L. 1964. Primary y secondary settlement in *Mytilus edulis* L. *Journal of Animal Ecology*, 33: 513-523.
- Ileers, J.R. 1976. Determination of zooplankton biomass. Part II. En: H.F. Steedman (Ed.). 1976. *Monographs on oceanographic methodology 4. Zooplankton fixation and preservation*. The Unesco Press. Paris. 350 p.
- Blanco-Carranza, M.J. 1986. Contribución al estudio de las comunidades bentónicas (moluscos y crustáceos decápodos) de la laguna costera de Agua Brava, Nayarit, México. Tesis Profesional. Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. 113 p.
- Breitbart, D.L. 1985. Development of a subtidal epibenthic community: factors affecting species composition and the mechanisms of succession. *Oecologia (Berlin)*, 65: 173-184.
- Brosnan, D.M. 1992. Ecology of tropical rocky shores: plant-animal interactions in tropical and temperate latitudes. En: Jolin, D.M., Hawkins, J. y Price, J.H. (Eds.). 1992. *Plant-Animal interactions in the Marine Benthos*. The Systematics association special. Vol. 46. The systematics Association. Clarendon Press, Oxford. 570 p.

- Brusca, 1980. *Common Intertidal Invertebrates of the Gulf of California*. Second Edition. The University Arizona Press, Tucson. 513 p.
- Caballasi-Flores, L. 1985. Comparación fitoplanctónica de la Bahía de Mazatlán y Estero de Urias, Sinaloa. Tesis Profesional. Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 54 p.
- Caine, E.A. 1983. Community interactions of *Caprella penantis* Leach (Crustacea: Amphipoda) on sea whulps. *Journal of Crustacean Biology*, 3(4): 497-504.
- Carvalho, A. y R. Ríos. 1982. Los camarones carideos del Golfo de California. II. Catálogo, claves de identificación y discusión biogeográfica. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*. 9 (1): 279-294.
- Chávez, V.J. y C. Cacerez. 1990. Experimentos de captación de semilla de ostión *Crassostrea palmula* (Carpenter, 1857), en la bahía Magdalena (estero "El Chisguete"), B.C.S., México. En: *Resúmenes del IV Congreso Nacional de Acuicultura*. 1990. La Paz, Baja California Sur, México. 80 p.
- Clemens, F.E. 1916. *Plant succession: An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution Washington Publisher. 242 p.
- Connell, J.H. 1972. Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annals Review Ecology System*. 31: 169-192.
- Connell, J.H. y R.O. Slayter. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *American Naturalist*, 111: 1119-1144.
- Contreras, F. 1985. *Las lagunas costeras mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. 1a. Ed. 253 p.
- Contreras, F. y L.M. Zabalegui. 1988. *Aprovechamiento del litoral mexicano*. Centro de Ecodesarrollo. Secretaría de Pesca. 1a.Ed. 128 p.
- Cortés-Altamirano, R., A. Núñez-Pasten y M. Magaña-Navarro. 1993. Fitoplancton en Estanques de Cultivo de Camarón. En: Paéz-Osuna, F., R. Cortés-Altamirano, R. y Hendrickx-Reners, M.E. (Coord.). 1993. *Efectos de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camarónicas*. Sección dos: Plancton. Informe Técnico-Académico Anual. CONACyT. Clave: 0625-N9110. 200 p.
- Dare, P.J. 1976. Settlement, growth, and production of the mussel, *Mytilus edulis* L., in Morecambe Bay, England. *Fishery Investigations. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food (serie 2)*. 28 (1): 25 pp.
- Dayton, P.K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs*, 41 (4): 351-389.
- Dean, T.A. y L.E. Hurd. 1980. Development in an estuarine fouling community: The influence of early colonists on later arrivals. *Oecologia (Berlin)*, 46: 295-301.

de la Lanza-Espino, G. y J.L. Arredondo-Figueroa. 1990. *La acuicultura en México: De los conceptos a la producción*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 316 p.

de la Lanza-Espino, G., S. Hernández, J.L., García-Calderón y J. Conde-Gómez. 1991. Hidrología y difusión de nutrientes del sedimento en drenes agroindustriales periféricos en una laguna costera al NO de México. *En: Arenas-Fuentes, V. y Flores-Verdugo, F.J. (Coord.). 1991. Ecología de los manglares. Productividad acuática y perfil de las comunidades en ecosistemas lagunares-estuarinos de la costa noroccidental de México. Parte I: Ensenada del Pabellón, Bahía de Altata y Bahía de Mazatlán. Informe Técnico. DGAPA. Clave: IN-202389. 350 p.*

Eltringham, S.K. 1971. *Life in mud and sand*. The English Universities Press, London. 218 p.

Estévez, J. y J. Stuardo. 1977. Aspectos generales de la biología y ecología del "mejillón de laguna" *Myiella strigata* (Hanley, 1843) en dos lagunas costeras de Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México, 48, Serie Zoología (1): 187-230.*

Ewing, M.R. 1984. Capitellidae. *En: Veblareker, J.M. y Johnson, P.G. (Eds.). 1984. Taxonomic guide to the polychaetes of the Northern Gulf of Mexico. Final Report to the Minerals Management Service, contract 14-12-001-29091. Barry A. Vittor and Associates, Inc., Mobile, Alabama.*

FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). 1992. *Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de sur América. Vol. 4. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. 513 p.*

Flores-Verdugo, F.J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. Cap. 2. *En: Rosa-Vélez, J. y González-Farías, F. (Eds.). Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. 337 p.*

Fréchette, M., A.E. Aitken y L. Pagé. 1992. Interdependencia of food and space limitation of a benthic suspension feeder: consequences for self-thinning relationships. *Marine Ecology Progress Series, 83: 55-62.*

Gómez-Eternod, S. y de la Lanza E.G. 1992. *Análisis del estado de la camaranicultura en México hasta el año de 1991*. P.M. Intergraphic, México. 48 p.

García-Cubas, A. 1987. Malacología en México. *En: Gómez-Aguirre, S. y Arenas-Fuentes, V. (Eds.). 1987. Contribuciones en Hidrobiología. Memoria de la reunión "Alejandro Villalobos" (24 a 26 octubre de 1993). Universidad Nacional Autónoma de México. 278 p.*

García-Cubas, A. y M. Reguero. 1987a. Caracterización ecológica de los moluscos en lagunas costeras de Sonora y Sinaloa. *En: Memorias de la III Reunión Nacional de Malacología y Conchilología. Sociedad Mexicana de Malacología. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad Autónoma de Nuevo León. 100 p.*

García-Cubas, A. y M. Reguero. 1987b. Conocimiento actual de los Mtilidos Tropicales de México. *En: Memorias del Encuentro Regional sobre Producción de Mejillón. Cultivo, Industrialización, Comercialización y Consumo. Ensenada, Baja California. 17-19 de Noviembre, 1987. SEPESCA-FONDEPESCA, I.I.O-U.A.B.S. 466 p.*

- García-Panames, L.E. y F. Monge-Fernández. 1983. Cultivo experimental del mejillón europeo *Mytilus edulis* en Etendira, B.C., México. *En: Resúmenes del VII Congreso Nacional de Oceanografía. 1987.* p. 158. Ensenada, B.C., México.
- Gardiner, L.F. 1975. A fresh and brackish-water tanaidacean, *Tanais stanfordi* Richardson, 1901, from a hypersaline lake in the Galapagos Archipelago, with a report on West Indian specimens. *Crustaceana*, 29 (2): 127-140.
- Guerrero-Galván, S.R. 1993. Estudio de la calidad del agua en una granja camarónica semi-intensiva: flujo de materiales y nutrientes, producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración. Tesis de Maestría. Postgrado en Ciencias del Mar. U.A.C.P.Y.P. del C.C.H. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 161 p.
- Hartnoll, R.G. 1982. Growth. *En: D.E. Bliss y Abele, L.G. (Eds.). 1982. The Biology of Crustacea. Vol. 2. Embriology, Morphology and Genetics.* Academic Press, New York. 440 p.
- Heck, K.L. y R.J. Orth. 1980. Seagrass habitats: The roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile invertebrate assemblages. *En: Kennedy, V.S. (Ed.). Estuarine Perspectives.* Academic Press Inc. 449-464 pp.
- Heck, K.L. y G.S. Wetstone. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in a tropical seagrass meadows. *Journal Biogeography*. 4: 135-142.
- Hendrickx, M.E. 1984a. Studies of the coastal marine fauna of southern Sinaloa, México. II. The decapod crustaceans of Estero El Verde. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.* 11 (1): 23-48.
- Hendrickx, M.E. 1984b. Estudio de la fauna marina y costera del sur de Sinaloa, México. III. Clave de identificación de los cangrejos de la familia Portunidae (Crustacea: Decapoda). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.* 11 (1): 49-64.
- Hendrickx, M.E. 1986. Estudio faunístico y ecológico de las comunidades bentónicas de invertebrados (moluscos y crustáceos) del Golfo de California. *En: Memorias del I Intercambio Académico del Golfo de California.* Hermosillo, Sonora. 9-11 de Abril. 1986. CICTUS-CONACyT: 170-187.
- Hendrickx, M.E. 1992. Distribution and zoogeography of decapod crustaceans of the Gulf of California, Mexico. *Proceedings of the San Diego Society of Natural History.* 20: 1-12.
- Henschell, J.R. y P.A. Cook. 1990. The development of a marine fouling community in relation to the primary film of microorganisms. *Biofouling*. 2: 1-11.
- Heredía-Ochoa, L.G., J.H. Mexía-Machado y L.M. Hernández-Pérez. 1988. Estudio de la contaminación por plaguicidas en camarón *Penaeus* sp. y en agua del Estero de Urías, Mazatlán, Sin. Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 80 pp.

- Hernández-Alcántara, P. 1992. Los poliquetos (Annelida: Polichaeta) de la plataforma continental del Golfo de California, México. Taxonomía, abundancia numérica y distribución geográfica. Tesis de Maestría. U.A.C.P.Y.P. del C.C.H. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 427 p.
- Hernández-Real, M.T. y J. Juárez-Arroyu. 1980. Inventario de algunas especies de la flora y fauna bentónicas en las bahías de Topolobampo, Sinaloa, México. Dirección General de Oceanografía. Secretaría de Marina, México. 69 p.
- Horn, H.S. 1976. Succession. En: May, R.M. (Ed.). 1976. *Theoretical ecology: principles and applications*. Philadelphia Saunders. 187-204 pp.
- Humbard-Zamudio, W. 1983. Estudio de los crustáceos decápodos y moluscos en el Estero de Urias, Puerto de Mazatlán, Sinaloa, en relación con la presencia de mangle. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Guadalajara. 83 p.
- Hily, C. 1991. Is the activity of benthic suspension feeders a factor controlling water quality in the Bay of Brest?. *Marine Ecology Progress Series*, 69: 179-188.
- Jackson, J.B. 1977. Competition on marine hard substrata: The adaptive significance of solitary and colonial strategies. *American Naturalist*, 111 (1980): 743-767.
- Jiménez-Valdez, F. y F. Berdegué-Sacristán. 1992. Camaronicultura en México. *Acuicultura Internacional*, 2(5): 9-17.
- John, D.M., J.H. Price y G.W. Lawson. 1992. Tropical east Atlantic and islands: plant-animal interactions on shores free of biotic reefs. En: John, D.M., Hawkins, J. y Price, J.H. (Eds). *Plant-Animal interactions in the Marine Benthos*. The systematics association special. Vol. No 46. The systematics Association. Clarendon Press, Oxford. 570 p.
- Kautsky, N. 1982. Growth and size structure in a Baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology*, 68: 117-133.
- Keen, A.M. 1971. *Sea Shell of Tropical West America. Marine Mollusks from Baja California to Peru* Second Edition. Stanford University Press, California. 1064 p.
- King, P.A., D. McGrath y W. Britton. 1990. The use of artificial substrates in monitoring Mussel (*Mytilus edulis* L.) settlement on an exposed rocky shore in the west of Ireland. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, 70: 371-380.
- Kravanjn, J. 1991. *Mexican shrimp culture: Legal changes*. Analysis of the Office of International Affairs. Foreign Fisheries Analysis Branch. Ocean Garden Products Inc. 13 pp.
- Lankford, R.R. 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. En: Wiley, M. (Ed.). *Estuarine Processes*. Academic Press Inc. 182-215 pp.

- Lardicci, C. 1992. General characteristics of recruitment and recolonization in Polychaeta assemblage in a small brackish basin on Island of Elba (Western Mediterranean). *Oebalia*. xvii, n.s.: 69-81.
- Levin, L. 1984. Life history and dispersal patterns in a dense infaunal Polychaeta assemblage: community structure and response to disturbance. *Ecology*. 65: 1185-1200.
- Lubchenco, J. y B.A. Menge, B. 1978. Community development and persistence in a low rocky intertidal zone. *Ecology Monographs*. 48: 67-94.
- Lubchenco, J., B.A. Menge, S.D. Garrity, P.J. Lubchenco, L.R. Ashkenas y S.D. Gaines. 1984. Structure, persistence, and role of consumers in a tropical rocky intertidal community (Taboguilla Island, Bay of Panama). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 78: 23-37.
- Lytte J.S., T.F. Lytfe y J.T. Ogle. 1990. Polyunsaturated fatty acid profiles as a comparative tool in assessing maturation diets of *Penaeus vannamei*. *Aquaculture*, 89 (3-4): 287-299.
- Magaña-Navarro, M. 1993. Variación del fitoplancton en estanques de engorda en la granja camaronícola "Clementina", Sinaloa (Ciclo Otoño-Invierno, 1991-1992). Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 98 p.
- Maldonado, S.E., A. Ortiz, J.A. Ramírez, J.L. Mastachi y J.M. Ponce de León. 1980. Medición de algunos parámetros físico-químicos y biológicos del Canal de Navegación y áreas adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 82 p.
- Mallet, A.J., y C.E. Carver. 1989. Growth, mortality, and secondary production in natural populations of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Canadian Journal Fisheries Aquatic and Sciences*. 46: 1154-1159.
- Margalef, R.I. 1968. *Perspectives in ecological theory*. University Chicago Press. 175 p.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona. 951 p.
- Marín-López, S.E. 1991. Crecimiento del camarón blanco *Penaeus vannamei* Boone y sus relaciones con algunas variables físico-químicas en la granja Clementina en el municipio de Mazatlán, Sinaloa, durante el periodo de 1989 a 1990. Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 70 p.
- Marmolejo-Rivas, C. y F. Pérez-Osuna. 1990. Trace metals in tropical coastal lagoon bivalves, *Mytella strigata*. *Bulletin Environment Contamination Toxicology*. 45: 545-551.
- McGrath, D., P.A. King, y E.M. Gosling. 1988. Evidence for the direct settlement of *Mytilus edulis* L. larvae onto adult mussel beds. *Marine Ecology Progress Series*, 84: 301-308.
- McGrorty, S. y J.D. Goss-Custard. 1993. Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis* along environmental gradients: spatial variations in density-dependent mortalities. *Journal of Animal Ecology*. 62: 415-427.

- Menge, B.A. y J.P. Sutherland. 1987. Community regulation: variation in disturbance, competition and predation in relation to environmental stress and recruitment. *American Naturalist*, 130: 730-757.
- Möhlenberg, F. y H.U. Riisgard. 1979. Filtration rate, using a new indirect technique, in thirteen species of suspension-feeding bivalves. *Marine Biology*, 54: 143-147.
- Morri, C. y F. Boero. 1986. Marine fouling hydroids. En: *Catalogue of main marine fouling organisms. Vol. 7. Hydroids*. Office d'Etudes Marines et Atmosphériques (ODEMA), Bruselas, Bélgica. 91 p.
- Newell, C.R. 1990. The effects of mussel (*Mytilus edulis*, Linnacus, 1758) position in seeded bottom patches on growth at subtidal lease sites in Maine. *Journal of Shellfish Research*, 9 (1): 113-118.
- Newell, C.R. y H. Hida. 1982. The effects of sediment type on growth rate and shell allometry in the soft shelled clam *Mya arenaria* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 65 (3): 285-295.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 1993. *Mexican shrimp culture*. National Marine Fisheries Service, United States Department of Commerce. 2 pp.
- Núñez-Pasten, A., R. Cortés-Altamirano y G. Pérez Rodríguez-Lara. 1993. Zooplancton de estanques para cultivo de camarón. En: Paéz-Osuna, F., R. Cortés-Altamirano, R. y Hendrickx-Reners, M.E. (Coord.). 1993. *Efectos de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camarónicas*. Sección dos: Plancton. Informe Técnico-Académico Anual. CONACyT. Clave: 0625-N9110. 200 p.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164 (3877): 262-270.
- Odum, E.P. 1972. *Ecología*. 3a Ed. Nueva Editorial Interamericana, México. 639 p.
- Ogle, J.T., R.W. Heard, y J. Sieg. 1982. Tanaidacea (Crustacea: Peracarida) of the Gulf of Mexico. I. Introduction and an annotated bibliography of Tanaidacea previously reported from the Gulf of Mexico. *Gulf Research Reports*, 7 (2): 101-104.
- Okamura, B. 1986. Group living and the effect of spatial position in aggregations of *Mytilus edulis*. *Oecologia*, 69: 341-347.
- Paéz-Osuna, F. 1992. Calidad del agua: Evaluación y su importancia en la camaricultura. *Ciencias del Mar. Época I* (12): 3-5.
- Paéz-Osuna, F., A.C. Ruiz-Fernández, H.M. Zazueta-Padilla y H. Bojórquez-Leyva. 1993. Estudio de las características de la calidad del agua en cuatro granjas camarónicas del Noroeste de México. En: Paéz-Osuna, F., R. Cortés-Altamirano, R. y Hendrickx-Reners, M.E. (Coord.). 1993. *Efectos de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camarónicas*. Sección uno: Calidad del agua. Informe Técnico-Académico Anual. CONACyT. Clave: 0625-N9110. 200 p.

- Pasten-Miranda, M.A. 1983. Composición, abundancia y variación del fitoplancton del estero de Urias, Mazatlán, Sinaloa, México (1980-1981). Tesis profesional. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 80 p.
- Pérez Rodríguez-Lara, G. 1992. Composición y abundancia del zooplancton y zoobentos en estanques de cultivo semi-intensivo de camarón. Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 112 p.
- Phillips, M.J., C. Kwei-Lin y M.C.M. Beveridge. 1993. Shrimp culture and the environment: lessons from the world's most rapidly expanding warmwater aquaculture sector. p. 171-179. *En: Pullin, R.S.V., Rosenthal, H. and Maclean, J.L. (Eds.). 1993. Environment and aquaculture in developing countries. ICLARM Conference Proceedings, No.31. 359 p.*
- Pimm, S.L. 1982. *Food and Webs*. Chapman and Hall Eds. 219 p.
- Quinn, J.F. y A.E. Dunham. 1983. On hypothesis testing in ecology and evolution. *American Naturalist*, 122: 602-617.
- Raugel-Dávila, C. 1990. El cultivo de moluscos marinos en México. *En: de la Lanza-Espino, G. y Arredondo-Figueroa, J.L. (Comps.). 1990. La acuicultura en México: De los conceptos a la producción.* Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 316 p.
- Rendón, S., E. Tripp y V.J. González. 1982. Cultivo de Ostión *Crassostrea corteziensis* (Hertlein, 1815) en el estero de Urias, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 100 p.
- Reprieto, F. 1981. Determinación del contenido de glucógeno y grasa en el mejillón de laguna *Mytella strigata* de dos lagunas costeras del Estado de Guerrero, Méx. *Problema de Investigación. Especialización de Maestría y Doctorado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México.* 50 p.
- Reyes, R. y N.H. Campos. 1992. Macroinvertebrados colonizadores de raíces de *Rhizophora mangle* en la Bahía de Chengue, Caribe Colombiano. *Anales del Instituto de Investigaciones Marinas de Punta de Betín*, 21: 101-116.
- Robles-Valencia, M.R. 1986. Determinación de los niveles de contaminación fecal y materia orgánica en el estero de Urias, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. 130 p.
- Robles, E.G. y F.J. Flores. 1984. Productividad primaria en el Estero de Urias, Mazatlán, Sin. *En: V Symposium de Biología Marina.* Octubre 24-26. 1984. La Paz, Baja California Sur, México. 80 p.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. 250 p.
- Salazar-Vallejo, S.I., J.A. de León-González y H. Saltares-Polanco. 1988. *Poliquetas (Annelida: Polychaeta) de México*. Libros Universitarios. Universidad Autónoma de Baja California Sur. 212 p.

Salgado-Barragán, J. 1993. Caracterización de las comunidades de macromoluscos y crustáceos decápodos del sistema lagunar de Ensenada del Pabellón, Sinaloa, México: Composición, Taxonomía, Diversidad, Abundancia y Distribución. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias. División de Estudios de Postgrado. Universidad Nacional Autónoma de México. 117 p.

Sanchez-Bolaños, T. J. Juárez-Arroyo y M.T. Hernández-Real. 1988. Contribución al conocimiento de la fauna carcinológica (Decápoda-Brachyura) en las bahías de Topolobampo, Sinaloa, México. Dirección General de Oceanografía. Secretaría de Marina, México. 35 p.

Sánchez-Vargas, D.P. 1984. Ecología y estructura de las comunidades de moluscos y crustáceos decápodos en la ensenada de Puerto Viejo, Mazatlán, Sinaloa. Tesis Profesional. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. 186 p.

Sanders, H.L. 1979. Evolutionary ecology and life history patterns in the deep sea. *Sarsia*, 64: 1-7.

Seed, R. 1968. Factors influencing shell shape in the mussel *Mytilus edulis*. *Journal Marine Biology Association United Kingdom*, 48: 561-584.

Seed, R. 1969. The ecology of *Mytilus edulis* L. (Lamellibranchiata) on exposed rocky shores. *Oecologia (Berlin)*, 3: 277-316.

SEPESCA-SEDUE (Secretaría de Pesca y Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología). 1991. Bases para el Ordenamiento Territorial de Sinaloa. SEPESCA-SEDUE, México. 30 p.

Sibaja, W.G. 1985. Discusiones de la concha del mejillón *Mytella strigata* Hanley (Bivalvia: Mytilidae), de la playa de Lepanto, Puntarenas, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 33 (1): 59-60.

Sieg, J y R.N. Winn. 1981. The Tanaidae (Crustacea: Tanaidacea) of California, with a key to the world genera. *Proceedings Biology Society Washington*, 94 (2): 315-343.

Sousa, W.P. 1980. Response of a community to disturbance of succession age and species life-histories. *Oecologia*, 45: 72-81.

Sousa, W.P. 1984. Intertidal mosaics: Patch size, propagule availability, and spatially variable patterns of succession. *Ecology*, 65 (6): 1918-1935.

Sousa, W.P. y J.H. Conell. 1992. Grazing and sucesion in marine algae. *En: D.M. John, D.M., Hawkins, J. y Price, J.H. (Eds.). 1992. Plant-Animal interactions in the Marine Benthos. The systematics association special. Vol. 46. The systematics Association. Clarendon Press, Oxford. 570 p.*

Stuardo J. y A. Martínez. 1974. Sobre la biología de los bancos del mejillón *Mytella strigata* y prácticas experimentales de cultivo en la laguna de Chautengo, Gro. *En: Uso de la zona costera de los estados de Michoacán y Guerrero. Informe Final de la 3a Etapa. Convenio Com. Río Balsas-UNAM. Subprograma de Biología. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. 200 p.*

Stuardo J. y M. Villarroel. 1976. Aspectos ecológicos y distribución de los moluscos en las lagunas costeras de Guerrero, México. *Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*, 3 (1): 65-92.

Sutherland, D. 1980. Dynamics of the epibenthic community on roots of mangrove *Rhizophora mangle*, at Bahía de Buche, Venezuela. *Marine Biology*, 58: 75-84.

Sutherland, J.P. 1990. Recruitment regulates demographic variations in a tropical intertidal barnacle. *Ecology*, 71: 955-972.

Sutherland, J.P. y R.H. Karlson. 1977. Development and stability of the fouling community at Beaufort, N.C. *Ecology Monographs*, 47: 425-446.

Talamante-Estrada, V.M. 1981. Cultivo y bioensayos sobre el mejillón de laguna *Mytella strigata* (Hanley, 1843) en la laguna de Nuxco, Guerrero. Tesis Profesional. Biología Pesquera. Escuela de Ciencias del Mar. Universidad Autónoma de Sinaloa. 70 p.

Teissier, G. 1960. Relative growth. *En: Waterman, T.H. (Ed.). 1960. The physiology of Crustacea. Vol. I. Metabolism and Growth. Cap. 16. Academic Press, Inc., New York. 670 p.*

Toledano-Grunados, A.G. 1977. Estudio preliminar de la fauna malacológica de la Laguna de Agiabampo, Sonora-Sinaloa, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 70 p.

Tron-Mayen, L. 1993. Metales pesados en branquias, exoesqueleto, hepatopancreas, músculo y porción anterior del cefalotorax de los camarones *Penaeus vannamei* y *Penaeus californiensis*. Tesis Profesional. Biología. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma de México. 58 p.

Turner, T. 1983. Complexity of early and middle successional stages in a rocky intertidal surfgrass community. *Oecologia (Berlin)*, 48: 297-307.

van der Heiden, A. y M. Hendrickx (Coords.). 1982. Inventario de la fauna marina y costera de sur de Sinaloa, México. Segundo Informe de Avance. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Estación Mazatlán. Universidad Nacional Autónoma de México. 135 p.

Villarroel M. y L. Treviño. 1990. Efecto térmico y cloración sobre *Mytella strigata* (Bivalvia Mytilidae) de la laguna costera de Cuytlán, Colima, México. *En: Resúmenes de la IV Reunión sobre malacología y Conchiliología*. 80 p.

Villalobos-Hiriart, J.L., J.C. Nates-Rodríguez, A.C. Díaz-Barriga, M.D. Valle-Martínez, P. Flores-Hernández, E. Lira-Fernández y P. Schmidtsdorf-Valencia. 1989. *Listados Faunísticos de México*. I. Crustáceos estomatópodos y decápodos intermareales de las Islas del Golfo de California, México. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 114 p.

- Walker, L.R. and F.S. Chapin. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos*, 50: 131-135.
- Wicksten, M.K. 1983. A key to the Palaemonid shrimp of the Eastern Pacific Region. *Bulletin of Southern California Academy of Sciences*, 88 (1): 11-20.
- Wicksten, M.K. y M. Hendrickx. 1992. Checklist of penaeoid and caridean shrimps (Decapoda: Penaeoidea, Caridea) from the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 88: 587-598.
- Wilbur, K.M. y G. Owen. 1964. Growth. *En: Wilbur, K.M. y Yonge, C.M. (Eds.). 1964. Physiology of Mollusca*. Vol. I. Cap. 7. Academic Press, New York. 473 p.
- Wildish, D.J. y D.D. Kristmanson. 1979. Tidal energy and sublittoral macrobenthic animals in estuaries. *Journal Fisheries Research Board Canadian*, 36: 1197-1206.
- Wildish, D.J. y D.D. Kristmanson. 1984. Importance to mussels of the benthic boundary layer. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science*, 41: 1618-1625.
- Williams, G.A. y R. Seed. 1992. Interactions between macrofaunal epiphytes and their host algae. *En: John, D.M., Hawkins, J., y Price, J.H. (Eds.). 1992. Plant-Animal interactions in the Marine Benthos*. The systematics association special. Vol. 46. The systematics Association. Clarendon Press, Oxford. 570 p.
- Woodin, S.A. 1976. Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. *Journal Marine Research*, 34: 25-414.
- Wyban, J.A. y J.N. Sweeney. 1992. *Intensive shrimp production technology. Shrimp manual*. The Oceanic Institute, Hawaii, U.S.A. 70 p.
- Young, G.A. 1983. Response to, and selection between, firm substrata by *Mytilus edulis*. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom*, 63: 653-659.
- Zar, J.R. 1974. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, New Jersey. 620 p.