



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

Iztapalapa

**CARACTERÍSTICAS DE HISTORIA DE VIDA Y PATRONES DE
ABUNDANCIA RELATIVA DE *Anchoa mitchilli* (TELEOSTEI:
ENGRAULIDAE) EN LA LAGUNA DE PUEBLO VIEJO, VERACRUZ**

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestra en Biología

PRESENTA

Susana Vélez Jiménez

Director

Dr. Manuel Castillo Rivera

Octubre 2008

RESUMEN

Se analizaron los patrones de abundancia, estructura de tallas, reproducción y alimentación de *Anchoa mitchilli*, en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, a través de 12 ciclos de 24 horas, en dos tipos de hábitat (con y sin vegetación sumergida). Entre hábitats la abundancia no mostró diferencias, pero sí entre meses, con pulsos en enero y marzo. Asimismo, la abundancia tendió a ser mayor en la noche que en el día. El intervalo de tallas varió de 23.36-70.46 mm de longitud patrón (LP), encontrándose un solo grupo modal. En el hábitat sin vegetación la LP fue mayor, los individuos más grandes se observaron en marzo y los menores en mayo y julio, siendo las tallas más grandes en la noche. Existieron comportamientos bimodales en septiembre y mayo, debidas a procesos de reclutamiento. Las pendientes de la relación peso-longitud entre machos y hembras no fueron significativamente diferentes. Las proporciones sexuales favorecieron a las hembras en marzo, mayo y julio y a las 2:00, 10:00 y 20:00 horas. Los machos maduraron a una LP menor al de las hembras, siendo el peso de sus gónadas mayor al de las hembras. El índice gonadosomático (IGS) en ambos sexos mostró un pulso máximo en marzo, definiendo este período como la principal temporada reproductiva. Asimismo el IGS de las hembras fue mayor en la noche durante esta temporada, lo que implica desoves nocturnos. Se encontró una fecundidad absoluta de 1309 a 4843 ovocitos por hembra y una fecundidad media relativa de 1454.5 ovocitos/g de peso total, asimismo se encontraron relaciones significativas entre la fecundidad absoluta y la LP y el peso total. Se registró un caso de ovotestis para la especie. Los principales grupos tróficos consumidos por la especie fueron copépodos (*Acartia tonsa*, *Euterpina* sp.), tanaidáceos (*Tanais cavolini*, *Leptochelia rapax* y *L. savigny*), anfípodos (*Gammarus mucronatus*), larvas de decápodos (zoea y megalopa de cangrejos y larvas de peneidos y carideos) y peces (huevos, larvas y restos de aterínopsidos). De este modo *A. mitchilli* se puede considerar una especie principalmente planctívora, existiendo diferencias significativas en los hábitos de alimento a nivel ontogénico y entre hábitat, épocas y día/noche. Estas diferencias en la dieta se debieron principalmente a cambios en la talla de la especie, al tamaño de las presas y a la disponibilidad de los recursos tróficos.

ABSTRACT

Abundance, size structure, reproduction and feeding patterns of *Anchoa mitchilli* were analyzed in the Pueblo Viejo lagoon, Veracruz, through 12 two-monthly 24-h cycles, in two habitats (with and without submerged vegetation). Abundance did not show differences between habitats, but seasonal significant peaks of abundance occurred during January and March. Moreover, abundance was greater during night hours. The size range of fish varied from 23.36 to 70.46 mm of standard length and a single modal group was found. Mean standard length was greater in the habitat with submerged vegetation. Larger specimens were found in March and smaller ones in May and July; greater sizes were found during the night hours. There was a bimodal pattern in September and May, due to recruitment. Growth per day was calculated by the modal movement, and it was greatest during the first two months of age (0.55 mm/day) decreasing through the first (0.24 mm/day) and the second (0.55 mm/day) semesters., Few organisms live more than one year. Slopes of the weight-length relationship did not show significant differences between males and females. A significant sex ratio with more females was found in March, May, July and 2:00, 10:00, 20:00 hours. Males matured at smaller size than females and testis mean weight was greater than the ovary mean weight. The mean gonosomatic index (GSI) of males and females showed a peak in March defining the reproductive season; moreover the GSI of females was greater during night hours in this month, indicating a nocturnal spawning. Absolute fecundity ranged from 1309 to 4843 ova per female and the mean relative fecundity was of 1454 ova per gram of female weight. There were significant regression relationships between absolute fecundity and female standard length and female weight. An ovotestis case was found. The diet composition was dominated by Copepoda (*Acartia tonsa*, *Euterpina sp.*), Tanaidacea (*Tanais cavolini*, *Leptochelia rapax* y *L. savigny*), Amphipoda (*Gammarus mucronatus*), decapod larvae and fishes (eggs, larvae and rests). So, *A. mitchilli* the studied system was mainly planktivorous in its feeding habits. Ontogenetic, spatial, seasonal and diel significant differences in the diet were due to individuals size variation, prey size and resources availability.

1. INTRODUCCIÓN

El ciclo vital, o historia de vida de un organismo es el esquema de su crecimiento, diferenciación y especialmente reproducción, a lo largo de su vida. Tratar de comprender las similitudes y diferencias de los ciclos vitales es uno de los principales retos con que se enfrenta la ecología moderna (Begon *et al.*, 1996). Las principales características de la historia de vida son: tamaño al nacer; patrones de crecimiento; edad y tamaño a la madurez; número, tamaño y porcentaje sexual de los descendientes; reproducción; mortalidad y longitud de vida (Stearns, 1992). Las historias de vida de los organismos pueden cambiar por las interacciones del organismo con su medio ambiente y por otro lado son un componente muy importante en la comprensión de la abundancia de los organismos (Begon *et al.*, 1996).

La especie *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848) es un pez engraulido distribuido desde Casco Bay en Maine a Florida, U.S.A. y por todo el Golfo de México (Hoese & Moore, 1998) hasta Yucatán, México (Hildebrand, 1963). Es una especie marina encontrada en aguas costeras pero es más común en áreas poco profundas con fondos fangosos y aguas salinas. Tolera un amplio rango de salinidad desde aguas virtualmente dulces hasta hipersalinas, vive en cardúmenes y se alimenta de plancton (Whitehead *et al.*, 1988). Los estados juveniles tempranos también entran en áreas de agua dulce (Tucker, 1988). En México, *A. mitchilli* ha sido descrita como una especie típicamente lagunar (Flores-Coto *et al.*, 1983).

A lo largo de su rango de distribución *A. mitchilli* es la principal fuente de alimento para peces depredadores (Baird & Ulanowicz, 1989; Juanes *et al.*, 1993). Esta especie es de enorme importancia trófica como un consumidor primario (Olney, 1983). Su producción es el enlace entre la producción de plancton secundario para la producción pesquera y es importante en los procesos de energía del ecosistema (Luo & Musick, 1991). Esta abundante especie planctívora juega un significativo control sobre la productividad en estuarios y su nivel de producción puede limitar la producción piscívora (Wang & Houde, 1995).

Se ha reportado que *A. mitchilli* es una especie dominante a través de su ciclo de vida y que los adultos son componentes abundantes en las comunidades (Reis & Dean, 1981; Vouglitois *et al.*, 1987; Castillo-Rivera *et al.*, 1994, Griffith & Bechler, 1995).

De acuerdo con varios autores, su abundancia fluctúa temporalmente en las lagunas de Tamiahua (Barba-Torres & Sánchez-Robles, 1981) y Alvarado (Méndez-Vargas, 1980) en el estado de Veracruz y en Laguna de Términos en el estado de Campeche (Ocaña-Luna *et al.*, 1987; Flores-Coto *et al.*, 1988). Así mismo se cuenta entre las especies más abundantes en el sistema Candelaria-Palau, en la reserva de la biosfera Celestún (Ayala-Pérez *et al.*, 1998; Vega-Cendejas, 2004) y en Laguna Madre (Barba-Macias, 1999). En lo que respecta a la laguna de Pueblo Viejo, *A. mitchilli* tiene la abundancia relativa más alta en número (Castillo-Rivera *et al.*, 1994; Castillo-Rivera & Zárate-Hernández, 2001, Castillo-Rivera *et al.*, 2003), y en estudios realizados sobre variación nictímera y estacional de su abundancia (Zárate, 2003; Castillo-Rivera *et al.*, 2005; Ortiz, 2005) también ocupa el primer lugar en abundancia relativa tanto en número como en peso.

2. ANTECEDENTES

Entre los trabajos realizados acerca de *A. mitchilli* destacan aquellos hechos en Chesapeake Bay en los cuales se han estudiado aspectos sobre: producción (Jung & Houde, 2004a), distribución (North & Houde, 2004; Jung & Houde, 2004b) y migración y dispersión (Kimura *et al.*, 2000).

Fuera de Chesapeake Bay se han realizado trabajos que cubren aspectos sobre: crecimiento (Mowitt, *et al.*, 2006; Lapolla, 2001a; Jordan *et al.*, 2000), biología reproductiva (Bassista & Hartman, 2005) migración (Schultz *et al.*, 2005), alimentación (Hartman *et al.*, 2004) vulnerabilidad (Scharf *et al.*, 2002, 2003), transporte (Schultz *et al.*, 2003), abundancia (Peebles, 2002), distribución (Lapolla 2001b), advección (Schultz *et al.*, 2000), y mortalidad (Acosta, 2000).

En México se han realizado relativamente pocos trabajos sobre *A. mitchilli*; Reséndez (1973, 1980) y Díaz-Avalos *et al.* (2003) hacen referencia a su abundancia en Alvarado, Laguna de Términos y laguna de Tamiahua, respectivamente; Flores-Coto y Álvarez-Cadena (1980) realizaron estudios sobre su distribución en Laguna de Términos; Flores-Coto y Méndez-Vargas (1982) tratan algunos aspectos biológicos de la especie en laguna de Alvarado; Gaspar-Dillanes y Sánchez-Iturbide (1985) determinaron la masa desovante en laguna de Tamiahua; Flores-Coto *et al.* (1988) estudiaron su reproducción en Laguna de Términos; Iniestra-Gómez y Moreno-Arcuri (1991) estudiaron aspectos biológicos y ecológicos; Ayala-Pérez *et al.* (1998) lo incluyen como componente de la comunidad de peces en el sistema Candelaria-Panlau; Barba-Macias (1999) estudió aspectos de su densidad y masa en laguna Madre; Díaz-Ruiz *et al.* (2003) estudió su variación temporal en Tamiahua y Vega-Cendejas (2004) lo menciona como un componente representativo de la reserva de la biosfera Celestún.

En lo que respecta a los estudios realizados sobre esta especie en la laguna de Pueblo Viejo destacan los trabajos realizados por Castillo-Rivera *et al.* (1994, 2003, 2005); Castillo-Rivera & Zárate-Hernández (2001) sobre la abundancia y variación espacial y temporal de la especie y el de Sánchez-Ramírez y Ocaña-Luna (2002) acerca de la variabilidad temporal en la abundancia de huevos.

3. JUSTIFICACIÓN

Una de las metas primordiales en la investigación biológico-pesquera es generar información que mejore el conocimiento sobre las poblaciones animales que impactan al sector pesquero, ya sea porque están bajo explotación o porque son ecológicamente importantes debido a su papel como alimento para las especies comerciales.

La especie *A. mitchilli* es una de las presas más abundantes para las especies de importancia comercial en los sistemas estuarinos (Purcell *et al.*, 1994; Griffith & Bechler, 1995; Ayala-Pérez *et al.*, 1998) y dada su dominancia en la laguna de Pueblo Viejo, es importante

estudiar las características de su historia de vida pues cada una de ellas tiene repercusión en el sector pesquero.

Por otro lado y a pesar de lo antes mencionado la historia de vida de esta especie ha sido poco estudiada (Vouglitois *et al.*, 1987) por lo que el presente trabajo pretende contribuir al conocimiento de una especie que tiene gran importancia económica y ecológica.

4. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

Describir y analizar las principales características de historia de vida y patrones de abundancia relativa de *A. mitchilli*, haciendo énfasis en las variaciones espaciales y temporales en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz.

4.2 OBJETIVOS PARTICULARES

Analizar las variaciones espaciales, nictímeras y estacionales en la estructura de tallas de la especie.

Analizar los cambios espacio-temporales de los principales aspectos reproductivos de los organismos.

Analizar las variaciones espaciales, nictímeras y estacionales en la abundancia relativa de la especie.

Analizar la influencia de las variables ambientales sobre las características de la historia de vida y abundancia relativa de la especie.

5. MATERIALES Y MÉTODO

5.1 ÁREA DE ESTUDIO

La laguna de Pueblo Viejo se encuentra al norte del estado de Veracruz, entre los 22°05' y 22°13' latitud norte; y los meridianos 97°50' y los 97°57' longitud oeste, quedando cercana al puerto de Tampico. Es una laguna somera con una profundidad media de 1.3 m y con un área aproximada de 89 km², cuya longitud máxima es de 13.5 km² de norte a sur, y su mayor anchura es de 11 km² de este a oeste (Castillo-Rivera, 1995).

La laguna presenta en su porción noreste un canal que la comunica con el río Pánuco, aproximadamente a 10 km de su desembocadura en el Golfo de México, por lo cual se le podría considerar como una laguna de comunicación restringida con el mar (Kjerfve, 1986). Presenta un clima cálido y sub-húmedo con dos épocas climáticas, la de lluvias, de junio a octubre (con precipitaciones mayores a los 120 mm) y la de secas, de noviembre a mayo (con precipitaciones menores a los 50 mm) (García, 1988). La salinidad varía de 0.5 en septiembre a 33 en abril y la temperatura de agua va de 15°C en enero a 34°C en junio (Castillo-Rivera & Kobelkowsky, 1993).

La posición geográfica de esta laguna es de gran importancia por ubicarse entre dos grandes regiones zoogeográficas (Moyle & Cech, 2004), la Región Templado Cálido (Provincia Carolina) y la Región Tropical (Provincia Caribeña) del Atlántico Occidental, lo que la define como un área importante en términos de variabilidad biogeográfica regional y diversidad de especies.

La laguna de Pueblo Viejo forma un sistema estuarino-lagunar junto con los ríos Tamesí y Pánuco. Los ríos la Tapada, Pedernales, La Cuásima, La Puerca y al sur el río Tamacuil, desembocan en la laguna de Pueblo Viejo, siendo el último el más importante por su longitud, mientras que los demás ríos tienen influencia sólo en la época de lluvias (Contreras, 1993). Debido a esto, se produce un ligero gradiente de salinidad, que aumenta del extremo sur al extremo norte, por lo que se pueden considerar dos subsistemas

estuarinos (Castillo-Rivera, 2001), uno hacia el sur, que representa un hábitat de mayor influencia dulceacuícola y que cuenta con la presencia de densos lechos de *Ruppia maritima* (L.), y otro al norte, que se tipifica como un hábitat de influencia marina y de sustrato blando, con presencia poco conspicua de vegetación sumergida.

El fitoplancton, las clorofitas y la producción primaria presentan dos pulsos a lo largo del año, uno de marzo a mayo y otro de julio a octubre (Contreras, 1985). Todo el sistema se encuentra rodeado por mangles, que en orden de abundancia lo constituyen las especies *Avicennia germinans* (L.), *Laguncularia racemosa* (Gaertn) y *Rhizophora mangle* (L.) (Castillo-Rivera, 2001).

En el presente estudio, para evaluar ambos tipos de hábitat, se escogieron dos localidades de muestreo (Figura 1), Barranco Amarillo (ambiente de influencia dulceacuícola con vegetación sumergida) y Punta de Malagana (ambiente de influencia marina sin vegetación).

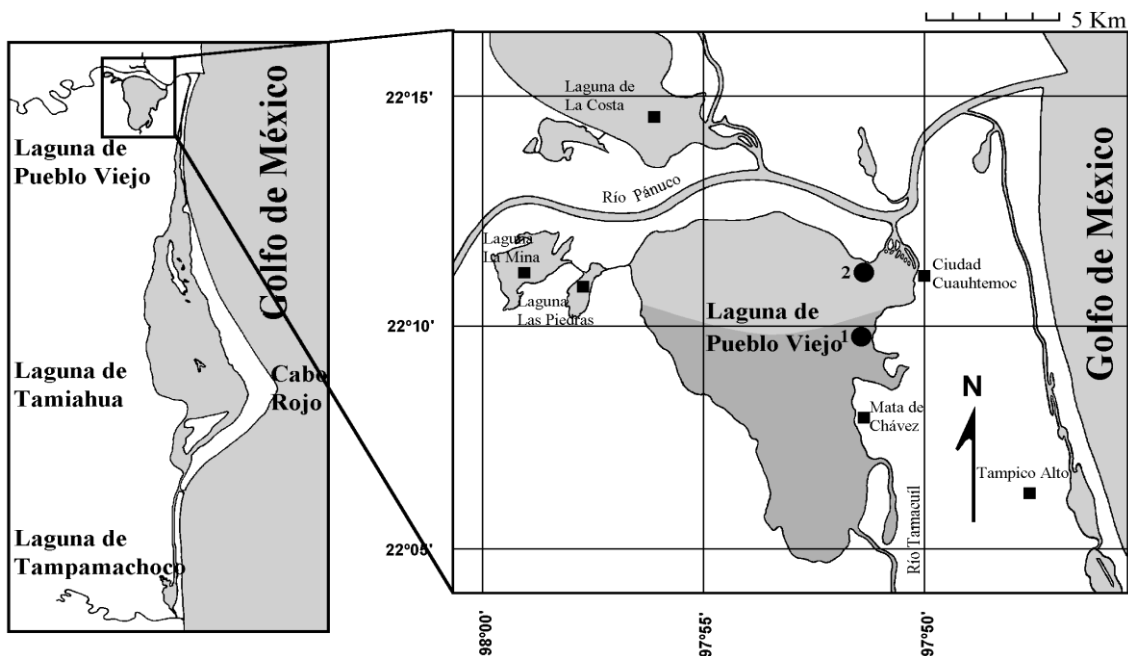


Figura 1. Zona de estudio en donde se ubican las localidades Barranco Amarillo (1) y Punta de Malagana (2).

5.2 COLECTA DE MATERIAL BIOLÓGICO

Para el presente estudio se utilizó material biológico perteneciente a la colección del Laboratorio de Peces del Departamento de Biología de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

5.2.1 Muestreo y preservación de material

El material fue colectado a través de seis muestreos bimestrales realizados del mes de septiembre de 1989 hasta el mes de julio de 1990 para la zona con vegetación sumergida y desde el mes de noviembre de 1989 hasta el mes de septiembre de 1990 para la zona sin vegetación sumergida. Para cada mes y localidad se colectaron las muestras cada dos horas, completando ciclos de 24 horas, es decir 12 colectas por cada ciclo, excepto para la localidad sin vegetación sumergida en el mes de noviembre en la cual por problemas de “nortes” se realizaron solo 6 colectas, tres durante el día y tres durante la noche. Obteniéndose así un total de 138 muestras. Las colectas se realizaron utilizando un chinchorro playero de 30 m de largo con una profundidad de 1 m y con luz de malla de 1 cm, cada muestreo comprendió un área de arrastre aproximada de 1,500 m². El material fue fijado en el sitio de colecta en formalina al 10% y posteriormente fue lavado en el laboratorio con agua. Para su preservación el material fue colocado en frascos de vidrio con alcohol etílico al 70%. Los peces fueron identificados, contados, pesados y medidos (longitud total y longitud patrón).

5.2.2 Variables ambientales

Las variables ambientales consideradas y registradas, fueron: hora del día, temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, las cuales fueron registradas a la par con cada una de las colectas. La temperatura se midió con un termómetro de cubeta, la salinidad fue evaluada con un refractómetro de campo A0-10419 y el oxígeno disuelto se determinó mediante el método de Winkler (Contreras, 1984). También se tomaron en cuenta los promedios mensuales de la precipitación (correspondientes a 60 años) para el sistema (García, 1988).

Además, se consideraron las variaciones en el nivel del agua (marea) y fases lunares de acuerdo con el Calendario de Mareas (Instituto de Geografía, 1989-1990).

5.3 BIOMETRÍA

A cada espécimen se le determinó longitud total, longitud patrón, peso total, peso del estómago lleno y vacío y peso de las gónadas. Las medidas de longitud se determinaron con un calibrador Fowler de 0.02 mm de precisión y las medidas de peso con una balanza OHAUS GT 480 de 0.1 g de precisión y cuando fue necesario se utilizó una balanza analítica OHAUS de 0.1 mg de precisión.

5.4 DISTRIBUCIÓN ESPACIO-TEMPORAL

Para analizar los cambios espaciales de la distribución de la especie en la laguna de Pueblo Viejo, se consideraron los dos tipos de hábitat, el de influencia marina con sustrato blando y sin vegetación sumergida (localidad 2), y el de influencia dulceacuícola con vegetación sumergida (localidad 1). Para evaluar los cambios nictímeros se tomaron en cuenta las horas en que se capturaron los peces, considerando el día (6:00 a 18:00 hrs.) y la noche (19:00 a 5:00 hrs.). Para conocer los cambios estacionales se analizaron los seis periodos mensuales de colecta realizados en cada localidad, dividiéndolos en época de secas (de noviembre a mayo) y época de lluvias (de junio a octubre). Para todos los casos se aplicaron pruebas de inferencia estadística.

5.5 ANÁLISIS DE LOS PRINCIPALES ASPECTOS REPRODUCTIVOS

Se determinó para cada individuo el sexo, el peso (g) de las gónadas y el número de ovocitos vitelogénicos en los ovarios. Posteriormente se hicieron estimaciones sobre la proporción de sexos. Para la determinación del sexo se revisaron las gónadas de una submuestra correspondiente al 10% del total de individuos colectados, esto a través de una selección aleatoria de los datos originales, generando números al azar en una hoja de cálculo (Excel).

Posteriormente a la mitad de los ejemplares sexados (seleccionados al azar) se les determinó el índice gonadosomático, para tal efecto se les extrajeron las gónadas para ser pesadas. El índice gonadosomático (De Vlaming *et al.*, 1982) se calculó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$IGS = \left(\frac{PG}{PT} \right) 100$$

Donde:

IGS = Índice gonadosomático

PG = Peso de la gónada

PT = Peso total del pez

Con esta información fue posible determinar la época de reproducción de la especie.

Para determinar la talla a la maduración se consideraron solo los individuos que tenían un $IGS > 3$ (Zastrow *et al.*, 1991).

5.6 ANÁLISIS DE CONTENIDOS ESTOMACALES

A partir de las muestras seleccionadas al azar para índice gonadosomático se seleccionó un 10% de individuos (esto representa el 0.5% del total) para evaluar la cantidad de alimento ingerido por cada uno, obteniéndose para tal efecto el peso del contenido estomacal (peso del estómago lleno menos el peso del estómago vacío) y posteriormente se calcularon el índice de repleción (o de plenitud) de acuerdo con la ecuación:

$$IR = \left(\frac{PCE}{PT} \right) 100$$

Donde:

IR = Índice de repleción

PCE = Peso del contenido estomacal

PT = Peso total del pez.

Para evaluar la dieta de la especie se utilizó el criterio de Castillo-Rivera 2001, los estómagos fueron disecados y sus contenidos esparcidos sobre un portaobjetos milimétrico, procurando que todo el contenido se distribuyera homogéneamente. Después, estos contenidos se examinaron bajo un microscopio estereoscópico (40x). El material ingerido fue identificado de acuerdo a las posibilidades de identificación y se agruparon en categorías tróficas. Posteriormente, el área correspondiente que cada grupo trófico cubrió en el portaobjetos fue medida de acuerdo al método para el análisis de volúmenes estomacales pequeños, establecido por Hyslop (1980) y la importancia relativa de cada grupo fue evaluada y expresada como porcentaje. Una vez identificados los contenidos estomacales, se analizó la variación ontogénica, espacial y temporal. Para analizar los cambios ontogénicos se definieron grupos de tallas, de acuerdo a la variación en las longitudes de los ejemplares.

5.7 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis de los diferentes aspectos de distribución, alimentación y reproducción, se utilizó estadística descriptiva en la presentación global de los datos. Posteriormente, para estos aspectos se aplicaron diferentes pruebas de inferencia estadística, tanto paramétrica como no-paramétrica, según los requerimientos de la estructura de los datos (Zar, 1999).

Para comparar valores promedio de variables tróficas y anatómicas entre especies, sexos, grupos de talla, meses, épocas, horas, día-noche, localidades y hábitat, inicialmente se aplicó una prueba de Levene (95%) para evaluar la homogeneidad de varianzas, aplicando transformaciones logarítmicas en los casos necesarios. Cuando se cumplieron los supuestos de homoscedasticidad y normalidad se utilizó un análisis de varianza (ANDEVA, F). Si los

grupos no cumplieron los supuestos y mostraron heteroscedasticidad se empleó el análisis equivalente no-paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar, 1999).

El grado de asociación entre las variables ambientales fue estimado por medio de correlaciones simples (correlación de Spearman o Pearson).

Para el análisis de frecuencia de tallas se utilizaron los estimadores de densidad por kernel (EDKs) con función Gaussiana mediante los programas escritos por Salgado-Ugarte *et al.* (1993a, 1995a, 1995b), los cuales incluyen los algoritmos eficientes de los histogramas desplazados promedio (M=10) y el promedio ponderado de los puntos redondeados. Además se aplicó la prueba de bootstrap de Silverman (1986) con 500 repeticiones y por la regla empírica de $\frac{1}{2}$ de la amplitud de banda óptima de Silverman empleando los programas específicos presentados en Salgado-Ugarte (1995) y Salgado-Ugarte *et al.* (1997) con el paquete estadístico Stata 9.1 (Salgado-Ugarte *et al.*, 2005).

Finalmente y considerando que el análisis de la dieta es un problema multivariado *per se* (muchos grupos de peces con muchos grupos tróficos consumidos), para evaluar estas diferencias multivariadas se aplicaron análisis de discriminantes, siguiendo los criterios de Castillo-Rivera *et al.* (2000) y Castillo-Rivera (2001). Así, las variables discriminatorias fueron los diferentes grupos tróficos y la variable clasificatoria fueron los sexos, grupos de tallas, localidades, meses, épocas, horas y día-noche. Alternativamente y considerando que los hábitos alimenticios varían con los cambios ontogénicos en muchas especies (Livingston, 1982; Ross, 1986) se utilizó un análisis de covarianza múltiple utilizando como covariable la longitud. Un análisis de covarianza está diseñado para evaluar las diferencias de grupos sobre una variable dependiente después de que los efectos de una o más covariables son estadísticamente removidas. Las covariables son escogidas debido a su asociación conocida con la variable dependiente (Tabachnick & Fidell, 2007)

6. RESULTADOS

6.1 DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA

6.1.1 Análisis espacial

Considerando todas las colectas $n_{\text{con vegetación}}=72$ y $n_{\text{sin vegetación}}=66$ (Tabla 1), se observa que la abundancia en peso y número fue mayor en el hábitat sin vegetación sumergida, sin embargo no hubo diferencias significativas tanto en número ($F=0.84$, g.l.=1/134, $P=0.362$) como en peso ($H=0.61$, g.l.=1, $P=0.434$).

Tabla 1. Total y promedio (\bar{x}) en número y peso de los individuos capturados en el hábitat con vegetación sumergida (Barranco Amarillo) y en el hábitat de sustrato blando, sin vegetación (Punta de Malagana).

	Hábitat con vegetación		Hábitat sin vegetación	
	Total	\bar{x}	Total	\bar{x}
Número	8429	117.07	13802	209.12
Peso(g)	6384.24	88.67	11850.81	179.56

Se realizaron análisis para comparar si la abundancia en cada mes (excepto septiembre), entre los dos tipos de hábitat (Tabla 2) mostraba diferencias significativas, encontrándose que para ningún mes existieron este tipo de diferencias, tanto en número como en peso ($P's > 0.0646$).

Tabla 2. Promedio en número y peso de los individuos capturados por mes y tipo de hábitat.

	Hábitat con vegetación		Hábitat sin vegetación	
	Número	Peso(g)	Número	Peso(g)
Septiembre 89	233.00	163.02		
Noviembre 89	86.25	59.68	203.00	102.99
Enero 90	148.00	137.31	374.25	325.84
Marzo 90	145.50	131.28	339.25	382.83
Mayo 90	16.17	8.39	22.92	9.43
Julio 90	73.50	32.35	87.92	39.99
Septiembre 90			224.33	177.98

Tabla 3. Correlaciones Spearman (r_s) y nivel de significación P de la abundancia en número y peso con las cuatro variables ambientales, para el hábitat con vegetación sumergida.

Hábitat con vegetación	Temperatura	Salinidad	Oxígeno disuelto	Precipitación
Número				
r_s	-0.543	-0.486	0.600	-0.029
P	0.266	0.329	0.208	0.957
Peso				
r_s	-0.543	-0.486	0.600	-0.029
P	0.266	0.329	0.208	0.957

En relación con la influencia directa de las variables ambientales sobre el número y peso de la especie, se realizaron correlaciones para el hábitat con vegetación sumergida (Tabla 3) y para el hábitat sin vegetación (Tabla 4).

Tabla 4. Correlaciones Spearman (r_s) y nivel de significación P de la abundancia en número y peso con las cuatro variables ambientales, para el hábitat sin vegetación sumergida.

Hábitat sin vegetación	Temperatura	Salinidad	Oxígeno disuelto	Precipitación
Número				
r_s	-0.886	-0.086	0.714	0.257
P	0.019	0.871	0.111	0.623
Peso				
r_s	-0.829	-0.029	0.543	0.200
P	0.042	0.957	0.266	0.704

Con respecto a la influencia de las variables ambientales sobre el número y peso de la especie en el hábitat con vegetación sumergida, no se encontraron correlaciones significativas con alguna de las variables ambientales.

En el hábitat sin vegetación sumergida se encontró correlación significativa entre la abundancia (peso y número) y la temperatura, las cuales fueron negativas. No se observaron correlaciones entre la abundancia y las variables salinidad, oxígeno y precipitación.

6.1.2 Análisis nictímero

En la figura 2 se observa el comportamiento nictímero de la abundancia, tanto en peso como en número de cada uno de los ciclos nictímeros en el hábitat con vegetación sumergida, señalándose también el comportamiento del nivel de agua. La abundancia

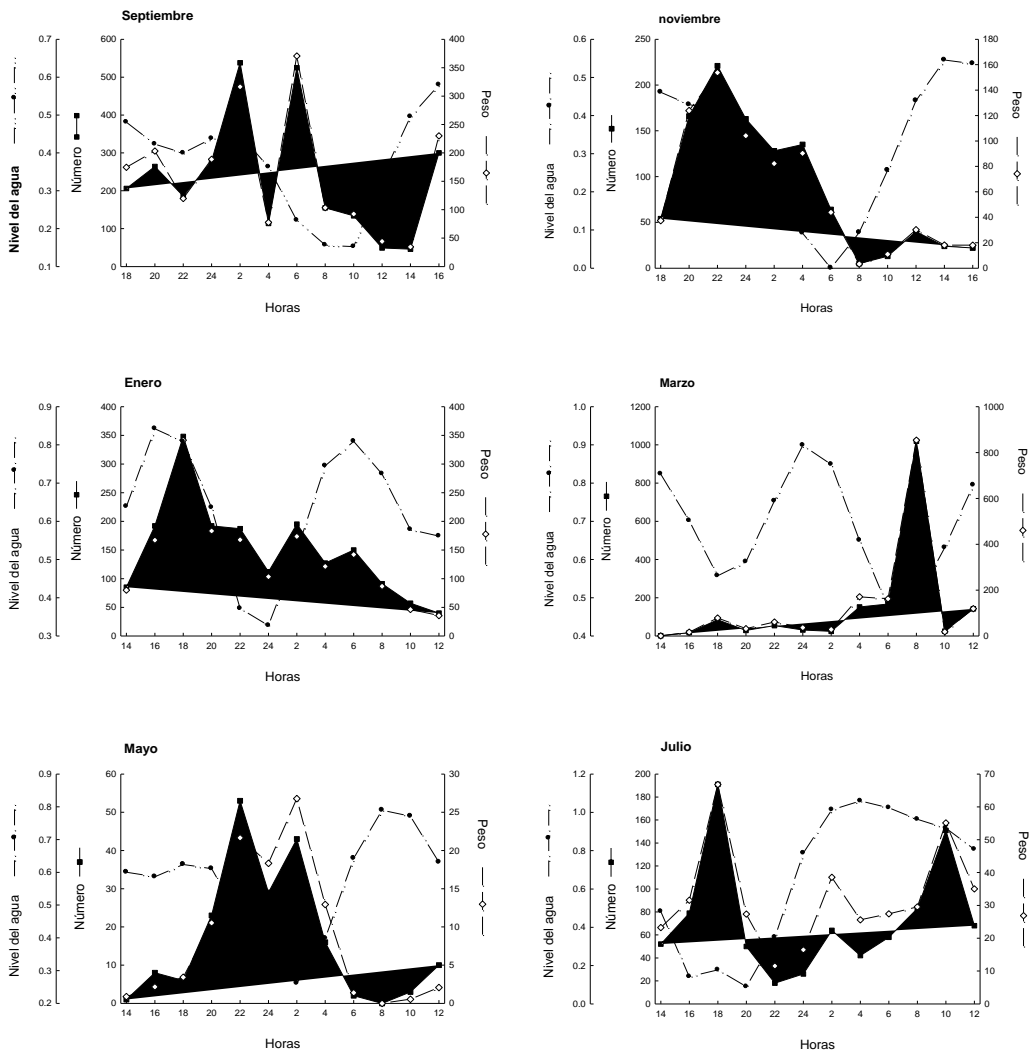


Figura 2. Variación nictímera en número y peso de los individuos capturados para cada ciclo nictímero en el hábitat con vegetación sumergida. Se muestra además el comportamiento del nivel del agua.

en número y peso se comportan de forma similar. Para septiembre se tienen dos pulsos principales de abundancia, uno a las 02:00 y otro a las 06:00, apreciándose que valores altos y bajos de la abundancia coinciden con valores altos y bajos del nivel de agua. En noviembre la máxima abundancia se observa a las 22:00, pulso que coincide con un alto nivel de agua el cual al disminuir concuerda con la disminución de la abundancia, pero al volver ascender el nivel del agua, la abundancia permanece relativamente baja.

En enero se presentan varios pulsos de abundancia siendo el principal a las 18:00 y el comportamiento en la abundancia es casi similar al del nivel del agua. Para el mes de marzo se observa un pulso de abundancia a las 08:00, el cual no coincide con el comportamiento del nivel de agua. El mes de mayo presenta dos pulsos de abundancia: a las 22:00 y 02:00, siendo el comportamiento del nivel de agua, totalmente opuesto al de la abundancia. Finalmente el mes de julio tiene varios pulsos de abundancia, siendo los principales a las 18:00 y a las 10:00 y no se observa relación del comportamiento de la abundancia con el nivel del agua.

En relación al análisis entre día (06:00 a 18:00) y noche (20:00 a 04:00), para el hábitat con vegetación sumergida (Tabla 5) se observa que la abundancia promedio en número y en peso fueron mayores durante la noche en septiembre, noviembre, enero y mayo, mientras que en marzo y julio fue mayor en el día. Sin embargo solo se encontraron diferencias significativas en la abundancia en número día/noche para los meses de noviembre, mayo y julio, y en la abundancia en peso día/noche para los meses de noviembre y mayo.

Tabla 5. Promedios de abundancia en número y peso (g) y sus correspondientes pruebas de significación estadística entre día (d) y noche (n), para cada uno de los ciclos nictímeros en el hábitat con vegetación sumergida.

		$\bar{X} d$	$\bar{X} n$	Prueba	G.L.	P
Septiembre	Número	202.14	276.20	F = 0.59	1/10	0.460
	Peso	150.05	181.17	F = 0.24	1/10	0.637
Noviembre	Número	31.71	162.6	F = 60.88	1/10	<0.001
	Peso	23.11	110.89	F = 49.19	1/10	<0.001
Enero	Número	137.57	162.6	F = 0.24	1/10	0.631
	Peso	128.39	149.80	F = 0.19	1/10	0.675
Marzo	Número	208	58	F = 0.82	1/10	0.387
	Peso	178.21	65.58	F = 0.65	1/10	0.438
Mayo	Número	4.29	32.8	F = 21.68	1/10	0.001
	Peso	1.49	18.04	F = 51.70	1/10	<0.001
Julio	Número	97.43	40	F = 5.34	1/10	0.043
	Peso	38.39	23.89	F = 3.05	1/10	0.111

En la figura 3 se presenta el comportamiento nictímero de la abundancia en peso y número en cada uno de los ciclos nictímero para el hábitat sin vegetación sumergida, señalándose también el comportamiento del nivel de agua. Para el mes de noviembre se observan pulsos de abundancia de las 20:00 a las 24:00, disminuyendo hasta alcanzar un mínimo entre las 12:00 y las 16:00, con una relación inversa al comportamiento del nivel del agua. Para el mes de enero hay tres pulsos en la abundancia, siendo el principal a las 20:00, seguido del de las 08:00 y el de las 02:00; en este mes el comportamiento del nivel de agua coincide de

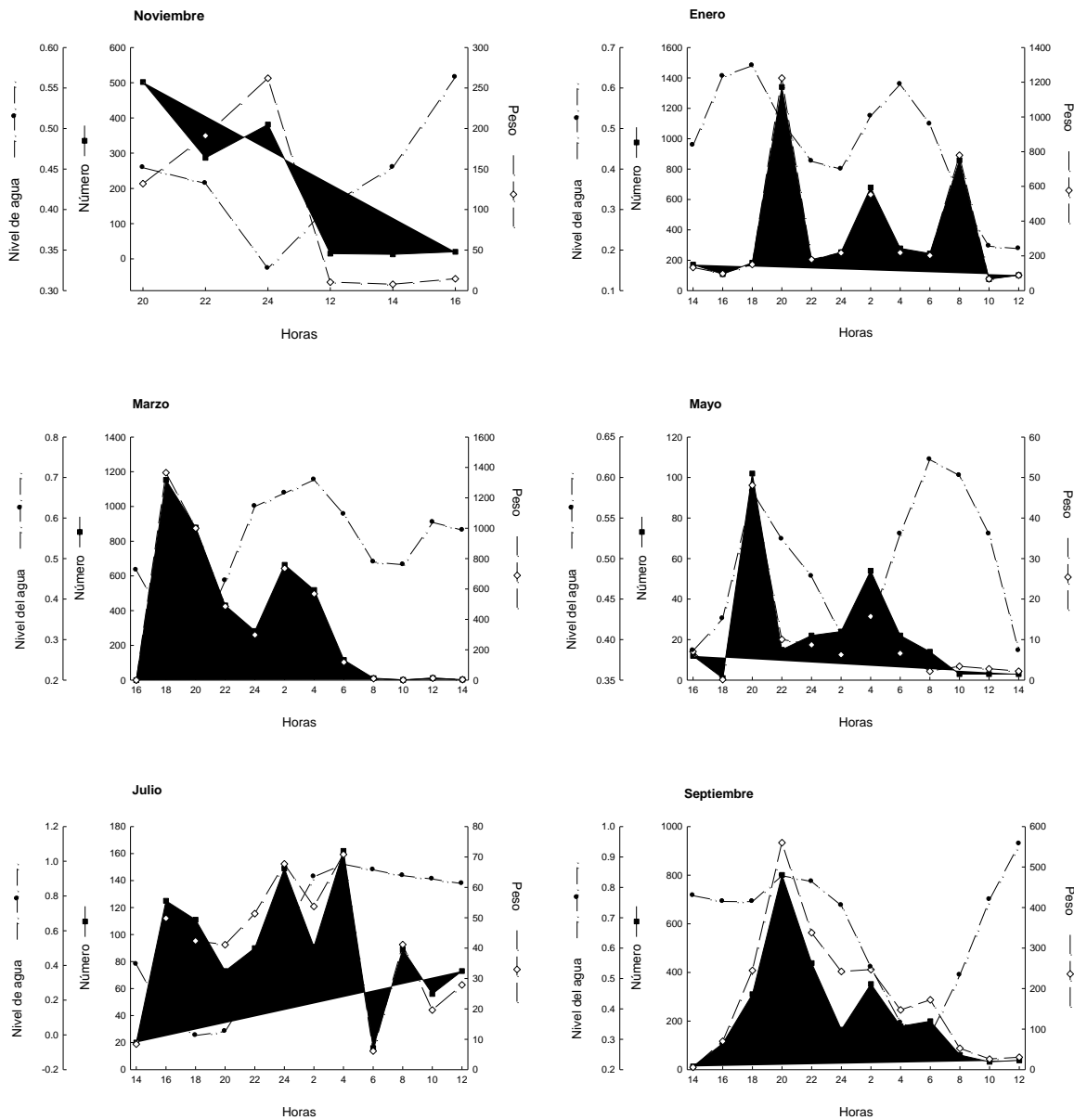


Figura 3. Variación nictímera en número y peso de los individuos capturados para cada ciclo nictímero en el hábitat sin vegetación sumergida. Se muestra además el comportamiento del nivel del agua.

manera general con el de la abundancia. Para el mes de marzo hay dos pulsos de abundancia, siendo el principal a las 18:00 seguido del de las 02:00, coincidiendo valores altos de la abundancia con valores altos y bajos en el nivel de agua. Para el mes de mayo se tienen dos pulsos en la abundancia, el principal a las 20:00 que coincide con uno de los máximos en el nivel de agua, y otro a las 04:00, cuando el nivel del agua tiende a ser bajo.

Para el mes de julio se tienen varios pulsos de abundancia, siendo los principales a las 24:00 y a las 04:00 ambos coinciden con el aumento en el nivel de agua. Para el mes de septiembre el principal pulso de la abundancia se observa a las 20:00, correspondiendo valores altos y bajos de la abundancia con los dos máximos del nivel de agua.

En relación al análisis entre día y noche (Tabla 6), para el hábitat sin vegetación sumergida la abundancia en peso y número fue mayor durante la noche en todos los meses, pero solo de manera significativa en la abundancia en número día/noche para los meses de noviembre, mayo y septiembre; y en la abundancia en peso día/noche para los meses de noviembre, julio y septiembre.

Tabla 6. Promedios de abundancia en número y peso (g) y sus correspondientes pruebas de significación estadística entre día (d) y noche (n), para cada uno de los ciclos nictímeros en el hábitat sin vegetación sumergida.

		$\bar{X} d$	$\bar{X} n$	Prueba	G.L.	P
Noviembre	Número	16	390	F = 36.08	1/10	0.004
	Peso	10.92	195.05	F = 23.89	1/10	0.008
Enero	Número	248.86	549.80	F = 1.92	1/10	0.196
	Peso	216.93	478.32	F = 1.71	1/10	0.220
Marzo	Número	185.14	555	F = 3.04	1/10	0.112
	Peso	215.61	616.93	F = 2.56	1/10	0.140
Mayo	Número	8.29	43.40	F = 6.47	1/10	0.029
	Peso	3.47	17.77	F = 4.82	1/10	0.053
Julio	Número	70	113	F = 3.17	1/10	0.105
	Peso	27.90	56.92	F = 10.28	1/10	0.009
Septiembre	Número	108.43	386.60	F = 6.64	1/10	0.028
	Peso	85.90	306.90	F = 9.80	1/10	0.011

6.1.3 Análisis estacional

Se encontraron diferencias significativas en la abundancia entre meses tanto en número ($H=32.13$, $g.l.=5$, $P<0.0001$) como en peso ($H=40.36$, $g.l.=5$, $P<0.0001$) para el hábitat con vegetación sumergida (Figura 4), así como en la abundancia en número ($H=19.866$, $g.l.=5$, $P=0.001$) y peso ($H=26.217$, $g.l.=5$, $P<0.001$) para el hábitat sin vegetación sumergida (Figura 4).

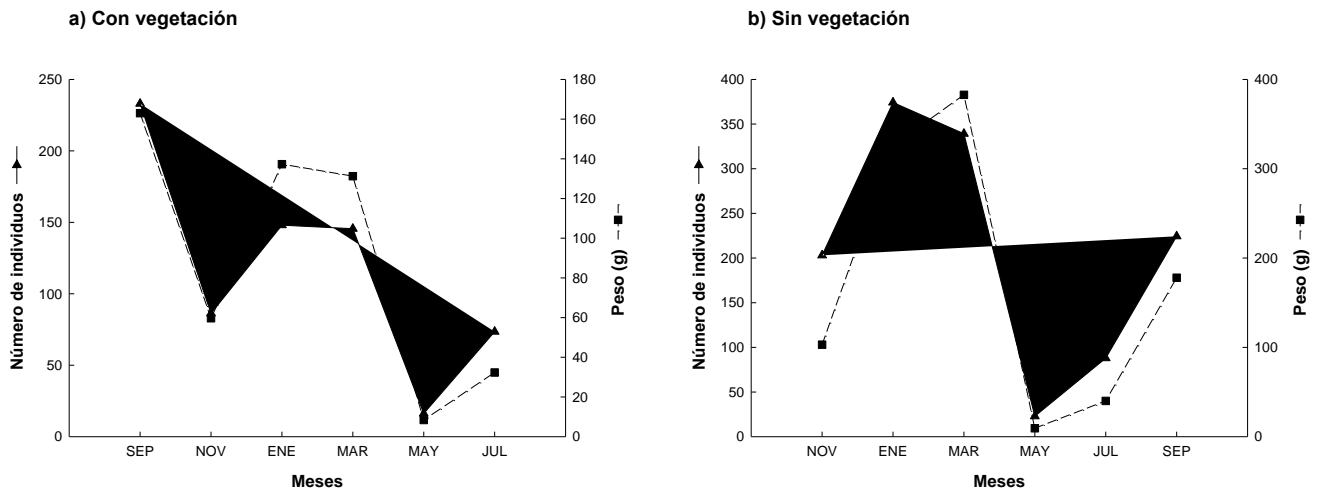


Figura 4. Promedios mensuales de abundancia de *A. mitchilli* en número y peso (g) en el hábitat con vegetación sumergida (a) y en el hábitat sin vegetación sumergida (b).

El análisis entre época de lluvias (julio a septiembre) y época de secas (noviembre a mayo), muestra que para el hábitat con vegetación sumergida la abundancia promedio en número y en peso fue mayor durante la época de lluvias (Tabla 7). Sin embargo estas diferencias no fueron significativas. Por el contrario en el hábitat sin vegetación sumergida la abundancia en peso y número fueron mayores durante la época de secas, aunque no de manera significativa.

Tabla 7. Promedios de abundancia en número y peso (g) y sus correspondientes pruebas de significación estadística entre época de lluvias (d) y época de secas (n), para los dos tipos de hábitat.

	\bar{X} lluvias	\bar{X} secas	Prueba	G.L.	P
Hábitat con vegetación					
sumergida					
Número	153.25	98.98	F = 2.04	1/70	0.157
Peso	97.68	84.16	F = 0.19	1/70	0.663
Hábitat sin vegetación					
sumergida					
Número	156.13	239.40	F = 1.30	1/64	0.258
Peso	108.99	219.88	F = 2.31	1/64	0.133

6.2 ANALISIS DE LA ESTRUCTURA DE TALLAS

6.2.1 Análisis general

Del total de individuos capturados (22,231), se tomó una muestra al azar de 2,245 individuos (~10%) para el análisis de estructura de tallas. Esta muestra representó adecuada y proporcionalmente la variabilidad espacial, mensual, por hora y por géneros, del número total de individuos capturados. El intervalo de tallas encontrado para esta muestra fue de 23.36-70.46 mm y su histograma de distribución de frecuencias (Figura 5), considerando ambos tipos de hábitat, mostró que el mayor número de individuos (533) se encontró en el intervalo de 40.44 a 43.55 mm de longitud patrón (LP). Asimismo, se observó un solo grupo modal, que podría corresponder a un solo grupo de edad.

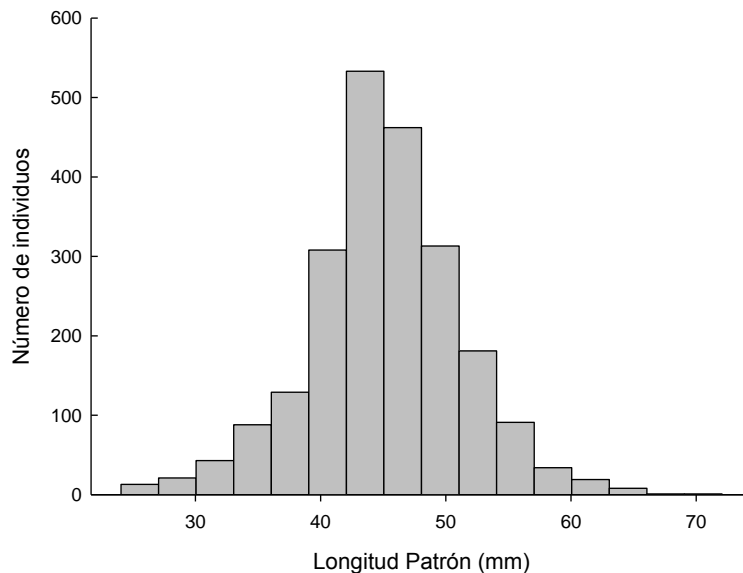


Figura 5. Distribución de frecuencia de tallas de todos los organismos analizados (n=2245). La amplitud de los intervalos de tallas es de 3 mm.

Se pudo observar mediante el Estimador de Densidad por Kernel (EDK) con función Gaussiana y banda indicada por la prueba de Silverman ($b=1.37$) la presencia también de una moda la cual tiene un valor de 42.74 mm (Figura 6).

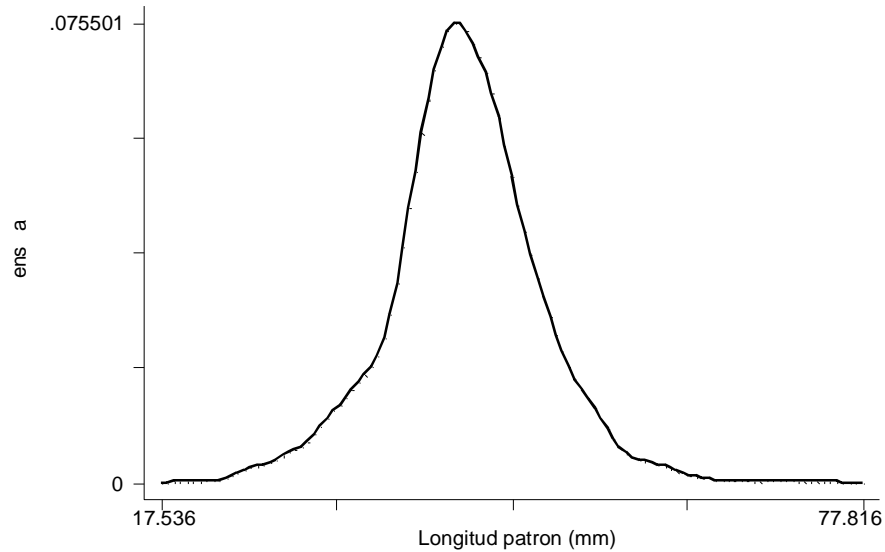


Figura 6. EDK donde se muestra la distribución total de tallas y su grupo modal. El ancho de banda fue de $b=1.37$ indicado por la prueba de multimodalidad de Silverman (bootstrap suavizado).

6.2.2 Análisis espacial

En el hábitat sin vegetación sumergida, la longitud patrón ($\bar{x}=44.45$ mm) fue significativamente mayor ($H=56.84$, g.l.=1, $P<0.001$) que en el hábitat con vegetación sumergida ($\bar{x}=42.31$ mm).

Para ambos hábitats se observó solo un grupo modal en el EDK, con anchos de banda de 1.74 y de 1.76 (para hábitats con y sin vegetación sumergida, respectivamente), indicados por la prueba de Silverman (Figura 7).

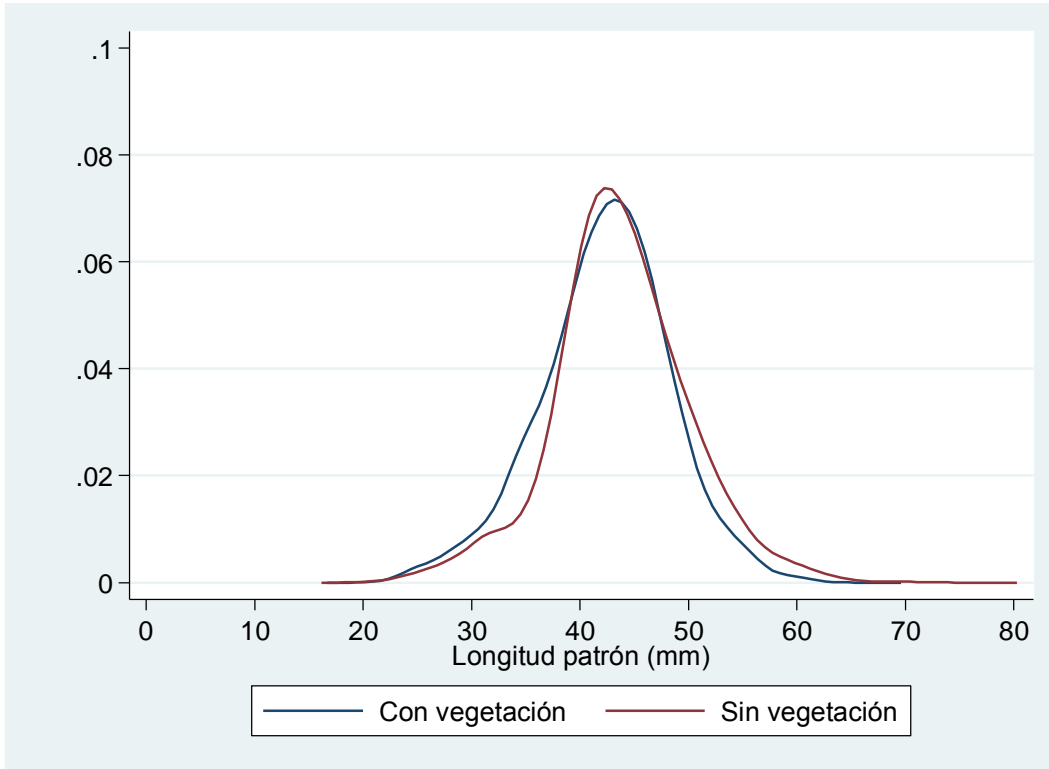


Figura 7. EDK donde se muestra la distribución total de tallas y su grupo modal para los dos tipos de hábitat. El ancho de banda fue de $b=1.74$ y $b=1.76$ para el hábitat con vegetación y sin vegetación respectivamente, indicado por la prueba de Silverman.

6.2.3 Análisis estacional

A nivel estacional, se observaron diferencias significativas ($H = 352.93$; g.l. = 5; $P < 0.0001$) en el hábitat con vegetación sumergida entre los valores mensuales de LP. La mayor talla promedio se observó en el mes de marzo ($\bar{x} = 46.34$ mm) y la menor en el mes de julio ($\bar{x} = 34.75$) (Figura 8). Similarmente, en el hábitat sin vegetación sumergida se encontraron diferencias significativas entre los valores mensuales de la LP ($H = 499.49$; g.l. = 5; $P < 0.0001$). La mayor talla promedio se observó en el mes de marzo ($\bar{x} = 48.83$ mm) y la menor en el mes de mayo ($\bar{x} = 34.45$). (Figura 8).

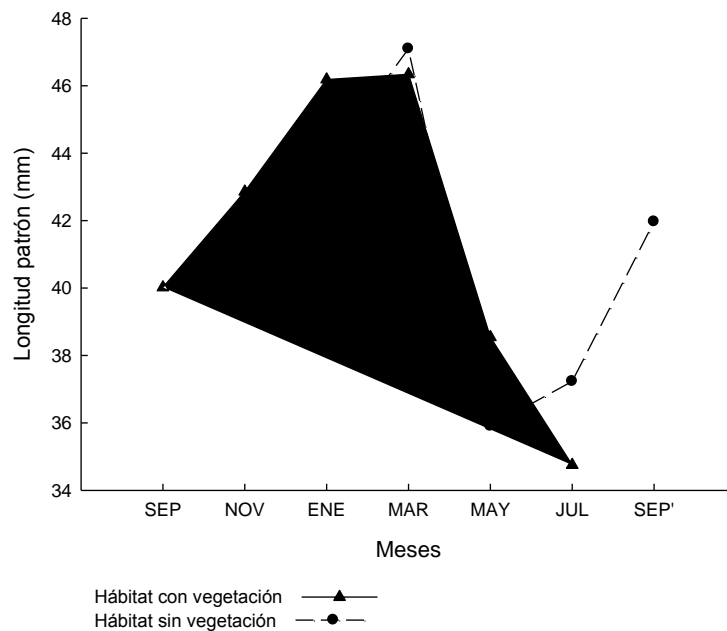


Figura 8. Tallas promedio mensuales para los dos tipos de hábitat.

6.2.4 Análisis estacional de la frecuencia de tallas

La distribución mensual de la frecuencia de tallas considerando ambos tipos de hábitat en conjunto (excepto septiembre por ser de años diferentes), está representada por EDK's en la figura 9. En ella se puede observar que las tallas mínimas registradas se presentaron en los meses de mayo, julio y el primer septiembre; y las máximas se tuvieron en marzo. Asimismo se observa un comportamiento unimodal para los meses de noviembre, enero, marzo, julio y el segundo septiembre, mientras que se observa un comportamiento bimodal en el primer septiembre (poco perceptible) y mayo.

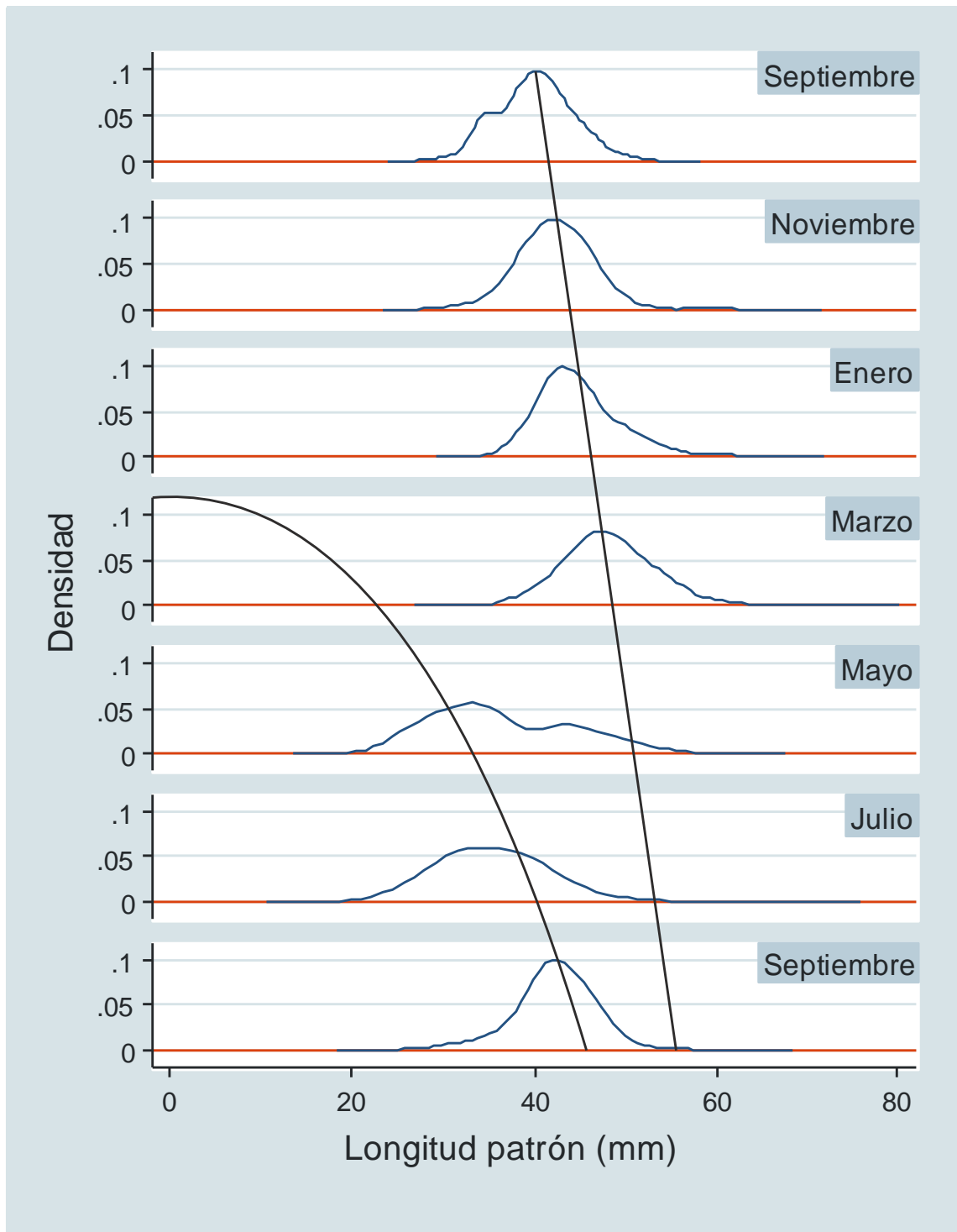


Figura 9. EDK's donde se muestra la distribución mensual de tallas de *A. mitchilli* considerando ambos tipos de hábitat. El ancho de banda fue el indicado para cada mes por la prueba de Silverman.

6.2.5 Análisis estacional por sexos

Para el hábitat con vegetación sumergida (Figura 10), aunque existe un patrón mensual similar en ambos sexos, las tallas mas grandes para machos se encontraron en el mes de marzo, mientras que para las hembras se encontraron en enero. Asimismo, se encontraron diferencias significativas entre meses, tanto para machos ($H=163.27$, $g.l.=5$, $P<0.001$) como para hembras ($H=189.58$, $g.l.=5$, $P<0.001$). Para el hábitat sin vegetación sumergida (Figura 11), el comportamiento de los promedios mensuales de la longitud patrón fue bastante similar para ambos sexos, encontrándose las tallas más grandes en marzo, tanto para machos como para hembras. Este comportamiento presentó diferencias significativas entre meses para machos ($H=237.13$, $g.l.=5$, $P<0.001$) y para hembras ($H=270.92$, $g.l.=5$, $P<0.005$).

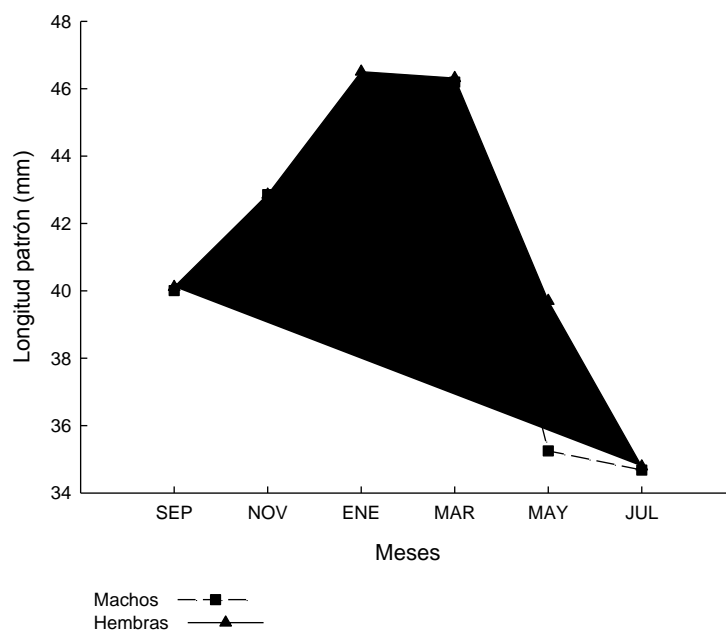


Figura 10. Tallas promedio mensuales para hembras y machos en el hábitat con vegetación sumergida.

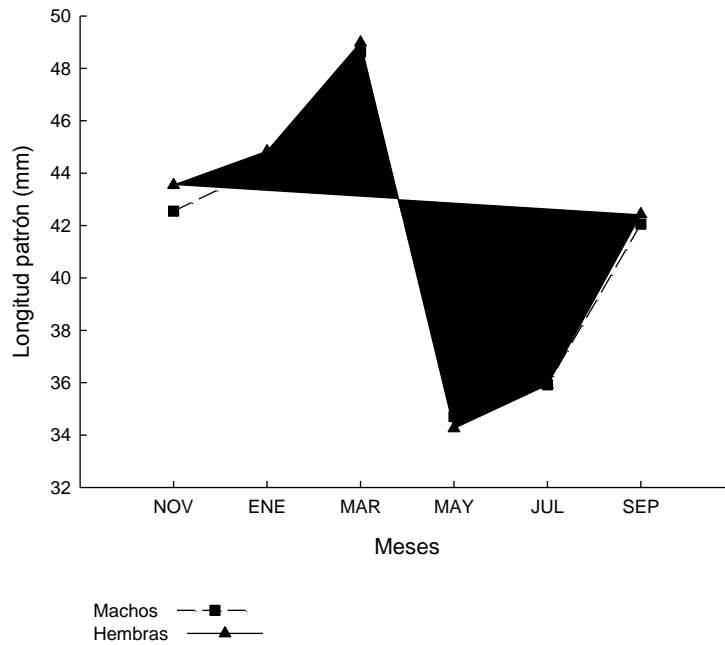


Figura 11. Tallas promedio mensuales para hembras y machos en el hábitat sin vegetación sumergida.

6.2.6 Análisis nictímero

Se encontraron diferencias significativas entre horas en la abundancia en número tanto para el hábitat con vegetación sumergida ($H=60.47$, g.l.=11, $P<0.0001$) como para el hábitat sin vegetación ($H=118.6$, g.l.=11, $P<0.0001$).

En el hábitat con vegetación sumergida se encontró el pulso máximo de abundancia ($\bar{x}=44.85$) a las 04:00 y el mínimo ($\bar{x}=38.37$) a las 10:00, en el hábitat sin vegetación se encontró el pulso máximo a las 18:00 ($\bar{x}=45.82$) y el mínimo a las 16:00 ($\bar{x}=36.78$). En general se puede observar que no hay un patrón nictímero definido en la abundancia para ninguno de los dos tipos de hábitat, ya que hay fluctuaciones a lo largo del día (Figura12).

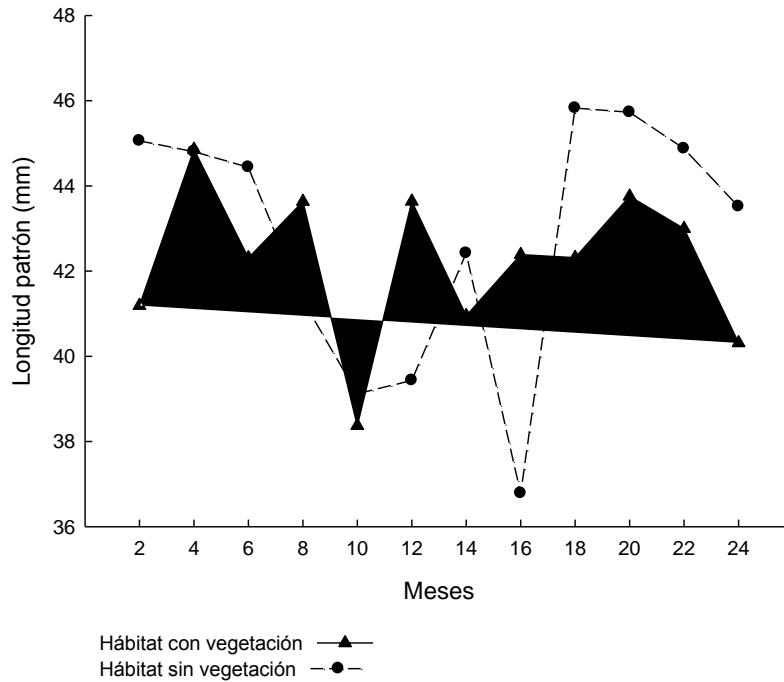


Figura 12. Tallas promedio en número por hora para los dos tipos de hábitat.

6.2.7 Análisis estacional de la frecuencia de tallas por sexo

Mediante el uso de EDK's, se pudo observar un comportamiento similar para ambos sexos, es decir la presencia de dos modas en el primer septiembre (poco perceptible) y mayo, mientras que se observó un comportamiento unimodal en los meses de noviembre, enero, marzo, julio y el segundo septiembre (Figura 13).

Por otro lado se puede observar un ligero desplazamiento a la derecha de los EDK's de las hembras, con respecto a los EDK's de los machos, esto es indicativo de que las hembras tienden a alcanzar tallas más grandes que los machos.

En las figuras 9 y 13 se muestran las líneas que unen las frecuencias modales más importantes en cada mes, las cuales pueden indicar el ritmo de crecimiento de la especie en el área de estudio.

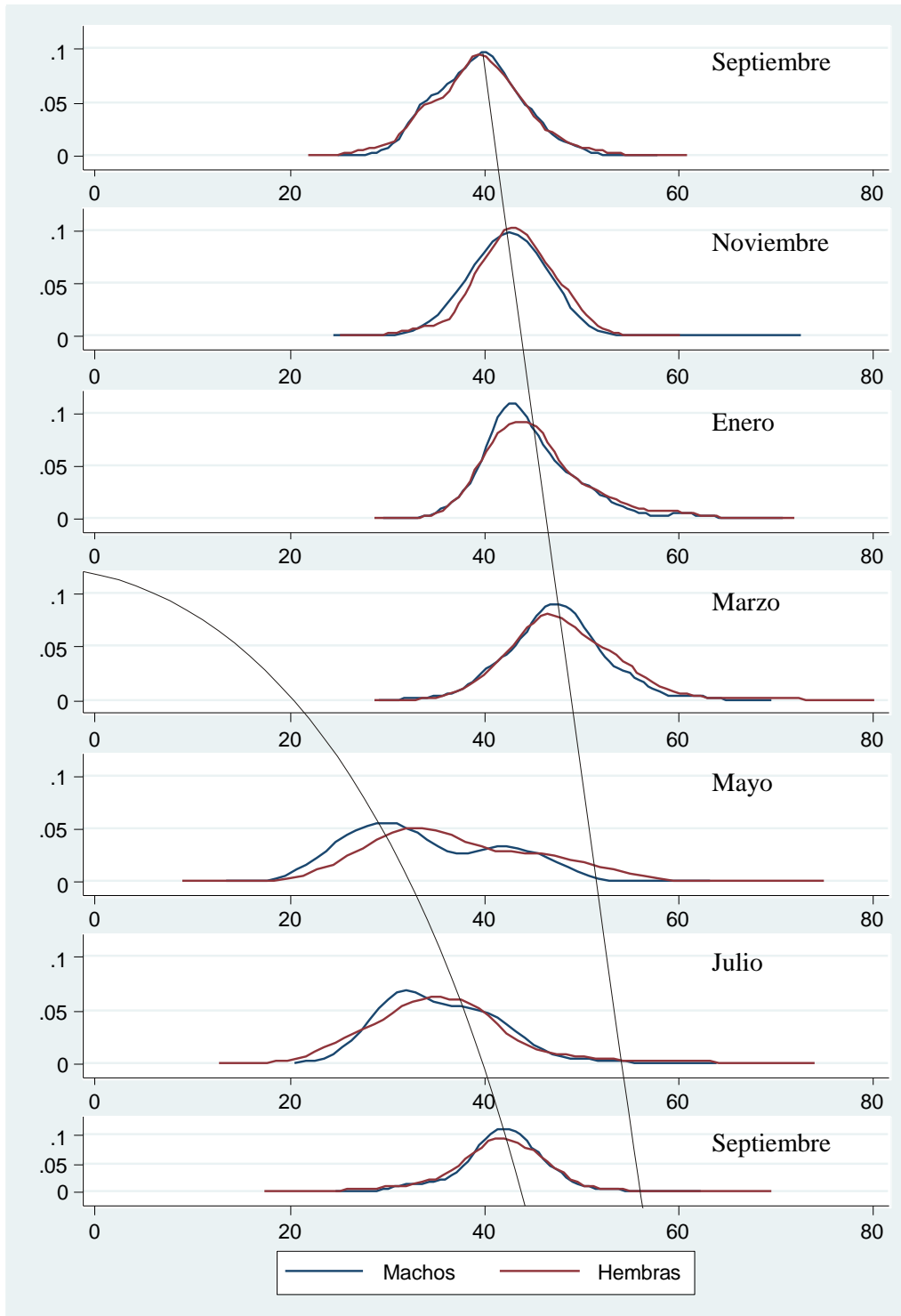


Figura 13. EDK's donde se muestra la distribución mensual de tallas de *A. mitchilli* por sexos y considerando ambos tipos de hábitat. El ancho de banda fue el indicado para cada mes por la prueba de Silverman.

Asimismo, se observan en la tabla 8 las modas de cada mes, para machos, hembras y total. Para el número total de individuos tenemos que de marzo (principal período reproductivo) a mayo cuando se alcanza una talla de 33.18, se tendría un ritmo de crecimiento de 0.55 mm/día. En el primer semestre que comprende de marzo hasta el segundo septiembre, se tiene un crecimiento de 42.59 mm (0.24 mm/día) y en el segundo semestre, es decir del primer septiembre hasta marzo se tendría un crecimiento de 8.55 mm (0.05 mm/día).

Por otro lado se observa en las figuras 9 y 13 para mayo que pocos individuos sobrepasan el año de vida y aún menos individuos el año y medio, como se puede observar para el segundo septiembre.

Tabla 8. Se muestran las modas obtenidas de los EDK's de cada mes para machos, hembras y el total de organismos.

Mes	Machos	Hembras	Total
Septiembre	40.33, 34.45	39.56, 34.75	35.10, 40.23
Noviembre	42.68	43.30	42.11
Enero	42.63	44.30	43.12
Marzo	47.75	46.80	43.65
Mayo	30.04, 42.48	33.92, 44.2	33.18, 43.92
Julio	31.87	35.57	33.87
Septiembre	42.03	42.02	42.59

6.2.8 Relación peso-longitud

Para la determinación de la relación peso-longitud de machos, hembras y total, se consideraron los 2,245 organismos, de los cuales 1,030 fueron machos y 1,215 hembras. Las regresiones lineales se aplicaron con la idónea transformación logarítmica de los datos (expresiones logarítmicas), de acuerdo con el modelo potencial de crecimiento (expresiones potenciales) que describe la relación peso-longitud. Los modelos respectivos, así como sus correspondientes coeficientes de determinación (r^2) y probabilidad (P), se incluyen en la tabla 9. Las curvas de dispersión se observan en las figuras 14, 15 y 16.

También se efectuó una prueba de “t” de student para evaluar si existían diferencias significativas entre las pendientes de la relación peso-longitud entre machos y hembras. Se encontró que no existen diferencias significativas entre las pendientes ($t=1.96$, $P=0.544$).

Tabla 9. Ecuaciones de la relación Peso-Longitud. P = Peso Total; L = Longitud Patrón y Ln = Logaritmo natural.

Sexo	Expresión logarítmica	Expresión potencial
Machos	$\text{LnP} = 3.229\text{LnL} - 4.985$ $r^2 = 0.9649$ $P < 0.0001$	$P = 0.0068L^{3.229}$
Hembras	$\text{LnP} = 3.239\text{LnL} - 5.011$ $r^2 = 0.9702$; $P < 0.0001$	$P = 0.0066L^{3.239}$
Total	$\text{LnP} = 3.238\text{LnL} - 5.004$ $r^2 = 0.9682$ $P < 0.0001$	$P = 0.0067L^{3.238}$

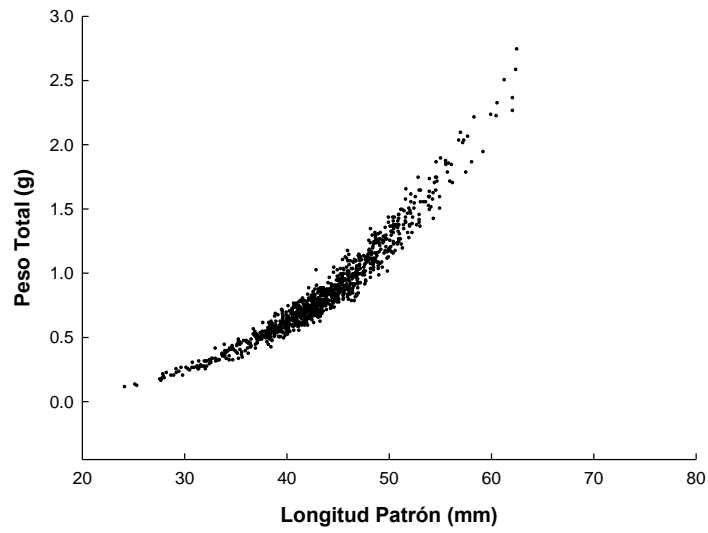


Figura 14. Diagrama de dispersión para la relación Peso total (g) – Longitud patrón (mm) en machos.

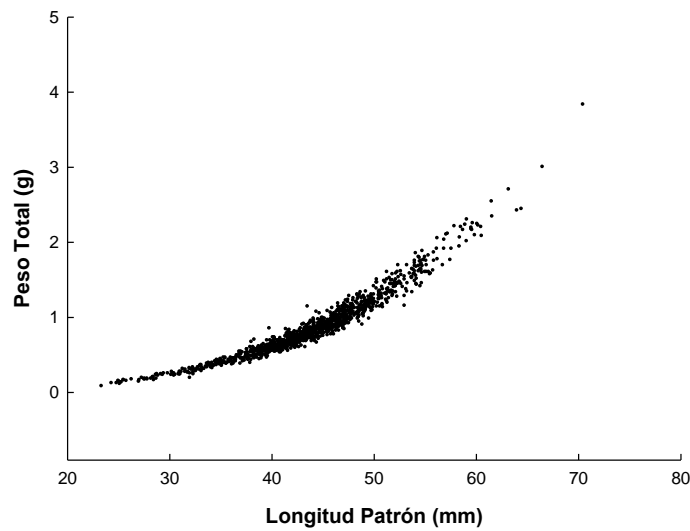


Figura 15. Diagrama de dispersión para la relación Peso total (g) – Longitud patrón (mm) en hembras.

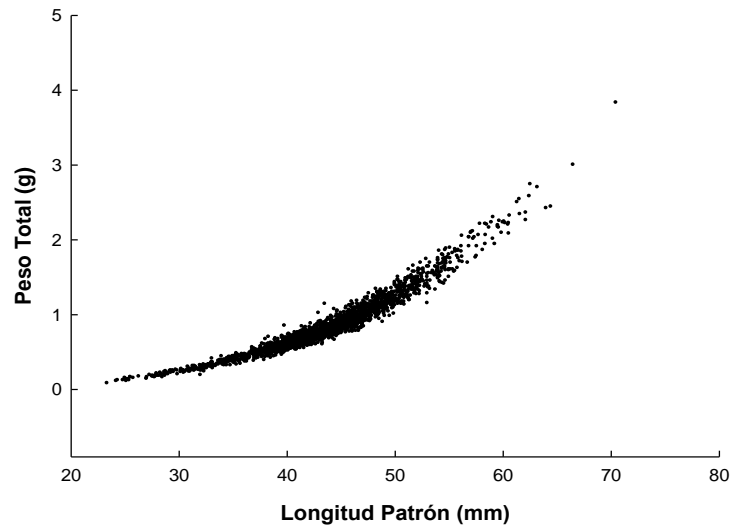


Figura 16. Diagrama de dispersión para la relación Peso total (g) – Longitud patrón (mm) de todos los organismos.

6.3 ASPECTOS REPRODUCTIVOS

6.3.1 Proporciones sexuales

Fueron analizados un total de 2,245 gónadas para la determinación del sexo, a partir de lo cual se encontraron 1,215 hembras (54.12%) y 1,030 machos (45.88%).

6.3.1.1 Proporción mensual de sexos

A pesar de que en todos los meses el número de hembras fue mayor que el número de machos (Figura 16), las proporciones sexuales de hembras y machos no fueron significativamente diferentes de la relación 1:1 en los meses de septiembre ($\chi^2=0.297$, g.l.=1, $P>0.5$), noviembre ($\chi^2=0.0769$, g.l.=1, $P>0.75$) y enero ($\chi^2=0.984$, g.l.=1, $P>0.25$), siendo significativamente diferentes a esta relación sólo en los meses de marzo ($\chi^2=9.11$, g.l.=1, $P<0.01$), mayo ($\chi^2=4.592$, g.l.=1, $P<0.05$) y julio ($\chi^2=12$, g.l.=1, $P<0.001$).

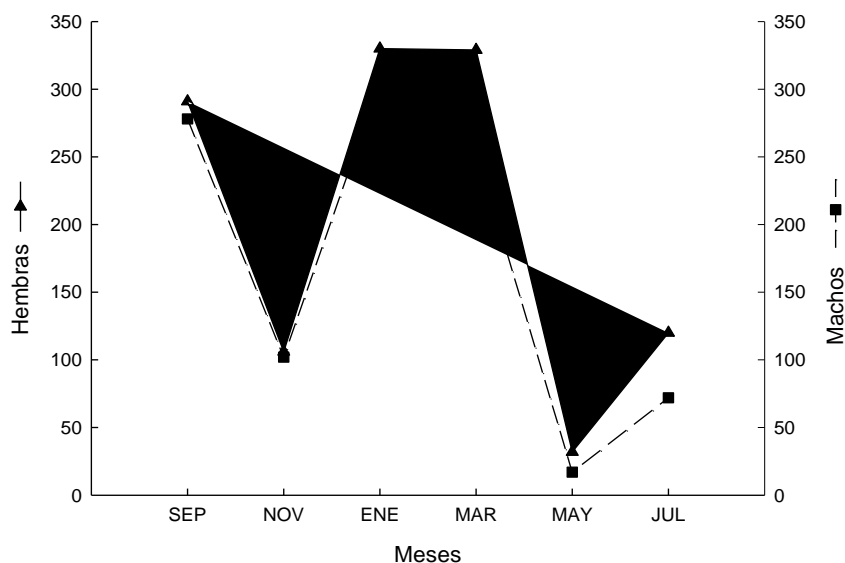


Figura 17. Número de machos y hembras colectados en cada mes, considerando ambos tipos de hábitat.

6.3.1.2 Proporción de sexos por hora

Las proporciones sexuales de hembras y machos entre horas (Figura 17) no fueron significativamente diferentes a la relación 1:1, excepto para las 02:00 horas ($\chi^2=5.12$, g.l.=1, $P<0.025$), 10:00 horas ($\chi^2=6.12$, g.l.=1, $P<0.025$) y 20:00 horas ($\chi^2=5.15$, g.l.=1, $P<0.025$).

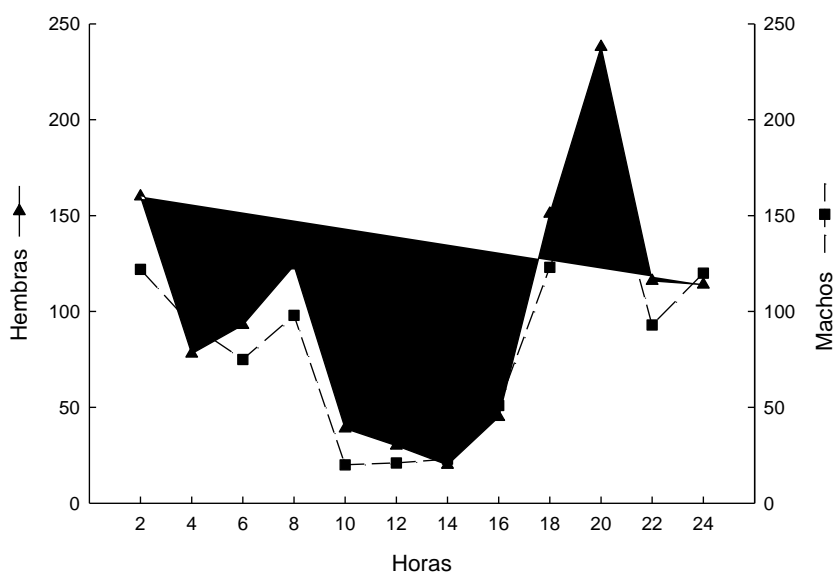


Figura 18. Número de machos y hembras colectado en cada hora, considerando ambos tipos de hábitat.

6.3.2 Peso gónadas

El peso de la gónada de los machos fue mayor al de las hembras ($H=64.87$, g.l.=1, $P<0.001$) (Tabla 10). Asimismo, se encontró que los pesos de las gónadas izquierdas fueron significativamente mayores al peso de las gónadas derechas ($P<0.001$) (Tabla 11).

6.3.3 Índice gonadosomático (IGS)

Para el índice gonadosomático (IGS) se analizaron un total de 1173 gónadas, 553 de machos y 620 de hembras. El IGS mostró diferencias significativas entre sexos ($H=79.45$, $g.l.=1$, $P<0.0001$), siendo mayor en los machos ($\bar{x}=1.608\%$) que en las hembras ($\bar{x}=1.518\%$).

Tabla 10. Estadística descriptiva del peso de las gónadas (mg) para machos y hembras.

	\bar{x}	Desviación Patrón	Mínimo	Máximo
Machos	18.87	31.82	0.1	157.9
Hembras	18.13	27.24	0.1	176.9

Tabla 11. Estadística descriptiva del peso de las gónadas (mg) izquierda y derecha, considerando ambos sexos.

	\bar{x}	Desviación Patrón	Min	Max
Izquierda	11.49	18.39	0.1	103.7
Derecha	6.99	11.19	0.1	93.2

6.3.3.1 Análisis espacial

A pesar de que los IGS promedio tanto de machos como de hembras fueron mayores en el hábitat sin vegetación sumergida (hembras $\bar{x}=1.75$, machos $\bar{x}=1.87$), que en el hábitat

con vegetación (hembras $\bar{x}=1.08$, machos $\bar{x}=1.20$), solo el IGS de las hembras tuvo diferencias significativas ($H=6.406$, $g.l.=1$, $P=0.01$) entre los dos tipos de hábitat. Por otra parte, en el hábitat sin vegetación sumergida el IGS de los machos fue significativamente mayor que el IGS de las hembras ($H=39.87$, $g.l.=1$, $P<0.001$), al igual que en el hábitat con vegetación ($H=39.87$, $g.l.=1$, $P<0.001$).

6.3.3.2 Análisis estacional

Considerando la información de ambos hábitats en conjunto, el comportamiento mensual del IGS para ambos sexos mostró un pulso máximo en el mes de marzo (Figura 19). Los machos mostraron diferencias significativas entre meses ($H=351.92$, $g.l.=5$, $P<0.001$), al igual que las hembras ($H=456.72$, $g.l.=5$, $P<0.001$). Asimismo, el IGS de las hembras fue significativamente mayor al de los machos en los meses de septiembre, noviembre, enero ($P's<0.001$), aunque en marzo y julio el IGS de los machos fue mayor pero solo significativamente en marzo ($H=97.08$, $g.l.=1$, $P<0.001$).

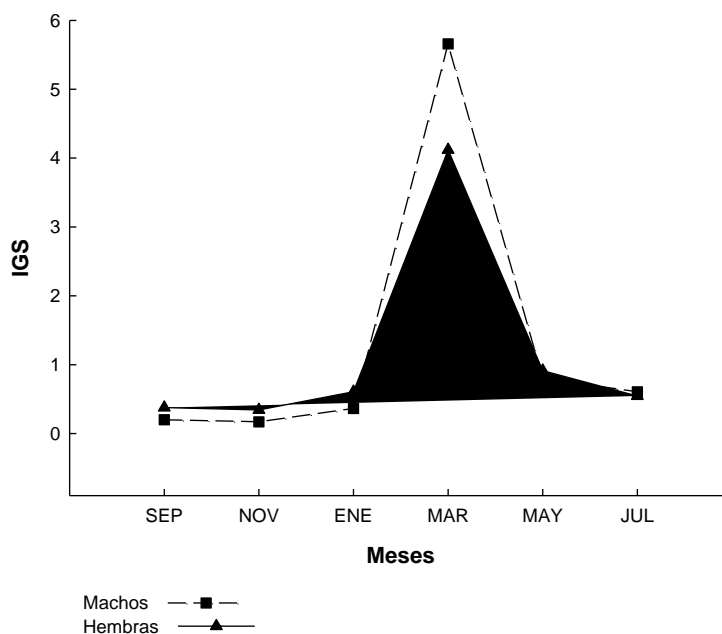


Figura 19. Índice gonadosomático promedio mensual de machos y hembras, considerando ambos tipos de hábitat.

Este patrón fue espacialmente estable, debido a que se mantuvo constante cuando el análisis se realizó por separado para cada tipo de hábitat. Así, en los dos tipos de hábitat se presentó un pulso máximo en marzo para ambos sexos. En el hábitat con vegetación (Figura 20) los machos ($H=132.11$, $g.l.=5$, $P<0.001$) y las hembras ($H=161.19$, $g.l.=5$, $P<0.001$) también mostraron diferencias significativas entre meses, y el IGS de las hembras fue significativamente mayor al de los machos en los meses de septiembre, noviembre y enero ($P's<0.001$), siendo solo en marzo significativamente mayor el IGS de los machos ($F=116.93$, $g.l.=1$, $P<0.001$).

Similarmente, en el ambiente sin vegetación (Figura 21), tanto los machos ($H=233.78$, $g.l.=5$, $P<0.001$), como las hembras ($H=300.70$, $g.l.=5$, $P<0.001$) mostraron diferencias significativas entre meses y en este caso también, el IGS de las hembras fue significativamente mayor al de los machos en los meses de septiembre, noviembre y enero ($P's<0.001$) y en marzo el de los machos ($H=60.21$, $g.l.=1$, $P<0.001$).

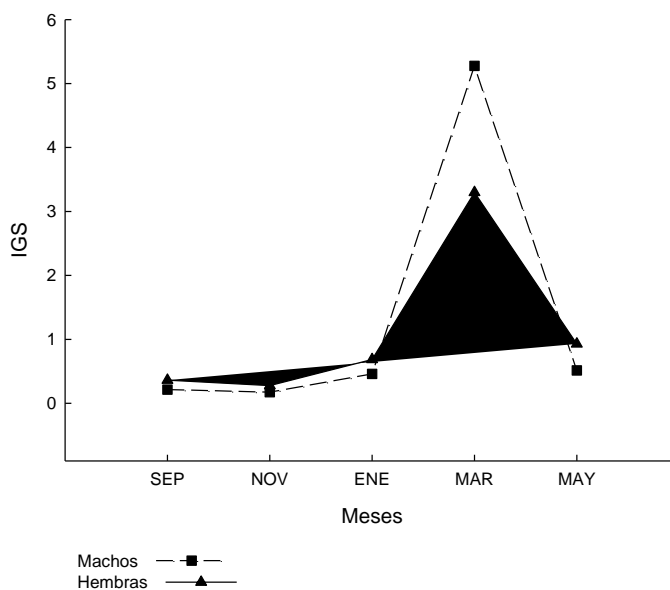


Figura 20. Índice gonadosomático promedio mensual de machos y hembras, en el hábitat con vegetación sumergida.

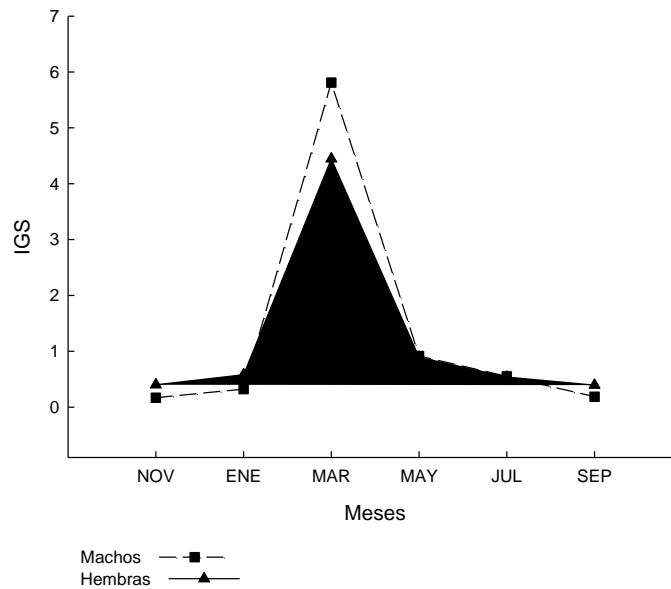


Figura 21. Índice gonadosomático promedio mensual de machos y hembras, en el hábitat sin vegetación sumergida.

6.3.3.3 Análisis nictímero

El IGS mostró diferencias significativas entre horas solo en el caso de las hembras de marzo ($H=34.46$, $g.l.=10$, $P<0.001$) (Figura 22). Similarmente, este índice mostró diferencias significativas entre día y noche ($F=7.51$, $g.l.=1$, $P=0.0067$) solo para las hembras, durante el mismo mes, siendo mayor en la noche (4.33%) que en el día (3.87%).

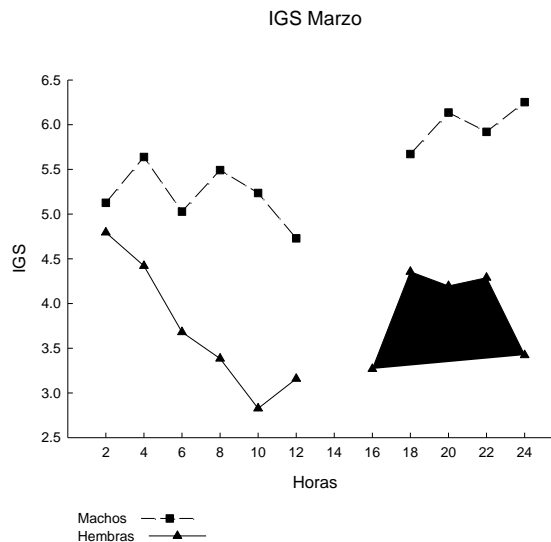


Figura 22. IGS de machos y hembras durante el ciclo de 24 horas del mes de marzo

6.3.4 Talla a la maduración

Considerando los valores de $IGS \geq 3$ de los individuos colectados durante la época de reproducción, es decir en el mes de marzo, se observó que los machos de *A. mitchilli* maduran a una longitud patrón de 34.43mm ($IGS=5.74$; $n=133$) y las hembras a una longitud patrón de 36.36mm ($IGS=3.22$; $n=173$) (Figura 23).

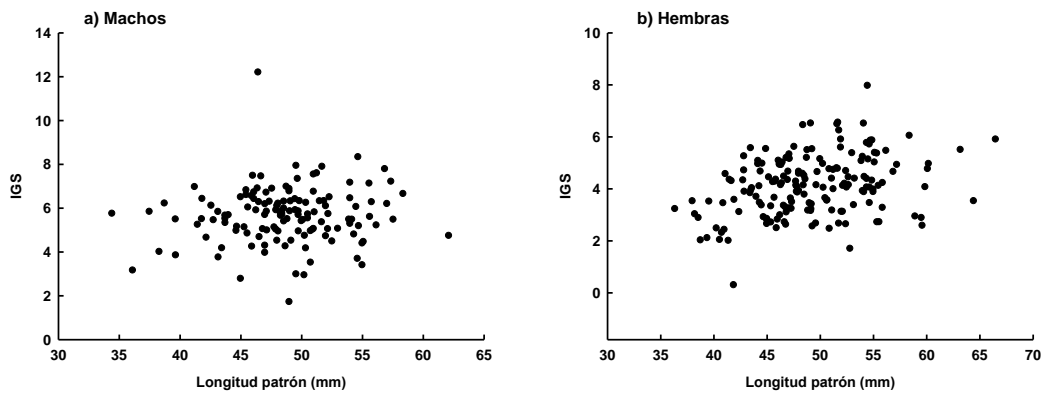


Figura 23. Diagramas de dispersión que muestran los valores del índice gonadosomático durante el mes de marzo, en relación con la longitud patrón para machos (a) y hembras (b).

6.3.5 IGS y factor de condición por tallas

Al analizar el comportamiento estacional del IGS y el factor de condición junto con la talla (Figura 24), se puede observar que en el mes de marzo se encuentra el IGS mas grande (4.789%), el segundo valor mas grande del factor de condición (1.033) y la talla mas grande (48.15 mm), aunque en la época cálido lluviosa (julio-septiembre), valores altos en la condición correspondieron con valores bajos de talla e IGS.

El comportamiento de la longitud patrón es muy similar al del IGS, ya que ambos comienzan a incrementarse desde septiembre hasta alcanzar un pulso máximo en el mes de marzo, después del cual presentan un descenso en los meses siguientes.

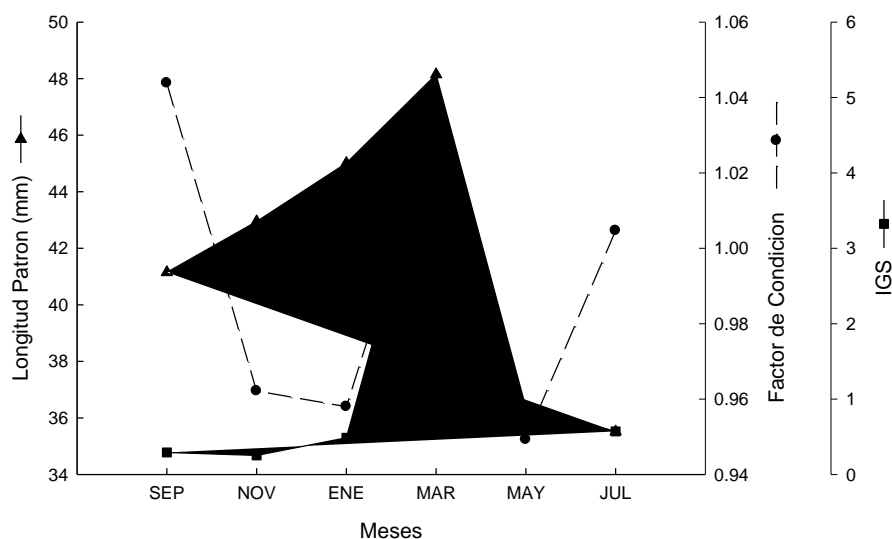


Figura 24. Gráfica que muestra el comportamiento mensual y la relación entre la talla (longitud patrón), el IGS y el factor de condición.

6.3.6. Fecundidad

La fecundidad absoluta, que fue determinada como el número de ovocitos vitelogénicos (los cuales tuvieron un tamaño de 0.3-0.4 mm) por hembra, se estimó para 20 hembras del mes de marzo y se obtuvieron valores de 1,309 a 4,843 ovocitos por hembra, mientras que la fecundidad media relativa, la cual se determinó como el número de ovocitos vitelogénicos entre el peso total de la hembra (g), fue de 1,454.5 ovocitos/g.

Utilizando regresiones lineales, se encontraron relaciones significativas de la fecundidad absoluta con la longitud patrón (mm) y el peso total (g) (Figura 25).

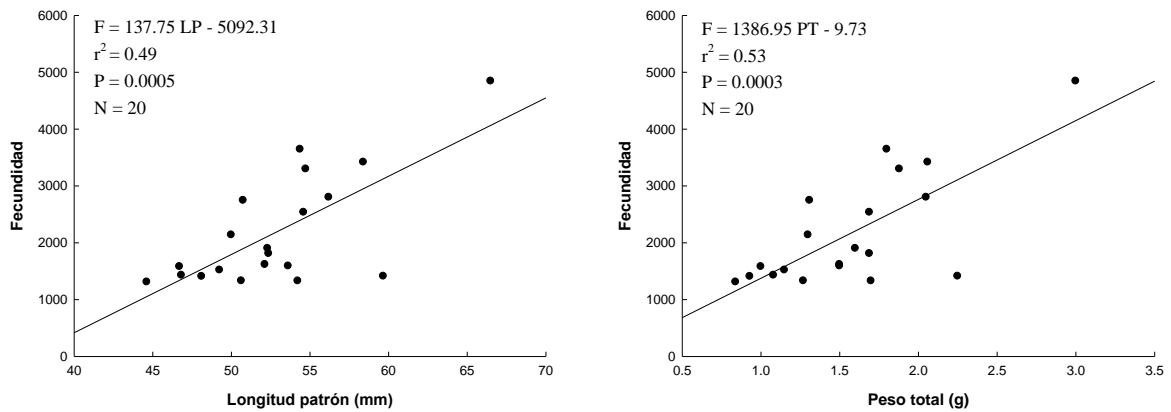


Figura 25. Regresiones lineales de la fecundidad absoluta (F), con la longitud patrón (LP) y peso total (PT).

6.3.7 Reporte de ovotestis

En la muestra de 2,245 individuos, se registró un caso de hermafroditismo para la especie de *A. mitchilli*. El organismo presentó una longitud patrón de 45.0 mm y un peso de 0.89 g, y fue recolectado durante enero, aproximadamente dos meses antes de la época reproductiva de la especie. La disección del ejemplar mostró que la gónada derecha corresponde a un ovario normal, mientras que la gónada izquierda corresponde a ovario en una proporción de tres cuartos (parte posterior) y a testículo en una proporción de un cuarto (parte anterior).

6.4 ANALISIS DE LA DIETA

Se analizaron un total de 150 contenidos estomacales y los resultados de estos indicaron que *A. mitchilli* consumió al menos 37 grupos tróficos, los cuales finalmente se agruparon en 14 (Tabla 11). Algunos de los grupos tróficos fueron identificados incluso hasta el nivel de especie, como es el caso del grupo de los copépodos calanoideos, formado principalmente por la especie *Acartia tonsa*, mientras que los copépodos harpacticoideos estuvieron principalmente representados por *Euterpina sp.* En relación con los peracáridos, el grupo Tanaidaceae estuvo compuesto por las especies *Tanais cavolini*, *Leptochelia rapax* y *L. savigny* y el grupo Amphipoda representado principalmente por *Gammarus mucronatus*. En cuanto al grupo de larvas de decápodos, se encontraron principalmente los estados larvarios zoea y megalopa de cangrejos, y larvas de peneidos y carideos. El grupo Osteichthyes estuvo representado principalmente por miembros de la familia Atherinopsidae, tanto larvas como en restos, y finalmente el grupo de otros invertebrados estuvo compuesto por gusanos (probablemente parásitos) y restos de insectos.

El comportamiento del número de ítems consumidos acumulativamente, con respecto al número de contenidos estomacales analizados cronológicamente, indica que al 35% de los individuos analizados, ya no existió incremento en el número de grupos tróficos consumidos (Figura 26).

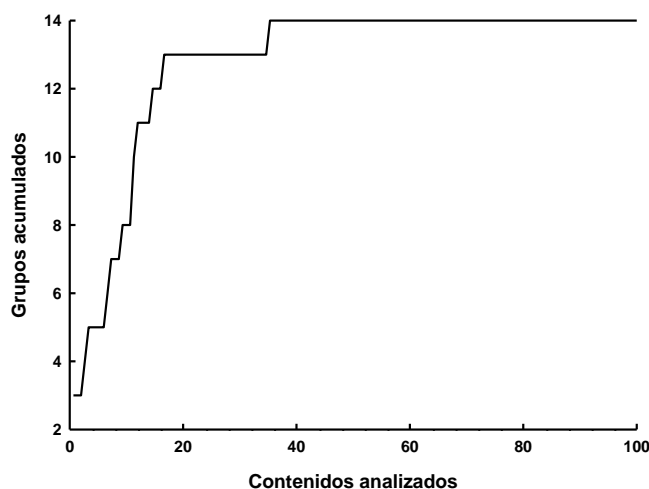


Figura 26. Número acumulado de grupos tróficos consumidos por *A. mitchilli*, en función del incremento del porcentaje de contenidos estomacales analizados.

6.4.1 Dieta general y variabilidad sexual

Como se muestra en la Tabla 12, en la dieta general el grupo de mayor importancia fue el de los crustáceos y dentro de este los copépodos (principalmente los calanoideos), seguido del detritus animal y peracáridos, siendo los menos importantes los grupos tróficos correspondientes a otros invertebrados y el detritus vegetal.

Tabla 12. Dieta general e importancia porcentual de cada grupo trófico encontrado en los contenidos estomacales de *A. mitchilli*. Asimismo, se muestra la importancia relativa de cada grupo trófico en machos y hembras.

	Dieta total	Machos	Hembras
Categorías Tróficas	n=150	n=60	n=90
	Importancia	Importancia	Importancia
CRUSTACEA	66.71	67.06	66.47
Cladocera y Ostracoda	4.28	6.08	3.08
Copépoda (no determinados)	12.50	14.30	11.30
Copépoda Calanoidea	20.30	21.53	19.48
Copépoda Harpacticoidea	2.47	2.24	2.62
Peracarida	17.62	12.88	20.78
Tanaidaceae e Isópoda	6.27	5.65	6.68
Amphipoda	11.35	7.23	14.10
Decápoda	9.54	10.03	9.21
Larvas de decápodos	5.48	4.70	6.00
Penaeidae, Caridea y Portunidae	4.06	5.33	3.21
OSTEICHTHYES	14.15	10.21	16.78

Huevos	4.92	5.83	4.31
Larvas	7.42	4.30	9.50
Restos de Peces	1.81	0.08	2.97
OTROS INVERTEBRADOS	0.68	0.44	0.83
DETRITUS ANIMAL	17.77	21.33	15.39
DETRITUS VEGETAL	0.70	0.95	0.53
INORGÀNICO			
Total	100	100	100
Total de grupos consumidos	14	14	14

En relación con la variabilidad de la dieta entre sexos, ambos consumieron todos los grupos tróficos encontrados y aunque las hembras tendieron a consumir presas más grandes como las larvas y restos de peces y los machos presas más pequeñas como los copépodos y el detritus animal, un análisis de discriminantes indicó que no existen diferencias significativas entre la dieta de machos y hembras ($\lambda=0.906$, $P=0.43$).

6.4.2 Variabilidad ontogénica

Para evaluar la variabilidad ontogénica en la dieta, se formaron dos grupos de tallas (Tabla 13), la talla 1 comprendió organismos menores de 44.51 mm y la talla 2 organismos mayores de 44.51 mm, esta división fue con el objetivo de formar grupos lo más equitativamente posible en cuanto al número de individuos.

Con respecto a los cambios ontogénicos en los hábitos de alimento, se pudo observar que los individuos más pequeños consumieron una mayor cantidad de copépodos y ostrácodos, huevos de pez (presas pequeñas), así como de detritus tanto animal como vegetal, mientras

que los individuos de la talla más grande consumieron presas más grandes, tales como larvas y restos de peces, y peracáridos. En este sentido, un análisis de discriminantes mostró que existen diferencias significativas entre la dieta de los dos grupos de talla ($\lambda=0.742$, $P<0.0001$), determinadas principalmente por el consumo diferencial de huevos de pez (-0.501), larvas de pez (0.462), anfípodos (0.446) y tanaidáceos e isópodos (0.359).

Tabla 13. Importancia relativa porcentual de cada grupo trófico encontrado en los contenidos estomacales de *A. mitchilli* en los dos grupos de talla.

	Talla 1	Talla 2
Categorías Tróficas	n=74	n=76
	Importancia	Importancia
CRUSTACEA	67.69	65.75
Cladocera y Ostracoda	6.18	2.43
Copépoda (no determinados)	13.62	11.41
Copépoda Calanoidea	25.22	15.51
Copépoda Harpacticoidea	3.09	1.86
Peracarida	9.65	25.39
Tanaidaceae e Isópoda	3.39	9.07
Amphipoda	6.26	16.32
Decápoda	9.93	9.15
Larvas de decápodos	6.55	4.43
Penaeidae, Caridea y Portunidae	3.38	4.72
OSTEICHTHYES	9.36	18.82
Huevos	8.05	1.87
Larvas	1.22	13.46
Restos de Peces	0.09	3.49
OTROS INVERTEBRADOS	0.58	0.77
DETRITUS ANIMAL	21.19	14.43

DETRITUS VEGETAL E **1.18** **0.24**
 INORGÁNICO

Total	100	100
	14	14

Total de grupos consumidos

6.4.3 Variabilidad espacial

En cuanto a la variabilidad espacial de los hábitos de alimento (Tabla 14), *A. mitchilli* tendió a consumir más copépodos no determinados, detritus animal y vegetal en el hábitat con vegetación, mientras que consumió más osteíctios, peracáridos y decápodos en el hábitat sin vegetación. Así, un análisis de discriminantes mostró que existen diferencias significativas en la dieta entre los dos tipos de hábitats ($\lambda=0.770$, $P=0.001$), siendo el detritus vegetal (-0.471), los copépodos no determinados (-0.405) y las larvas de pez (0.270) los grupos tróficos más importantes en la separación de las dietas.

Tabla 14. Importancia relativa porcentual de cada grupo trófico encontrado en los contenidos estomacales de *A. mitchilli* en las zonas con y sin vegetación sumergida.

Categorías Tróficas	Con vegetación	Sin vegetación
	n=61	n=89
	Importancia	Importancia
CRUSTACEA	66.14	67.09
Cladocera y Ostracoda	5.01	3.78
Copépoda (no determinados)	20.11	7.28
Copépoda Calanoidea	16.11	23.17
Copépoda Harpacticoidea	4.43	1.12
Peracarida	13.79	20.25
Tanaidaceae e Isópoda	4.28	7.63
Amphipoda	9.51	12.62
Decápoda	6.69	11.49
Larvas de decápodos	4.56	6.11

Penaeidae, Caridea y Portunidae	2.13	5.38
OSTEICHTHYES	7.34	18.82
Huevos	4.26	5.37
Larvas	3	10.45
Restos de Peces	0.08	3
OTROS INVERTEBRADOS	0.61	0.72
DETRITUS ANIMAL	24.34	13.26
DETRITUS VEGETAL	E 1.56	0.11
INORGÀNICO		
<hr/>		
Total	100	100
	14	14
Total de grupos consumidos		
<hr/>		

6.4.4 Variabilidad estacional

En relación con la variabilidad estacional de la dieta (Tabla 15), el grupo de los osteíctios principalmente marcaron la diferencia en los hábitos de alimento, pues mientras en la época de lluvias hubo un mayor consumo de huevos, en la época seca hubo un mayor consumo de larvas. Similarmente, los copépodos no determinados, tanaidáceos e isópodos fueron principalmente consumidos en la época lluviosa, mientras que en la época seca fueron más consumidos copépodos calanoideos y anfípodos. Un análisis de discriminantes mostró que estas diferencias fueron significativas ($\lambda=0.605$, $P<0.0001$), siendo principalmente los huevos de pez (-0.548) los copépodos no determinados y calanoideos (-0.384, 0.323), y las larvas de pez (0.287), los grupos mas importantes en la separación de las dietas.

Tabla 15. Importancia relativa porcentual de cada grupo trófico encontrado en los contenidos estomacales de *A. mitchilli* durante las épocas de lluvias y de secas.

Categorías Tróficas	Lluvias	Secas
	n=51	n=99
	Importancia	Importancia
CRUSTACEA	65.53	67.42
Cladocera y Ostracoda	4.33	4.25
Copépoda (no determinados)	23.04	7.07
Copépoda Calanoidea	7.95	26.67
Copépoda Harpacticoidea	4.44	1.45
Peracarida	13.85	19.66
Tanaidaceae e Isópoda	9.67	4.51
Amphipoda	4.18	15.05
Decápoda	11.92	8.32
Larvas de decápodos	8.31	4.02
Penaeidae, Caridea y Portunidae	3.61	4.30
OSTEICHTHYES	12.85	14.82
Huevos	11.57	1.49
Larvas	0	11.24
Restos de Peces	1.28	2.09
OTROS INVERTEBRADOS	1.02	0.5
DETRITUS ANIMAL	19.57	16.84
DETRITUS VEGETAL	E 1.04	0.53

INORGÁNICO

Total	100	100
	13	14
Total de grupos consumidos		

6.4.5 Variabilidad nictímera

En relación con los hábitos de alimento entre día y noche (Tabla 16), se observó que los grupos tróficos más consumidos en el día fueron los copépodos, el detritus animal y los osteíctios, mientras que en la noche fueron los peracáridos. El análisis de discriminantes mostró diferencias significativas en la dieta entre día y noche ($\lambda=0.801$, $P=0.005$), siendo estas diferencias debidas principalmente al consumo diferencial de anfípodos (0.589), tanaidáceos e isópodos (0.433) y las larvas de decápodos (-0.297).

Tabla 16. Importancia relativa porcentual de cada grupo trófico encontrado en los contenidos estomacales de *A. mitchilli* durante el día y la noche.

	Día	Noche
Categorías Tróficas	n=67	n=83
	Importancia	Importancia
CRUSTACEA	63.61	69.23
Cladocera y Ostracoda	4.84	3.83
Copépoda (no determinados)	13.40	11.77
Copépoda Calanoidea	25.41	16.18
Copépoda Harpacticoidea	2.38	2.54
Peracarida	6.77	26.39
Tanaidaceae e Isópoda	2.90	8.99
Amphipoda	3.87	17.40
Decápoda	10.81	8.52
Larvas de decápodos	7.24	4.06
Penaeidae, Caridea y Portunidae	3.57	4.46

OSTEICHTHYES	15.62	12.97
Huevos	5.55	4.41
Larvas	7.23	7.57
Restos de Peces	2.84	0.99
 OTROS INVERTEBRADOS	 0.40	 0.89
 DETRITUS ANIMAL	 19.58	 16.30
 DETRITUS VEGETAL E INORGÁNICO	 0.79	 0.63
<hr/>		
Total	100	100
 Total de grupos consumidos	 14	 14
<hr/>		

DISCUSIÓN

DISTRIBUCIÓN Y ABUNDANCIA

Del total de especies capturadas en la laguna de Pueblo Viejo, la que presentó la mayor abundancia en número fue *A. mitchilli* con un 56.2% y aun con su pequeña talla fue segundo en abundancia en peso (Zárate-Hernández, 2003; Ortiz-Burgos, 2005). Esta especie ha sido señalada en sus diversos estadios como muy abundante en los sistemas estuarinos del Golfo de México, como Laguna de Términos (Amezcu-Linares & Yáñez-Arancibia, 1980; Ocaña-Luna *et al.*, 1987; Flores-Coto *et al.*, 1988), Laguna de Alvarado (Flores-Coto & Méndez-Vargas, 1982), laguna de Tamiahua (Barba-Torres & Sánchez-Robles, 1981; Flores-Coto *et al.*, 1983; Díaz-Avalos *et al.*, 2003) y en la laguna de Pueblo Viejo no ha sido la excepción (Castillo-Rivera *et al.*, 1994; Castillo-Rivera & Zárate-Hernández, 2001; Sánchez-Ramírez & Ocaña-Luna, 2002; Castillo-Rivera *et al.*, 2003; Castillo-Rivera *et al.*, 2005).

Análisis espacial

En una extensa revisión reciente, Heck *et al.* (2003) encontraron que los resultados de muchos estudios fueron consistentes con el hecho esperado de que la abundancia de muchas especies es más grande en zonas con vegetación sumergida, que en zonas sin este tipo de vegetación, ya que la vegetación ejerce un incremento en la disponibilidad de los recursos tróficos y en la protección en contra de los depredadores, lo que fortalece las tasas de crecimiento y reduce la mortalidad (Rozas & Odum, 1988; Lubbers *et al.*, 1990; Humpries *et al.*, 1992). En este sentido se podría esperar una mayor abundancia de *A. mitchilli* en la zona con vegetación sumergida, sin embargo la abundancia tanto en peso

como en número fue mayor en el hábitat sin vegetación sumergida (Tabla 1), aunque estas diferencias no fueron significativas en número ni en peso, lo que nos lleva a considerar que la especie exhibe poca evidencia de preferencia por algún tipo de hábitat en la laguna de Pueblo Viejo. En este mismo contexto, se hicieron análisis para comparar la abundancia en cada mes (excepto para septiembre) entre los dos tipos de hábitat (Tabla 2), encontrándose que para ningún mes hay diferencias significativas tanto en número como en peso.

En relación con la influencia de las variables ambientales sobre el número y peso de la especie, se realizaron correlaciones considerando los dos tipos de hábitat por separado. Diferentes autores han propuesto funciones biológicas como los principales factores que inciden sobre los patrones de la abundancia de peces. Algunas de estas incluyen patrones reproductivos, respuestas tróficas, competencia y depredación (Subrahmanyam, 1985; Felley, 1989). Sin embargo, estas funciones biológicas están también afectadas por condiciones ambientales, de esta manera se espera que las condiciones ambientales afecten de manera directa o indirecta la abundancia, por modificación de los procesos biológicos. Otros autores han considerado que las condiciones ambientales físicas y químicas que se presentan en los ambientes estuarinos, tales como la salinidad, temperatura y profundidad, juegan un papel importante en la determinación de los patrones espacio-temporales de la abundancia de peces (Castillo-Rivera, 1995; Moyle & Cech, 2004).

En el presente estudio y considerando la influencia de las variables ambientales sobre el número y peso de la especie en el hábitat con vegetación sumergida (Tabla 3), no se encontraron correlaciones significativas con alguna de las variables ambientales. Para el caso del hábitat sin vegetación (Tabla 4), se encontró correlación inversa sólo entre la abundancia (peso y número) y la temperatura. En este sentido, Castillo-Rivera *et al.* (1994) encontraron que la abundancia de *A. mitchilli* en la laguna de Pueblo Viejo, no presenta un patrón espacial definido, ni asociación con factores ambientales. Sin embargo, para la laguna de Tamiahua Díaz-Avalos *et al.* (2003) encontraron que la abundancia presenta un patrón espacial y temporal significativo, el cual está asociado con la distribución espacial de la temperatura y salinidad superficial. Vouglitois *et al.* (1987) también sugieren una relación de la abundancia entre los movimientos estacionales de esta especie y los cambios estacionales en la temperatura del agua. Esta relación es reflejada en algunos patrones geográficos de ocurrencia de la especie, desde las costas mexicanas en el Golfo de México

hasta el sur de Florida (Flores-Coto *et al.*, 1983). Así, los resultados para *A. mitchilli* en ambos tipos de hábitat, sugieren que en la laguna de Pueblo Viejo existe poca influencia directa de las condiciones ambientales, aunque éstas pueden estar afectando indirectamente la abundancia de la especie, a través de una incidencia sobre sus funciones biológicas.

Análisis nictímero

En general para el hábitat con vegetación sumergida la abundancia en número y peso no presentan un patrón constante (Figura 2), aunque en la mayoría de los meses los pulsos más importantes se registraron al anochecer (18:00, enero y julio) y durante la noche (20:00-04:00; septiembre, noviembre y mayo), con eventuales pulsos durante el día (10:00 y 14:00, julio y septiembre). Así, al hacer las comparaciones de la abundancia entre día y noche para cada ciclo nictímero, se encontró que las abundancias fueron mayores durante la noche en septiembre, noviembre, enero y mayo (Tabla 5), tanto en peso como en número, pero solo de manera significativa para noviembre y mayo. Para los meses de marzo y julio la abundancia fue mayor en el día que en la noche, pero sólo de manera significativa en número para el mes de julio. Para el caso del hábitat sin vegetación, las abundancias en número y peso presentaron un patrón relativamente más definido (Figura 3), ya que en la mayoría de los meses los pulsos de abundancia más importantes se observaron al anochecer (18:00-20:00) y durante la noche (22:00 a 04:00) (noviembre, marzo, mayo y septiembre), con eventuales pulsos al amanecer en enero (06:00-08:00). En julio, aunque los principales pulsos se presentaron en la noche, también hubo picos de abundancia durante las horas del día. Considerando lo anterior, al hacer las comparaciones de la abundancia entre día y noche para cada ciclo nictímero (Tabla 6), se encontró que las abundancias fueron mayores durante la noche para todos los meses, tanto en número como en peso, siendo estas diferencias significativas en noviembre, mayo y septiembre (en número), y en noviembre julio y septiembre en peso.

Algunos autores han encontrado una mayor abundancia de peces en las horas del día que en las de la noche, aparentemente como una respuesta conductual a las migraciones verticales de su alimento predominante (Reis & Dean, 1981; Vouglitois *et al.*, 1987). Asimismo, varios autores han explicado estas diferencias en la abundancia, por el hecho de que en el día los peces pueden ver y así evitar las redes (Hoese *et al.* 1968; Reis & Dean, 1981). En el

presente estudio, en el hábitat con vegetación sumergida, la abundancia de *A. mitchilli* tendió a ser ligeramente mayor durante la noche. Este patrón fue más contundente en el hábitat sin vegetación, donde la abundancia presentó los pulsos más importantes de 18:00 a 04:00, lo cual podría reflejar una estrategia para evitar depredadores (Castillo-Rivera *et al.* 1994). En este sentido, en el ambiente con vegetación, los densos lechos de *Ruppia maritima* podrían proveer refugio a los individuos, lo que a su vez le permitiría una mayor actividad diurna y en consecuencia más pulsos de abundancia durante el día. El patrón nictímero que se encontró en el presente trabajo, es similar al observado para esta especie en Aransas Pass, Texas por Hoese *et al.* (1968).

Con respecto a la relación de la abundancia con el nivel del agua (efecto de la marea), en muchos estudios se ha observado una influencia de la marea sobre las poblaciones de peces (Wootton, 1992), sin embargo para la laguna de Pueblo Viejo no se observó una correlación significativa entre ésta y la abundancia, ya que los pulsos de abundancia coincidieron con niveles de agua altos y bajos, así como con sus ascensos y descensos. Por lo tanto se puede considerar que para este sistema, existe poca influencia de la marea (por lo menos en relación con el nivel del agua) y el comportamiento nictímero parece estar determinado principalmente por el ciclo de luz oscuridad (Castillo-Rivera *et al.* 2005).

Análisis estacional

En el análisis de la abundancia en número y peso de *A. mitchilli* a lo largo de un ciclo anual, se encontraron diferencias significativas entre meses para ambos tipos de hábitat, asimismo para ambos se encontraron dos picos de abundancia, uno en el mes de septiembre y el otro en el mes de enero. Un pico de abundancia durante el mes de septiembre en sistemas costeros del Atlántico Occidental, ha sido reportado para esta especie por varios autores (Marcellus, 1972; Vouglitois *et al.*, 1987; Wang & Houde, 1995). Este pico de abundancia puede estar relacionado con el patrón de lluvias en el sistema, como lo han señalado Castillo-Rivera *et al.* (1994), ya que el análisis de la abundancia entre épocas, mostró que ésta es mayor en la época de lluvias que en la época seca. Así, varios autores han encontrado una relación entre el comportamiento de la abundancia de peces y el régimen de precipitación pluvial, el cual fortalece los patrones de producción del sistema,

debido a que las lluvias incrementan la descarga de los ríos y del escurrimiento de la cuenca de la laguna, aportando grandes cantidades de materia orgánica alóctona y nutrimentos dentro del sistema (Post & De la Cruz, 1977; Day & Yáñez-Arancibia, 1982). De esta manera, durante la época de lluvias se incrementa la disponibilidad de recursos tróficos, propiciando la migración de individuos hacia la laguna. El pico de abundancia de enero y marzo podría estar relacionado con el hecho de que la especie comienza a emigrar al interior de la laguna para reproducirse ya que esta abundancia coincide con la época de reproducción encontrada para la especie en esta laguna (ver discusión de reproducción).

ANALISIS DE TALLAS

Análisis general

Bigelow (1953), Hildebrand (1963) junto con Bassista & Hartman (2005) reportan que la talla más grande registrada para *A. mitchilli* es de 100 mm de longitud total y corresponde a organismos colectados principalmente en la parte norte del Atlántico Occidental, aunque en Narragansett Bay, Lapolla (2001a) registró la talla más grande en 88 mm de longitud patrón. Para la laguna de Pueblo Viejo, Iniestra-Gómez y Moreno-Arcuri (1991) encontraron un intervalo de tallas de 14.6 a 65 mm, mientras que en el presente estudio, el intervalo de tallas fue de 23.36 a 70.46 mm de longitud patrón. De este modo, se observa que a latitudes más altas los organismos de esta especie alcanzan tallas mayores, lo cual probablemente este determinado por los cambios latitudinales en temperatura. En este sentido, Conover (1990) sugiere que los factores ambientales, los cuales varían latitudinalmente, resultan en diferencias intraespecíficas en fenotipos (y genotipos) que garanticen el éxito de las especies.

Por otro lado, es bien conocido el carácter polimodal de los datos de frecuencia de tallas en biología pesquera y en ecología. Esto indica por lo general varias distribuciones unimodales mezcladas. A este respecto, las estimaciones de densidad por Kernel (EDK's) proporcionan varias formas para probar y evaluar la multimodalidad (Salgado-Ugarte *et al.*, 2005). En el presente estudio en la distribución de frecuencias de tallas utilizando histogramas se pudo

observar un solo grupo modal (Figura 5), mediante el uso de EDK's se observó también un grupo modal (Figura 6).

Análisis espacial

Se encontró que en el hábitat sin vegetación sumergida la longitud patrón promedio fue significativamente más grande que en el hábitat con vegetación sumergida, esto puede estar relacionado con el hecho de que los organismos más pequeños tienden a buscar refugio en las áreas donde hay vegetación, como una estrategia de supervivencia tendiente a reducir la depredación. Wainright *et al.* (1996) encontraron que aún dentro de la misma especie, numerosos factores biológicos y ambientales afectan el crecimiento en los peces, y éste puede variar aún en escalas temporales y espaciales relativamente pequeñas, en particular debido a la abundancia y calidad del alimento.

Mediante el uso de EDK's se puede observar este comportamiento, apreciándose en la figura 7 el ligero desplazamiento hacia la derecha de la moda correspondiente al hábitat sin vegetación sumergida, es decir hacia longitudes mas grandes.

Análisis estacional

A nivel estacional, en ambos tipos de hábitat se encontraron diferencias significativas en las tallas promedio mensuales. Este hecho es un indicativo del crecimiento de la especie y como se pudo observar en ambos tipos de hábitat, las tallas más grandes se presentan en el mes de marzo (Figura 8), hecho que se relaciona con la época de reproducción. Las tallas más chicas fueron encontradas en los meses de mayo y julio (Figura 8), lo que se puede relacionar con el reclutamiento de juveniles que nacieron en marzo. A diferencia de lo observado en la laguna de Pueblo Viejo, Lapolla (2001b) encontró las tallas más pequeñas para la especie durante el mes de agosto en Narragansett Bay, Rhode Island, un ambiente estuarino típicamente frío.

Observando los EDK's (Figura 9) correspondientes a las frecuencias de talla por mes, también se observa que las tallas menores se tienen en los meses de mayo y julio. Otro hecho a destacar es la presencia de un solo grupo modal para todos los meses, excepto para el primer septiembre y mayo. En New Jersey, Vouglitois *et al.* (1987) encontraron este comportamiento bimodal para la especie, en los meses de junio y julio, lo que también coincidió con las tallas más pequeñas. En Chesapeake Bay, Wang & Houde (1995) encontraron dos modas en agosto, octubre y diciembre, las cuales coincidieron con las tallas más pequeñas del año. En consecuencia se puede considerar que *A. mitchilli* en ambientes fríos-templados puede presentar más de un período de reclutamiento.

El hecho de haber encontrado un comportamiento bimodal en el mes de mayo está indicando que en los meses previos se tiene una época reproductiva, puesto que el primer grupo modal en mayo corresponde a organismos más pequeños que los encontrados en marzo y el segundo grupo modal corresponde a los pocos organismos que sobrevivieron a la reproducción de marzo, puesto que el número de ellos disminuyó drásticamente. Por otro lado, el comportamiento bimodal del primer septiembre podría sugerir, que en el año anterior se tuvo un evento reproductivo más, posterior y menos importante que el de marzo. De hecho, durante ese año Iniestra-Gómez y Moreno-Arcuri (1991), además del pulso reproductivo más importante de marzo, reportaron uno de menor magnitud en julio, el cual puede provocar la moda de menor talla en el primer septiembre del presente estudio.

En general, machos y hembras para ambos tipos de hábitat, mostraron el mismo comportamiento estacional de tallas, con diferencias significativas entre los promedios mensuales (Figuras 10 y 11). Asimismo, se observó el mismo comportamiento modal por meses para machos y hembras, pero al observar los EDK's (Figura 13), se tiene un ligero desplazamiento de las modas de las hembras hacia la derecha indicativo, de que éstas tienden a presentar mayor talla, probablemente debido a que tienden a tener mayores tasas de supervivencia.

Considerando las líneas de crecimiento trazadas sobre los EDK's de las figuras 9 y 13, partiendo desde el primer septiembre, podemos observar cómo las modas se van recorriendo hacia la derecha, lo que indica un aumento de talla, hasta el mes de mayo, cuando la tendencia de la principal moda casi desaparece indicado que la mayoría de los individuos sobreviven solo un año. No obstante lo anterior, también se observa que algunos

individuos llegan hasta julio e incluso hasta el siguiente septiembre, es decir que algunos organismos de esta especie en la laguna de Pueblo Viejo, podrían sobrevivir hasta un año con seis meses. Asimismo considerando los valores de las modas mensuales para el número total de individuos tenemos que de marzo (principal período reproductivo) a mayo se tendría un ritmo de crecimiento de 0.55 mm/día. Para larvas de esta especie Jordan *et al.* (2000) registró las tasas de crecimiento en 0.48 y 0.55 en años consecutivos en el estuario del Río Hudson, Lapolla (2001b) encontró un promedio de 0.7 mm/día y Zastrow *et al.* (1991) de 0.47 mm. Es importante destacar que las tasas de crecimiento dependen en gran medida de la edad que tengan los organismos, pues los organismos más jóvenes tienen tasas de crecimiento más altas (Zastrow *et al.*, 2001) como lo observamos en el primer semestre que comprende de marzo hasta el segundo septiembre, donde se tuvo un crecimiento de 42.59 mm es decir de 0.24 mm/día y en el segundo semestre, es decir del primer septiembre hasta marzo se tendría un crecimiento de 8.55 mm (0.05 mm/día). Como ya se ha mencionado, las tasas de crecimiento pueden estar relacionadas a las presiones selectivas de la latitud (Lapolla, 2001b), aunque Castro & Cowen (1991) señalan que no hay suficientes indicios de una tendencia latitudinal en las tasas de crecimiento.

Relación peso-longitud

La pendiente de relación peso-longitud del total de organismos obtenida en este estudio (Tabla 9, Figura 16), en comparación con las pendientes obtenidas para la especie en Chesapeake Bay (Newberger & Houde, 1995) y Narragansett Bay (Lapolla, 2001a), resultó más pequeña. Esta condición más baja indica que los peces en latitudes altas, pueden estar destinando una proporción mayor de sus fuentes de energía para incrementar su longitud, en comparación con lo que sucede a latitudes más bajas (Lapolla, 2001a). Las presiones selectivas a altas latitudes, incluyendo una estación más corta de crecimiento y una estacionalidad más pronunciada, puede resultar en diferentes estrategias a las empleadas a latitudes menores, dentro del intervalo de distribución de las especies (Schultz & Conover, 1997). Debido a que no se encontraron diferencias significativas entre las pendientes de las relaciones peso-longitud entre machos y hembras (Tabla 9, Figuras 14 y 15), se puede considerar que los individuos de ambos sexos presentan tasas de crecimiento similares y en

consecuencia la tendencia de las hembras a presentar mayores longitudes, se puede deber a que éstas presentan una mayor tasa de sobrevivencia.

ASPECTOS REPRODUCTIVOS

De las 2,245 gónadas analizadas para la determinación del sexo, se encontraron 1,215 hembras y 1,030 machos, lo cual corresponde a una proporción hembras machos de 1.18:1. Vouglitois *et al.* (1987) en un estuario de New Jersey, encontraron también que la relación estuvo a favor de las hembras de esta especie. Similarmente, Lapolla (2001a) encontró una proporción de 1.1:1 en Narragansett Bay. Sin embargo Flores-Coto *et al.* (1988) encontraron una relación 0.93:1 en Laguna de Términos, es decir más machos que hembras. En el presente estudio, se encontró que en todos los meses el número de hembras fue mayor al número de machos (Figura 17), sin embargo las proporciones sexuales fueron significativamente diferentes a la relación 1:1 sólo para los meses de marzo, mayo y julio. A nivel nictímero las proporciones sexuales de hembras y machos entre horas (Figura 18) fueron significativamente diferentes a la relación 1:1 solo para las 2:00, 10:00 y 20:00 horas. Proporciones sexuales significativas a favor de las hembras han sido encontradas para *A. mitchilli* en Bargennat Bay, New Jersey (Vouglitois *et al.*, 1987) y en Chesapeake Bay (Newberger & Houde, 1995). Lapolla (2001a) en Rhode Island, encontró que las hembras fueron más abundantes que los machos en cada una de las muestras mensuales. Esta proporción sexual a favor de las hembras parece ser una situación común en esta especie (Vouglitois *et al.*, 1987). Las proporciones sexuales que favorecen a machos o a hembras han sido encontradas en otros engraulidos, aunque no hay una clara explicación para este fenómeno (Klingbeil, 1978; Vouglitois *et al.*, 1987; Giraldez & Abad, 1995).

Peso gónadas

Se encontraron diferencias significativas entre el peso de las gónadas de machos y hembras, siendo mayor en los machos que en las hembras (Tabla 10). Este hecho es particularmente relevante debido a que en la mayoría de los peces, el ovario tiende a ser significativamente mayor al testículo (Moyle & Cech, 2004). Otro hecho también notable es que el peso de las gónadas izquierdas fue significativamente mayor al peso de las gónadas derechas, casi del doble (Tabla 11), como también lo reportaron Iniestra-Gómez y Moreno-Arcuri (1991) para la laguna de Pueblo Viejo. Esto implica, que las gónadas de machos y hembras de esta especie, sufren una lateralización, probablemente debida al acomodo de los órganos blandos en la cavidad visceral.

Índice gonadosomático

El IGS promedio mostró diferencias significativas entre sexos, producto de la diferencias en el peso de las gónadas, siendo mayor en los machos ($\bar{X}=1.608\%$) que en las hembras ($\bar{X}=1.518\%$), y el mismo resultado se encontró al hacer el análisis por separado en los dos tipos de hábitat. Zastrow *et al.* (1991) encontró en Chesapeake Bay este mismo comportamiento para la especie.

Ambos sexos mostraron diferencias significativas entre meses, con un pulso máximo en el mes de marzo (Figura 19). El IGS de las hembras fue significativamente mayor al de los machos en los meses de septiembre, noviembre y enero, mientras que en marzo y julio lo fue el de los machos sobre las hembras. Este mismo comportamiento fue encontrado realizando el análisis por separado, para el hábitat con vegetación (Figura 20) y para el hábitat sin vegetación (Figura 21). Así, algo relevante es el hecho de que en todos los meses el IGS de las hembras fue mayor al de los machos excepto para marzo (Figura 19), mes cuando se tiene el pulso máximo de IGS y se lleva a cabo el principal período reproductivo. Esta misma situación fue hallada por Zastrow *et al.* (1991), en los meses cuando se reproduce la especie en Chesapeake Bay. Aunque en el presente estudio, no se logró determinar la razón de este fenómeno, muy probablemente éste se relacione con una adaptación reproductiva tendiente a maximizar la reproducción de la especie, considerando que ha sido reportado en otras latitudes (Zastrow *et al.*, 1991).

Basándose en los valores del IGS y observando su pulso máximo, la reproducción de *A. mitchilli* se lleva a cabo en la laguna de Pueblo Viejo en el mes de marzo. En otros estudios se ha encontrado que la época reproductiva se lleva a cabo más tardíamente, como es el caso de New Jersey (Vouglitois *et al.*, 1987) y Chesapeake Bay (Zastrow *et al.*, 1991), donde comienza en mayo y termina en agosto. En Narragansett Bay (Lapolla, 2001b) comienza en mayo y termina en septiembre, aunque se ha encontrado que la temporada de desove puede variar año con año (Luo & Musick, 1991). En general, se observa que en latitudes altas la época reproductiva comienza más tardíamente, que en latitudes bajas y en este sentido, la temperatura se ha asociado a menudo con el desove de especies templadas de peces (Moyle & Cech, 2004). Este parece ser el caso para *A. mitchilli*, ya que se encontró que el comienzo del desove en Narragansett Bay coincide con un incremento en la temperatura del agua por arriba de los 15°C (Lapolla, 2001b) y una similar relación es sugerida para la especie en Chesapeake Bay (Luo & Musick, 1991). El hecho de que después del desove haya temperaturas altas, permite a los juveniles tener las condiciones necesarias para disminuir su gasto de energía y crecer más rápido, lo que a su vez disminuye el riesgo de ser depredados. Se ha sugerido también que el pico del desove puede estar relacionado a la disponibilidad de alimento adecuado y similarmente el fin del desove, el cual parece no estar asociado a la temperatura, se ha relacionado al decremento en la abundancia de presas (Lapolla, 2001b). En la laguna de Tamiahua, el decremento del desove estuvo asociado, al aumento en la abundancia de especies registradas como depredadoras de huevos y larvas de *A. mitchilli* en aguas estuarinas (Barba-Torres & Sánchez-Robles, 1981; Breitburg *et al.*, 1997; Rilling & Houde, 1999). Otra posible explicación que deberá ser considerada, es que *A. mitchilli* disminuye su desove ante la presencia de condiciones no propicias para el desarrollo de sus huevos (como las registradas en el inicio de la época lluviosa en junio), siendo esta una adaptación de la especie, ajustando la magnitud de sus desoves a las condiciones variables del sistema (Pebbles *et al.*, 1996).

Algunos autores han sugerido que así como la extensión de la migración estacional varía con la latitud, también la extensión de la temporada de desove varía de norte a sur. En las partes nortes de su distribución, la especie desova por alrededor de un mes (Pearcy & Richards, 1962), mientras que la reproducción ocurre sobre el año entero en Florida (Jones

et al., 1978; Houde & Lovdal, 1984) y en el Golfo de México (Flores-Coto *et al.*, 1988). Aunque en la laguna de Pueblo Viejo no se tienen una evidencia sólida para confirmar este hecho, pues se encontró un solo pulso significativo de IGS a lo largo del año, probablemente algunos individuos se reproduzcan durante períodos más amplios o tengan un segundo período reproductivo. De hecho, en el análisis de tallas se encontró en el primer septiembre la presencia de dos modas, sospechándose que la más pequeña de ellas obedezca a un período reproductivo previo en julio.

El IGS mostró diferencias significativas entre horas y entre día/noche, solo para el mes de marzo y para las hembras (Figura 22), siendo mayor en la noche que en el día. Estos resultados sugieren que el desove ocurre en las horas del anochecer, pues se observaron valores altos del IGS de las 16:00 hasta las 24:00 horas y después comenzaron a decrecer. El desove de *A. mitchilli* se caracteriza por la presencia de ovocitos vitelogénicos, proceso que inicia cuando los ovocitos absorben fluidos y los gránulos de vitelo se fusionan. Así los ovocitos llegan a ser más transparentes y aumentan su tamaño, incrementándose como resultado el IGS (Luo & Musick, 1991). Se ha encontrado que *A. mitchilli*, como la mayoría de los engraulidos, desova al anochecer. Por ejemplo, en Beaufort, North Carolina (Hildebrand & Cable, 1930) y en Peconic Bay, New York (Ferraro, 1980), el desove ocurre entre las 18:00 y las 21:00 horas. En Chesapeake Bay, Luo y Musick (1991) encontraron que el desove ocurre de las 20:00 a las 23:00 horas y Zastrow *et al.* (1991) lo observaron de las 21:00 a las 24:00 horas. Similarmente en el estuario del río Hudson, Bassista y Hartman (2005) observaron desoves de las 22:00 a las 02:00 horas. Zastrow *et al.* (1991) sugieren que la fase lunar puede influenciar la actividad del desove de *A. mitchilli*. Otras posibles explicaciones para el desove nocturno son la evitación de altos niveles de radiación solar (Bell & Hoar 1950; Perlmutter, 1961) y la reducción de la depredación (Nikolsky, 1963).

Por otro lado, muchos autores señalan que *A. mitchilli* es un desovador serial, Zastrow *et al.* (1991) observaron que cada hembra desova un mínimo de 50 veces durante la temporada de desove, basándose en la condición de ovocitos hidratados y los resultados del IGS. Luo y Musick (1991) calcularon que la media anual de desoves por hembra en el estuario del río York fue de 55, sin embargo estos resultados contradicen a Stevenson (1958) quien basándose en las distribuciones del tamaño de los ovocitos, cree que en Delaware Bay la anchoa desova solo una vez en la temporada reproductiva. Debido a que en el presente

trabajo no se realizó un análisis nictímero de la condición hidratada de los ovocitos, no se tiene evidencia para afirmar si en la laguna de Pueblo Viejo, *A. mitchilli* es un desovador serial o no.

Talla a la maduración

En el presente estudio, se encontró que los machos de *A. mitchilli* maduran a una longitud patrón de 34.43mm (IGS=5.74) y las hembras a una longitud patrón de 36.36mm (IGS=3.22). Zastrow *et al.*, (1991) encontraron en Chesapeake Bay, que los machos y hembras maduran a una longitud de 40 y 45 mm respectivamente; Luo y Musick (1991) encontraron hembras que maduraron a <40 mm; Stevenson (1958) encontró anchoas de 35 a 40 mm que estaban maduras en Delaware Bay; y algunas anchoas colectadas en Laguna de Términos estaban sexualmente maduras a una longitud patrón de 37.5 mm (Flores-Coto *et al.*, 1988). En relación con lo anterior, al parecer hay una tendencia que en latitudes altas *A. mitchilli* madure a tallas más grandes y en latitudes bajas a tallas más pequeñas. Por otro lado, la talla a la madurez difiere ampliamente entre especies de engraulidos, por ejemplo, la anchoa norteña *Engraulis mordax* madura de 104 a 197 mm de longitud patrón (LaRoche & Richardson, 1980), mientras que la pequeña, de corta vida, *Encrasicholina purpures* puede madurar a los 40 mm de longitud patrón (Clarke, 1987).

IGS y factor de condición por tallas

Al analizar el comportamiento estacional del IGS y el factor de condición junto con la talla (Figura 24), aunque el máximo pulso en el IGS coincide con el segundo valor más grande del factor de condición, valores altos de la condición también coincidieron con valores bajos en el IGS durante la época lluviosa. El comportamiento de la longitud patrón fue muy similar al del IGS, ya que ambos comienzan a incrementarse desde septiembre hasta

alcanzar un pulso máximo en el mes de marzo, después del cual comienza a descender en los meses siguientes.

El factor de condición suele asociarse en forma inversa al grado de madurez reproductiva (IGS) (Maddock & Burton, 1999). La comparación del factor de condición con el IGS permite estimar si hay un énfasis del crecimiento somático sobre el crecimiento gonadal (Jobling, 1995). En el presente estudio se encontró que el factor de condición tiene sus valores altos en los meses que coinciden con los valores más bajos del IGS, lo cual podría sugerir que en esta época los organismos canalizan una mayor cantidad de energía al crecimiento somático que a la maduración gonadal (Jobling, 1995) y en consecuencia se tiene un aumento en la talla. Sin embargo, en el presente caso se presentó el IGS más alto, junto a un pulso en el factor de condición, el cual puede estar influenciado por el propio peso alto de las gónadas. Asimismo, los valores mas altos del factor de condición también parecerían estar relacionados con la disponibilidad de alimento debida a la época de lluvias, como lo reportó Millán (1999) para *Engraulis encrasicolus*.

Fecundidad

Para la fecundidad absoluta se obtuvieron valores de 1,309 a 4,843 ovocitos por hembra, mientras que en Chesapeake Bay, Zastrow *et al.* (1991) encontró valores de 618-1,478 ovocitos. La fecundidad media relativa fue de 1454.5 ovocitos/g, mientras que Zastrow *et al.* (1991) reporta valores de 642 ovocitos/g para Chesapeake Bay, mientras Luo y Musick (1991) de 743 en el río York. Flores-Coto *et al.* (1988) obtuvo fecundidades relativas de 824 ovocitos/g en Laguna de Términos, cifras muy parecidas a las reportadas por Gaspar-Dillanes y Sánchez-Iturbe (1985) en laguna de Tamiahua.

A partir de la ecuación de la regresión obtenida y como un ejemplo, se estima que una anchoa de 55 mm de longitud patrón produciría 2,484 ovocitos, mientras que basados en sus respectivos modelos de regresión, Zastrow *et al.* (1991) predicen 1,069 y Luo y Musick (1991) 816, mientras que Flores-Coto *et al.* (1988) predicen 530. Los resultados de fecundidad de la presente investigación, dan la impresión de que los valores están sobreestimados, pues incluso Iniestra-Gómez & Moreno-Arcuri. (1991), encontraron para Pueblo Viejo valores muy parecidos a los reportados por los autores antes mencionados.

Esto podría deberse a que en todos los casos se estimó la fecundidad con ovocitos hidratados, mientras que para el presente estudio los huevos encontrados no se encontraban en esta fase hidratada sino en la fase vitelogénica la cual es una fase previa.

Reporte de ovotestis

A diferencia de otros vertebrados, un gran número de peces óseos son hermafroditas, es decir un mismo individuo presenta tejidos de macho y hembra (ovotestis) (Wootton, 1992). La presencia de ovotestis es relativamente común en serránidos y góbidos (Cole, 1998) y particularmente para Clupeiformes se han reportado casos de ovotestis, principalmente en miembros de la familia Clupeidae (Atz, 1964). Por el contrario para Engraulidae y específicamente para *A. mitchilli*, a la fecha, no existe reporte formal sobre una condición de ovotestis. Sin embargo, la diagnosis de hermafroditismo en peces requiere un tamaño grande de muestra, que incluya representantes de todas las clases de tallas de la especie que esta siendo investigada, considerando todos los meses del año y de una misma área de estudio. El examen histológico debe ser incluido y todas las posibles explicaciones alternativas deben ser consideradas antes de confirmar un patrón sexual (Sadovy & Shapiro, 1987).

ANÁLISIS DE LA DIETA

El comportamiento del número de ítems consumidos acumulativamente con respecto al número de contenidos estomacales analizados cronológicamente indica que al 35% de los individuos analizados ya no existió incremento en el consumo de nuevos grupos tróficos (Figura 26). Así, de acuerdo lo anterior se puede afirmar que la dieta de *A. mitchilli* en la laguna de Pueblo Viejo está bien representada.

Variabilidad general y sexual

Para la dieta general, el grupo de mayor importancia fue el de los crustáceos y dentro de éste, los copépodos calanoideos, los no determinados y los peracáridos, seguido por el detritus animal y los osteíctios (Tabla 12). De este modo, *A. mitchilli* se puede considerar como una especie principalmente planctívora en su alimentación (Wootton, 1990; Hartman *et al.*, 2004). Los taxa consumidos no difirieron de manera importante de aquellos reportados en la literatura a lo largo de la distribución de esta especie. Así, en diferentes estudios se ha observado que las presas más comunes han sido copépodos, camarones misídáceos, nauplios de percebes, poliquetos y larvas de cangrejos (zoeas y megalopas), tanto en estuarios templado cálidos del norte del Golfo de México (Darnell, 1958; Carr & Adams, 1973; Sheridan, 1978; Kinch, 1979; Din & Gunter, 1986), como en estuarios templado fríos del Atlántico Occidental (DeLancey, 1989; Vasquez, 1989; Morgan, 1990; Klebasko, 1991; Allen *et al.*, 1995).

En relación con la variabilidad sexual en la alimentación (Tabla 12), aunque hubo ligeras diferencias en las dietas, ya que las hembras tendieron a consumir presas más grandes, mientras que los machos presas más pequeñas, ambos consumieron los mismos grupos tróficos, demostrando un análisis de discriminantes que no existen diferencias significativas en la dieta entre machos y hembras. Esto puede deberse en parte, a que la especie no mostró diferencias significativas en la talla entre sexos, siendo las diferencias en talla un factor importante en la variabilidad de la dieta. Por otra parte, también se puede deber a que, cómo sucede con muchas especies en la laguna de Pueblo Viejo, no existe una segregación espacial, ni temporal de los individuos de cada sexo (Castillo-Rivera, 2001).

Variabilidad ontogénica

Los individuos más pequeños consumieron una mayor cantidad de presas pequeñas, mientras que los individuos de talla mayor consumieron presas más grandes (Tabla 13), existiendo diferencias significativas determinadas principalmente por el consumo diferencial de huevos y larvas de pez, anfípodos y tanaidáceos-isópodos. En este sentido, el consumo diferencial de presas en relación con su tamaño, se relaciona con el aumento en talla de los individuos de la especie y su correspondiente incremento en el aparato mandibular. De hecho, Wootton (1990) y Jobbling (1995) señalan que los principales cambios ontogénicos en la dieta de los peces están determinados, por el aumento del tamaño de la boca y de su correspondiente capacidad de abertura, así como por el incremento de la habilidad locomotora de las tallas grandes. Asimismo, también se ha señalado la selectividad del alimento que algunos peces presentan, sobre todo en etapas tempranas de su crecimiento, como es el caso de las larvas de *A. mitchilli*, los cuales se ha observado que consumen en su mayoría copépodos y no otros organismos como dinoflagelados, larvas de poliquetos y rotíferos, aún cuando estos organismos son del tamaño de los copépodos y no son mas evasivos (Gerking, 1994). Por el contrario, para esta misma especie en el Río Hudson, Hartman *et al.*, (2004) encontraron que la composición de la dieta en anchoas juveniles (<40 mm LT) y anchoas adultas (>60 mm LT) estuvo dominada por copépodos, es decir que no encontraron diferencias significativas en el tamaño de las presas consumidas por juveniles y adultos, aunque lo atribuyen a que las

diferencias en la talla media entre juveniles y adultos fue solo del 0.3%, lo cual probablemente no tuvo significado biológico.

Variabilidad espacial

La especie *Anchoa mitchilli* tendió a consumir grupos tróficos de organismos más pequeños como copépodos, y detritus en el hábitat con vegetación, mientras que consumió más osteíctios, peracáridos y decápodos, que representan presas más grandes, en el hábitat sin vegetación (Tabla 14), siendo estas diferencias significativas, con el detritus vegetal, los copépodos no determinados y las larvas de pez, como los grupos tróficos más importantes en la separación de las dietas. Estos cambios pueden estar relacionados con la disponibilidad espacial de los recursos, debido a que las poblaciones de muchos invertebrados crustáceos tienden a variar entre ambientes con y sin vegetación sumergida (Heck & Orth, 1980). Asimismo, en el hábitat sin vegetación sumergida, la longitud patrón fue significativamente mayor que en el hábitat con vegetación sumergida, lo que implica que la variabilidad espacial en la dieta esté relacionada con los cambios ontogénicos en la alimentación mencionados antes.

Variabilidad estacional

En la época de lluvias hubo un mayor consumo de huevos de peces, copépodos no determinados, decápodos y detritus, mientras que en la época de secas hubo un mayor consumo de larvas de peces y copépodos calanoideos (Tabla 15). Estos cambios mostraron diferencias significativas, siendo principalmente los huevos de pez, los copépodos no determinados y calanoideos, y las larvas de pez, los grupos más importantes en la separación de las dietas. Estas diferencias pueden deberse principalmente a la disponibilidad estacional de los recursos tróficos. Así, en la temporada de lluvias en la laguna de Pueblo Viejo, aumenta la descarga de los ríos y el escurrimiento de la cuenca, los cuales arrastran a su vez mucha materia orgánica “alóctona” y sedimentos hacia adentro del sistema (Castillo-Rivera *et al.*, 1994), permitiendo que el detritus sea una fuente de alimento importante durante este período. Este proceso a su vez puede permitir una mayor

cantidad de recursos tróficos disponibles para muchas especies, como los copépodos no determinados y decápodos del presente estudio, las cuales pueden ser aprovechadas por *A. mitchilli* como recursos tróficos. Asimismo, el mayor consumo de huevos de peces en la época de lluvias puede corresponder con el máximo desove de muchas especies dentro del sistema. Por otro lado, durante la temporada de secas en la laguna de Pueblo Viejo, existen pulsos de abundancia de copépodos calanoideos (Cruz-Romero, 1973) y pulsos importantes en el reclutamiento de muchas especies de peces (Castillo-Rivera & Zárata-Hernández, 2001), lo que permite un mayor consumo de estas presas durante esta época. Aunque se ha reportado que *A. mitchilli* puede practicar el canibalismo (Hartman *et al.*, 2004 en el Río Hudson; Din & Gunter 1986 en Biloxi Bay), en el presente estudio no se tienen evidencias de esto, pues las larvas encontradas en los estómagos pertenecieron a la familia Atherinopsidae.

Variabilidad nictímera

Durante el día los grupos tróficos más consumidos fueron los copépodos calanoideos, el detritus animal y los osteíctios, mientras que en la noche lo fueron los peracáridos (Tabla 16), existiendo diferencias significativas en la dieta entre día y noche, las cuales fueron debidas principalmente al consumo diferencial de anfípodos, tanaidáceos-isópodos y las larvas de decápodos. La mayoría de los modelos de alimentación selectiva de la talla por planctívoros asumen que los peces usan medios visuales para seleccionarlas (Confer *et al.*, 1978), por lo que la selección a favor de presas más grandes puede ser mas pronunciada bajo condiciones de poca luz (Moore & Moore, 1976; Wright & O'Brien, 1984). Tales preferencias pueden estar en función de la visibilidad debida a la pigmentación (Zaret & Kerfoot 1975), contraste (Lythgoe, 1968, Eggers, 1977) o movimiento (O'Brien, 1987) de las presas. Johnson *et al.*, (1990) refieren que *A. mitchilli* utiliza primordialmente su visión para seleccionar las partículas alimenticias. Mientras muchos estudios han enfatizado el papel de la visión en la selección del alimento, se ha encontrado que indicios no visuales pueden ser empleados por *A. mitchilli* para localizar, identificar y seleccionar sus presas en la noche, tales como señales hidrodinámicas como las emitidas por copépodos calanoideos y cladóceros (Gill, 1987; Kirk, 1985), que son importantes para los depredadores no

visuales. Así, *A. mitchilli* consume durante el día las presas pequeñas que están asociadas a la columna de agua, como los copépodos, que para su captura la visión juega un papel más importante, mientras que en la noche consume más organismos asociados al sustrato, como los peracáridos, para los cuales emplea estrategias no visuales.

BIBLIOGRAFÍA

Acosta, A. 2000. Estimation of Growth and Mortality of bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in Florida Bay, Florida USA. *Proceedings of the Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 51:204-214.

Allen, D. M., W. S. Johnson & V. Ogburn-Matthews. 1995. Trophic relationships and seasonal utilization of salt-marsh creeks by zooplanktivorous fishes. *Environmental Biology of Fishes* 42:37-50.

Amezcu-Linares, F. & A. Yáñez-Arancibia. 1980. Ecología de los sistemas fluvio-lagunares asociados a la Laguna de Términos. El hábitat y estructura de las comunidades de peces. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México*, 7(1):69-118.

Aschoff, J. 1964. Survival value of diurnal rhythms. *Symposia of the Zoological Society of London* 13:79-98.

Atz, J. W. 1964. Intersexuality in fishes. *In: Intersexuality in vertebrates including man*. C. N. Armstrong and A. J. Marshall, eds., pp. 145-232. Academic Press, Inc., London and New York.

Ayala-Pérez, L.A.; O.A. Aviles-Alatriste & J.L. Rojas-Galaviz. 1998. Community composition of fish in the Candelaria-Panlau, Campeche, México. *Biología Tropical* 46(3):763-774.

Baird, D. & R. E. Ulanowicz, 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay Ecosystem. *Ecological Monographs* 59:329-364.

Barba-Macias, E. 1999. Density and biomass variation of juvenile fish and epibenthic decapods of the central region of the Laguna Madre, Tamaulipas. *Hidrobiológica* 9(2):103-116.

Barba-Torres, J. F. & Sánchez-Robles. 1981. Abundancia, distribución y estructura de la comunidad ictioplanctonica en la laguna de Tamiahua, Veracruz, a través de un ciclo anual. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México.

Bassista, T.P. & K.J. Hartman. 2005. Reproductive biology and egg mortality of bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in the Hudson River estuary. *Environmental Biology of Fishes* 73(1):49-59.

Begon, M., J. Harper & C. Townsend. 1996. Ecology. Individuals, Populations and Communities. 3rd Ed. Blackwell Sci. Pub. Oxford.

Bell, G. M. & W. S. Hoar. 1950. Some effects of ultraviolet radiation on sockeye salmon eggs and alevins. *Canadian Journal of Research Section D* 28:35-43.

Bigelow, B. H. 1953. Family Engraulidae. In: S. Hildebrand (Ed.) Fishes of the Western North Atlantic. Part three. Sears Foundation for Marine Research. No. 1 Part three. 630 p.

Breitburg, D. L., T. Loher, C. A. Pacey & A. Gerstein. 1997. Varying effects of low dissolved oxygen on trophic interactions in an estuarine food web. *Ecological Monographs* 67:489-507.

Carr, W. E. S. & C. A. Adams. 1973. Feeding habitats of juvenile marine fishes occupying seagrass beds in the estuarine zone near Crystal River, Florida. *Transactions of the American Fisheries Society* 102:511-514.

Castillo-Rivera, M. 1995. Aspectos ecológicos de la ictiofauna de la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

Castillo-Rivera, M. 2001. Biología trófica de especies de peces dominantes en ecosistemas estuarinos del Golfo de México. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma Metropolitana, México. 192 p.

Castillo-Rivera, M. & A. Kobelkowsky, 1993. Comportamiento ambiental de la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Biotam* 5(2):11-12.

Castillo-Rivera, M. & R. Zárate Hernández. 2001. Spatial and temporal patterns of the fish abundance in the Pueblo Viejo Lagoon, Veracruz. *Hidrobiológica* 11(1):75-84.

Castillo-Rivera, M., G. Moreno & R. Iniestra. 1994. Spatial, seasonal, and diel variation in abundance of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli* (Teleostei: Engraulidae), in a tropical coastal lagoon of México. *Southwestern Naturalist* 39(3):263-268.

Castillo-Rivera, M., A. Kobelkowsky & Chávez A.M. 2000. Feeding biology of the flatfish *Citharichthys spilopterus* (Bothidae) in a tropical estuary of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology*. 16(2):73-78.

Castillo-Rivera, M., R. Zárata & L. Sanvicente-Añorve. 2003. Fish diversity patterns in Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 13(4):289-298.

Castillo-Rivera, M., R. Zárata & S. Ortiz. 2005. Diel and seasonal variation of abundance, richness and dominant species of fish, in an estuarine soft bottom environment. *Hidrobiológica* 15(2):227-238.

Castro, L. R. & R. K. Cowen. 1991. Environmental factors affecting the early life history of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in Great South Bay. *Marine Ecology Progress Series* 76:235-247.

Clarke, T. A. 1987. Fecundity and spawning frequency of the Hawaiian anchovy or nehu, *Encrasicholina purpurea*. U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin 85:127-138.

Cole, K. S. 1998. Predicting the potential for sex-change on the basis of ovarian structure in goobid fishes. *Copeia* (4):1082-1086.

Confer, J. L. G. L. Howick, M. H. Corzette, S. L. Kramer, S. Fitzgibbon & R. Landesberg. 1978. Visual predation by planktivores. *Oikos* 31:27-37.

Conover, D. O. 1990. The relation between capacity for growth and length of the growing season: evidence for and implications of countergradient variation. *Transactions of the American Fisheries Society* 119:416-430.

Contreras, E.F. 1984. Manual de Técnicas Hidrobiológicas. Universidad Autónoma Metropolitana. México.

Contreras, F. 1985. Comparación hidrológica de tres lagunas costeras del estado de Veracruz, México. *Universidad y Ciencia*. 2(3):47-56.

Contreras, E.F. 1993. Ecosistemas Costeros Mexicanos. CONABIO-Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. México.

Cruz-Romero, M. 1973. Análisis parcial del microplancton en la laguna de Pueblo Viejo, Ver. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 34:327-368.

Darnell, R. S. 1958. Food habitats of fishes and larger invertebrates of Lake Pontchartrain, Louisiana, an estuarine community. Publications of the Institute of Marine Science, University of Texas 5:353-416.

Day, J.W. & A. Yáñez-Arancibia. 1982. Coastal lagoons and estuaries, ecosystem approach. *Ciencia Interamericana* (Mar. Sci.) 22:11-26.

DeLancey, L. B. 1989. Trophic relationships in the surf zone during the summer at Folly Beach, South Carolina. *Journal of Coastal Research* 5:477-488.

De Vlaming, V., G. Grossman & Chapman F. 1982. On the use of the gonosomatic index. *Comparative Biochemistry and Physiology* 73A: 31-39.

Díaz-Avalos, C., J. F. Barba-Torres & M. T. Gaspar-Dillanes. 2003. Abundance and environmental variables of the eggs of *Anchoa mitchilli* (Pisces: Engraulidae) in Tamiahua lagoon, México. *Biología Tropical* 51(2):471-478.

Díaz-Ruiz, S.; M.A. Pérez-Hernández & A. Aguirre-León. 2003. Characterization of fish assemblages in a tropical coastal lagoon in the northwest Gulf of México. *Ciencias Marinas* 29(4B):631-644.

Din, Z. B. & G. Gunter. 1986. The food and feeding habits of the common bay anchovy, *Anchoa mitchilli* (Valenciennes). *Pertanika* 9:99-108.

Eggers, D. M. 1977. Planktivore preference by prey size. *Ecology* 58:46-89.

Felley, J. D. 1989. Nekton assemblages of the Calcasieu estuary. *Contributions in Marine Science* 31:95-117.

Ferraro, S. P. 1980. Pelagic fish eggs and larvae of the Peconic bays, New York: 1972-1974. Doctoral dissertation. State University of New York, Stony Brook.

Flores-Coto C. & J. Alvarez-Cadena. 1980. Estudios preliminares sobre abundancia y distribución del ictioplancton en la Laguna de Términos, Campeche. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 7(2):67-78.

Flores-Coto, C. & M. L. Méndez-Vargas. 1982. Contribución al conocimiento del ictioplancton de la Laguna de Alvarado, Veracruz. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 9(1):141-160.

Flores-Coto, C., F. Barba-Torres & J. Sánchez-Robles. 1983. Seasonal, diversity, abundance a distribution of ichthyoplankton in Tamiahua Lagoon, Western Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society* 122:247-256.

Flores-Coto, C., A. Ocaña-Luna, A. Luna-Calvo & F. Zavala-García. 1988. Abundancia de algunas especies de anchoas en la Laguna de Términos (México), estimada a través de la captura de huevos. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México* 15:125-134.

García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. 4ª. Ed. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Gaspar-Dillanes, M.T. & A. Sanchez-Iturbe. 1985. Estimación de la masa desovante de *Anchoa mitchilli* Cuvier y Valenciennes, 1848 (Pisces: Engraulidae) y determinación de algunos parámetros ecológicos y poblacionales a partir de estudios ictioplanctónicos, en la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México (1984/1985). Biología de campo, Área. Ciencias del Mar (Ecología). Fac. Ciencias, Dep. Biología, Univ. Nal. Auton. México.

Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fish. Ed. Academic Press. USA.

Gill, C. W. 1987. Recording the beat patterns of the second antennae of calanoid copepods, with a micro-impedance technique. *Hydrobiologia* 148:73-78.

Giraldez, A. & R. Abad. 1995. Aspects on the reproductive biology of the Western Mediterranean anchovy from the coasts of Málaga (Alborán Sea). *Scientia Marina* 59(1):15-23.

Griffith, S.A. & D.L. Bechler. 1995. The distribution and abundance of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in a southeast Texas marsh lake system. *Gulf Research Reports* 9:117-122.

Hartman, K. J., J. Howell & J. A. Sweka. 2004. Diet and daily ration of bay anchovy in the Hudson River, New York. *Transactions of the American Fisheries Society*. 133:762-771.

Heck, K. & R. Orth. 1980. Seagrass habitats, the roles of habitat complexity: competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages *In*: V. S. Kennedy (Ed.), *Estuarine Perspectives*, Academic Press. New York. Pp 449-464.

Heck K. L., C. G. Hays & R. J. Orth. 2003. A critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series* 253:123-136.

Hildebran, S. F. 1963. Family Engraulidae. *In*: Y. H. OLSEN (Ed). Fishes of the Western North Atlantic. Part Three: soft-rayed bony fishes. Sears Foundation for Marine Research Bingham Oceanographic Laboratory Yale University. Copenhagen. Pp 152-249.

Hildebrand, S. F. & L. E. Cable. 1930. Development and life history of fourteen teleostean fishes at Beaufort, N.C. U.S. *Bureau of Fisheries Bulletin* 43 (part 1).

Hoese H. D. & R. H. Moore. 1998. Fishes of the Gulf of Mexico, Texas, Louisiana, and Adjacent Waters. Texas A & M. Texas. 422 p.

Hoese, H. D., B. J. Copeland, F. N. Moseley & E. D. Lane. 1968. Fauna of the Aransas Pass Inlet, Texas. III. Diel and seasonal variations in trawlable organisms of the adjacent area. *Texas Journal Science* 20:33-60.

Houde, E. D. & J. A. Lovdal. 1984. Seasonality of occurrence, foods and food preferences of ichthyoplankton in Biscayne Bay, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17:260-270-

Humpries, P., I. C. Potter & N. R. Loneragan. 1992. The fish community in the shallows of a temperate Australian estuary: relationships with the aquatic macrophyte *Ruppia megacarpa* and environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34(4):325-346.

Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods an their application. *Journal of Fish Biology* 17:411-429.

Iniestra-Gómez, R., & G. Moreno-Arcuri. 1991. Contribución al conocimiento de aspectos biológicos y ecológicos de *Anchoa mitchilli* (Osteichthyes: Egraulidae) en la Laguna de Pueblo Viejo, Veracruz, México. Tesis Profesional. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Zaragoza, Universidad Nacional Autónoma de México. 100 p.

Jobling, M. 1995. Environmental Biology of Fishes. Chapman & Hall. 455 pp

Johnson, W. S., D. M. Allen, M. V. Ogburn & S. E. Stancyk. 1990. Short-term predation responses of adult bay anchovies *Anchoa mitchilli* to estuarine zooplankton availability. *Marine Ecology Progress Series* 64:55-68.

Jones, P. W., F. D. Martin, & J. D. Hardy, Jr. 1978. Development of fishes of the Mid-Atlantic Bight, volume I. U.S. Fish and Wildlife Service Biological services Program FWS/OBS-7/12.

Jordan, R. C., A. M. Gospodarek, E. T. Schultz, R. K. Cowen & K. Lwiza. 2000. Spatial and Temporal Growth Rate Variation of Bay Anchovy (*Anchoa mitchilli*) Larvae in the mid Hudson River Estuary. *Estuaries* 23(5):683-689.

Juanes, F.R., E. Marks, K.A. McKown & D.O. Conover. 1993. Predation by age-0 blue fish on age-0 anadromus fishes in the Hudson River Estuary. *Transactions of the American Society* 122:348-356.

Jung, S. & E.D. Houde. 2004a. Production of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in Chesapeake Bay: application of size-based theory. *Marine Ecology Progress Series* 281:217-232.

Jung, S; & E.D. Houde. 2004b. Recruitment and spawning-stock biomass distribution of bay anchovy (*Anchoa mitchilli*) in Chesapeake Bay. *Fishery Bulletin* 102(1):63-77.

Kimura, R.; D.H. Secor, E.D. Houde & P.M. Piccoli. 2000. Up-estuary dispersal of young-of-the-year bay anchovy *Anchoa mitchilli* in the Chesapeake Bay: Inferences from microprobe analysis of strontium in otoliths. *Marine Ecology Progress Series* 208:217-227.

Kinch, J. C. 1979. Trophic habits of the juvenile fishes within artificial waterways: Marco Island, Florida. *Contributions in Marine Science* 22:77-90.

Kirk, K. L. 1985. Water flows produced by *Daphnia* and *Diaptomus*: implications for prey selection by mechanosensory predators. *Limnology and Oceanology* 30:679-686.

Kjerfve, B. 1986. Comparative oceanography of coastal lagoons. In: D. Wolfe (Ed.), *Estuarine Variability*. Academic Press. Nueva York, pp. 63-82.

Klebasko, M. J. 1991. Feeding ecology and daily ration of bay anchovy (*Anchoa mitchilli*) in the mid-Chesapeake Bay. Master's thesis. University of Maryland, College Park.

Klingbeil, R. A. 1978. Sex ratios of the northern anchovy, *Engraulis mordax*, off southern California. *California Fish and Game* 64:200-209.

Lapolla, A. E. 2001a. Bay Anchovy *Anchoa mitchilli* in Narragansett Bay, Rhode Island. I. Population structure, growth and mortality. *Marine Ecology Progress Series* 217:93-102.

Lapolla, A.E. 2001b. Bay anchovy *Anchoa mitchilli* in Narragansett Bay, Rhode Island. 2. Spawning season, hatch-date distribution and young-of-the-year growth. *Marine Ecology Progress Series* 217:103-109.

LaRoche, J. L. & S. L. Richardson. 1980. Reproduction of northern anchovy *Engraulis mordax*, off Oregon and Washington. *Fishery Bulletin U.S.* 78:603-618.

Livingston, R. J. 1982. Trophic organization of fishes in a coastal system. *Marine Ecology Progress Series* 7:1-12.

Lubbers, L., W. R. Boynton & W. M. Kemp. 1990. Variations in structure of estuarine fish communities in relation to abundance of submersed vascular plants. *Marine Ecology Progress Series* 65:1-14.

Luo, J. & J.A. Musick. 1991. Reproductive biology of the bay anchovy in Chesapeake Bay. *Transactions of the American Fisheries Society* 120:701-710.

Lythgoe, J. N. 1968. Visual pigments and visual range under water. *Vision Research* 8:997-1012.

Maddock, D.M. & M.P.M. Burton. 1999. Gross and histological observations of ovarian development and related condition changes in American plaice. *Journal of Fish Biology* 53:928-944.

Marcellus, K. L. 1972. Fishes of Bargaenat Bay, New Jersey with particular reference to seasonal influences and possible effects of thermal discharges. Doctoral dissertation. Rutgers University, New Brunswick, New Jersey.

Marshall, J. A. 1967. Effect of artificial photoperiodicity on the time of spawning in *Trichopsis vittatus* and *T. pumilus* (Pisces, Belontiidae). *Animal Behaviour* 15:510-513.

Méndez-Vargas, M.L. 1980. Distribución y abundancia del ictioplancton de la Laguna de Alvarado, Veracruz, a lo largo de un ciclo anual, Tesis Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México.

Millán, M. 1998. Reproductive characteristics and condition status of anchovy *Engraulis encrasicolus* L. from the Bay of Cadiz (SW Spain). *Fisheries Research* 41:73-86.

Moore, J. W. & I. A. Moore. 1976. The basis of food selection in flounders, *Platyichthys flexus* L., in the Severn estuary. *Journal of Fish Biology* 9:139-156.

Morgan, S. G. 1990. Impact of planktivorous fishes on dispersal, hatching, and morphology of estuarine crab larvae. *Ecology* 71:1639-1652.

Mowitt, P. W., E. D. Houde, C. D. Hinkle & A. Sanford. 2006. Growth of planktivorous bay anchovy *Anchoa mitchilli*, top-down control, and scale-dependence in estuarine mesocosms. *Marine Ecology Progress Series* 308:255-269.

Moyle, P.B. & J.J. Cech. 2004. Fishes: an introduction to ichthyology. 5th Edn. Prentice-Hall, New Jersey

Newberger, T. A. & E. D. Houde. 1995. Population biology of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in the mid Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 116:25-37.

Nikolsky, G. V. 1963. The ecology of fishes. Academic Press, New York.

North, E.W. & E.D. Houde. 2004. Distribution and transport of bay anchovy (*Anchoa mitchilli*) eggs and larvae in Chesapeake B. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60(3):409-429.

O'Brien, W. J. 1987. Planktivory by fresh water fish: thrust and parry in the pelagial. *In*: Kerfoot, W. C., Sih A. (eds.) Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities. University Press of New England, Hanover, p.3-16.

Ocaña-Luna, J. A., A.S. Luna-Calvo, F. Zavala-García & C. Flores-Coto. 1987. Distribución y abundancia de huevos de algunas especies de Engraulidos (Pisces) en la Laguna de Términos, Campeche, México. *Biotica* 12: 275-290.

Olney, J.E. 1983. Eggs and early larvae of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli* and the weakfish, *Cynoscion regalis*, in lower Chesapeake Bay with notes on associated ichthyoplankton. *Estuaries* 6:20-35.

Ortiz-Burgos, G. S. 2005. Estructura de la comunidad de peces en un ambiente con vegetación sumergida de una laguna costera tropical. Tesis de Maestría en Biología, Universidad Autónoma Metropolitana. México. 104 p.

Pearcy, W. G. & S. W. Richards. 1962. Distribution and ecology of fishes of the Mystic River estuary, Connecticut. *Ecology* 43:248-259.

Peebles, E.B. 2002. Temporal resolution of biological and physical influences on bay anchovy *Anchoa mitchilli* egg abundance near a river-plume frontal zone. *Marine Ecology Progress Series* 237:257-269.

Peebles, E. B., J. R. Hall & S. G. Tolley. 1996. Egg production by the bay anchovy *Anchoa mitchilli* in relation to adult and larval prey fields. *Marine Ecology Progress Series* 131:61-73.

- Perlmutter, A. 1961. Possible effect of lethal visible light on year-class fluctuations of aquatic animals. *Science* (Washington, D.C.) 133:1081-1082.
- Post, H. A. & A. De la Cruz, 1977. Litterfall, litter decomposition, and flux of particulate organic material in a coastal plain stream. *Hydrobiologia* 55:201-207.
- Purcell, J.E., D.A. Nemazie, S.E. Dorsey, E.D. Houde & J.C. Gamble. 1994. Predation mortality of bay anchovy *Anchoa mitchilli* eggs and larvae due to scyphomedusae and ctenophores in Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 114: 47.
- Reis, R.R. & J. M. Dean. 1981. Temporal variation in the utilization of an intertidal creek by the bay anchovy (*Anchoa mitchilli*). *Estuaries* 4:16-23.
- Reséndez, M.A. 1973. Estudio de los peces de Alvarado, Veracruz, México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 34:183-281.
- Reséndez M.A. 1980. Estudio de los peces de la laguna de Términos, Campeche, México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias (UNAM). México, D.F.
- Rilling, G. C. & E. D. Houde. 1999. Regional and temporal variability in growth and mortality of bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, larvae in Chesapeake Bay. *Fishery Bulletin* 97:555-569.
- Ross, S. T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review field studies. *Copeia* 1986, 352-388.
- Rozas, L. P. & W. E. Odum. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: Testing the roles of food and refuge. *Oecologia* 77(1):101-106.
- Sadovy, Y. & D. Y. Shapiro. 1987. Criteria for the diagnosis of hermaphroditism in fishes. *Copeia* (1):136-156.

Salgado-Ugarte, I. H. 1995. Nonparametric methods for fisheries data analysis and their application in conjunction with other statistical techniques to study biological data of the Japanese sea bass *Lateolabrax japonicus* in Tokyo Bay. Tesis de doctorado. Facultad de Agricultura de la Universidad de Tokio. Tokio, Japón, 389 p.

Salgado-Ugarte, I. H., M. Shimizu, & T. Taniuchi. 1993. Exploring the shape of univariate data using kernel density estimators. *Stata Technical Bulletin* 16:8-19.

Salgado-Ugarte, I. H., M. Shimizu, & T. Taniuchi. 1995a. ASH, WARPing, and kernel density estimation for univariate data. *Stata Technical Bulletin* 26:23-31.

Salgado-Ugarte, I. H., M. Shimizu, & T. Taniuchi. 1995b. Practical rules for bandwidth selection in univariate density estimation. *Stata Technical Bulletin* 27:5-19.

Salgado-Ugarte, I. H., M. Shimizu. & T. Taniuchi. 1997. Nonparametric assessment of multimodality for univariate data. *Stata Technical Bulletin* 38:27-35.

Salgado-Ugarte, I. H., Gómez-Márquez J. L. & Peña-Mendoza B. 2005. Métodos Actualizados para Análisis de Datos Biológico-Pesqueros. 1ª. Ed. FES-ZARAGOZA. UNAM. México.

Sánchez-Ramírez, M.; A. Ocaña-Luna. 2002. Temporal variability in the abundance of the bay anchovy *Anchoa mitchilli* (Valenciennes, 1848) eggs and spawning biomass in Pueblo Viejo Lagoon, Veracruz, México. *Hidrobiológica* 2(2):157-162.

Scharf, F.S.; J.A. Buckel & F. Juanes. 2002. Size-dependent vulnerability of juvenile bay anchovy *Anchoa mitchilli* to bluefish predation: does large body size always provide a refuge? *Marine Ecology Progress Series* 233:241-252.

Scharf, F.S.; J.A. Buckel, P.A. McGinn & F. Juanes. 2003. Vulnerability of marine forage fishes to piscivory: effects of prey behavior on susceptibility to attack and capture. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294(1): 41-59.

Schultz, E. T. & Conover D. O. 1997. Latitudinal differences in somatic energy storage: adaptative responses to seasonality in an estuarine fish (Atherinidae: *Menidia menidia*). *Oecologia* (Berl) 109:516-529.

Schultz, E.T.; R.K. Cowen; K.M. Lwiza & A.M. Gospodarek. 2000. Explaining advection: do larval bay anchovy (*Anchoa mitchilli*) show selective tidal-stream transport? *ICES Journal of Marine Science* 572:360-371.

Schultz, E.T.; K.M.M. Lwiza; M.C. Fencil & J.M. Martin. 2003. Mechanisms promoting upriver transport of larvae of two fish species in the Hudson River estuary. *Marine Ecology Progress Series* 251:263-277.

Schultz, E.T; J.M. Young, M. Jennifer & K.M.M. Lwiza. 2005. Tracking Cohorts: Analysis of Migration in the Early Life Stages of an Estuarine Fish. *Estuaries* 28(3):394-405.

Sheridan, P. F. 1978. Food habits of the bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in the Apalachicola Bay. *Northeast Gulf Science* 2:126-132.

Silverman, B. W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. London: Chapman & Hall.

Stearns, S.C. 1992. The Evolution of Life Histories. Oxford University Press. USA. 249 pp.

Stevenson, R. A., Jr. 1958. A biology of the anchovies, *Anchoa mitchilli mitchilli* Cuvier and Valenciennes 1848 and *Anchoa hepsetus hepsetus* Linnaeus 1758, in Delaware Bay. Master's thesis. University of Delaware, Newark.

Subrahmanyam, C. B. 1985. Fish community of a bay estuarine marsh system in North Florida. Pp. 191-206, *In*: Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration (A. Yañez-Arancibia, ed.). Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Tabachnick, B. C. & L. S. Fidell. 2007. Using Multivariate Statistics. 5^a Ed. Pearson Education, Inc.

Tucker Jr. J. W. 1988. Energy utilization in bay anchovy *Anchoa mitchilli*, and black sea bass, *Centropristis striata striata*, eggs and larvae. *Fishery Bulletin* 78:279-293.

Vasquez, A. V. 1989. Energetics, trophic relationships, and chemical composition of bay anchovy, *Anchoa mitchilli*, in the Chesapeake Bay. Master's thesis. University of Maryland, College Park.

Vega-Cendejas, M.E. 2004. Ichthyofauna of the Celestun Biosphere Reserve, Yucatan: Contribution to knowledge of its biodiversity. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie zoología* 75(1):193-206.

Vouglitois, J.J., K.W. Able, R.J. Kurtz & K.A. Tigre. 1987. Life history and population dynamics of the bay anchovy in New Jersey. *Transactions of the American Fisheries Society* 166:141-153.

Wainright, S. C., C. M. Fuller, R. H. Michener & R. A. Richards. 1996. Spatial variation of trophic position and growth rate in the Delaware River. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:685-692.

Wang, S.B. & E.D. Houde. 1995. Distribution, relative abundance, biomass and production of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in the Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 121:27-38.

Whitehead, P.J.P., G. J. Nelson, & T. Wongratna. 1988. FAO species catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. FAO Fish. Synop., Vol. 7, Pt.2:305-579.

Wootton, R. J. 1992. *Fish Ecology*. Ed. Blakie. Chapman & Hall. Nueva York.

Wright, D. J. & W. J. O'Brien. 1984. The development and field test of a tactical model of the planktivorous feeding of white crappie (*Pomaxias annularis*). *Ecological Monographs* 54:65-98.

Zar, J. 1999. *Bioestatistical Analysis*. 4th Ed. Prentice Hall. E.U.A.

Zárate-Hernández, M. R. 2003. Variación nictímera y estacional de la diversidad y composición de especies de peces, en la laguna de Pueblo Viejo, Veracruz. Tesis de maestría. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. 86 p.

Zaret, T. M. & W. C. Kerfoot. 1975. Fish predation of *Bosmina longirostris*: body-size selection versus visibility selection. *Ecology* 56:232-237.

Zastrow, C. E., E.D. Houde & L. G. Morin. 1991. Spawning, fecundity, hatch date frequency and young-of-the-year growth of bay anchovy *Anchoa mitchilli* in mid-Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 73:161-171.



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS

No. 00038

CARACTERÍSTICAS DE HISTORIA DE VIDA Y PATRONES DE ABUNDANCIA RELATIVA DE *Anchoa mitchilli* (TELEOSTEI: ENGRAULIDAE) EN LA LAGUNA DE PUEBLO VIEJO, VERACRUZ

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
DIRECCIÓN DE SISTEMAS ESCOLARES



Casa abierta al tiempo



SUSANA VELEZ JIMENEZ
ALUMNO

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBS

DR. JOSÉ FRANCISCO FLORES PEDROCHE

PRESIDENTE

DR. MANUEL ARNOLDO CASTILLO RIVERA

VOCAL

DR. JOSÉ ALEJANDRO ZAVALA HURTADO

VOCAL

DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO UGARTE

VOCAL

M. EN C. GABRIELA SELENE ORTIZ BURGOS

SECRETARIA

M. EN C. MARIA DEL ROCIO ZARATE HERNANDEZ

En México, D.F., se presentaron a las 15:30 horas del día 6 del mes de octubre del año 2008 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

- DR. MANUEL ARNOLDO CASTILLO RIVERA
- DR. JOSÉ ALEJANDRO ZAVALA HURTADO
- DR. ISAIAS HAZARMABETH SALGADO UGARTE
- M. EN C. GABRIELA SELENE ORTIZ BURGOS
- M. EN C. MARIA DEL ROCIO ZARATE HERNANDEZ

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretaria la última, se reunieron a la presentación de la Idónea Comunicación de Resultados cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN BIOLOGIA

DE: SUSANA VELEZ JIMENEZ

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.