



El Colegio de la Frontera Sur

Valor de hábitat en tres tipos de sustrato en un estuario
tropical de Tabasco

TESIS

presentada como requisito parcial para optar al grado de
Maestría en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural

por

Lucero Yazmín Díaz Martínez

2015



El Colegio de la Frontera Sur

Villahermosa, Tabasco, 12 de junio de 2015.

Las personas abajo firmantes, integrantes del jurado examinador de:

Lucero Yazmín Díaz Martínez

hacemos constar que hemos revisado y aprobado la tesis titulada:

“Valor de hábitat en tres tipos de sustrato en un estuario tropical de Tabasco”

para obtener el grado de **Maestra en Ciencias en Recursos Naturales y Desarrollo Rural**.

	Nombre	Firma
Director	Dr. Everardo Barba Macías	_____
Asesor	M. en B. Juan Juárez Flores	_____
Asesor	Dr. Alberto de Jesús Sánchez Martínez	_____
Sinodal adicional	Dr. Manuel Mendoza Carranza	_____
Sinodal adicional	Dra. Wendi del Carmen Arévalo Frías	_____
Sinodal suplente	Dr. Nicolás Álvarez Pliego	_____

AGRADECIMIENTOS

A mis padres porque han sabido formarme con buenos sentimientos, hábitos y valores, los cuales me han permitido salir adelante en los momentos más difíciles.

A mi familia en general quienes con su apoyo, cariño y comprensión han sido fundamental en mi vida.

A los doctores Everardo Barba y Alberto Sánchez, al M. en B. Juan Juárez por su tiempo, apoyo y valioso asesoramiento, así como la sabiduría en este trabajo y sobre todo en el desarrollo de mi formación profesional.

A Arturo por acompañarme durante este arduo trabajo y compartir conmigo alegrías, fracasos y por demostrarme que siempre podré contar con él.

A mi amiga Mayra que con sus consejos me ha ayudado en mi vida y por todos los buenos momentos compartidos.

A Deysi y José Antonio por que juntos hemos pasado momentos inolvidables y que han servido de experiencia para mí.

A los doctores Fernando Álvarez y Jose Luis Villalobos, por su apoyo brindado para la identificación de crustáceos.

Y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada No. 288545.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS	2
RESUMEN	8
1. INTRODUCCIÓN	9
1.1 Antecedentes.....	15
1.2 Justificación	18
1.3 Problema de Investigación	19
1.4 Objetivo general	20
1.5 Objetivos específicos.....	20
1.6 Hipótesis.....	21
2. METODOLOGÍA	21
2.1 Área de estudio	21
2.2 Métodos.....	24
2.2.1 Caracterización ambiental	26
2.2.2 Caracterización de VAS y MAN.....	26
2.2.2 Evaluación de crustáceos y peces	27
3. RESULTADOS	30
3.1 Variables físico-químicos del agua y sedimento.....	30
3.1.1 Variables físico-químicas del agua	30
3.1.2 Variables físico-químicas del sedimento.....	36
3.2 Características físicas de la vegetación acuática sumergida (VAS) y el manglar (MAN).....	37
3.3 Análisis de Componentes Principales (ACP).....	38
3.4 Crustáceos	42
3.4.1 Composición de crustáceos.....	42
3.4.2 Estructura de la comunidad de crustáceos.....	44
3.4.2.1 Variación espacial de la densidad de crustáceos	44
3.4.2.2. Variación espacial de la biomasa de crustáceos	45
3.4.2.3. Variación temporal de la densidad y biomasa de crustáceos	47
3.4.2.4. Variación de la densidad y biomasa de crustáceos por hábitat	50
3.4.3 Diversidad, Equidad y Dominancia de crustáceos.....	53
3.4.3.1. Diversidad, Equidad y Dominancia espacial de crustáceos.....	53
3.4.3.2. Diversidad, Equidad y Dominancia temporal de crustáceos.....	53
3.4.3.3. Diversidad, Equidad y Dominancia de crustáceos por tipo de hábitat	54
3.4.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de crustáceos.....	55
3.4.4.1 Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos. 55	
3.4.4.2. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos. 56	
3.4.4.3. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos por hábitat	57

3.4.4.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos por hábitat	58
3.4.5. Agrupaciones ambiente- comunidad de crustáceos (ACC)	59
3.5 Ictiofauna	62
3.5.1 Composición de la ictiofauna	62
3.5.2. Estructura de la ictiofauna	64
3.5.2.1 Variación espacial de la densidad de peces	64
3.5.2.2 Variación espacial de la biomasa de peces	66
3.5.2.3 Variación temporal de la densidad y biomasa de peces	68
3.5.2.4 Variación de la densidad y biomasa de peces por hábitat	72
3.5.3 Diversidad, Equidad y Dominancia de peces	76
3.5.3.1. Diversidad, Equidad y Dominancia espacial de peces	76
3.5.3.2. Diversidad, Equidad y Dominancia temporal de peces	76
3.5.3.3. Diversidad, Equidad y Dominancia de peces por tipo de hábitat	77
3.5.5. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de peces	78
3.5.5.1. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la densidad de peces	78
3.5.5.2. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa de peces	79
3.5.5.3. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de peces por hábitat	80
3.5.5.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de peces por hábitat	81
3.5.6. Agrupación ambiente- comunidad de peces (ACC)	83
4. DISCUSIÓN	86
4.1. Variación ambiental	86
4.2. Comunidades faunísticas	88
4.3. Relaciones ambiente-comunidades faunísticas	94
5. CONCLUSIONES	100
6. LITERATURA CITADA	106
7.1 ANEXO 1. Composición taxonómica de crustáceos de la Laguna Mecoacán [Arreglo de acuerdo con Martin y Davis (2001)]	129
7.2 ANEXO 2. Composición taxonómica de la ictiofauna de la Laguna Mecoacán [Arreglo de acuerdo a Castro-Aguirre (1999) y Miller (2009)]	131

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Variables Físico-químicas del agua y sedimento-----	32
Tabla 2. Variables físicas de la vegetación acuática sumergida y manglar (Hw= <i>Halodule wrightii</i> , Rm= <i>Rupia maritima</i> , Ag= <i>Avicennia germinans</i> , Rm= <i>Rhizophora mangle</i> y Lr= <i>Laguncularia racemosa</i>).-----	37
Tabla 3. Distribución espacial de la densidad (org/m ²) de crustáceos. -----	44
Tabla 4. Distribución espacial de la biomasa (g/m ²) de crustáceos.-----	45
Tabla 5. Distribución temporal de la densidad (org/m ²) de crustáceos. -----	47
Tabla 6. Distribución temporal de la biomasa (g/m ²) de crustáceos. -----	48
Tabla 7 . Distribución de la densidad (org/m ²) de crustáceos por hábitat. -----	50
Tabla 8 . Distribución de la biomasa (g/m ²) de crustáceos por hábitat.-----	51
Tabla 9. Distribución espacial de la densidad (org/m ²) de peces.-----	63
Tabla 10. Distribución espacial de la biomasa (g/m ²) de peces.-----	65
Tabla 11. Distribución temporal de la densidad (org/m ²) de peces. -----	68
Tabla 12. Distribución temporal de la biomasa (g/m ²) de peces. -----	69
Tabla 13 . Distribución de la densidad (org/m ²) de peces por hábitat. -----	72
Tabla 14. Distribución de la biomasa (g/m ²) de peces por hábitat. -----	73

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Laguna Mecoacán, México. Localidad de muestreo 1: Boca Carrizal, 2: Boca Nueva, 3: La Barra, y 4: Torno Largo.....	21
Figura 2. Artes de colecta empleadas en los diferentes hábitats.....	25
Figura 3. Media de los parámetros físico-químicos del agua por localidad y por temporada.....	34
Figura 4. Análisis de Componentes Principales (ACP) espacial.....	39
Figura 5. Análisis de Componentes Principales (ACP) por tipo de hábitat.	39
Figura 6. Análisis de Componentes Principales (ACP) temporal y por tipo de hábitat. .	40
Figura 7. Composición espacial de crustáceos	41
Figura 8. Composición temporal de crustáceos.....	42
Figura 9. Composición de crustáceos de la Laguna Mecoacán por tipo de hábitat. (VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar y SSSV= sustrato sin vegetación)	42
Figura 10. Variación espacial de la densidad de crustáceos (media, media \pm SD)	43
Figura 11. Variación espacial de la biomasa de crustáceos (media, media \pm SD)	45
Figura 12. Variación temporal de la densidad y biomasa de crustáceos (media, media \pm SD). Densidad (A), Biomasa (B)	47
Figura 13. Variación de la densidad y biomasa de crustáceos (media, media \pm SD) por hábitat. Densidad (A), Biomasa (B). VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV= sustrato suave sin vegetación	49
Figura 14. Diversidad espacial de crustáceos (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D=Dominancia de Simpson)	52
Figura 15. Diversidad temporal de crustáceos (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D=Dominancia de Simpson)	53
Figura 16. Diversidad de crustáceos por tipo de hábitat (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D= Dominancia de Simpson; VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV=sustrato suave sin vegetación)	53
Figura 17. Análisis de gradiente Olmstead-Tuke de la densidad espacial de crustáceos (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4)	54

Figura 18. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa espacial de crustáceos (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4)	55
Figura 19. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).....	56
Figura 20. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).....	57
Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) por localidad de crustáceos	59
Figura 22. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) por hábitat de crustáceos	60
Figura 23. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) temporal y por tipo de hábitat de crustáceos.....	60
Figura 24. Composición espacial de la ictiofauna.....	61
Figura 25. Composición temporal de la ictiofauna.....	62
Figura 26. Composición de la ictiofauna por tipo de hábitat (VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar y SSSV= sustrato suave sin vegetación).....	62
Figura 27. Variación espacial de la densidad de peces (media, media \pm SD)	63
Figura 28. Variación espacial de la biomasa de peces (media, media \pm SD).....	65
Figura 29. Variación temporal de la densidad y biomasa de peces (media, media \pm SD). Densidad (A), Biomasa (B)	68
Figura 30. Variacion de la densidad y biomasa de peces por tipo de hábitat (media, media \pm SD). Densidad (A), Biomasa (B). VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV= sustrato suave sin vegetación	71
Figura 31. Diversidad espacial de la ictiofauna (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D= Dominancia de Simpson)	75
Figura 32. Diversidad temporal de la ictiofauna (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D= Dominancia de Simpson)	76
Figura 33. Diversidad de la ictiofauna por tipo de hábitat (H' = Diversidad de Shannon, J= Equidad de Pielou, D= Dominancia de Simpson; VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV=sustrato suave sin vegetación)	76

Figura 34. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad espacial de peces (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).....	78
Figura 35. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa espacial de peces (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).....	79
Figura 36. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de peces por hábitat (VAS=Vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).....	80
Figura 37. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de peces por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).....	81
Figura 38. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) espacial de los peces.....	83
Figura 39. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los peces por hábitat	84
Figura 40. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) temporal y por tipo de hábitat de peces	84

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo determinar el valor del hábitat estructurado (vegetación acuática sumergida: VAS y manglar: MAN) en comparación con uno no estructurado (sustratos suaves sin vegetación: SSSV) mediante la estimación de la densidad y diversidad de crustáceos y peces. La densidad y biomasa total de decápodos fue de 136.43 org/m² y 22.96 g/m² y para peces fue de 38.73 org/m² y 40.32 g/m². Espacialmente, las capturas máximas fueron en Boca Carrizal (1) y La Barra (3) con un 73% para crustáceos y en Boca Carrizal (1) y Torno Largo (4) con un 68% para peces con respecto a la densidad. Temporalmente los valores máximos de la densidad y biomasa total para crustáceos y peces fueron en lluvias con más del 50%. El 96% de crustáceos y el 87% de peces fueron capturados en hábitats estructurados (VAS y MAN). Los valores máximos de diversidad espacial fueron en la localidad 4, en lluvias y en MAN, mientras que en peces fueron en la localidad 3, en secas y en VAS. Se presentaron tres grupos faunísticos, el primero formado por especies con amplia distribución a la salinidad (mesopolihalinos) y asociados a los hábitats de VAS y MAN. El segundo grupo formado por especies de amplia distribución a la salinidad, pero sin preferencia por algún hábitat, y un tercer grupo que mostró una distribución restringida a ambientes mesohalinos asociados al hábitat. No obstante el vasto conocimiento de la complejidad del hábitat como uno de los principales estructuradores de los ensambles faunísticos, no se conocen por completo los mecanismos involucrados, como la retención de nutrientes y la estructura trófica, este estudio aceptó la hipótesis sobre el valor del hábitat para crustáceos en la laguna Mecoacán, Tabasco.

Palabras claves: Crustáceos, peces, estructura del hábitat, diversidad, valor del hábitat.

1. INTRODUCCIÓN

Los estuarios y lagunas costeras son ecosistemas caracterizados por ser áreas costeras donde las aguas continentales se mezclan gradualmente con las aguas oceánicas, determinando la existencia de amplios gradientes de salinidad, temperatura y densidad (Stuardo y Valdovinos, 1989).

Dentro de estos ecosistemas se encuentran diversos hábitats acuáticos, los más conspicuos son: la vegetación acuática sumergida (VAS), los restos de vegetación arbórea (RVA), las raíces de manglar (MAN), los sustratos duros formados por arrecifes de ostión y de coral y los sustratos suaves sin vegetación (SSSV) (Stuardo y Valdovinos, 1989; Heck y Crowder, 1991; Minello y Zimmerman, 1991; Barba, 1999; Barba, Raz-Guzman y Sánchez, 2005; Rozas y Minello, 2006). Estos hábitats pueden localizarse en zonas de poca profundidad; además son considerados importantes criaderos para peces juveniles, crustáceos y moluscos; esto, porque son fuente de alimento, sitios de crianza, proveen refugio y hábitat (Minello y Zimmerman, 1991; Barba, 1995; Sánchez, Raz-Guzman y Barba, 1996; Beck *et al.*, 2001; Dorenbosch *et al.*, 2003; Barba, Raz-Guzman y Sánchez, 2005; Larkum, Orth y Duarte, 2006; Nielsen, 2006; Guevara *et al.*, 2007).

Los pastos marinos y macroalgas (VAS) son plantas adaptadas a los ambientes marinos poco profundos. Las diversas adaptaciones que les permite sobrevivir en este nicho son: 1) poseen la habilidad de crecer mientras se encuentran sumergidos, 2) la adaptación de sobrevivir en alta y variable salinidad, 3) su sistema de anclaje el cual les permite mayor resistencia a los movimientos del agua, 4) la habilidad de competir con otras especies en un ambiente marino y 5) su mecanismo de polinización submarina (Wycott y Les, 1996).

Además, tienen la capacidad de filtrar nutrientes y contaminantes de las aguas, colonizar y estabilizar los sedimentos, actuar como atenuadores de la acción de las olas y proveer de cierta protección contra la erosión de las costas (Short y Coles, 2001). Por lo anterior son considerados buenos indicadores para el monitoreo de la salud del ecosistema (Wood y Lavery, 2000), además de ser importantes en proyectos de restauración (Short y Wyllie-Echeverría, 1996; Short y Neckles, 1999) y conservación (Jagtap, Komarpant y Rodríguez, 2003). Estos hábitats son definidos como un espacio físico que contienen los pastos marinos en cantidad y patrón suficiente para producir las características estructurales y fisiológicas adecuadas; estas características incluyen las redes alimentarias basadas en la producción de materia orgánica, reciclaje de nutrientes, la producción de detritos, la vivienda, y la formación de sedimentos (Dawes, Phillips y Morrison, 2004).

Los manglares (MAN) comprenden bosques o asociaciones vegetales que se ubican en la zona costera o en las orillas de ríos y son influenciados por el mar y el agua dulce. En estos ecosistemas de transición convergen un gran número de organismos terrestres y marinos; sus diversos hábitats como son los playones de fango y las playas arenosas lo convierten en uno de los ecosistemas de mayor diversidad del planeta (Zamora, 2006). Sus adaptaciones les permite colonizar suelos reducidos, inundados y salinos sujetos a cambios geomorfológicos; la combinación de estas adaptaciones se consideran únicas y exclusivas de los manglares (Tomlinson, 1986). Además de presentar una barrera de “amortiguamiento”, contra la erosión y fenómenos hidrometeorológicos en la zona central (Lacerda y Schaeffer, 1999). Su distribución se encuentra asociada a zonas tropicales y subtropicales del planeta. Aunque su mayor desarrollo se encuentra en zonas tropicales

(Duke, 1992). Los manglares contribuyen a las lagunas costeras y estuarios con gran cantidad de material orgánico en forma de detritus (Heald y Odum, 1970; Bunt, 1982).

Por lo tanto, los pastos marinos y el manglar, son considerados como áreas de crianza, reproducción y alimentación para muchas especies de peces e invertebrados (Dittel, Epifanio y Lizano, 1991; Dittel *et al.*, 1997; Nielsen, 2006., Yamada y Kumagai, 2012; Nakaoka, *et al.*, 2008).

Finalmente los sustratos suaves sin vegetación (SSSV), son hábitats que se encuentran extendidos en aguas someras y bajos intermareales, compuestos de partículas sedimentarias como arenas, arcillas, limos y cienos (Bohórquez-Herrera, 2009). Este hábitat ofrece alimento y protección a una amplia variedad de organismos adaptados morfológicamente y físicamente al habitar este ambiente (Bohórquez-Herrera, 2009). Los hábitats no vegetados, a menudo adyacentes a márgenes de VAS, arrecifes de ostiones y mejillones y otros hábitats son importantes para las especies estuarinas (Minello *et al.*, 1994; Rozas y Minello 1998; Castellanos y Rozas 2001). Donde varias especies como las corvinas *Micropogonias undulatus* y *Leistomus xanthurus* pueden seleccionar los hábitats de aguas abiertas (incluyendo los hábitat de SSSV) sobre los hábitat estructurados (Minello *et al.*, 2003)

Fauna en la vegetacion acuática sumegida (VAS)

La VAS es hábitat para invertebrados (Greening y Lingston, 1982), peces (Stoner, 1983; Gilmore, 1987), tortugas marinas (Williams, 1988), y manatíes (Lefebvre *et al.*, 1989). Los crustáceos decápodos, tales como camarones carideos, por lo general son fauna numéricamente dominante en estos hábitats (Bauer, 1985; Sánchez, Raz-Guzman y

Barba, 1996; Sheridan y Minello, 2003; Barba, Raz-Guzman y Sánchez, 2005; Barba, 2012). La macrofauna varía ampliamente en la composición de especies y en la densidad de organismos en la distancia y tiempo, incluyendo a los anfípodos, moluscos, gasterópodos y gusanos poliquetos (Virnstein, 1987; Corona, Soto y Sánchez, 2000; Shervette, Gelwick y Hadley, 2011; Yamada y Kumagai, 2012). Los peces presentan valores altos de diversidad, riqueza, densidad y biomasa en hábitats con vegetación acuática sumergida; debido a la presencia de peces de tallas grandes como preadultos y adultos, los cuales utilizan las zonas de vegetación sumergida como áreas de maduración y alimentación (Heck y Orth, 1980; Castillo-Rivera, Zárate-Hernández y Sanvicente-Añorve, 2003; Díaz-Ruiz *et al.*, 2004; Macossay-Cortez *et al.*, 2011) mientras que los individuos juveniles lo utilizan como área de crianza y protección (Heck y Orth, 1980; Rozas y Odum, 1988; Heck y Crowder, 1991; Barba, 1999; Díaz-Ruiz *et al.*, 2004; Arévalo-Frías, 2008).

Fauna en Manglares

El hábitat que ofrece el manglar y las condiciones especiales presentes en los gradientes de salinidad y convergencia tierra-río-océano, hacen de este ecosistema uno de los más ricos en fauna del planeta. Los grupos más estudiados han sido los moluscos, crustáceos y los peces, esto debido a su importancia comercial (Cruz, 1999). Los moluscos de manglar, se caracterizan por habitar tanto en los manglares como en zonas asociadas a ellos; estos organismos viven dentro del sustrato bajo el lodo, arena, conchas o cerca de las raíces del mangle. Se alimentan de la materia orgánica en suspensión o del plancton. A su vez, son alimento para otras especies como los cangrejos y peces (Reguero y García-Cubas, 1991; Cruz, 1999; García-Sanz, 2009). Los crustáceos corresponden a otro grupo de importancia en los manglares; algunos dominados por camarones peneidos

y camarones carideos palaemonidos que son abundantes y dominantes (Staples, 1980; Robertson y Duke, 1987); otros crustáceos son típicos del manglar como los braquiuros y grápsidos (Pico *et al.*, 2003); los cuales se alimentan de las hojas, raíces, propágulos y semillas del manglar (Harnoll, 1965). Los cangrejos asociados a los manglares constituyen un elemento muy importante por su capacidad de reincorporación de hojarasca al sedimento y por su papel en la formación de la topografía del suelo, puesto que al construir madrigueras incrementan el potencial de óxido-reducción y disminuye las concentraciones de amonio y sulfitos; además de promover la descomposición de la hojarasca, mejoran el potencial productivo del manglar (Robertson y Daniel, 1989; Pico *et al.*, 2003).

Los peces son un grupo muy estudiado en los manglares debido a su importancia comercial (Ramírez, Szelistowski y López, 1990). Muchos de ellos llegan a los estuarios como postlarvas, donde las presiones más importantes que rigen la selección del hábitat y/o supervivencia entre hábitat son el riesgo de la depredación y la disponibilidad de alimento, lo cual está relacionado con la naturaleza de la estructura física (Ramírez, Szelistowski y López, 1990; Laegsgaard y Johnson, 2001). Además muchas especies se encuentran exclusivamente en hábitat de manglares en comparación con otros hábitats adyacentes (Robertson y Duke, 1990; Laegsgaard y Johnson, 1995). Por lo que los manglares tropicales y subtropicales son reconocidos como criaderos importantes de peces juveniles (Ramírez, Szelistowski y López, 1990; Robertson y Duke, 1987; Little, Reay y Grove, 1988).

Otro grupo importante lo constituye la avifauna de los manglares, la cual cumple diversos papeles tróficos, pues ésta se alimenta de insectos, moluscos, cangrejos, camarones, peces, carroña, néctar de las semillas y frutas (Pereira, 1990; Jiménez, 1994).

Fauna en los sustratos suaves sin vegetación (SSSV)

También se ha observado en los fondos sin vegetación una alta densidad y riqueza de especies que se alimenta, descansan o se desplazan sobre este tipo de hábitat (Castillo-Rivera, Zárate y Ortiz, 2005; Tse *et al.*, 2008; García-Sanz, 2009; Bohórquez-Herrera, 2009). Como es el caso de *Micropogonias undulatus* la cual es una especie bentófaga, que se alimenta preferentemente de organismos que se encuentran en fondos sin vegetación (macrocrustáceos principalmente) (Arceo-Carranza *et al.*, 2010). Los moluscos, se presentan en diferentes tipos de hábitat; sus altas densidades no sólo se presentan en sustratos vegetados, sino también en sustratos duros y sustratos blandos (García-Sanz, 2009). Por otra parte, algunos crustáceos pueden encontrarse en estos sustratos, tal como lo reporta Sánchez y Raz-Guzmán (1997), donde algunos crustáceos braquiuros son de amplia distribución y no asociados al hábitat, es decir, que se pueden localizar tanto en sustratos con vegetación, manglar y en sustratos sin vegetación. Esto fue relacionado en respuesta a los cambios de salinidad y a los diferentes requerimientos fisiológicos del desarrollo ontogénico (Raz-Guzmán y Sánchez, 1996).

1.1 Antecedentes

Algunos trabajos que abarcan la diversidad y asociación de crustáceos y peces en el Golfo de México, son los de Yáñez-Arancibia, Lara-Domínguez y Day (1993) quienes evaluaron la sincronía de los hábitats para peces con el patrón de circulación de agua, estación del año y la producción primaria en la Laguna de Términos.

Barba (1992; 1995; 1999), analizó la estructura de las comunidades de crustáceos y peces, su variación espacio-temporal y de importancia económica en Laguna Madre, Tamaulipas. Tres años más tarde, comparó los patrones de distribución de camarones carideos de Laguna Madre en Tamaulipas y Laguna de Términos en Campeche. Posteriormente en 1999, analizó la variación espacial, temporal y biomasa de peces y decápodos de Laguna Madre, afirmando que la heterogeneidad ambiental y el tipo de hábitat regulan la distribución, abundancia y diversidad faunística.

Sánchez y Raz-Guzman (1997) definieron los patrones de distribución de 20 especies de cangrejos braquiuros de Laguna de Términos en función de la salinidad y los hábitats. Estos incluyeron sustratos suaves sin vegetación, macroalgas y pastos marinos; concluyendo que la salinidad y el tipo de hábitat proveen fuertes criterios ecológicos para los análisis de distribución de cangrejos braquiuros y otros decápodos en otras lagunas costeras tropicales.

Peterson, *et al.* (2000) evaluaron el uso del hábitat para las etapas tempranas de peces y crustáceos en la bahía de Biloxi, Mississippi. Afirmando que la alteración del hábitat, reduce significativamente la abundancia relativa y la diversidad de la mayoría de los organismos, debido a la pérdida de vegetación acuática y del aumento de la profundidad. Castillo-Rivera, Zárate-Hernández y Sanvicente-Añorve (2003) estudiaron los patrones espacio temporales de la comunidad de peces en la Laguna de Pueblo Viejo en Veracruz.

Domínguez, *et al.*, (2003) determinaron la distribución de macrocrustáceos en la Laguna Mecoacán, sus resultados indicaron que el 85% de las 20 especies de cangrejos recolectadas y la totalidad de las especies de carideos, peneidos y peracáridos dependen del hábitat de VAS y se encontraban distribuidos en ambientes poli-euhalinos.

Ordóñez-López y García-Hernández (2005), determinaron la fauna íctica juvenil asociada a praderas de *Thalassia testudinum* y la relacionaron con las características del medio hidrológico en una variación en tiempo y espacio en la Laguna de Yalahau. Por otro lado, Castillo-Rivera, Zárate-Hernández y Ortiz-Burgos (2005), evaluaron los cambios temporales en la comunidad de peces en un ambiente de sustrato blando en la laguna costera de Pueblo Viejo, Veracruz. Mientras tanto, Barba, Raz-Guzmán y Sánchez (2005), definieron los patrones de distribución de los carideos en dos sistemas estuarinos con diferentes condiciones ambientales, la Laguna de Términos y Laguna Madre. Sus resultados arrojaron que más del 80% de las densidades de los carideos en ambas lagunas se encontraron en hábitats con VAS.

Guevara, *et al.* (2007), observaron las asociaciones tróficas de los peces dominantes en un área con vegetación sumergida de la Laguna de Términos en escalas temporales (circadiana y estacional) y en una escala espacial (con vegetación y sin vegetación).

Arévalo-Frías (2008), determinó y comparó la importancia que tienen los ambientes asociados al cauce del río Grijalva caracterizados a partir de parámetros físico-químicos, como zonas de reclutamiento analizadas en función de la abundancia específica, diversidad y distribución espacio-temporal de las asociaciones de larvas de peces.

Mientras tanto, Tepetlan y Aldana (2008) realizan muestreo evaluando la diversidad α

puntual de crustáceos y moluscos en temporadas de lluvias, secas y nortes en las lagunas costeras de Carmen, Machona y Mecoacán.

Nuevamente, Castillo-Rivera, Ortiz-Burgos y Zárate-Hernández (2011), analizaron las variaciones temporales en la comunidad de peces de un ambiente con VAS, afirmando que las variaciones en los ensambles de peces en la laguna pueden estar asociadas a estrategias de alimentación y evasión de depredadores, los cuales podrían estar a su vez moduladas por el ciclo luz/oscuridad.

Barba (2012), describió la composición, densidad y diversidad de los camarones carideos en sustratos con VAS, a lo largo de un gradiente espacial con diferentes intervalos salinos, y especies de VAS, en el Golfo de México y Mar Caribe.

Finalmente, Castillo-Rivera (2013) se centró en probar la hipótesis de que los cambios estacionales en la estructura de los peces y la abundancia relativa de las especies se relacionan principalmente con el patrón de las precipitaciones locales en un estuario de Pueblo Viejo, Veracruz.

1.2 Justificación

Los ecosistemas estuarino-lagunares son de gran importancia por los diversos servicios que proporcionan (protección contra fenómenos hidrometeorológicos, etc), además del aporte de nutrientes que fertilizan las aguas costeras adyacentes a ellos, los cuales juegan un papel importante en la presencia o ausencia de la fauna acuática. Dentro de estos organismos, los crustáceos y peces juegan un papel importante en la transformación de energía a través de fuentes primarias, la transferencia de activos a partir de la red trófica, el intercambio de energía entre los sistemas vecinos a través de

la migración y de actuar como reguladores de energía (Vargas, 1987; Yáñez-Arancibia y Day, 2005).

La distribución y abundancia de estos organismos permite determinar zonas de refugio, crecimiento, alimentación y reproducción (Rozas y Odum, 1988; Heck y Crowder, 1991; Minello y Zimmerman, 1991; Sánchez, Raz-Guzman y Barba, 1996; Barba, 1999; Dorenbosch, *et al.*, 2003; Nielsen, 2006; Zamora, 2006; Yamada y Kumagai, 2007; Nakaoka, *et al.*, 2008).

En el caso de la laguna Mecoacán, en el canal de comunicación se realizaron modificaciones antropogénicas como el desazolve del canal en el año 2000, lo cuál modificó las interacciones entre los ambientes marino-estuarino, afectando el volumen de intercambio de agua con el número de organismos que migran en ambas direcciones (Domínguez *et al.*, 2003). Esta laguna presenta organismos de importancia económica, como peces, crustáceos y es de las principales productoras de ostión en Tabasco (Zamora y Aldana, 2000), aunque en la actualidad por las actividades industriales y explotación de recursos es una laguna de bajo rendimiento ostrícola (Zamora y Aldana, 2000); por otra parte presenta una heterogeneidad de ambientes en los rodales de mangle, desde aquellos conservados, hasta sitios donde el impacto de la industria petrolera, la agricultura, ganadería y la excesiva extracción de madera por los habitantes han provocado la eliminación completa del manglar (Tovilla *et al.*, 2013)

Bajo las consideraciones anteriores, se llevó a cabo un estudio para determinar el valor del hábitat en la laguna Mecoacán, mediante la estimación de la densidad y diversidad

de crustáceos y peces en dos hábitats estructurados: vegetación acuática sumergida (VAS) y manglar (MAN); y uno no estructurado: sustrato suave con vegetación (SSSV).

1.3 Problema de Investigación

¿Cómo influye la variación de los factores ambientales en la complejidad de los hábitats estuarinos?

¿La variación espacial y temporal de las variables físico-químicas de agua y sedimento determinan la distribución de la densidad y diversidad de crustáceos y peces en los tipos de hábitats?

¿Existen diferencias en las escalas espacial y temporal de la composición y estructura de crustáceos y peces?

¿Qué efecto tiene la complejidad y el tipo de hábitat (estructurado vs no estructurado) en la composición y estructura (densidad, biomasa y diversidad) de crustáceos y peces?

1.4 Objetivo general

Determinar el valor del hábitat en función de la densidad y diversidad de crustáceos y peces en hábitats estructurados y no estructurados en temporadas de mínima y máxima inundación en la Laguna Mecoacán.

1.5 Objetivos específicos

- Caracterización ambiental de la vegetación acuática sumergida (VAS), del manglar (MAN) y los sustratos suaves sin vegetación (SSSV) en la laguna Mecoacán.
- Determinar la composición de la comunidad de crustáceos y peces en los diferentes hábitats.
- Estimar la densidad, biomasa y diversidad de la comunidad de crustáceos y peces en escala espacial y temporal.
- Correlacionar las variables ambientales y biológicas que determinan la estructura y funcionamiento de los tipos de hábitats.

1.6 Hipótesis

Se esperan diferencias en composición y estructura de los crustáceos y peces en las escalas espacial, temporal y por hábitat, en respuesta a las variaciones ambientales de las localidades, las temporadas y el tipo de hábitat, debido a una mayor complejidad estructural en hábitats estructurados (VAS, MAN) en comparación con el hábitat no estructurado (SSSV). Donde en los hábitats estructurados se esperarán mayores valores de riqueza de especies, densidad, biomasa y diversidad tanto de crustáceos como de peces.

2. METODOLOGÍA

2.1 Área de estudio

La laguna Mecoacán se localiza en el Estado de Tabasco, situado al noreste de la llanura deltaica del Río Mezcalapa y se comunica permanentemente con el Golfo de México a través del canal “Barra dos bocas”, entre los meridianos $93^{\circ} 04'$ y $93^{\circ} 14'$ y los paralelos $18^{\circ} 16'$ y $18^{\circ} 26'$. Esta laguna es somera (0.9 a 1.2 m de profundidad) y tiene un área aproximada de 5,168 ha; mide 11.5 km de norte a sur, y 7 km en su parte más ancha (Fig. 1) (Contreras, 1985; García-Cubas *et al.*, 1990, Domínguez *et al.*, 2003).

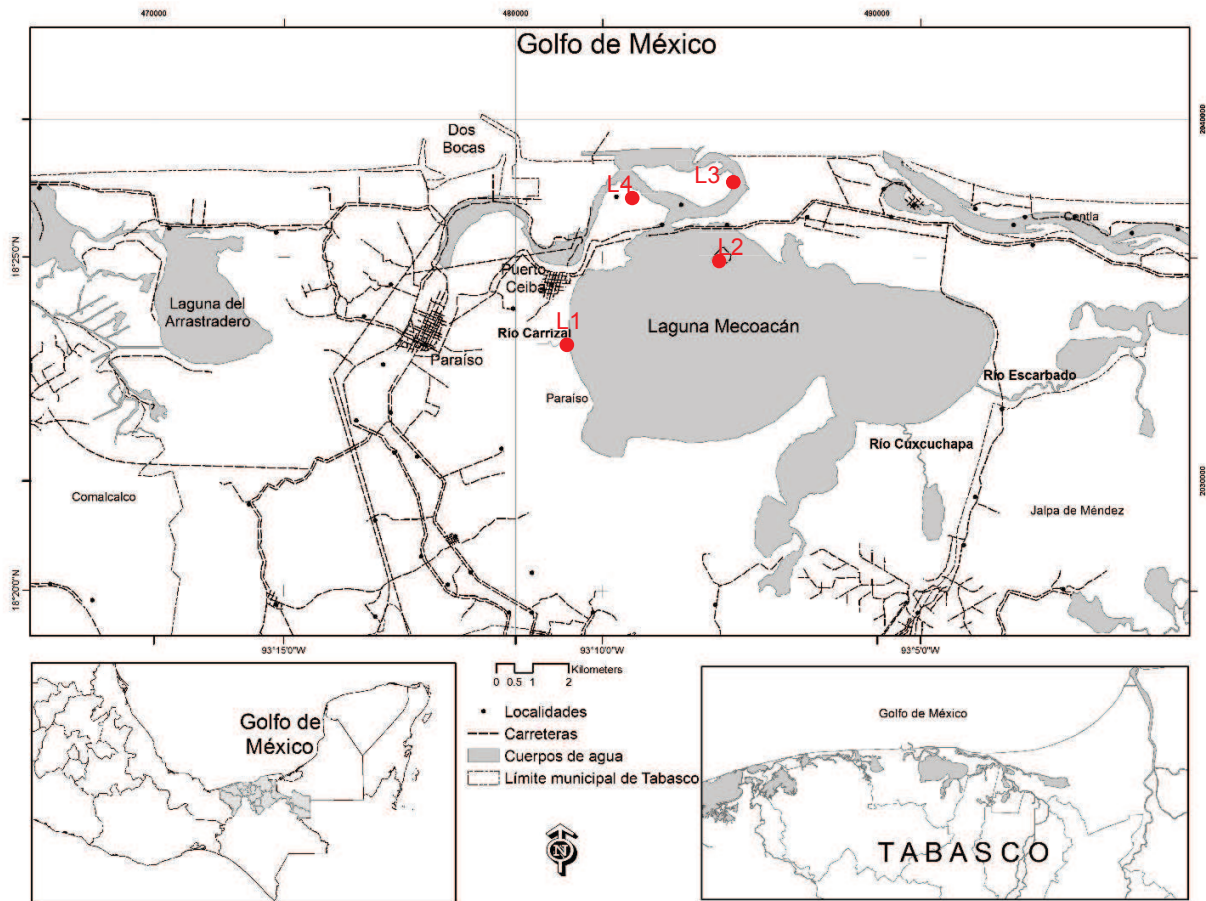


Figura 1. Laguna Mecoacán, México. Localidad de muestreo 1: Boca Carrizal, 2: Boca Nueva, 3: La Barra, y 4: Torno Largo.

Clima

El clima es de tipo cálido húmedo con lluvias todo el año. La precipitación media anual a lo largo de la costa es del orden 1,500 a 1,800 mm. La temperatura media anual es de 26°C, con un máximo de 28°C en julio, con temperatura extrema máxima de 42-43°C, la mínima se presenta en enero con 22°C y la mínima extrema es de 10°C en invierno. Los meses lluviosos son de junio a septiembre, y los meses de enero a abril constituyen la temporada relativamente seca. Los vientos dominantes se presentan con rumbo NE, SE y tienen velocidades de 5 a 8 km/h (Galavíz *et al.*, 1987).

Principales actividades

Las principales actividades en la zona son las que tienen lugar en el Puerto Marítimo Dos Bocas, paseos en el corredor gastronómico El Bellote-Chiltepec, la producción de ostión en los ejidos Chiltepec, Carrizal y El Chivero, y el aprovechamiento de la jaiba (Tovilla-Hernández *et al.*, 2013).

Sedimentos

Los sedimentos lagunares son terrígenos deltáicos caracterizados por su velocidad de acumulación y su contenido de materia orgánica. En la mayoría de los sedimentos la primera está representada por arenas y subordinada por limos o arcillas, lo que ha dado lugar a los grupos de las arenas-limosas o arenas arcillosas. La mayoría areno-limoso, con cantidades menores de arcilla y su distribución litológica se relaciona con la dinámica del agua y con la existencia de bancos ostrícolas (Galavís, Gutiérrez y Castro, 1987).

Salinidad

La salinidad del agua de la laguna de Mecoacán muestra entrada de agua dulce por la zona Este correspondiente de los ríos Escarbado, Gonzáles y Cuxcuchapa. La zona Sur

de la laguna registra condiciones oligohalinas en los sitios que rodean el manglar y al interior del manglar la salinidad aumenta a condiciones de mesohalinidad. La zona Oeste, que corresponde al límite con Paraíso, muestra las mayores salinidades que van de mesohalinas a polihalinas (Galavís, Gutiérrez y Castro, 1987; Domínguez *et al.*, 2003; Tovilla- Hernández, *et al.*, 2013).

Vegetación

La vegetación dominante en la Laguna Mecoacán son las especies de Manglar *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*; por otro lado, la vegetación herbácea está representada por una mezcla de hidrófitas-emergentes, flotantes y enraizadas como *Eichhornia crassipes* (lirio acuático), *Typha dominguensis* (tule) y *Thalia geniculata* (popal). En la parte terrestre se encuentran palma de *Sabal mexicana* (palma apachite) y *Cocos nucifera* (coco) (Tovilla-Hernández *et al.*, 2012, 2013).

La distribución de la vegetación acuática sumergida, se encuentra compuesta por *Halodule wrightii* y macroalgas de los géneros *Hypnea* y *Gracilaria*, las cuales se restringen a las regiones norcentral y suroeste de la laguna (Orozco y Dreckmann, 1995; Flores, Sánchez y Soto, 1996). El centro de la laguna está compuesto por bancos de mejillones y ostiones (García-Cubas, *et al.*, 1990) y el fondo restante está cubierto por sustratos suaves sin vegetación. La laguna está rodeada por manglar y pantanos (López-Portillo y Escurra, 1989).

2.2 Métodos

Los muestreos se realizaron en horas de iluminación y en tres tipos de hábitats VAS, MAN y SSSV en cuatro localidades. Los criterios de selección de las localidades se basaron en la presencia de los tres tipos de hábitat, así como la heterogeneidad ambiental dada por los aportes de agua dulce y agua marina. Únicamente los parches de VAS y MAN fueron delimitados en cada localidad, en los parches de la VAS se trazaron tres transectos abarcando las zonas Norte, Centro y Sur del parche y a tres profundidades (n=9). El diseño de muestreo para la fauna consistió en cuatro localidades (1,2,3,4), con tres hábitat en cada una (VAS, MAN y SSSV), tres réplicas por hábitat (1, 2 y 3) cubriendo dos temporadas [mínima (secas) y máxima inundación (lluvias)] (Fig. 2). Los hábitats se encontraron separados entre sí aproximadamente por 100m.



Figura 2. Artes de colecta empleadas en los diferentes hábitats.

2.2.1 Caracterización ambiental

La temperatura (°C), oxígeno disuelto (OD), pH, salinidad, sólidos totales (TDS) y potencial de óxido-reducción (ORP) se midieron en la columna de agua por medio de una sonda multiparamétrica marca HANNA modelo HI 9828. También, se determinó la profundidad y visibilidad mediante un disco de Secchi.

El sedimento se recolectó mediante un nucleador (0.0033 m²) en cada hábitat para su posterior análisis en el laboratorio. En el laboratorio, se evaluaron las variables físico-químicas del sedimento: contenido de materia orgánica (MO) mediante la técnica de Walkley y Black (1934), el pH en Relación 1:2 en agua por electrometría, y la textura mediante el Hidrómetro de Bouyoucos (Klute, 1986) de acuerdo con las técnicas de métodos de análisis de suelos de la Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo.

2.2.2 Caracterización de VAS y MAN

La cobertura de la VAS fue evaluada mediante nueve cuadrantes de 0.25 x 0.25 m abarcando los extremos y zona media en tres líneas paralelas a la costa y de acuerdo con la profundidad, esta evaluación se realizó por localidad y temporada. Se calculó la densidad de hojas y peso de hojas y rizomas y raíces mediante un nucleador con área de muestreo de 0.0033 m², nueve mediciones se realizaron por localidad y temporada. En laboratorio la VAS se separó en hojas y rizomas, se cuantificó el número de hojas y posteriormente se separaron las fracciones: emergente (hojas) y subterránea (rizomas y raíces), las cuales fueron secadas en un horno a 105°C durante 12 hrs para determinar el peso seco y posteriormente la biomasa de cada fracción (g p.s./m²) (Fourqurean *et al.*, 2001; Barba, 2012). La cobertura del manglar se calculó como la superficie que cubre la

proyección vertical del follaje de la planta de acuerdo con la metodología propuesta por Moreno-Casasola y Warner (2009), esta cuantificación se realizó una sola vez.

2.2.2 Evaluación de crustáceos y peces

Los organismos (crustáceos y peces) fueron colectados mediante diversas artes: una red de cuchara con 0.87 m² de área de arrastre, una red de barra tipo Renfro con 1 mm de luz de malla y área de barrido de 50 m² (Renfro, 1962), una red tipo Chinchorro con área de 62 m² y 1 cm de luz de malla, y una red patín tipo Colman Seagrove con 500 µm de luz de malla y 4.416 m² de área de arrastre. Todas las muestras se realizaron por triplicado para cada arte y tipo de hábitat (Barba, 1995; Barba *et al.*, 2010) (Fig. 2).

Los organismos recolectados fueron fijados en formalina al 4% en bolsas de polietileno y transportados al laboratorio para su posterior procesamiento. En laboratorio se procedió a la separación, conteo, identificación y peso de los mismos. La preservación se realizó con alcohol etílico al 96%. La identificación se llevó a cabo mediante las claves taxonómicas correspondientes para cada grupo hasta el nivel taxonómico más inferior posible. Los crustáceos se identificaron con base en los caracteres taxonómicos propuestos por: Holthuis (1949, 1950, 1951, 1952), Chace (1972), Williams (1984) y para peces por: Reséndez-Medina (1981), Castro-Aguirre, Espinoza-Pérez y Schmitter-Soto (1999) y Miller (2009). Los organismos fueron depositados en la Colección de referencia de Fauna Acuática de ECOSUR-Unidad Villahermosa.

2.2.3 Análisis de datos. Los organismos capturados fueron contabilizados y procesados en hojas de cálculo para obtener su abundancia relativa, densidad (número de organismos entre el área muestreada) y biomasa (peso húmedo fresco entre el área de muestreo).

La dominancia se graficó mediante diagramas de Olmstead-Tukey (Sokal y Rohlf, 1969). La diversidad, equitatividad y dominancia de crustáceos y peces fueron estimadas en cada una de las localidades de estudio utilizando sus datos de densidad. La diversidad se determinó mediante el índice de Shannon-Wiener: $H' = -\sum (P_i \cdot \ln(P_i))$, donde H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, P_i es el número de individuos de la especie i) (Krebs, 1989; Ramírez, 1999; McCune y Grace, 2002). La equitatividad utiliza el índice de equidad de Pielou: $J' = H'/\ln(S)$, donde J' es la equidad de Pielou, H' es el índice de diversidad de Shannon-Wiener, S es el número de especies. La dominancia se estimó mediante el índice de dominancia de Simpson: $D = \sum_i^S \frac{1}{n_i(n_i-1)} = \frac{1}{N(N-1)}$, donde D es la dominancia de Simpson, S es el número de especies, N es el total de organismos presentes, n es el número de ejemplares por especies. Todos los índices fueron determinados con el paquete estadístico PAST versión 2.17c (Hammer, Harper y Ryan, 2001).

Las variables físico-químicas del agua, sedimento y su variación espacio-temporal fueron analizadas mediante un ANOVA de dos vías ($p < 0.05$), para conocer si existían diferencias entre las variables con respecto a la densidad y biomasa de los grupos, utilizando paquetes estadísticos convencionales.

Para establecer cuáles fueron las variables físico-químicas que mejor expliquen la ordenación de los hábitats, se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) (Ter Braak y Verdonshot, 1995). Además, las asociaciones entre la estructura de la comunidad

de crustáceos y peces y las variables ambientales se analizaron mediante el análisis de correspondencia canónica (ACC) (Ter Braak y Verdonshot, 1995), realizados mediante el estadístico PAST versión 2.17c (Hammer, Harper y Ryan, 2001). El criterio utilizado para determinar la significancia de los coeficientes resultantes será de 0.50 categorizado como bueno de acuerdo con McGarigal, Cushman y Stanfford (2000).

3. RESULTADOS

3.1 Variables físico-químicas del agua y sedimento

3.1.1 Variables físico-químicas del agua

El oxígeno disuelto promedio fue de 5.6 mgL^{-1} con máximo de 7.2 mgL^{-1} en la localidad 2 de VAS y un mínimo de 3.6 mgL^{-1} en la localidad 1 de SSSV, ambos valores se registraron en la temporada de lluvias. La variación espacial presentó diferencias significativas (ANOVA $p=0.000$); mientras que por temporada y tipo de hábitat no presentó diferencias (ANOVA $p=0.120$ y $p=0.865$ respectivamente) (Tabla 1) (Fig. 3A).

El pH promedio fue de 8.1 con un máximo de 9.1 en la localidad 2 de VAS y mínimo de 6.8 en la localidad 1 de MAN en temporadas de lluvias. El pH presentó diferencias significativas espacial y temporalmente (ANOVA $p=0.023$ y $p=0.000$ respectivamente) pero entre hábitat no (ANOVA $p=0.261$) (Tabla 1) (Fig. 3E).

La temperatura promedio fue de $28.5 \text{ }^\circ\text{C}$, con un máximo de $33.3 \text{ }^\circ\text{C}$ en la localidad 2 de SSSV y el mínimo de $21.7 \text{ }^\circ\text{C}$ en la localidad 4 de VAS, ambos en la temporada de secas. La variación espacial y por tipo de hábitat no resultaron significativas, pero sí entre temporadas (ANOVA $p=0.000$) (Tabla 1) (Fig. 3B).

La conductividad promedio fue de 29.3 mS cm^{-1} , con un máximo de 83.7 mS cm^{-1} en la localidad 1 de MAN y el mínimo de 12.3 mS cm^{-1} en la localidad 2 de VAS, ambos en la temporada de lluvias. La variación espacial, temporal y por tipo de hábitat no resultaron significativas (ANOVA $p=0.530$, $p=0.377$ y $p=0.187$ respectivamente) (Tabla 1).

Los sólidos totales disueltos (TDS) promedio fue de 3200 mgL⁻¹, con un máximo fue de 9396 mgL⁻¹ en la localidad 1 de SSSV en secas y el mínimo de 10.72 mgL⁻¹ en la localidad 2 de SSSV en temporada de lluvias. El TDS presentó diferencias significativas espacialmente (ANOVA p=0.000), mientras que temporal y por hábitat no presentó diferencias (ANOVA p=0.260 y p=0.886 respectivamente) (Tabla 1) (Fig. 3F).

La salinidad promedio fue de 12.75 ups, con un máximo de 21.2 ups en la localidad 3 en SSSV de la temporada de secas y un mínimo porcentaje de 7.03 ups en la localidad 2 de VAS en la temporada de lluvias. La salinidad presentó diferencias significativas espacialmente (ANOVA p=0.000), por otro lado, por temporada y tipo de hábitat no hubo diferencias significativas (ANOVA p=0.164 y p=0.839 respectivamente (Tabla 1) (Fig. 3C).

La profundidad promedio fue de 0.9 m, con un máximo de 1.50 m en la localidad 2 de SSSV y la localidad 3 en VAS, MAN y SSSV, todos en temporada de lluvias y un mínimo de 0.30 m en las localidades 1, 3 y 4 de MAN, y la localidad 4 de SSSV en temporada de secas. La profundidad presentó diferencias significativas espacial y temporalmente (ANOVA p=0.107 y p=0.000 respectivamente), mientras que por tipo de hábitat no presentó diferencias (ANOVA p= 0.064) (Tabla 1) (Fig. 3G).

La transparencia promedio fue de 0.40 m, con un máximo de 0.67 m en la localidad 2 de VAS y MAN en la temporada de lluvias y el mínimo de 0.12 m en la localidad 2 de MAN en la temporada de secas. La transparencia presentó diferencias significativas espacial y temporal (ANOVA p=0.019 y p=0.001 respectivamente); mientras que por hábitat no presentó diferencias significativas (ANOVA p=0.465) (Tabla 1).

Tabla 1. Variables Físico-químicas del agua y sedimento

Temporada de Lluvias															
Loc.	Nombre	Hábitat	OD (mg L-1)	pH	Temp. °C	Conduc. (mS cm-1)	TDS (mg L-1)	Salinidad (%)	ORP	Prof. (m)	Transp. (m)	% Arcilla	% Limo	% Arena	% M.O
1	Boca Carrizal	VAS	3.8	7.7	24.9	17.4	6452	7.04	-194.7	1	0.65	10.9	12.1	50.3	0.86
		MAN	3.7	6.8	24.7	83.7	6204	7.1	-202.5	0.7	0.65	9.6	24.7	65.7	0
2	Boca Nueva	SSSV	3.6	6.9	25.1	50.5	6575	7.56	-185.6	1.4	0.65	7.6	20.7	71.7	0.59
		VAS	6.2	8.4	25.9	12.3	3654	7.03	-172.6	1.3	0.67	12.9	23.4	62.3	0.76
3	La Barra	MAN	6.1	7.0	26.1	56.8	2256	11.97	-190.7	1	0.67	11.6	34.7	53.7	-0.07
		SSSV	5.8	7.0	25.8	20.1	10.72	10.11	-170.9	1.5	0.5	15.6	26.7	57.7	-0.51
4	Torno Largo	VAS	7.2	7.8	27.6	24.9	13.3	15.12	-120.3	1.5	0.4	13.1	28.3	58.6	0.98
		MAN	6.8	8.0	27.4	24.7	12.3	14.99	-123.2	1.5	0.4	8.9	28.7	62.4	0.96
4	Torno Largo	SSSV	6.6	7.7	27.7	25.1	12.5	15.28	-123	1.5	0.4	16.9	28.7	54.4	0.81
		VAS	6.8	7.9	27.2	19.0	4181	11.44	-168.26	1.11	0.45	10.8	18.1	71.1	1.94
4	Torno Largo	MAN	6.3	7.6	27.4	23.0	11.5	13.9	-156.26	1.3	0.45	12.2	13.4	74.4	3.77
		SSSV	6.1	8.3	27.3	26.4	13.2	16.14	-157.8	1.29	0.45	10.2	2.7	87.1	0.74
Temporada de Secas															
1	Boca Carrizal	VAS	6.5	8.3	29.7	20.4	9371	11.03	-131.26	0.5	0.4	11.5	11.4	88.5	6.7
		MAN	6.4	8.4	29.9	20.4	9347	11	-133.7	0.3	0.3	6.9	35.4	93.1	6.14
2	Boca Nueva	SSSV	6.4	8.3	29.9	20.5	9396	11.7	-133.9	0.6	0.6	15.6	16.7	84.4	6.61
		VAS	6.4	8.5	32.2	16.8	8427	9.79	-146.66	0.5	0.35	11.6	18.7	88.4	1.5
3	La Barra	MAN	6.4	8.4	31.6	16.9	8471	9.86	-145.9	0.5	0.12	9.6	46.7	90.4	1.82
		SSSV	6.3	8.4	33.3	16.2	8102	9.37	-145.5	0.5	0.45	10.3	2.0	89.7	1.13
4	Torno Largo	VAS	6.5	9.1	31.1	36.8	16.5	20.5	-433.5	0.6	0.2	11.6	37.4	88.4	1.3
		MAN	6.3	8.6	31.9	35.3	15.6	19.26	-139	0.3	0.3	13.6	34.7	86.4	1.82
4	Torno Largo	SSSV	6.6	9.0	29.6	37.2	17.0	21.2	-140.7	1	0.3	10.9	37.4	89.1	0.64
		VAS	6.5	8.7	21.7	32.7	12.1	14.62	-142.86	0.6	0.5	11.1	20.6	88.9	2.2
4	Torno Largo	MAN	6.2	8.7	32.8	32.8	12.0	14.6	-147.3	0.3	0.2	10.2	8.2	89.8	2.87
		SSSV	6.5	9.0	32.2	32.2	12.7	15.43	-140.7	0.3	0.3	8.2	10.2	91.8	1.75
Promedio			5.6	8.1	28.5	29.3	3200	12.75	-134.8	0.9	0.4	11.3	22.5	76.6	1.89

Continuación Tabla 1.

	OD (mg L- 1)	pH	Temp. °C	Conduc. (mS cm- 1)	TDS (mg L- 1)	Salinidad (%)	ORP	Prof. (m)	Transp. (m)	% Arcilla	% Limo	% Arena	% M.O
ANOVA Espacial	p=	0.000	0.023	0.452	0.530	0.000	0.881	0.107	0.019	0.358	0.023	0.015	0.000
	F=	70.71	4.160	0.922	0.763	59.12	0.219	2.380	4.381	1.152	4.132	4.661	19.00
ANOVA Temporal	p=	0.120	0.000	0.000	0.377	0.260	0.961	0.000	0.001	0.480	0.775	0.000	0.021
	F=	2.660	34.04	18.57	0817	1.348	0.002	73.70	14.42	0.518	0.083	57.78	6.304
ANOVA Hábitat	p=	0.865	0.261	0.402	0.187	0.886	0.432	0.064	0.465	0.436	0.255	0.655	0.749
	F=	0.145	1.447	0.957	1.836	0.121	0.878	3.213	0.797	0.867	1.473	0.432	0.293
Hábitat**temporada	p=	0.898	0.440	0.418	0.175	0.897	0.438	0.794	0.220	0.933	0.762	0.680	0.984
	F=	0.107	0.857	0.915	1.921	0.108	0.862	0.233	1.645	0.068	0.274	0.393	0.015

*Nota. VAS = Vegetación acuática sumergida, MAN= Manglar, SSSV= Sustrato suave sin vegetación.

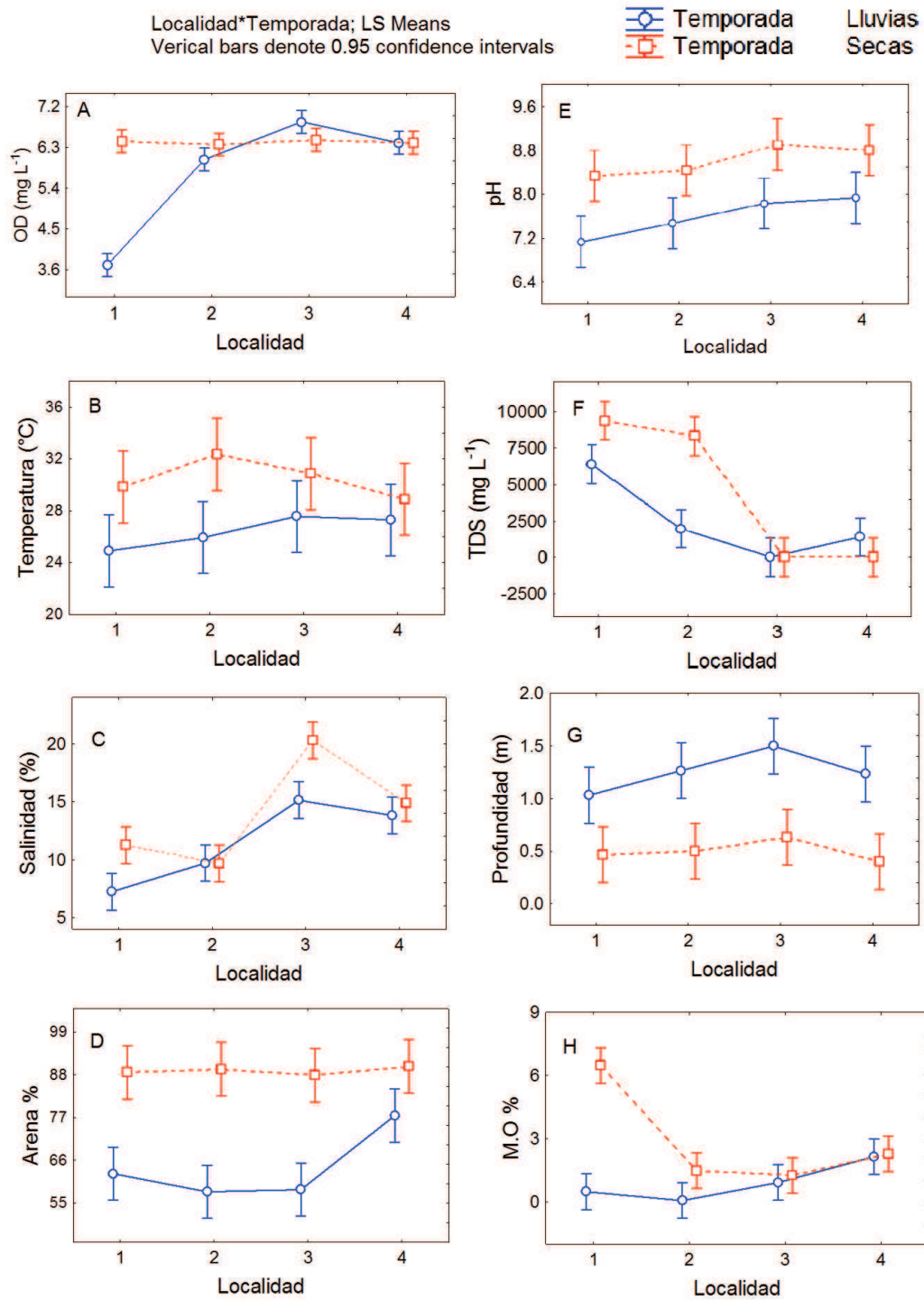


Figura 3. Media de los parámetros físico-químicos del agua por localidad y por temporada.

3.1.2 Variables físico-químicas del sedimento

El porcentaje de arcilla promedio fue de 11.3%, con un máximo de 16.9% en la localidad 3 de SSSV en lluvias y un mínimo de 6.9% en la localidad 1 de MAN en la temporada de secas. La variación espacial, temporal y por tipo de hábitat del porcentaje de arcilla no resultaron significativas (ANOVA $p= 0.358$, 0.480 y 0.436 respectivamente) (Tabla 1).

El porcentaje de limo promedio fue de 22.5%, con un máximo de 46.7% en MAN y un mínimo de 2% en SSSV, ambos valores se presentaron en la localidad 2 de la temporada de secas. El porcentaje de limo presentó diferencias significativas entre localidades (ANOVA $p=0.023$), pero no entre temporadas y hábitat (ANOVA $p=0.480$ y 0.436 respectivamente) (Tabla 1).

El porcentaje de arena promedio fue de 76.6%, con un máximo de 93.1% en la localidad 1 de MAN en la temporada de secas y un mínimo de 50.3% en la localidad 1 de VAS en la temporada de lluvias. El porcentaje de arena presentó diferencias significativas entre localidades y temporada (ANOVA $p= 0.015$ y $p=0.000$ respectivamente), pero no por hábitat (ANOVA $p=0.655$) (Tabla 1) (Fig. 3D).

El porcentaje de materia orgánica promedio fue de 1.89%, con un máximo de 6.7% en la localidad 1 de VAS en la temporada de secas y un mínimo de -0.51% en la localidad 2 en SSSV de la temporada de lluvias. El porcentaje de materia orgánica presentó diferencias significativas entre localidades y temporada (ANOVA $p=0.000$ y $p=0.021$ respectivamente) pero no entre hábitat (ANOVA $p= 0.749$) (Tabla 1) (Fig. 3H).

3.2 Características físicas de la vegetación acuática sumergida (VAS) y el manglar (MAN)

La vegetación acuática sumergida (VAS) estuvo compuesta por dos especies de pastos marinos *Halodule wrightii* registrado en todas las localidades y temporadas, y *Rupia maritima* registrada en la localidad 4 en ambas temporadas; y una macroalga del género *Hypnea*. El valor máximo de la biomasa de hojas de pastos se registró en la localidad 1 de secas con 9.090 g/m² y el mínimo en la localidad 3 de lluvias con 4.026 g/m²; la variación espacial no presentó diferencias significativas (ANOVA p=0.867), pero sí entre temporadas (p=0.037).

La biomasa de hojas presentó su valor máximo en la localidad 1 de secas con 15.090 g/m² y el mínimo en la localidad 2 de lluvias con 3.757 g/m²; el ANOVA no presentó diferencias significativas espacial ni temporal (ANOVA p=0.628 y p=0.539 respectivamente).

La cobertura de la vegetación acuática sumergida presentó su valor máximo en la localidad 2 de secas con 98.3% y el mínimo en la localidad 1 de lluvias con 53.9%; el ANOVA presentó diferencias significativas espacial y temporalmente (ANOVA p=0.044 y p=0.006, respectivamente).

Por otro lado, el Manglar estuvo compuesto por tres especies *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*. La cobertura de manglar promedio fue de 700.53 m², con su máximo registrado en la localidad 2 con 944.54 m² y un mínimo en la localidad 4 con 280.20 m². La cobertura del manglar no presentó diferencias significativas entre localidades (p=0.747).

Tabla 2. Variables físicas de la vegetación acuática sumergida y manglar (Hw= *Halodule wrightii*, Rm=*Rupia maritima*, Ag= *Avicennia germinans*, Rm= *Rhizophora mangle* y Lr= *Laguncularia racemosa*).

Loc.	Temporada	Vegetación Acuática Sumergida			Manglar		
		VAS sp.	Biomasa hojas (g/m ²)	Biomasa rizoma (g/m ²)	Cobertura (%)	MAN sp.	Cobertura (m ²)
1	Lluvias	Hw	1.130	4.671	53.9	Ag/Rm/Lr	640.61
2		Hw	1.506	3.757	76.7		944.54
3		Hw	4.026	10.936	60		936.77
4		Hw/Rm	4.090	15.090	88.3		280.20
1	Secas	Hw	9.090	15.000	87.8		640.61
2		Hw	5.566	9.215	98.3		944.54
3		Hw	3.777	9.302	91.1		936.77
4		Hw/Rm	4.899	7.809	74.4		280.20
Promedio			4.260	9.473	78.812		700.53
Max			9.090	15.090	98.3		944.54
Min			1.130	3.757	53.9		280.2
ANOVA espacial	p=		0.867	0.628	0.044		0.747
	F=		0.240	0.590	3.216		0.428
ANOVA temporal	p=		0.037	0.539	0.006		-
	F=		4.979	0.390	8.985		

3.3 Análisis de Componentes Principales (ACP)

El ACP por localidades con respecto a las variables ambientales, fue explicado por los dos primeros componentes con un 89.79% de la variación total. Donde se presentaron dos agrupaciones, la primera formada por la localidad 1 la cual estuvo relacionada negativamente con la variable de TDS, y la segunda agrupación formada por la localidad

2, 3 y 4 relacionadas negativamente con el porcentaje de cobertura de MAN y positivamente por el OD, Salinidad, % de cobertura de VAS, biomasa de hojas de pasto y %M.O (Fig. 4).

El ACP por tipo de hábitat con respecto a las variables ambientales, explicó el 99.99% de la variación total en los dos primeros componentes. Se presentaron tres agrupaciones, la primera formada por el hábitat de VAS, la cual se correlacionó positivamente con la transparencia, profundidad, y negativamente con el OD y TDS; el segundo grupo lo formó el MAN, la cual se correlacionó negativamente con la temperatura y conductividad; y un tercer grupo formado por el hábitat de SSSV, relacionado positivamente con % de arena y la salinidad (Fig. 5).

El ACP por tipo de hábitat y temporada con respecto a las variables ambientales fue explicado en un 87.02% de la variación total con los dos primeros componentes. En este análisis se presentaron dos agrupaciones, la primera conformada por los hábitat de VAS, MAN, SSSV en secas, los cuales se correlacionaron negativamente con las variables de %de arcilla, transparencia, profundidad y conductividad; y el segundo conformado por VAS, MAN, SSSV en lluvias, los cuales se correlacionaron positivamente con las variables de pH, OD, TDS, %de arena, salinidad y % M.O (Fig. 6).

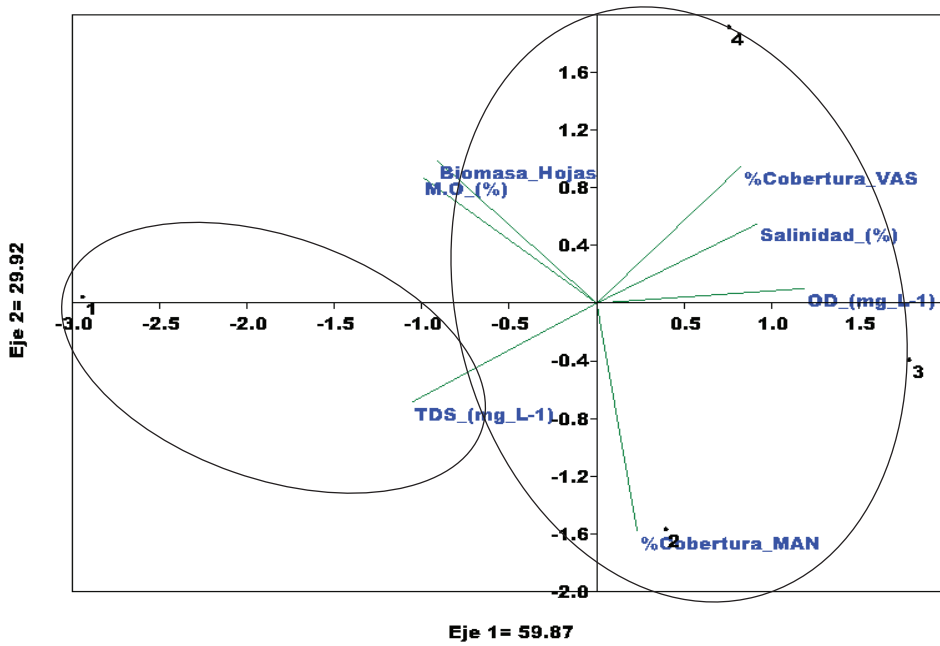


Figura 4. Análisis de Componentes Principales (ACP) espacial.

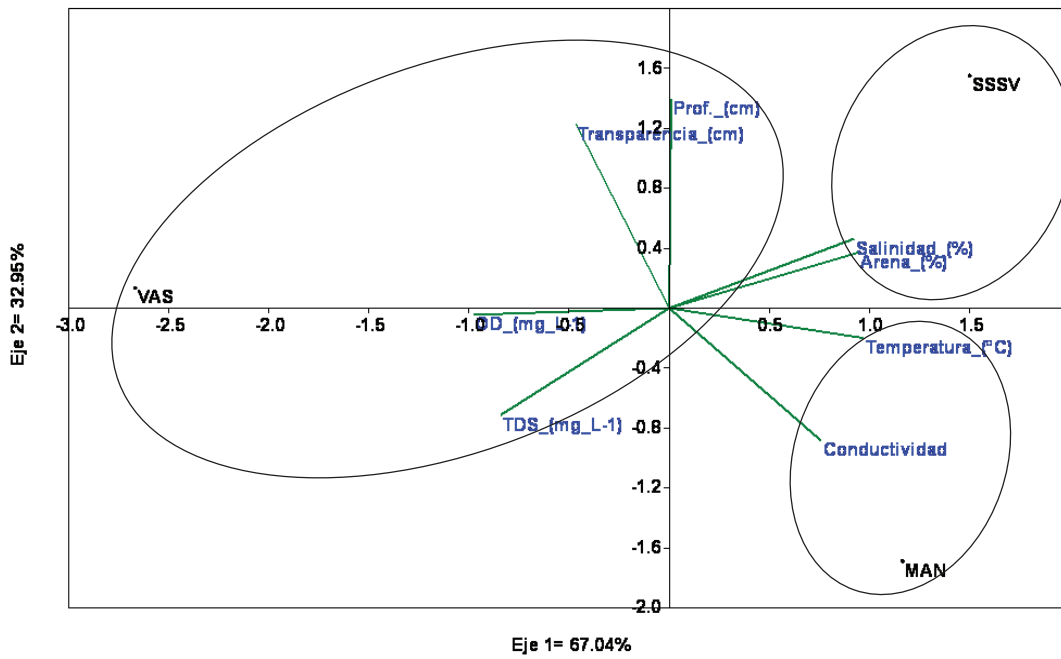


Figura 5. Análisis de Componentes Principales (ACP) por tipo de hábitat.

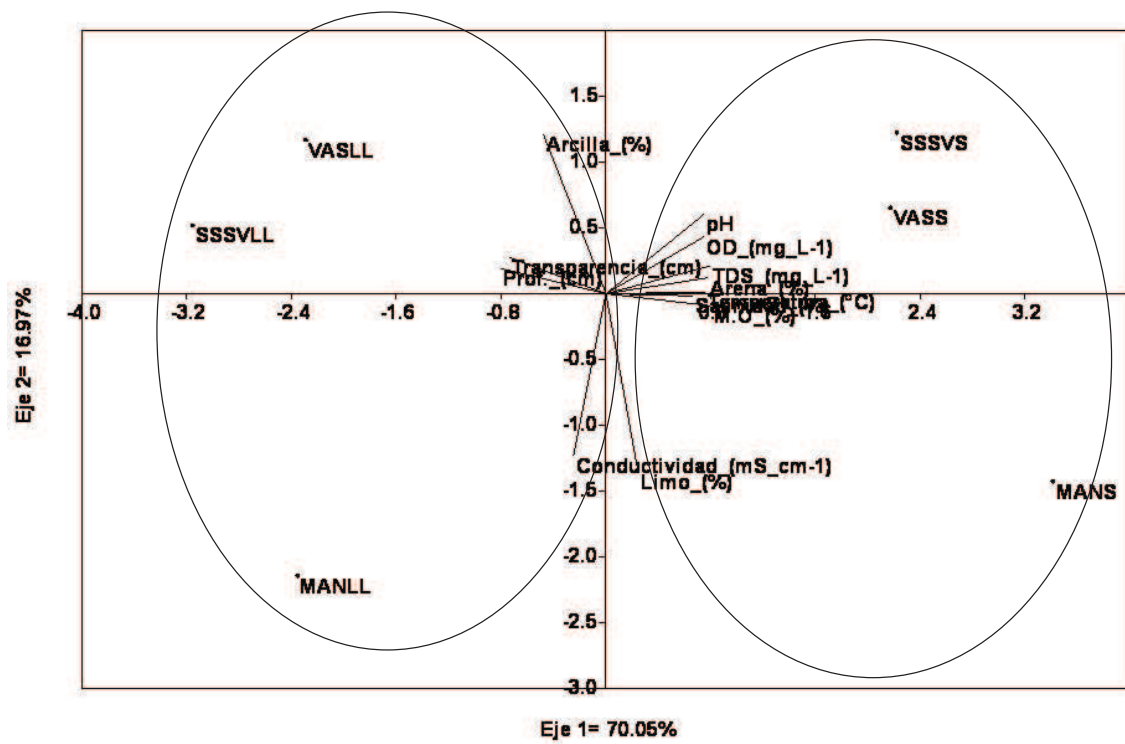


Figura 6. Análisis de Componentes Principales (ACP) temporal y por tipo de hábitat.

3.4 Crustáceos

Un total de 8,831 crustáceos fueron registrados con un peso total de 2,587 g; de los cuales 7,562 organismos fueron capturados en VAS, con un peso de 1,671 g; 788 capturados en MAN con un peso de 581 g y para SSSV se capturaron 481 organismos con un peso de 333.9 g.

3.4.1 Composición de crustáceos

Los crustáceos estuvieron conformados por un orden, ocho familias, 13 géneros y 18 especies (Anexo II, Tabla 15). Especialmente los taxa estuvieron distribuidos en: Localidad 1) seis familias, ocho géneros y 13 especies; Localidad 2) siete familias, diez género y 15 especies; Localidad 3) ocho familias, 13 géneros y 18 especies, Localidad 4) siete familias, diez géneros, 14 especies (7).

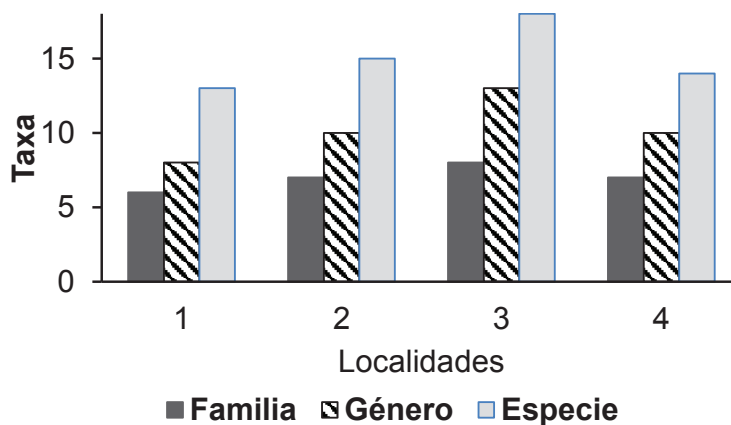


Figura 7. Composición espacial de crustáceos.

Temporalmente, los taxa para lluvias fueron: ocho familias, 12 géneros y 17 especies; mientras que en secas fueron: seis familias, diez géneros y 15 especies (Fig. 8).

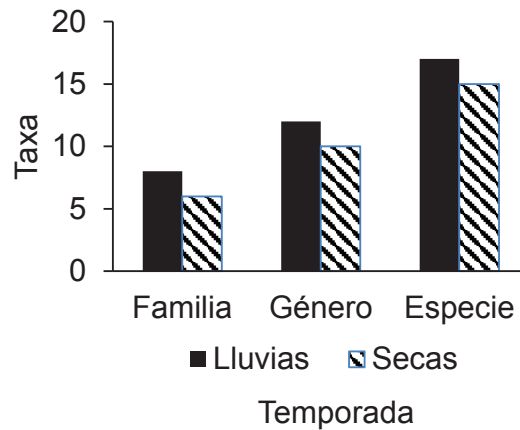


Figura 8. Composición temporal de crustáceos.

Por hábitat, los taxa estuvieron representados de la siguiente forma: en VAS con siete familias, 11 géneros y 16 especies; en MAN siete familias, 11 géneros y 15 especies y en SSSV fueron siete familias, nueve géneros y 14 especies (Fig. 9).

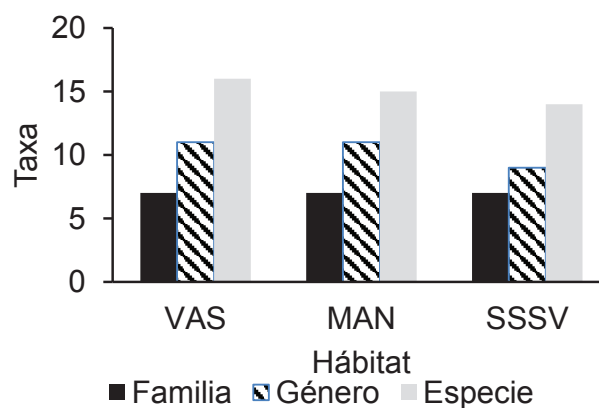


Figura 9. Composición de crustáceos de la Laguna Mecoacán por tipo de hábitat.

(VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar y SSSV= sustrato sin vegetación).

3.4.2 Estructura de la comunidad de crustáceos

3.4.2.1 Variación espacial de la densidad de crustáceos

Las densidades máximas se registraron en la localidad 1 con un valor de 55.28 org/m², la densidad mínima en la localidad 4 con 16.36 org/m² (Fig. 10). La especie con máxima densidad fue *Macrobrachium* sp. con 23.55 org/m² en la localidad 1 y 27.65 org/m² en la localidad 3 (Tabla 9). Las especies con densidades minimas fueron *Atya scabra* en la localidad 2 y *Panopeus lacustris* en la localidad 3, ambos con valor de 0.007 org/m² (Tabla 3).

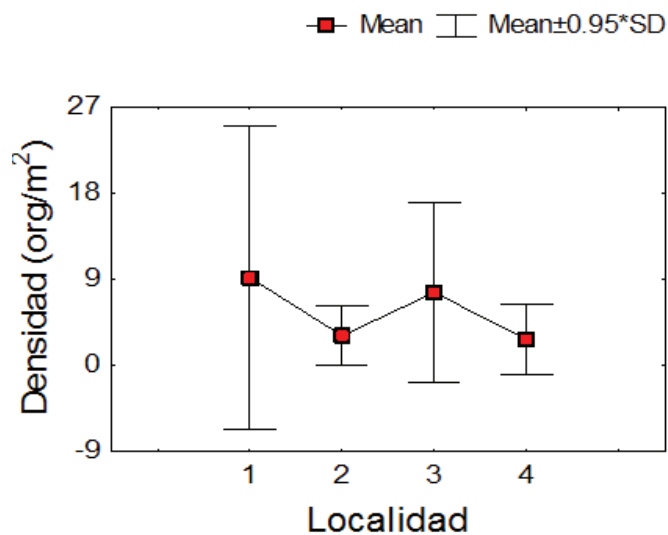


Figura 10. Variación espacial de la densidad de crustáceos (media, media ± SD).

Tabla 3. Distribución espacial de la densidad (org/m²) de crustáceos.

Especies	1	2	3	4	Total
<i>Macrobrachium sp.</i>	23.559	7.696	27.657	4.122	63.034
<i>Palaemon mundusnovus</i>	10.232	0.981	0.377	0.115	11.707
<i>Potimirim mexicana</i>	7.280	—	3.517	0.528	11.325
<i>Palaemon pugio</i>	6.107	1.022	3.164	0.283	10.576
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.654	5.759	0.101	2.469	8.983
<i>Goniopsis cruentata</i>	1.991	0.263	2.024	2.117	6.395
<i>Callinectes sapidus</i>	2.561	0.195	1.429	1.473	5.658
<i>Litopenaeus setiferus</i>	0.684	0.630	0.479	2.954	4.747
<i>Clibanarius vittatus</i>	0.531	0.426	1.858	1.170	3.984
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	1.047	0.704	1.648	0.567	3.967
<i>Eurypanopeus depressus</i>	—	0.478	1.043	0.307	1.829
<i>Palaemon vulgaris</i>	0.584	0.167	0.760	—	1.512
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	0.029	0.403	0.475	0.236	1.144
<i>Callinectes similis</i>	0.022	0.081	0.510	0.013	0.626
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	—	0.013	0.383	—	0.396
<i>Panopeus lacustris</i>	—	—	0.383	0.007	0.390
<i>Lucifer faxoni</i>	—	—	0.094	—	0.094
<i>Atya scabra</i>	—	0.007	0.060	—	0.067
Total	55.28	18.82	45.96	16.36	136.43

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

3.4.2.2. Variación espacial de la biomasa de crustáceos

La localidad con el máximo valor de biomasa fue la localidad 3 con 9.405 g/m², mientras que el valor mínimo de biomasa lo presentó la localidad 4 con 1.365 g/m² (Fig. 11). Las especies con mayor biomasa fueron *Callinectes similis* con 4.404 g/m² en la localidad 2 y en la localidad 3 con 2.848 g/m², y la especie *Callinectes sapidus* con 3.634 g/m² en la

localidad 3 (Tabla 10). Mientras que las especies con biomasa menores a 0.005 g/m² fueron: *Rhithropanopeus harrisii* en la localidad 2 y 3, *Atya scabra* en la localidad 2 y 3, *Potimirim mexicana* y *P. lacustris* en la localidad 4 (Tabla 4).

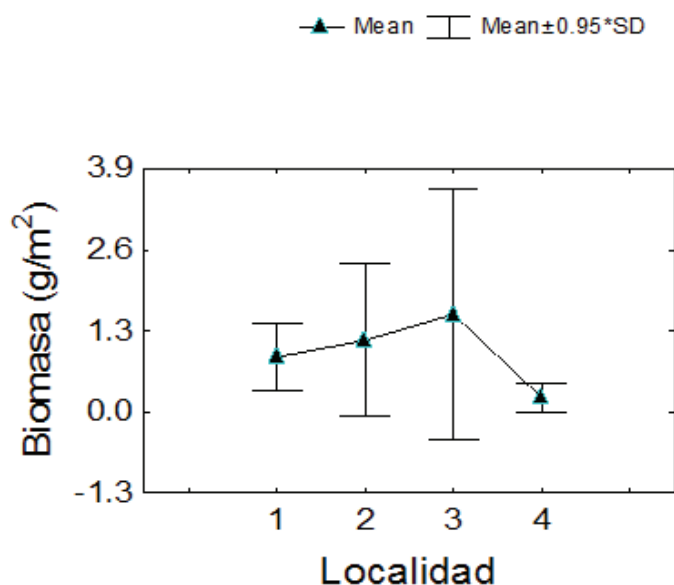


Figura 11. Variación espacial de la biomasa de crustáceos (media, media \pm SD).

Tabla 4. Distribución espacial de la biomasa (g/m²) de crustáceos.

Especies	1	2	3	4	Total
<i>Callinectes similis</i>	0.232	4.404	2.848	0.111	7.596
<i>Callinectes sapidus</i>	1.377	1.012	3.634	0.472	6.495
<i>Goniopsis cruentata</i>	1.440	—	0.266	0.106	1.813
<i>Clibanarius vittatus</i>	0.093	0.162	1.392	0.140	1.787
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	0.562	0.532	0.569	0.074	1.737
<i>Macrobrachium sp.</i>	0.899	0.275	0.386	0.061	1.621
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.152	0.303	0.003	0.064	0.522
<i>Litopenaeus setiferus</i>	0.218	0.060	0.069	0.163	0.511
<i>Palaemon pugio</i>	0.154	0.020	0.076	0.025	0.275
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	0.002	0.090	0.075	0.017	0.184

Continuación Tabla 4.

<i>Eurypanopeus depressus</i>	—	0.018	0.029	0.124	0.171
<i>Palaemon vulgaris</i>	0.052	0.014	0.031	—	0.096
<i>Palaemon mundusnovus</i>	0.061	0.022	0.005	0.006	0.094
<i>Potimirim mexicana</i>	0.038	—	0.007	0.001	0.046
<i>Lucifer faxoni</i>	—	—	0.006	—	0.006
<i>Panopeus lacustris</i>	—	—	0.005	0.001	0.006
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	—	0.002	0.002	—	0.004
<i>Atya scabra</i>	—	0.001	0.001	—	0.002
Total	5.28	6.91	9.40	1.36	22.96

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.4.2.3. Variación temporal de la densidad y biomasa de crustáceos

La temporada de lluvias representó el 64.2% de la densidad total (87.627 org/m²); mientras que la época de secas registró la densidad mínima con 35.8% (48.807 org/m²) (Fig. 12A). Las especies con las mayores densidades fueron *Macrobrachium* sp. con 33.385 org/m², *Palaemon mundusnovus* con 11.178 org/m², *Potimirim mexicana* con 11.325 org/m² y *Palaemon pugio* con 9.409 org/m² en la temporada de lluvias; y en secas sólo *Macrobrachium* sp. con 29.649 org/m² (Tabla 5).

El valor máximo de la biomasa lo registró la temporada de secas con el 71.4% (16.393 g/m²) y el mínimo en lluvias con el 28.6% (16.393 g/m²) (Fig. 12 B). Las especies *Callinectes sapidus* y *Callinectes similis* fueron las que registraron los valores máximos de biomasa con 5.167 g/m² y 5.072 g/m² en la temporada de secas (Tabla 12). Mientras que las especies con biomasa menores a 0.005 g/m² fueron *Atya scabra* en la

temporada de lluvias; mientras que en secas fueron *P. lacustris* y *Rhithropanopeus harrisii* (Tabla 6).

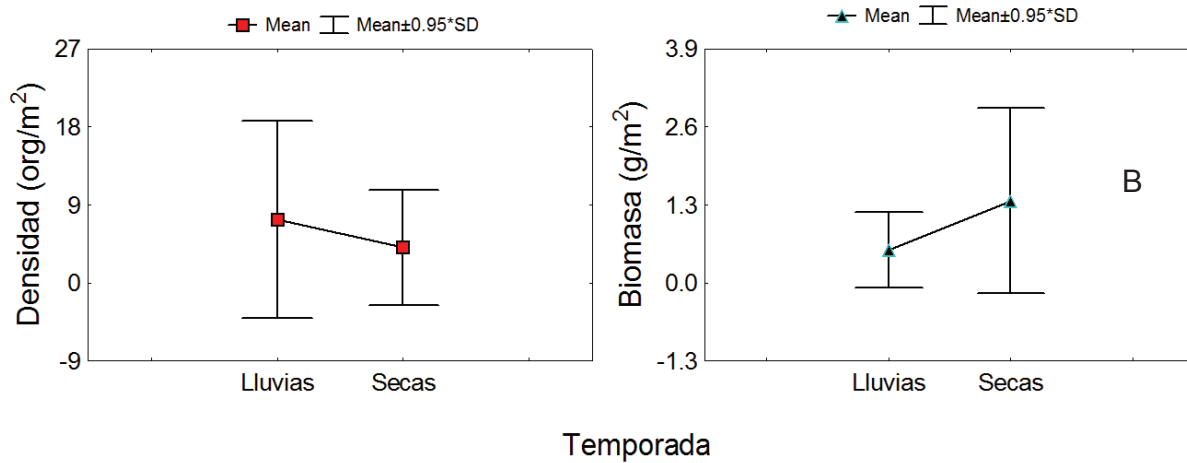


Figura 12. Variación temporal de la densidad y biomasa de crustáceos (media, media ± SD). Densidad (A), Biomasa (B).

Tabla 5. Distribución temporal de la densidad (org/m²) de crustáceos.

Especies	Lluvias	Secas	Total
<i>Macrobrachium sp.</i>	33.385	29.649	63.034
<i>Palaemon mundusnovus</i>	11.178	0.528	11.707
<i>Potimirim mexicana</i>	11.325	—	11.325
<i>Palaemon pugio</i>	9.409	1.168	10.576
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	5.962	3.021	8.983
<i>Goniopsis cruentata</i>	4.741	1.654	6.395
<i>Callinectes sapidus</i>	3.427	2.230	5.658
<i>Litopenaeus setiferus</i>	0.971	3.776	4.747
<i>Clibanarius vittatus</i>	2.789	1.196	3.984
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	0.537	3.430	3.967
<i>Eurypanopeus depressus</i>	1.660	0.169	1.829

Continuación Tabla 5.

<i>Palaemon vulgaris</i>	1.210	0.302	1.512
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	0.421	0.723	1.144
<i>Callinectes similis</i>	0.070	0.556	0.626
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	—	0.396	0.396
<i>Panopeus lacustris</i>	0.383	0.007	0.390
<i>Lucifer faxoni</i>	0.094	—	0.094
<i>Atya scabra</i>	0.067	—	0.067
Total	87.62	48.80	136.43

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

Tabla 6. Distribución temporal de la biomasa (g/m²) de crustáceos.

Especies	Lluvias	Secas	Total
<i>Callinectes similis</i>	2.428	5.167	7.596
<i>Callinectes sapidus</i>	1.423	5.072	6.495
<i>Goniopsis cruentata</i>	0.251	1.562	1.813
<i>Clibanarius vittatus</i>	0.197	1.590	1.787
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	0.320	1.417	1.737
<i>Macrobrachium sp.</i>	1.010	0.611	1.621
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.304	0.218	0.522
<i>Litopenaeus setiferus</i>	0.096	0.415	0.511
<i>Palaemon pugio</i>	0.229	0.046	0.275
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	0.079	0.105	0.184
<i>Eurypanopeus depressus</i>	0.019	0.152	0.171
<i>Palaemon vulgaris</i>	0.074	0.022	0.096
<i>Palaemon mundusnovus</i>	0.083	0.011	0.094
<i>Potimirim mexicana</i>	0.046	—	0.046
<i>Lucifer faxoni</i>	0.006	—	0.006
<i>Panopeus lacustris</i>	0.005	0.001	0.006
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	—	0.004	0.004

Continuación Tabla 6.

<i>Atya scabra</i>	0.002	—	0.002
Total	6.57	16.39	22.96

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.4.2.4. Variación de la densidad y biomasa de crustáceos por hábitat

La densidad máxima se registró en el hábitat de MAN con 65.509 org/m² y la mínima en SSSV con 5.449 org/m² (Fig. 13^a). Las especies que registraron las densidades máximas fueron: en VAS *Macrobrachium* sp. Con 34.390 org/m² y *Macrobrachium acanthurus* con 8.816 org/m²; en MAN *Macrobrachium* sp. Con 26.162 org/m², *Potimirim mexicana* con 9.068 org/m² y *Palaemon mundusnovus* 8.426 org/m² (Tabla 7). Las especies con densidades mínimas fueron en VAS *R. lacustris* con 0.013 org/m², en MAN *Callinectes similis* con 0.011 org/m² y en SSSV *Palaemon vulgaris* con 0.013 org/m² y *Farfantepenaeus duorarum* con 0.007 org/m² (Tabla 7).

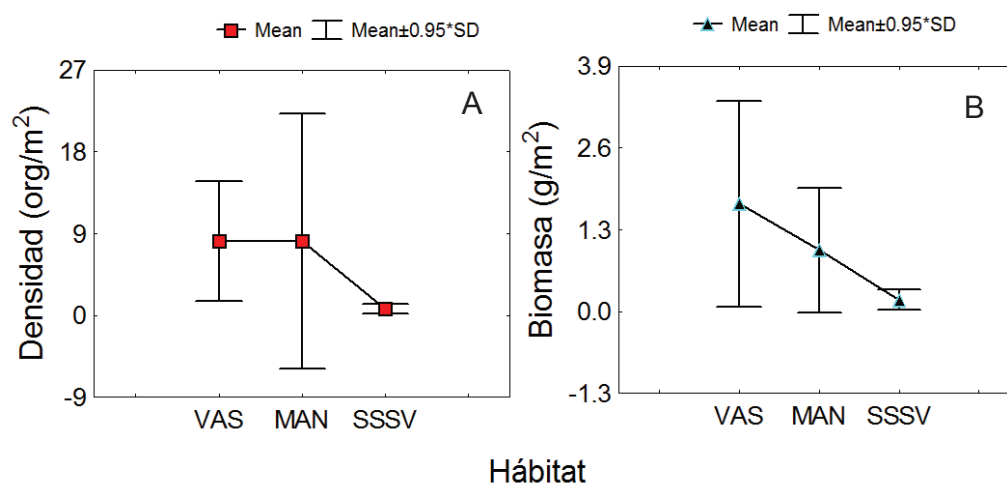


Figura 13. Variación de la densidad y biomasa de crustáceos (media, media \pm SD) por hábitat. Densidad (A), Biomasa (B). VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV= sustrato suave sin vegetación.

La biomasa máxima lo registró el hábitat de VAS con 13.676 g/m² y el mínimo valor de biomasa fue en SSSV con 1.493 g/m² (Fig. 13B). Las especies con mayor biomasa fueron *Callinectes sapidus* en VAS con 5.602 g/m² y *Callinectes similis* en VAS y MAN con 3.470 g/m² y 3.695 g/m² respectivamente (Tabla 8). Mientras que las especies con biombras menores a 0.005 g/m² fueron en VAS *Potimirim mexicana*, *R. harrisii* y *A. scabra*; en MAN *Rhithropanopeus harrisii* y en SSSV *Palaemon vulgaris* y *P. mexicana* (Tabla 8).

Tabla 7 . Distribución de la densidad (org/m²) de crustáceos por hábitat.

Especies	VAS	MAN	SSSV	Total
<i>Macrobrachium sp.</i>	34.390	26.162	2.482	63.034
<i>Palaemon mundusnovus</i>	1.886	8.426	1.395	11.707
<i>Potimirim mexicana</i>	2.106	9.068	0.151	11.325
<i>Palaemon pugio</i>	2.392	7.984	0.201	10.576
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	8.816	—	0.167	8.983
<i>Goniopsis cruentata</i>	0.874	5.521	—	6.395
<i>Callinectes sapidus</i>	2.229	3.317	0.111	5.658
<i>Litopenaeus setiferus</i>	3.898	0.550	0.299	4.747
<i>Clibanarius vittatus</i>	2.329	1.479	0.176	3.984
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	3.216	0.420	0.331	3.967
<i>Eurypanopeus depressus</i>	0.482	1.347	—	1.829
<i>Palaemon vulgaris</i>	1.110	0.388	0.013	1.512
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	1.073	0.065	0.007	1.144
<i>Callinectes similis</i>	0.593	0.011	0.022	0.626
<i>Rhithropanopeus harrisii</i>	0.013	0.383	—	0.396
<i>Panopeus lacustris</i>	—	0.390	—	0.390
<i>Lucifer faxoni</i>	—	—	0.094	0.094
<i>Atya scabra</i>	0.067	—	—	0.067
Total	65.47	65.50	5.44	136.43

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

Tabla 8 . Distribución de la biomasa (g/m²) de crustáceos por hábitat.

Especies	VAS	MAN	SSSV	Total
<i>Callinectes similis</i>	3.470	3.695	0.430	7.596
<i>Callinectes sapidus</i>	5.602	0.426	0.467	6.495
<i>Goniopsis cruentata</i>	0.061	1.751	—	1.813
<i>Clibanarius vittatus</i>	1.261	0.117	0.409	1.787
<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	1.119	0.561	0.057	1.737
<i>Macrobrachium sp.</i>	1.092	0.495	0.034	1.621
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	0.441	0.076	0.005	0.522
<i>Litopenaeus setiferus</i>	0.283	0.182	0.045	0.511
<i>Palaemon pugio</i>	0.065	0.203	0.007	0.275
<i>Farfantepenaeus duorarum</i>	0.137	0.047	—	0.184
<i>Eurypanopeus depressus</i>	0.025	0.146	—	0.171
<i>Palaemon vulgaris</i>	0.070	0.026	0.001	0.096
<i>Palaemon mundusnovus</i>	0.041	0.022	0.031	0.094
<i>Potimirim mexicana</i>	0.004	0.041	0.001	0.046
<i>Lucifer faxoni</i>	—	—	0.006	0.006
<i>Panopeus lacustris</i>	—	0.006	—	0.006
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	0.001	0.003	—	0.004
<i>Atya scabra</i>	0.002	—	—	0.002
Total	13.67	7.79	1.49	22.96

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.4.3 Diversidad, Equidad y Dominancia de crustáceos

3.4.3.1. Diversidad, Equidad y Dominancia espacial de crustáceos

El valor máximo del índice de diversidad de Shannon lo presentó la localidad 4 con $H' = 2.089$ bits/ind y el mínimo la localidad 3 con $H' = 1.633$ bits/ind. La equidad de Pielou fue máxima en la localidad 4 con $J = 0.791$ bits y mínimo en la localidad 3 con $J = 0.565$

bits. El valor máximo de dominancia lo presentó la localidad 4 con $D=0.848$ sp./ind y el mínimo la localidad 3 con $D=0.620$ sp./ind. (Fig. 14).

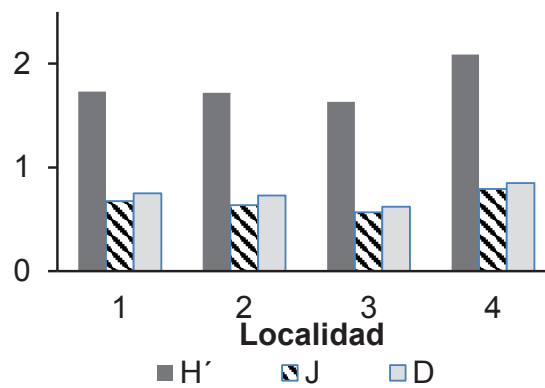


Figura 14. Diversidad espacial de crustáceos (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D =Dominancia de Simpson).

3.4.3.2. Diversidad, Equidad y Dominancia temporal de crustáceos

El valor máximo del índice de diversidad de Shannon lo registró la temporada de lluvias con $H'=1.995$ bits/ind y el mínimo en secas con $H'=1.549$ bits/ind; la equidad de Pielou fue máxima en lluvias con $J=0.704$ bits y mínima en secas con $J=0.572$ bits; mientras que la dominancia de Simpson fue máxima en lluvias con $D=0.799$ sp./ind y mínima en secas con $D=0.611$ sp./ind (Fig. 15).

3.4.3.3. Diversidad, Equidad y Dominancia de crustáceos por tipo de hábitat

Por hábitat, el valor máximo del índice de diversidad de Shannon lo registró MAN con $H'=1.857$ bits/ind y el mínimo en SSSV con $H'= 1.67$ bits/ind; La equidad de Pielou fue máxima en MAN con $J=0.685$ bits y el mínimo en VAS con $J=0.639$ bits; de la misma

forma, la dominancia de especies de Simpson fue máxima en MAN con $D=0.779$ sp./ind y el mínimo en VAS con $D= 0.693$ sp./ind (Fig. 16).

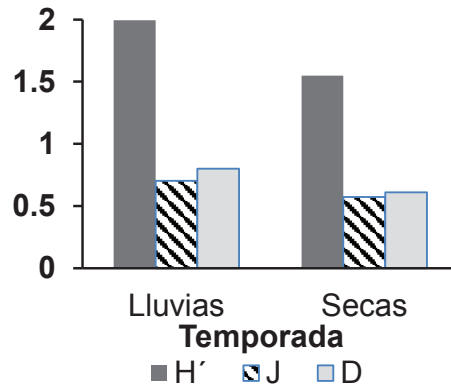


Figura 15. Diversidad temporal de crustáceos (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D =Dominancia de Simpson).

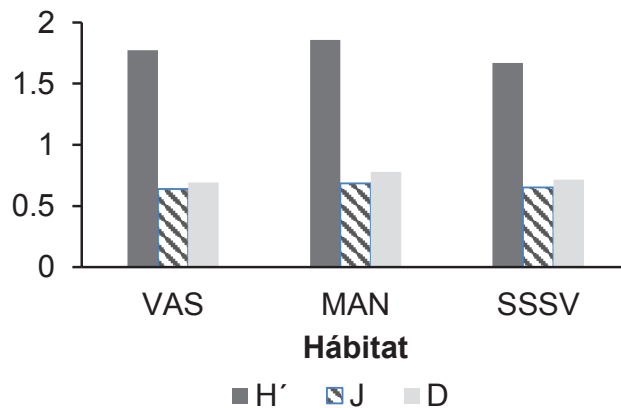


Figura 16. Diversidad de crustáceos por tipo de hábitat (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D = Dominancia de Simpson; VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV=sustrato suave sin vegetación).

3.4.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de crustáceos

3.4.4.1 Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos

Por localidad las especies fueron ordenadas de acuerdo a su densidad y frecuencia. Por lo que en la localidad 1 las especies dominantes fueron *Macrobrachium* sp., *P.*

mundusnovus, *P. pugio*, *C. sapidus* y *Litopenaeus setiferus* (Fig. 17A). Para la localidad 2 las especie dominantes fueron *Macrobrachium* sp., *P. pugio*, *F. duorarum*, *L. setiferus*, *C. vittatus* y *F. duorarum* (Fig. 17B). En la localidad 3 fueron *Macrobrachium* sp., *P. mexicana*, *P. pugio*, *G. cruentata*, *C. vittatus*, *C. sapidus*, *F. aztecus* y *P. vulgaris* (Fig. 17C). En la localidad 4 fueron *Macrobrachium* sp., *M. acanthurus*, *G. cruentata*, *C. sapidus*, *C. vittatus* y *F. aztecus* (Fig. 17D).

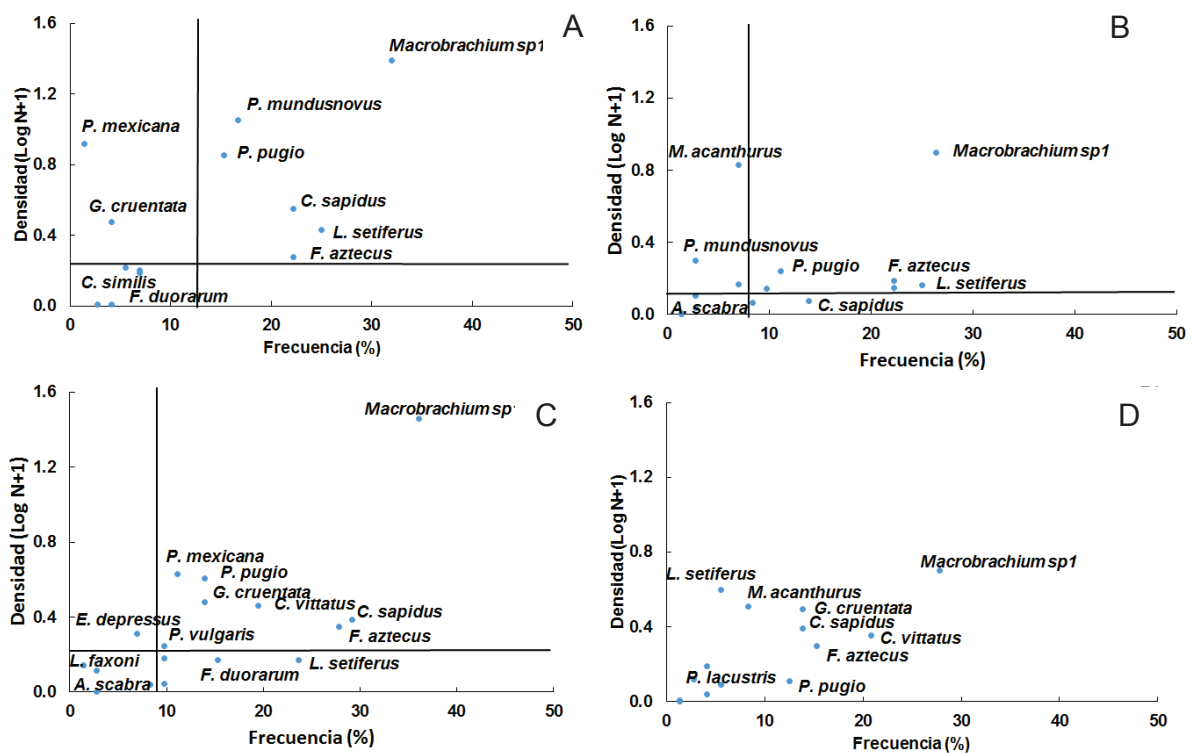


Figura 17. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad espacial de crustáceos (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).

3.4.4.2. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos

Espacialmente las especies fueron ordenadas de acuerdo a su biomasa y frecuencia. En la localidad 1 las especies dominantes fueron *C. sapidus*, *Macrobrachium* sp., *P. mundusnovus* y *L. setiferus* (Fig. 18A). En la localidad 2 fueron *C. sapidus*, *F. aztecus*,

Clibanarius vittatus, *Macrobrachium* sp.. y *Farfantepenaeus duorarum* (Fig. 18B). Para la localidad 3 fueron *C. sapidus*, *C. vittatus*, *F. aztecus*, *Macrobrachium* sp., *L. setiferus*, *G. cruentata*, *P. pugio* y *F. duorarum* (Fig. 18C). Para la localidad 4 fueron *Callinectes sapidus*, *C. vittatus*, *F. aztecus*, *Goniopsis cruentata* y *Macrobrachium* sp. (Fig. 18D).

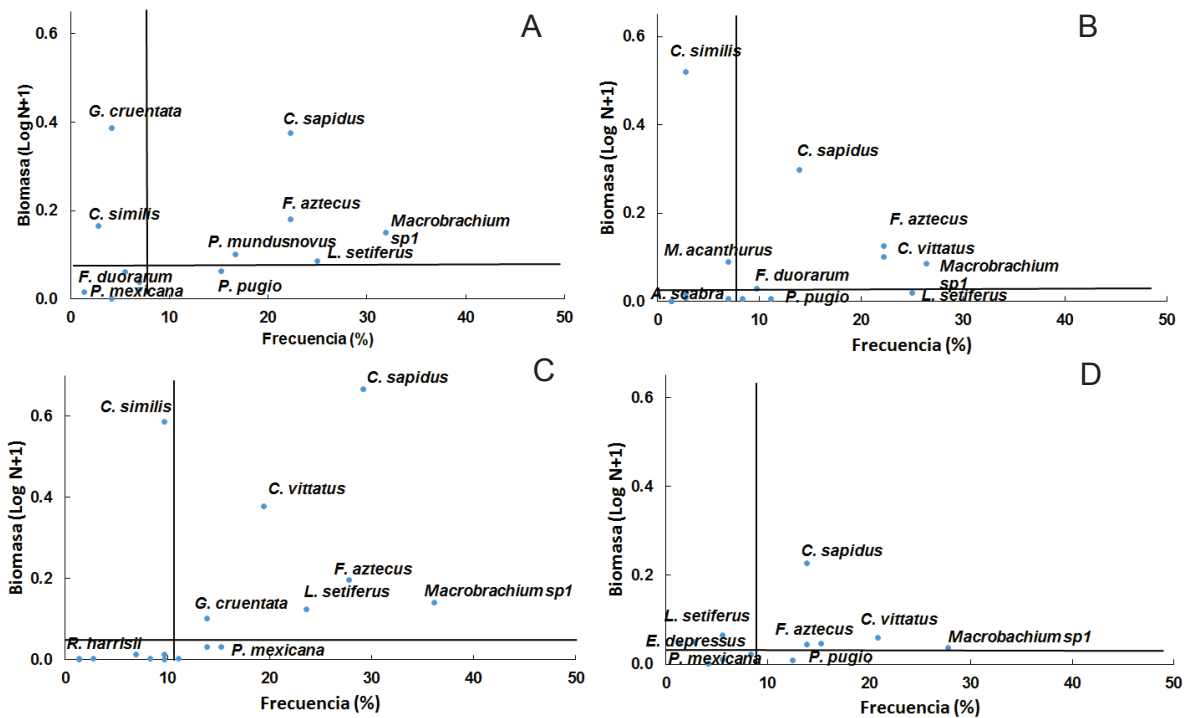


Figura 18. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa espacial de crustáceos (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).

3.4.4.3. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos por hábitat

Por tipo de hábitat, las especies fueron ordenadas de acuerdo a su densidad y frecuencia. Por lo tanto, para VAS las especies dominantes fueron *Macrobrachium* sp., *M. acanthurus*, *L. setiferus*, *F. aztecus*, *P. pugio*, *C. sapidus*, *C. vittatus*, *P. vulgaris* y *F. duorarum* (Fig. 19A). En MAN fueron dominantes *Macrobrachium* sp., *P. pugio*, *G.*

cruentata, *C. sapidus* y *C. vittatus* (Fig. 19B). En SSSV fueron *Macrobrachium* sp., *C. vittatus*, *F. aztecus*, *L. setiferus* y *C. sapidus* (Fig. 19C).

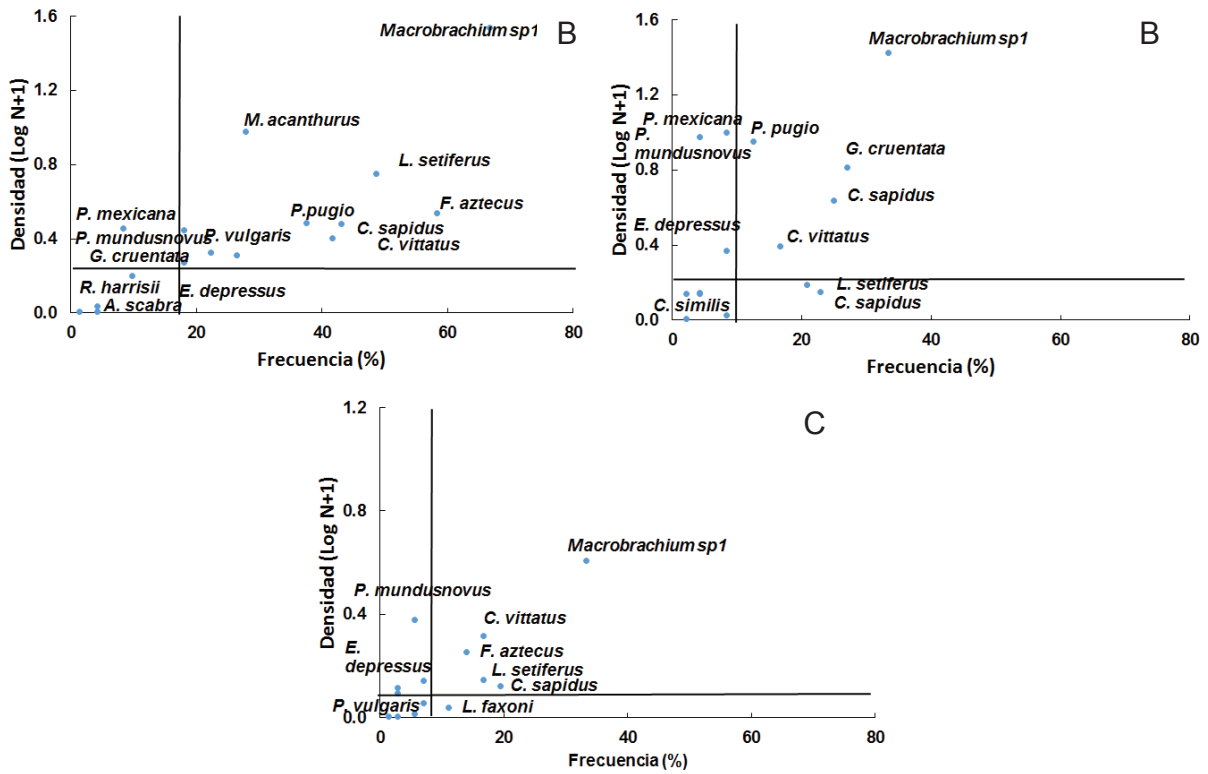


Figura 19. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de crustáceos por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).

3.4.4.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos por hábitat

Por tipo de hábitat, las especies se ordenaron de acuerdo a su biomasa y frecuencia. Para VAS las especies dominantes fueron *C. sapidus*, *C. vittatus*, *F. aztecus*, *Macrobrachium* sp., *L. setiferus*, *M. acanthurus* y *F. duorarum* (Fig. 20A). En MAN fueron

G. cruentata, *Macrobrachium* sp., *C. sapidus*, *F. aztecus*, *C. vittatus*, *P. pugio* y *L. setiferus* (Fig. 20B). Mientras que en SSSV la especie dominante fue *C. sapidus*, *C. vittatus*, *F. aztecus*, *L. setiferus* y *Macrobrachium* sp. (Fig. 20C).

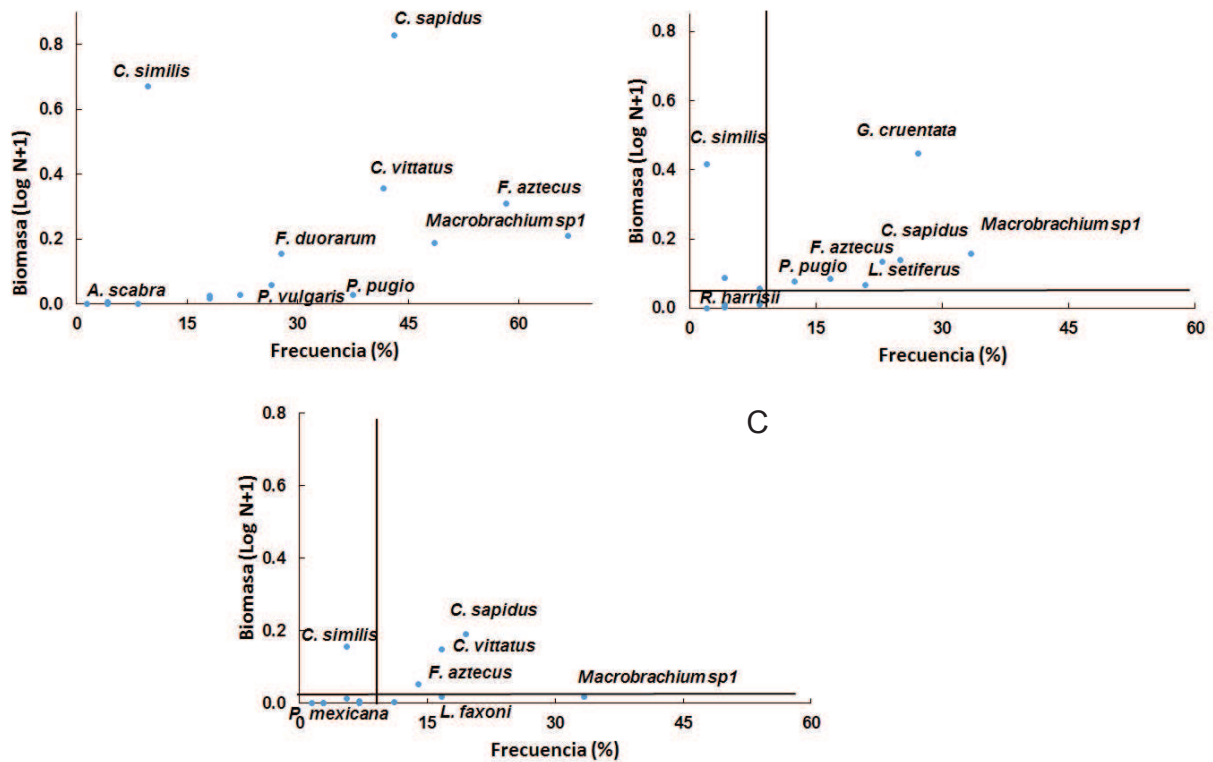


Figura 20. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de crustáceos por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).

3.4.5. Agrupaciones ambiente- comunidad de crustáceos (ACC)

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de crustáceos espacialmente fue explicado en sus dos primeros componentes con un 76.88% de la variación total. En crustáceos, un primer grupo relacionado con la localidad 1 y

conformado por las especies *P. mundusnovus*, *P. pugio*, y *P. mexicana* y de manera negativa con los TDS y positivo con el % de materia orgánica y biomasa de hojas de pastos, y un segundo grupo relacionado con las localidades 2, 3 y 4 con las especies *M. acanthurus*, *L. setiferus*, *A. scabra*, *C. sapidus*, *F. duorarum*, *C. vittatus*, *E. depressus*, *Macrobrachium sp.*, *P. vulgaris*, *C. similis*, *R. harrisi*, *P. lacustris*, y *L. faxoni* relacionados negativamente con el % de la cobertura de MAN y positivamente con el OD, salinidad, y el % de cobertura de VAS (Fig. 21).

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de crustáceos por hábitat explicó en sus dos primeros componentes el 100% de la variación total conformándose tres grupos. Un primer grupo con especies de crustáceos asociadas con el hábitat de VAS y conformadas por *M. acanthurus*, *C. similis*, *P. vulgaris*, *L. setiferus*, *F. aztecus*, *Macrobrachium sp.* y *C. vittatus*, relacionadas negativamente con la transparencia, el OD, TDS y profundidad, otro grupo con MAN con las especies *C. sapidus*, *E. depressus*, *P. pugio*, *P. mundusnovus*, *P. mexicana*, *P. lacustris* y *C. cruentata* relacionada positivamente con la conductividad, y el último grupo asociado a SSV y conformado por una única especie *L. faxoni*, correlacionada negativamente con la temperatura, salinidad, y % de arenas (Fig. 22).

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de crustáceos en las escalas temporal y por tipo de hábitat explicó el 69.24% de la variación total en sus dos componentes. En el análisis se presentaron dos agrupaciones, el primero conformado por VAS, MAN y SSSV en secas, las cuales estuvieron conformada por las especies *G. cruentata*, *P. lacustris*, *E. depressus*, *P. pugio*, *P. mundusnovus*, *L. faxoni*, *C. sapidus* y *C. vittatus* y tuvieron una relación positiva con la salinidad, temperatura materia orgánica,

TDS, OD y negativamente con el % de arcilla, el segundo grupo formado por los hábitats VAS, MAN y SSSV en lluvias y constituido por las especies *F. durorarum*, *P. vulgaris*, *M. acanthurus* y *A. scabra* se relacionaron positivamente con el % de limo y negativamente con la profundidad y transparencia (Fig. 23).

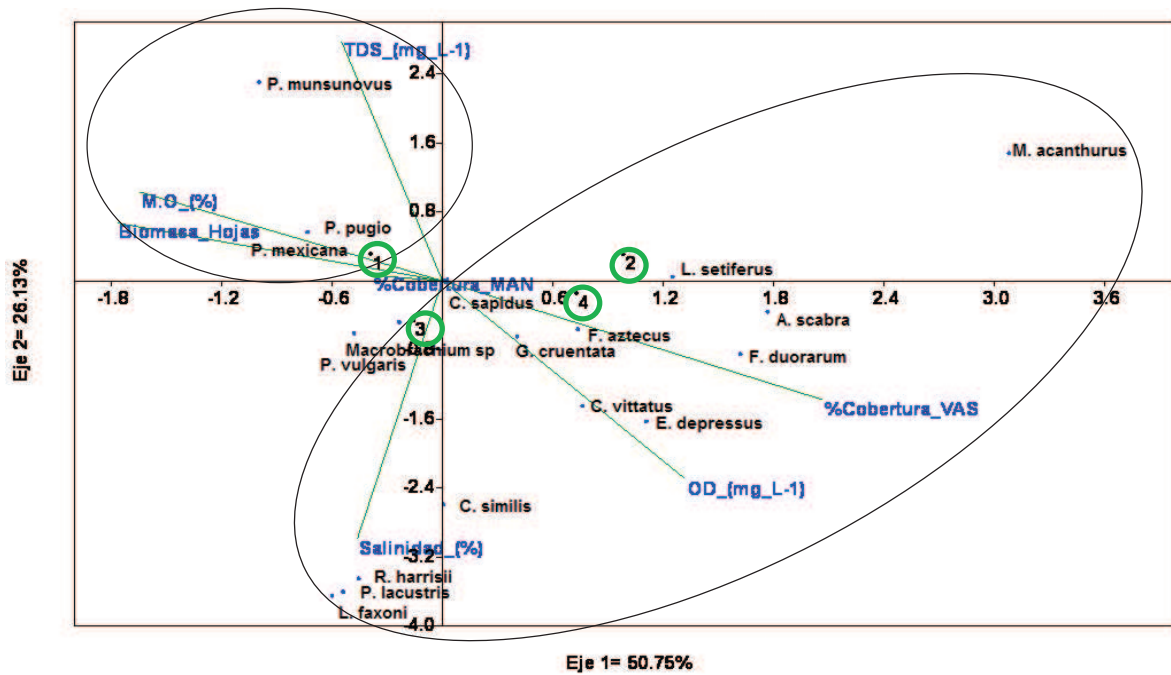


Figura 21. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) por localidad de crustáceos.

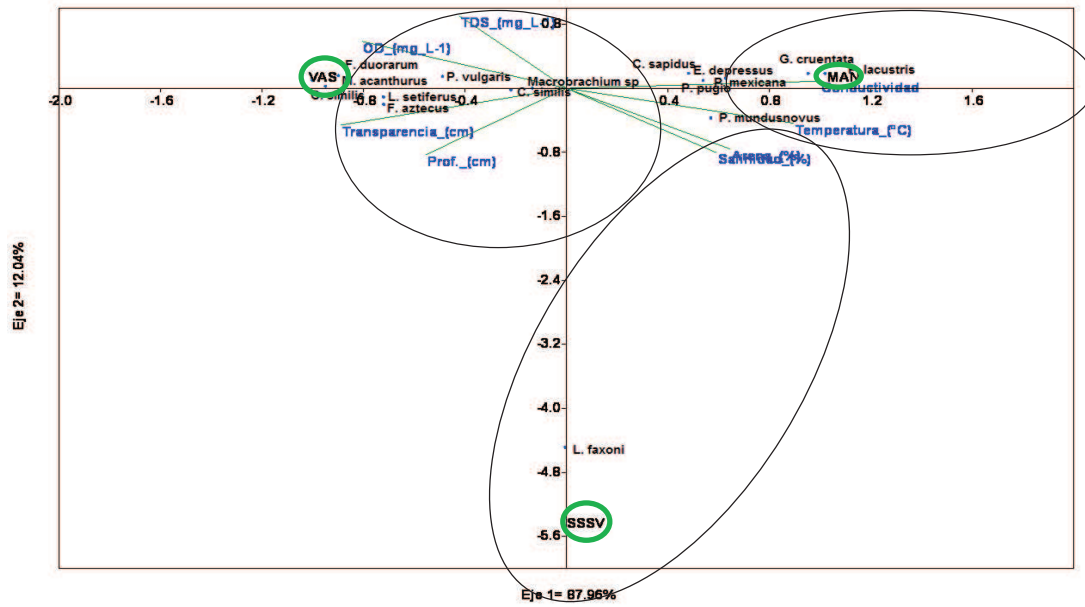


Figura 22. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) por hábitat de crustáceos.

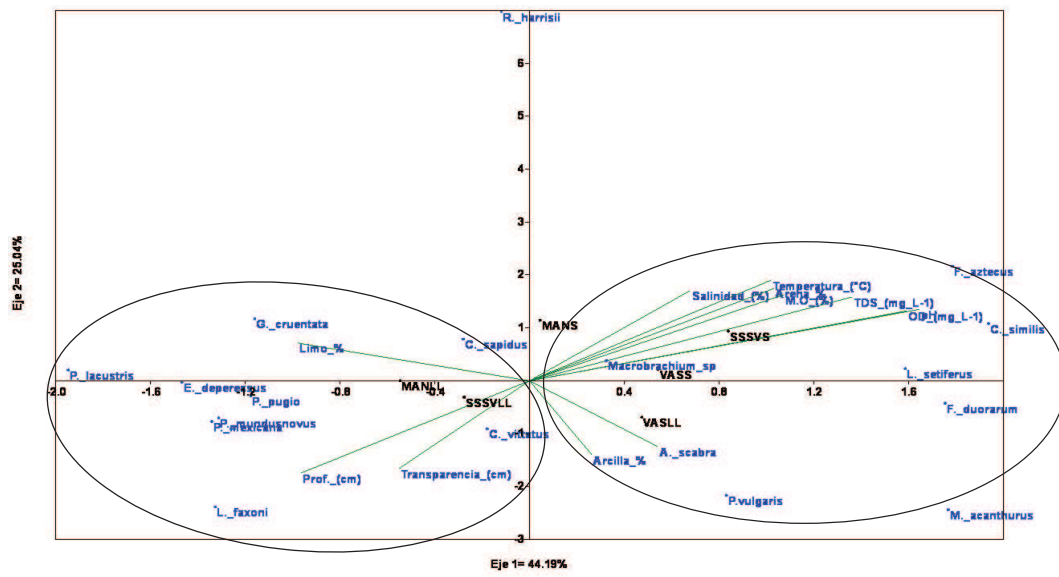


Figura 23. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) temporal y por tipo de hábitat de crustáceos.

3.5 Ictiofauna

Un total de 4,420 peces fueron registrados con un peso total de 4,575 g; de los cuales 2,830 peces estuvieron en VAS con un peso de 2,481 g; 709 peces en MAN con un peso de 1,019 g y 926 organismos en SSSV con un peso de 1,075 g.

3.5.1 Composición de la ictiofauna

La ictiofauna quedó conformada por 11 órdenes, 19 familias, 28 géneros y 32 especies (Anexo, Tabla 14). Especialmente los taxa fueron: Localidad 1) seis órdenes, 13 familias, 17 géneros y 19 especies; Localidad 2) siete órdenes, 15 familias, 19 género y 21 especies; Localidad 3) nueve órdenes, 16 familias, 23 géneros y 26 especies, Localidad 4) diez órdenes, 15 familias, 21 géneros, 22 especies (Fig. 24).

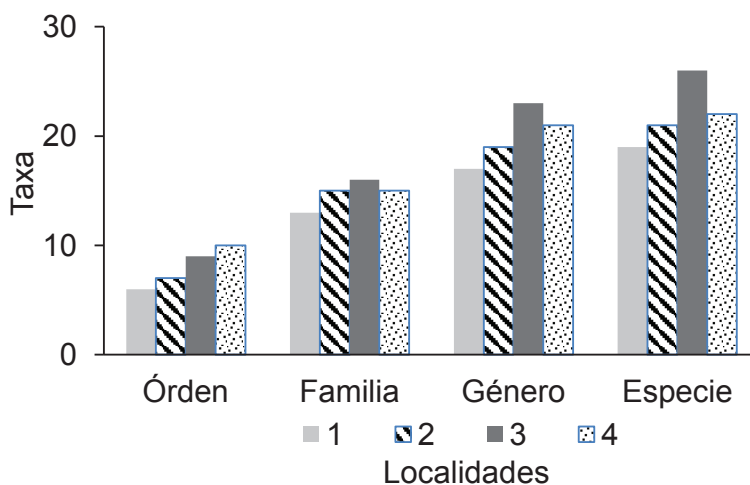


Figura 24. Composición espacial de la ictiofauna.

Temporalmente los taxa para lluvias fueron: ocho órdenes, 15 familias, 23 géneros y 27 especies; y en Secas: 11 órdenes, 18 familias, 23 géneros y 26 especies (Fig. 25).

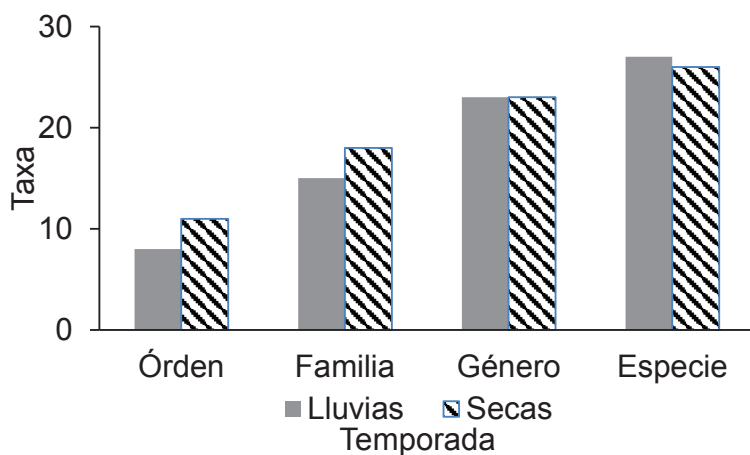


Figura 25. Composición temporal de la ictiofauna.

Por hábitat los taxa estuvieron representados de la siguiente forma: en VAS con diez órdenes, 17 familias, 23 géneros y 25 especies, para MAN diez órdenes, 17 familias, 22 géneros y 25 especies y en SSSV fueron siete órdenes, 14 familias, 18 géneros y 17 especies (Fig. 26).

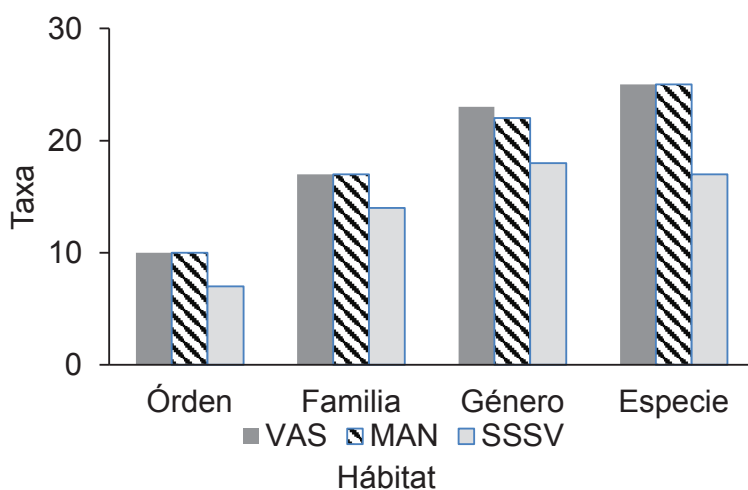


Figura 26. Composición de la ictiofauna por tipo de hábitat (VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar y SSSV= sustrato suave sin vegetación).

3.5.2. Estructura de la ictiofauna

3.5.2.1 Variación espacial de la densidad de peces

La densidad máxima de peces se registró en la Localidad 4 con un valor de 15.69 org/m² (Fig. 27); las especies con mayor densidad fueron *Ctenogobius boleosoma* con 5.083 org/m² en la localidad 1 y *Dormitator maculatus* con 4.412 org/m² en la localidad 4 (Tabla 3). Mientras que las especies con menor densidad fueron *Archosargus rhomboidalis* con 0.005 org/m² en la localidad 2; *Oligoplites saurus* y *Hemycaranx amblyrhynchus* con 0.005 org/m² en la localidad 3 (Tabla 9).

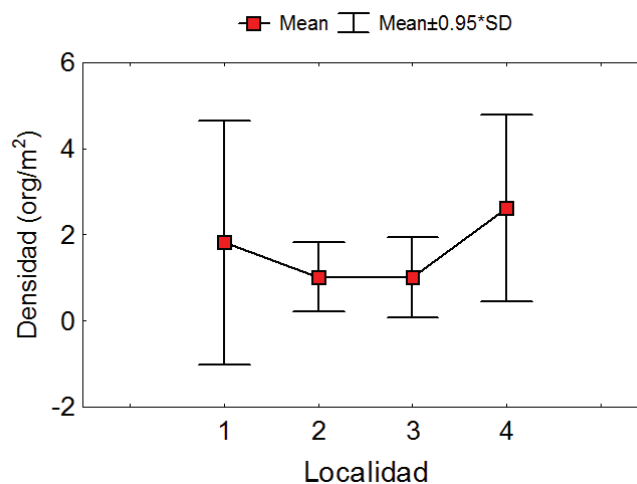


Figura 27. Variación espacial de la densidad de peces (media, media ± SD).

Tabla 9. Distribución espacial de la densidad (org/m²) de peces.

Especies	Localidad				Total
	1	2	3	4	
<i>Eleotris pisonis</i>	1.698	1.616	0.776	2.990	7.079
<i>Dormitator maculatus</i>	0.807	1.682	0.040	4.412	6.941
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	5.083	0.011	0.092	0.377	5.563
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0.154	0.922	1.760	0.559	3.395

Continuación Tabla 9.

<i>Erotelis smaragdus</i>	0.723	0.293	0.087	2.142	3.244
<i>Astyanax aeneus</i>	0.041	0.016	0.031	2.306	2.395
<i>Gambusia sexradiata</i>	—	—	0.457	0.766	1.223
<i>Micropogonias undulatus</i>	1.079	0.043	0.059	—	1.181
<i>Lutjanus griseus</i>	0.053	0.061	0.964	0.032	1.110
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.559	0.094	0.413	0.013	1.079
<i>Syngnathus floridae</i>	0.044	0.623	0.114	0.165	0.946
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.145	0.135	0.345	0.258	0.883
<i>Opsanus beta</i>	0.007	0.068	0.423	0.209	0.706
<i>Cichlasoma urophthalmum</i>	0.005	0.005	0.019	0.495	0.525
<i>Centropomus paralellus</i>	0.062	0.024	0.027	0.370	0.483
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.061	0.048	0.047	0.255	0.411
<i>Caranx crysos</i>	0.383	—	—	—	0.383
<i>Caranx hipos</i>	—	0.383	—	—	0.383
<i>Mugil curema</i>	—	—	0.027	0.151	0.178
<i>Awaous sp.</i>	0.007	0.005	0.065	0.075	0.152
<i>Lutjanus synagris</i>	0.017	—	0.114	—	0.131
<i>Atherinella alvarezii</i>	0.005	0.040	0.043	—	0.089
<i>Strongylura notata</i>	—	0.005	—	0.063	0.068
<i>Citharichthys spilopterus</i>	—	—	0.044	0.005	0.050
<i>Theraps heterospilus</i>	—	—	—	0.043	0.043
<i>Gobionellus oceanicus</i>	—	0.005	0.022	0.005	0.032
<i>Mugil cephalus</i>	—	—	0.022	—	0.022
<i>Diapterus rhombeus</i>	—	—	0.016	—	0.016
<i>Elops saurus</i>	—	—	—	0.007	0.007
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	—	0.005	—	—	0.005
<i>Oligoplites saurus</i>	—	—	0.005	—	0.005
<i>Hemycaranx amblyrhynchus</i>	—	—	0.005	—	0.005
TOTAL	10.934	6.086	6.016	15.698	38.734

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

3.5.2.2 Variación espacial de la biomasa de peces

El máximo valor de biomasa lo registró la Localidad 4 con 16.47 g/m² (Fig. 28); las especies con mayor biomasa fueron *Mugil curema* con 6.359 g/m² en la localidad 4, seguido de *Caranx crysos* con 4.524 g/m² en la localidad 1 (Tabla 10). Las especies con menor biomasa fueron *Atherinella alvarezii* en la localidad 1 y *Cichlasoma urophthalmum* en la localidad 2 y *Anchoa mitchilli* en la localidad 4 con valor ≤ 0.005 g/m² (Tabla 10).

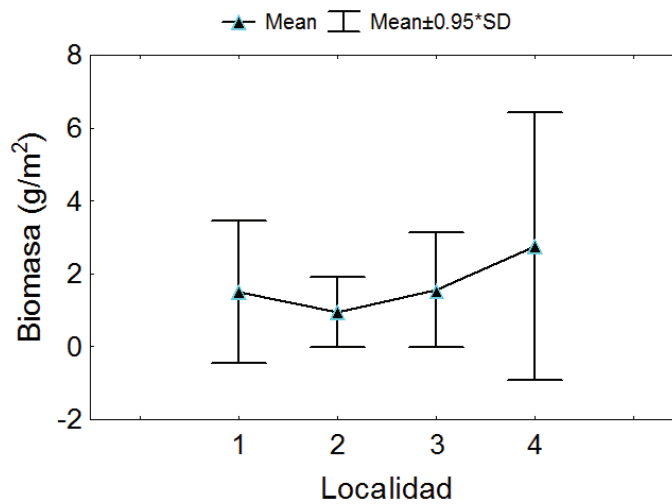


Figura 28. Variación espacial de la biomasa de peces (media, media \pm SD).

Tabla 10. Distribución espacial de la biomasa (g/m²) de peces.

Especies	Localidad				Total
	1	2	3	4	
<i>Mugil curema</i>	—	—	0.240	6.359	6.599
<i>Caranx crysos</i>	4.524	—	—	—	4.524
<i>Opsanus beta</i>	0.011	0.034	1.372	1.356	2.773
<i>Caranx hipos</i>	—	2.656	—	—	2.656
<i>Strongylura notata</i>	—	0.370	—	2.110	2.480
<i>Gambusia sexradiata</i>	—	—	1.450	0.626	2.076

Continuación Tabla 10.

<i>Lutjanus griseus</i>	0.730	0.869	0.219	0.132	1.949
<i>Cichlasoma urophthalmum</i>	0.394	0.002	0.166	1.338	1.900
<i>Erotelis smaragdus</i>	0.813	0.113	0.098	0.690	1.713
<i>Citharichthys spilopterus</i>	—	-	1.557	0.006	1.563
<i>Micropogonias undulatus</i>	0.655	0.144	0.703	—	1.503
<i>Eleotris pisonis</i>	0.315	0.348	0.133	0.548	1.344
<i>Lutjanus synagris</i>	0.107	-	1.116	—	1.223
<i>Dormitator maculatus</i>	0.017	0.202	0.046	0.949	1.214
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.625	0.120	0.324	0.001	1.070
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.102	0.092	0.202	0.530	0.926
<i>Centropomus paralellus</i>	0.201	0.060	0.479	0.132	0.872
<i>Awaous sp.</i>	0.009	0.001	0.088	0.507	0.604
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0.119	0.010	0.017	0.443	0.588
<i>Syngnathus floridae</i>	0.088	0.261	0.128	0.086	0.563
<i>Astyanax aeneus</i>	0.012	0.008	0.015	0.495	0.530
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0.132	0.107	0.176	0.098	0.513
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.101	0.096	0.248	0.029	0.473
<i>Mugil cephalus</i>	—	—	0.355	—	0.355
<i>Atherinella alvarezi</i>	0.002	0.101	0.004	—	0.108
<i>Diapterus rhombeus</i>	—	—	0.071	—	0.071
<i>Gobionellus oceanicus</i>	—	0.019	0.018	0.003	0.041
<i>Oligoplites saurus</i>	—	—	0.035	—	0.035
<i>Theraps heterospilus</i>	—	—	—	0.025	0.025
<i>Elops saurus</i>	—	—	—	0.013	0.013
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	—	0.012	—	—	0.012
<i>Hemycaranx amblyrhynchus</i>	—	—	0.005	—	0.005
Total	8.956	5.623	9.268	16.474	40.320

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.5.2.3 Variación temporal de la densidad y biomasa de peces

La temporada de lluvias representó el 56.1% de la densidad total (21.73 org/m²); mientras que la época de secas registró la densidad mínima con 43.9% (17.00 org/m²) (Fig. 29A). Las especies que tuvieron máximos valores fueron *C. boleosoma* con 5.442 org/m², *Eleotris pisonis* con 4.810 org/m² y *Gobiomorus dormitor* con 3.124 org/m² en la temporada de lluvias; por otro lado en la temporada de secas la especie de mayor densidad fue *D. maculatus* con 4.721 org/m² (Tabla 11). Mientras que las especies con los mínimos valores fueron *H. amblyrhynchus* y *O. saurus* ambos con 0.005 g/m² en lluvias y *A. rhomboidalis* y *Gobionellus oceanicus* con 0.005 g/m² en secas (Tabla 11).

La biomasa temporal de los peces fue máxima en lluvias con el 55.1% (22.208 g/m²) y el mínimo en secas con el 44.9% (18.114 g/m²) (Fig. 29B). La especie con mayor biomasa en lluvias fue *C. crysos* con 4.524 g/m²; en secas la especie de mayor biomasa fue *M. curema* con 6.359 g/m² (Tabla 12). Mientras que las especies con mínimos valores de biomasa fueron *H. amblyrhynchus* con 0.005 g/m² en lluvias y *Citharichthys spilopterus* con 0.006 g/m² en secas (Tabla 12).

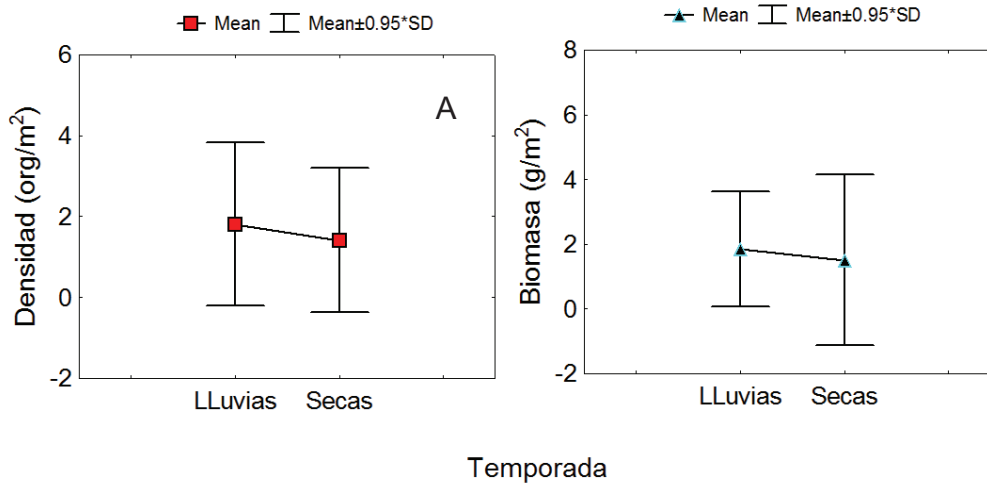


Figura 29. Variación temporal de la densidad y biomasa de peces (media, media \pm SD), Densidad (A), Biomasa (B).

Tabla 11. Distribución temporal de la densidad (org/m²) de peces.

Especies	Lluvias	Secas	Total
<i>Eleotris pisonis</i>	4.810	2.269	7.079
<i>Dormitator maculatus</i>	2.220	4.721	6.941
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	5.442	0.122	5.563
<i>Gobiomorus dormitor</i>	3.124	0.271	3.395
<i>Erotelis smaragdus</i>	2.213	1.031	3.244
<i>Astyanax aeneus</i>	—	2.395	2.395
<i>Gambusia sexradiata</i>	—	1.223	1.223
<i>Micropogonias undulatus</i>	0.092	1.090	1.181
<i>Lutjanus griseus</i>	0.094	1.016	1.110
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.903	0.177	1.079
<i>Syngnathus floridae</i>	0.058	0.888	0.946
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.358	0.524	0.883
<i>Opsanus beta</i>	0.423	0.283	0.706
<i>Cichlasoma urophthalmum</i>	0.078	0.447	0.525

Continuación Tabla 11.

<i>Centropomus paralellus</i>	0.477	0.005	0.483
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.240	0.171	0.411
<i>Caranx crysos</i>	0.383	—	0.383
<i>Caranx hippos</i>	0.383	—	0.383
<i>Mugil curema</i>	0.027	0.151	0.178
<i>Awaous sp.</i>	0.113	0.039	0.152
<i>Lutjanus synagris</i>	0.109	0.023	0.131
<i>Atherinella alvarezi</i>	0.016	0.073	0.089
<i>Strongylura notata</i>	0.024	0.044	0.068
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0.044	0.005	0.050
<i>Theraps heterospilus</i>	0.043	—	0.043
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0.027	0.005	0.032
<i>Mugil cephalus</i>	0.022	—	0.022
<i>Diapterus rhombeus</i>	—	0.016	0.016
<i>Elops saurus</i>	—	0.007	0.007
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	—	0.005	0.005
<i>Oligoplites saurus</i>	0.005	—	0.005
<i>Hemycaranx amblyrhynchus</i>	0.005	—	0.005
TOTAL	21.733	17.001	38.734

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

Tabla 12. Distribución temporal de la biomasa (g/m²) de peces.

Especies	Lluvias	Secas	Total
<i>Mugil curema</i>	0.240	6.359	6.599
<i>Caranx crysos</i>	4.524	—	4.524
<i>Opsanus beta</i>	2.440	0.333	2.773
<i>Caranx hippos</i>	2.656	—	2.656
<i>Strongylura notata</i>	1.605	0.875	2.480
<i>Gambusia sexradiata</i>	—	2.076	2.076

Continuación Tabla 12.

<i>Lutjanus griseus</i>	0.809	1.141	1.949
<i>Cichlasoma urophthalmum</i>	0.562	1.338	1.900
<i>Erotelis smaragdus</i>	0.746	0.968	1.713
<i>Citharichthys spilopterus</i>	1.557	0.006	1.563
<i>Micropogonias undulatus</i>	0.824	0.679	1.503
<i>Eleotris pisonis</i>	0.393	0.951	1.344
<i>Lutjanus synagris</i>	1.116	0.108	1.225
<i>Dormitator maculatus</i>	0.173	1.042	1.214
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.893	0.177	1.070
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	0.685	0.240	0.926
<i>Centropomus paralellus</i>	0.820	0.051	0.872
<i>Awaous sp.</i>	0.583	0.021	0.604
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0.576	0.012	0.588
<i>Syngnathus floridae</i>	0.031	0.532	0.563
<i>Astyanax aeneus</i>	—	0.530	0.530
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0.362	0.151	0.513
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.087	0.386	0.473
<i>Mugil cephalus</i>	0.355	—	0.355
<i>Atherinella alvarezi</i>	0.086	0.022	0.108
<i>Diapterus rhombeus</i>	—	0.071	0.071
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0.021	0.019	0.041
<i>Oligoplites saurus</i>	0.035	—	0.035
<i>Theraps heterospilus</i>	0.025	—	0.025
<i>Elops saurus</i>	—	0.013	0.013
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	—	0.012	0.012
<i>Hemycaranx amblyrhynchus</i>	0.005		0.005
TOTAL	22.208	18.114	40.322

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.5.2.4 Variación de la densidad y biomasa de peces por hábitat

La densidad máxima se registró en el hábitat de VAS con 19.259 org/m²; mientras que la densidad fue mínima en SSSV con 5.096 org/m² (Fig. 30A). Las especies con densidades máximas fueron *D. maculatus* con 5.822 org/m², *G. dormitor* con 3.126 org/m² ambos en VAS; por otro lado, *C. boleosoma* con 5.056 org/m² se presentó en MAN (Tabla 13). Las especies con densidades mínimas fueron: para el hábitat de VAS *A. rhomboidalis* con 0.005, en MAN *O. saurus* con 0.005; y en SSSV *H. ambliirhynchus* y *A. alvarezii* ambos con 0.005 org/m² (Tabla 13).

La biomasa máxima lo registró el hábitat de VAS con 23.562 g/m² y el mínimo valor fue en SSSV con 5.591 g/m² (Fig. 30B). Las especies con mayor biomasa en VAS fue *M. curema* con 6.510 g/m² y *Strongylura notata* con 2.020 g/m² y en MAN *C. crysos* con 4.524 g/m² (Tabla 14). Las especies con biomasa mínimas fueron: *A. alvarezii* y *O. beta*, ambos con 0.002 g/m²; seguido de *H. amblyrhynchus* con 0.005 g/m² en el hábitat de SSSV (Tabla 14).

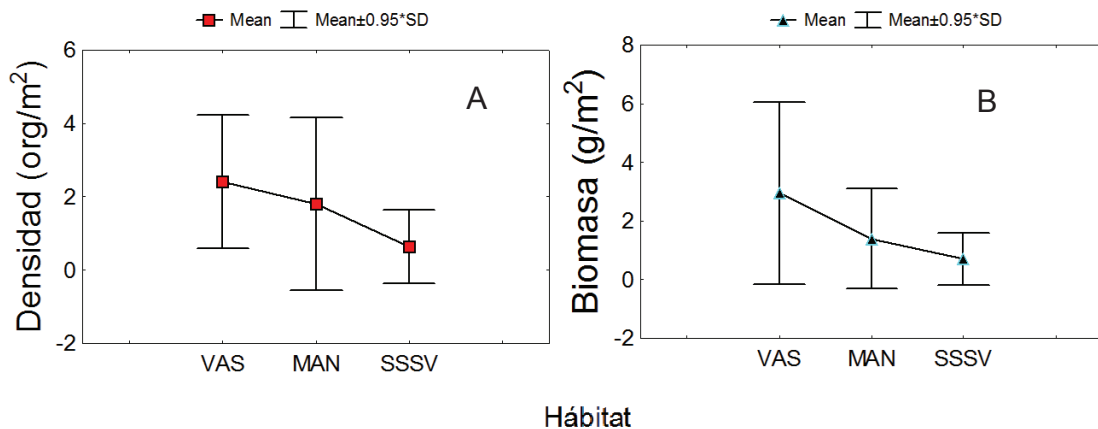


Figura 30. Variación de la densidad y biomasa de peces por tipo de hábitat (media, media ± SD). Densidad (A), Biomasa (B). VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV= sustrato suave sin vegetación.

Tabla 13 . Distribución de la densidad (org/m²) de peces por hábitat.

Especies	VAS	MAN	SSSV	Total
<i>Eleotris pisonis</i>	2.608	2.211	2.260	7.079
<i>Dormitator maculatus</i>	5.822	0.842	0.277	6.941
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0.119	5.056	0.388	5.563
<i>Gobiomorus dormitor</i>	3.126	0.269	-	3.395
<i>Erotelis smaragdus</i>	1.386	1.149	0.709	3.244
<i>Astyanax aeneus</i>	1.092	1.290	0.012	2.395
<i>Gambusia sexradiata</i>	0.403	0.820	-	1.223
<i>Micropogonias undulatus</i>	0.724	0.440	0.017	1.181
<i>Lutjanus griseus</i>	0.794	0.256	0.060	1.110
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.666	0.176	0.237	1.079
<i>Syngnathus floridae</i>	0.553	0.394	-	0.946
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.357	0.185	0.341	0.883
<i>Opsanus beta</i>	0.306	0.389	0.011	0.706
<i>Cichlasoma</i>				
<i>urophthalmum</i>	0.436	0.056	0.033	0.525
<i>Centropomus paralellus</i>	0.129	0.140	0.214	0.483
<i>Eucinostomus</i>				
<i>melanopterus</i>	0.204	0.117	0.089	0.411
<i>Caranx crysos</i>	-	0.383	-	0.383
<i>Caranx hippos</i>	-	-	0.383	0.383
<i>Mugil curema</i>	0.167	0.011	-	0.178
<i>Awaous sp.</i>	0.152	-	-	0.152
<i>Lutjanus synagris</i>	0.086	0.016	0.030	0.131
<i>Atherinella alvarezi</i>	0.013	0.070	0.005	0.089
<i>Strongylura notata</i>	0.022	0.047	-	0.068
<i>Citharichthys spilopterus</i>	0.024	0.025	-	0.050
<i>Theraps heterospilus</i>	0.032	0.011	-	0.043
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0.032	-	-	0.032

Continuación Tabla 13.

<i>Mugil cephalus</i>	-	0.022	-	0.022
<i>Diapterus rhombeus</i>	-	-	0.016	0.016
<i>Elops saurus</i>	-	-	0.007	0.007
<i>Archosargus</i>				
<i>rhomboidalis</i>	0.005	-	-	0.005
<i>Oligoplites saurus</i>	-	0.005	-	0.005
<i>Hemycaranx</i>				
<i>amblyrhynchus</i>	-	-	0.005	0.005
TOTAL	19.259	14.379	5.096	38.734

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la densidad total.

Tabla 14. Distribución de la biomasa (g/m²) de peces por hábitat.

Especies	VAS	MAN	SSSV	Total
<i>Mugil curema</i>	6.510	0.089	-	6.599
<i>Caranx crysos</i>	-	4.524	-	4.524
<i>Opsanus beta</i>	1.967	0.804	0.002	2.773
<i>Caranx hippos</i>	-	-	2.656	2.656
<i>Strongylura notata</i>	2.020	0.459	-	2.480
<i>Gambusia sexradiata</i>	1.240	0.835	-	2.076
<i>Lutjanus griseus</i>	0.349	0.575	1.026	1.949
<i>Cichlasoma</i>				
<i>urophthalmum</i>	1.529	0.302	0.069	1.900
<i>Erotelis smaragdus</i>	1.091	0.564	0.058	1.713
<i>Citharichthys spilopterus</i>	1.557	0.006	-	1.563
<i>Micropogonias undulatus</i>	1.045	0.408	0.050	1.503
<i>Eleotris pisonis</i>	0.990	0.200	0.153	1.344
<i>Lutjanus synagris</i>	0.959	0.089	0.176	1.225
<i>Dormitator maculatus</i>	1.189	0.008	0.018	1.214
<i>Anchoa mitchilli</i>	0.621	0.162	0.287	1.070

Continuación Tabla 14.

<i>Eucinostomus</i>				
<i>melanopterus</i>	0.381	0.350	0.195	0.926
<i>Centropomus paralellus</i>	0.240	0.539	0.093	0.872
<i>Awaous</i> sp.	0.604	-	-	0.604
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	0.020	0.116	0.452	0.588
<i>Syngnathus floridae</i>	0.338	0.225	-	0.563
<i>Astyanax aeneus</i>	0.252	0.262	0.015	0.530
<i>Gobiomorus dormitor</i>	0.474	0.039	-	0.513
<i>Anchoa hepsetus</i>	0.107	0.117	0.249	0.473
<i>Mugil cephalus</i>	-	0.355	-	0.355
<i>Atherinella alvarezi</i>	0.007	0.098	0.002	0.108
<i>Diapterus rhombeus</i>	-	-	0.071	0.071
<i>Gobionellus oceanicus</i>	0.041	-	-	0.041
<i>Oligoplites saurus</i>	-	0.035	-	0.035
<i>Theraps heterospilus</i>	0.019	0.006	-	0.025
<i>Elops saurus</i>	-	-	0.013	0.013
<i>Archosargus rhomboidalis</i>	0.012	-	-	0.012
<i>Hemycaranx</i>				
<i>amblyrhynchus</i>	-	-	0.005	0.005
Total	23.56	11.16	5.59	40.32

Nota. Ordenación en función de mayor a menor valor de la biomasa total.

3.5.3 Diversidad, Equidad y Dominancia de peces

3.5.3.1. Diversidad, Equidad y Dominancia espacial de peces

El valor máximo del índice de diversidad de Shannon, la equidad de Pielou y la dominancia de especies espacialmente se presentó en la localidad 3 con $H' = 2.322$ bits/ind, $J = 0.712$ bits y $D = 0.851$ sp./ind. Por otro lado, los valores mínimos se presentaron en la localidad 1 con $H' = 1.786$ bits/ind, $J = 0.606$ bits y $D = 0.735$ sp./ind (Fig. 31).

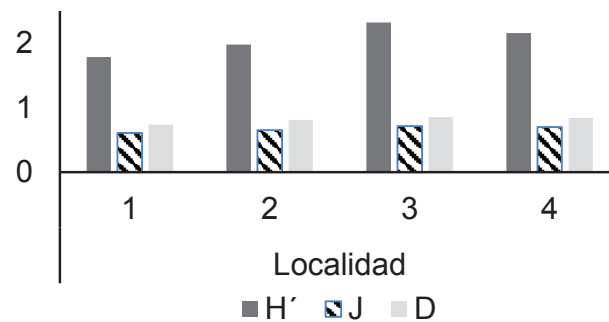


Figura 31. Diversidad espacial de la ictiofauna (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D = Dominancia de Simpson).

3.5.3.2. Diversidad, Equidad y Dominancia temporal de peces

El valor máximo del índice de diversidad de Shannon temporalmente fue en secas con $H' = 2.348$ bits/ind y el mínimo en lluvias con $H' = 2.179$ bits/ind; la equidad de Pielou fue máxima en secas $J = 0.720$ bits y mínima en lluvias $J = 0.661$ bits; de la misma manera la dominancia de Simpson fue mayor en secas con $D = 0.863$ sp./ind y mínimo en lluvias $D = 0.843$ sp./ind (Fig. 32).

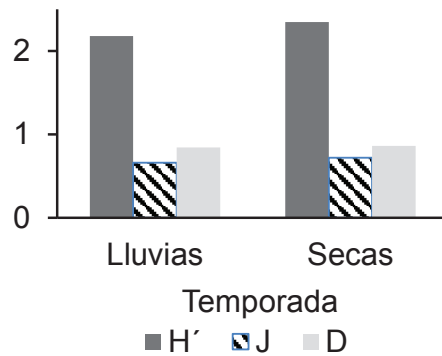


Figura 32. Diversidad temporal de la ictiofauna (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D = Dominancia de Simpson).

3.5.3.3. Diversidad, Equidad y Dominancia de peces por tipo de hábitat

Por tipo de hábitat el índice de diversidad Shannon tuvo su máximo valor en el hábitat de VAS con $H'=2.32$ bits/ind y el mínimo en SSSV con $H'= 1.914$ bits/ind; La equidad de Pielou fue máxima en VAS con $J=0.720$ bits y el mínimo en SSSV con $J=0.650$ bits; la dominancia de Simpson fue máxima en VAS con $D= 0.848$ sp./ind y la mínima lo registró SSSV con $D=0.760$ sp./ind (Fig. 33).

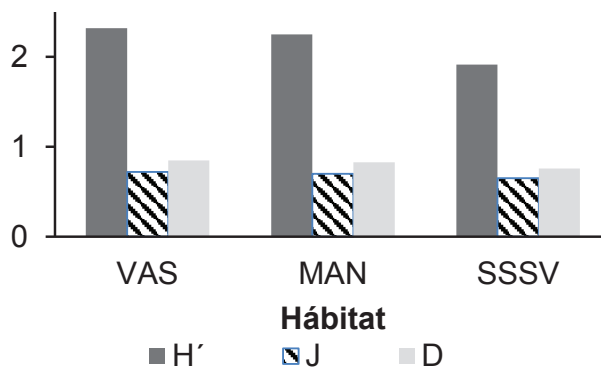


Figura 33. Diversidad de la ictiofauna por tipo de hábitat (H' = Diversidad de Shannon, J = Equidad de Pielou, D = Dominancia de Simpson; VAS= vegetación acuática sumergida, MAN= manglar, SSSV=sustrato suave sin vegetación).

3.5.5. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de peces

3.5.5.1. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la densidad de peces

Por localidad, las especies agrupadas como dominantes en la localidad 1 fueron *E. pisonis*, *Micropogonias undulatus*, *D. maculatus*, *Erotelis smaragdus*, *A. mitchilli*, *G. dormitor* y *Anchoa hepsetus* (Fig. 34A). En la localidad 2 las especies dominantes fueron *D. maculatus*, *E. pisonis*, *G. dormitor*, *E. smaragdus*, *A. hepsetus*, *A. mitchilli*, *O. beta* y *Lutjanus griseus* (Fig. 34B). En la localidad 3 fueron *G. dormitor*, *L. griseus*, *E. pisonis*, *O. beta*, *A. mitchilli*, *A. hepsetus*, *S.floridae*, *Lutjanus synagris*, *C. boleosoma* y *E. smaragdus* (Fig. 34C). Mientras que para la localidad 4 los dominantes fueron *D. maculatus*, *E. pisonis*, *E. smaragdus*, *G. dormitor*, *C. urophthalmum*, *Centropomus paralellus*, *A. hepsetus*, *Eucinostomus melanopterus*, *O. beta* y *S. floridae* (Fig. 34D).

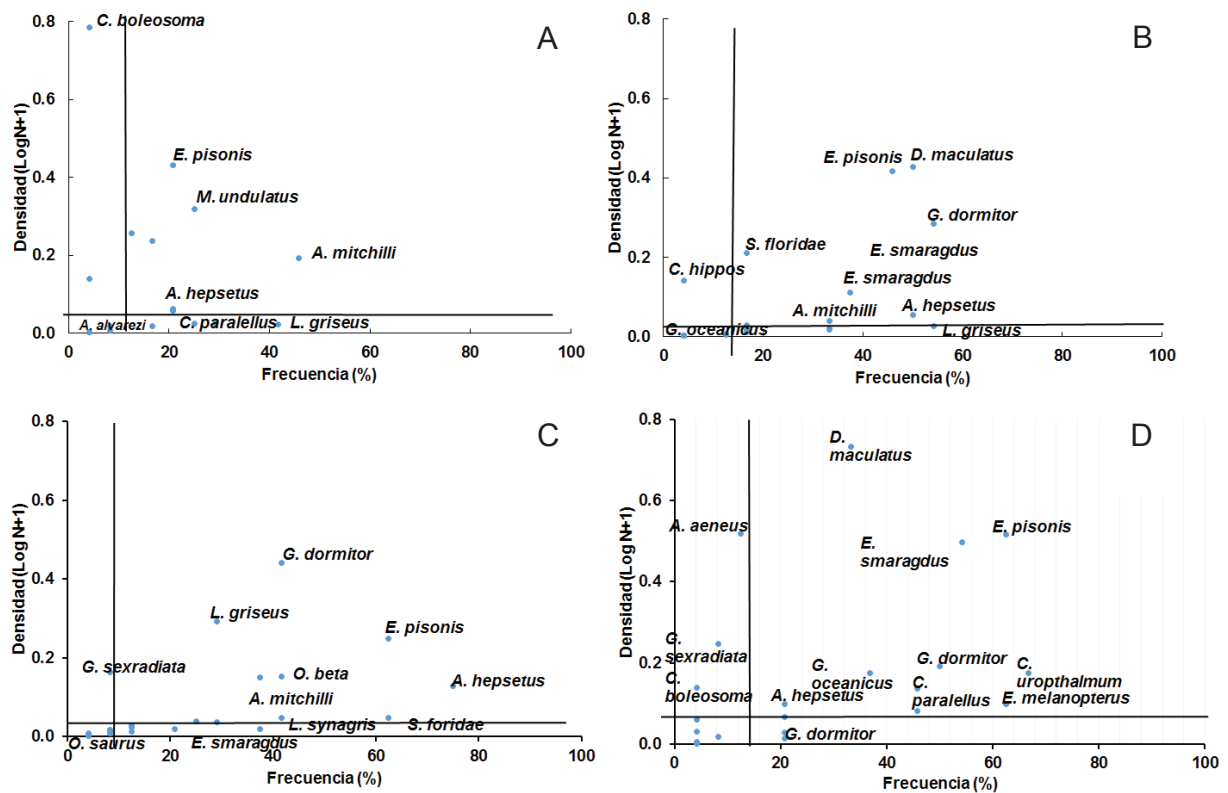


Figura 34. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad espacial de peces (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).

3.5.5.2. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa de peces

Las especies dominantes de acuerdo a su biomasa fueron, para la localidad 1 *E. smaragdus*, *L. griseus*, *M. undulatus*, *A. mitchilli*, *E. pisonis*, *C. paralellus* y *G. dormitor* (Fig. 35A). En la localidad 2 los dominantes fueron *L. griseus*, *E. pisonis*, *D. maculatus*, *M. undulatus*, *A. mitchilli*, *E. smaragdus*, *G. dormitor*, *A. alvarezii* y *E. melanopterus* (Fig. 35B). En la localidad 3 fueron *C. spilopterus*, *O. beta*, *L. synargis*, *A. mitchilli*, *A. hepsetus*, *L. griseus*, *E. melanopterus*, *G. dormitor*, *E. pisonis* y *S. floridae* (Fig. 35C); y para la localidad 4 fueron *S. notata*, *O. beta*, *C. urophthalmum*, *D. maculatus*, *E. smaragdus*, *E. pisonis* y *E. melanopterus* (Fig. 35D).

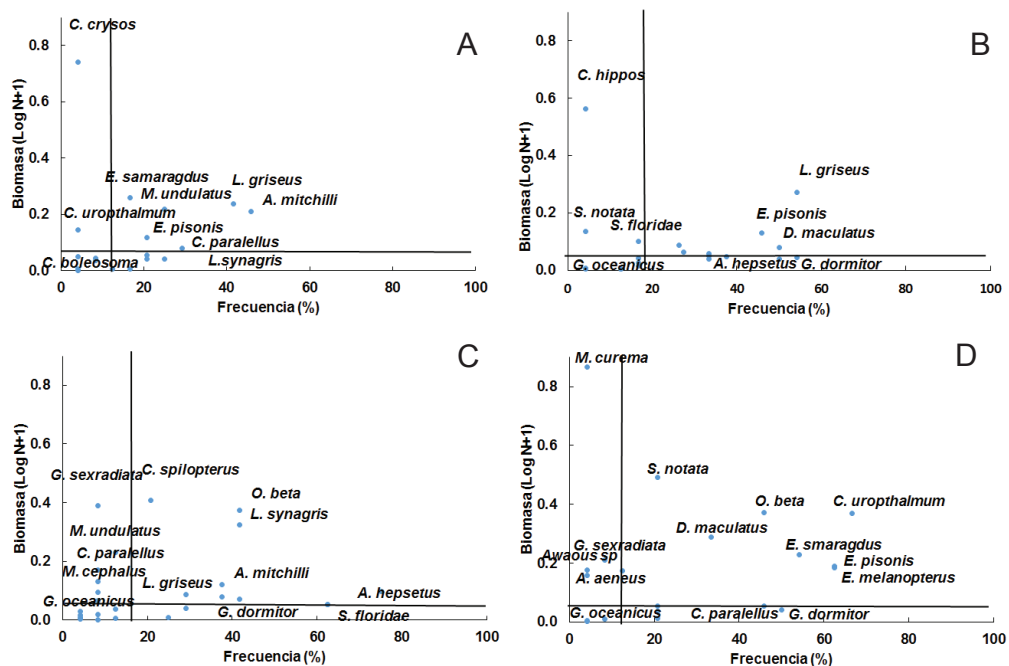


Figura 35. Análisis de gradiente espacial Olmstead-Tukey de la biomasa espacial de peces (A= localidad 1, B= localidad 2, C= localidad 3 y D= localidad 4).

3.5.5.3. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de peces por hábitat

Por tipo de hábitat las especies ordenadas como dominantes en VAS fueron *D. maculatus*, *G. dormitor*, *E. pisonis*, *E. smaragdus*, *Astyanax aeneus*, *L. griseus*, *M. undulatus*, *A. mitchilli*, *S. floridae*, *C. urophthalmum*, *A. hepsetus*, *O. beta* y *E. melanopterus* (Fig. 36A). En el hábitat MAN los dominantes fueron *E. pisonis*, *A. aeneus*, *G. sexradiata*, *M. undulatus*, *S. floridae*, *O. beta*, *G. dormitor*, *L. griseus*, *A. hepsetus* y *A. mitchilli* (Fig. 36B). Para SSSV las especies dominantes fueron *E. pisonis*, *E. smaragdus*, *A. hepsetus*, *D. maculatus*, *A. mitchilli* y *E. melanopterus* (Fig. 36C).

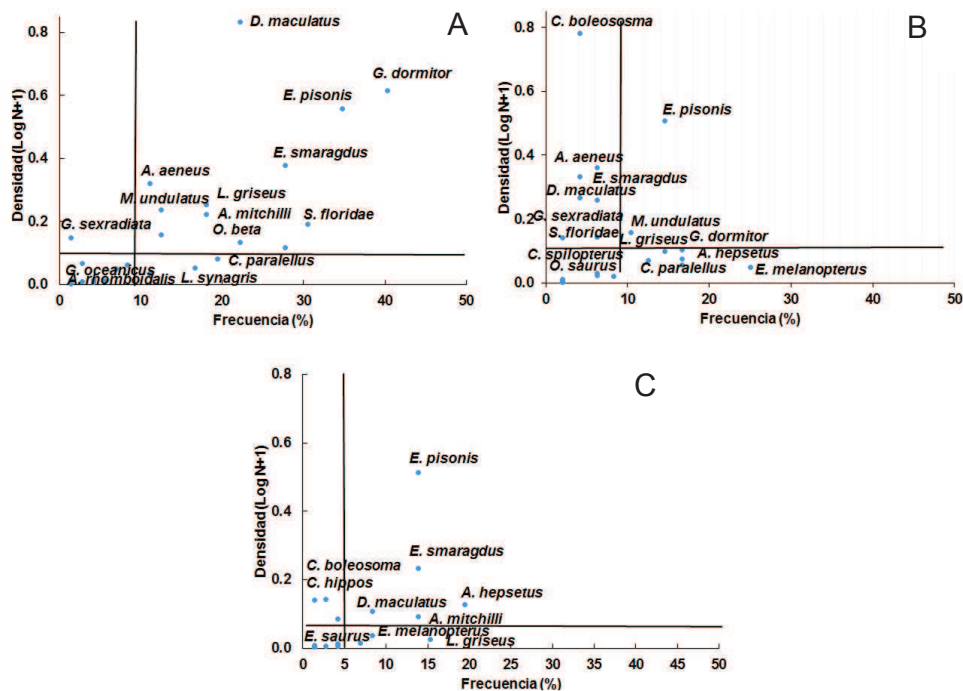


Figura 36. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la densidad de peces por hábitat (VAS=Vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).

3.5.5.4. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de peces por hábitat

Para el hábitat de VAS las especies dominantes fueron *O. beta*, *C. urophthalmum*, *D. maculatus*, *E. smaragdus*, *M. undulatus*, *E. pisonis*, *L. synagris*, *A. mitchilli*, *G. dormitor*, *E. melanopterus*, *L. griseus*, *S. floridae* (Fig. 37A). Para MAN fueron *G. sexradiata*, *O. beta*, *Lutjanus griseus*, *C. paralellus*, *S. notata*, *M. undulatus*, *E. melanopterus*, *C. urophthalmum*, *A. aeneus*, *S. floridae*, *E. pisonis* y *A. mitchilli* (Fig. 37B). Para el hábitat SSSV las especies dominantes fueron *L. griseus*, *A. mitchilli*, *A. hepsetus*, *E. melanopterus*, *E. pisonis* y *C. urophthalmum* (Fig. 37C).

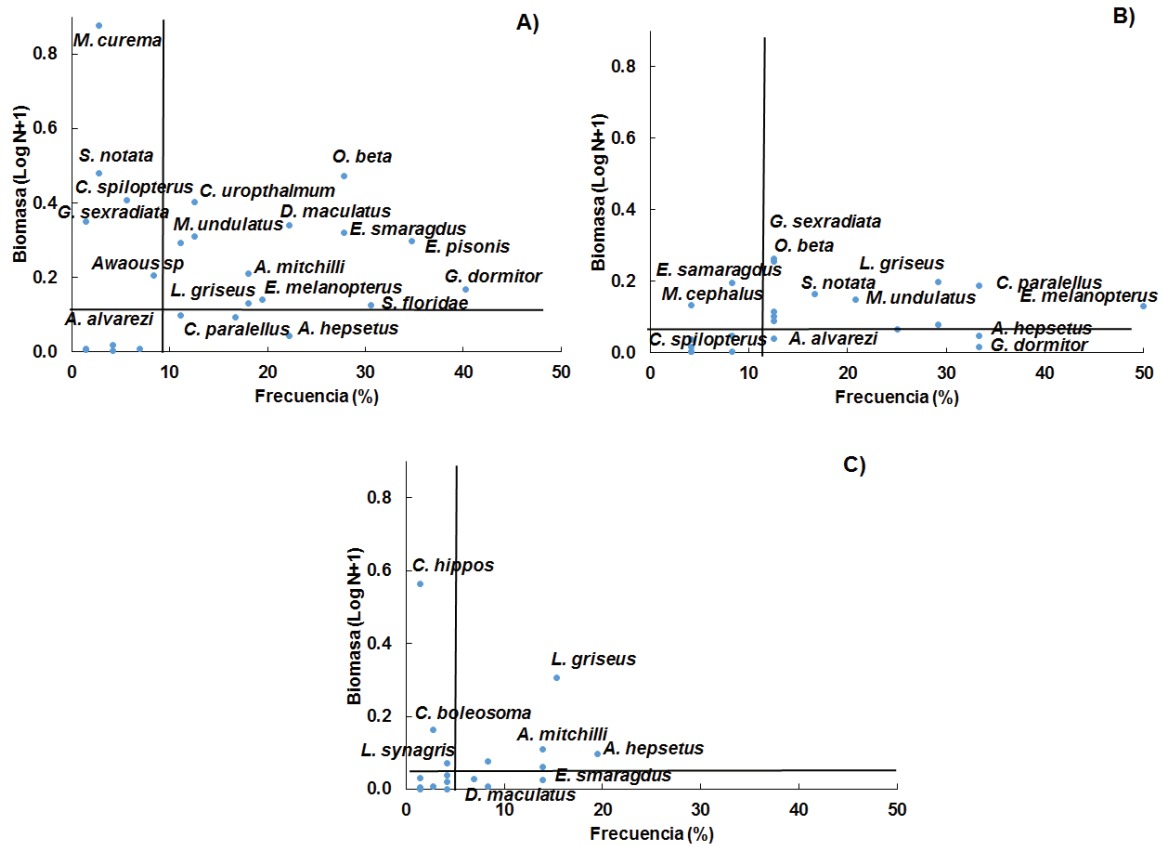


Figura 37. Análisis de gradiente Olmstead-Tukey de la biomasa de peces por hábitat. VAS=vegetación acuática sumergida (A), MAN= manglar (B), SSSV= sustrato suave sin vegetación (C).

3.5.6. Agrupación ambiente- comunidad de peces (ACC)

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de peces por localidades fue explicado en sus dos primeros componentes con un 84.45% de la variación total. Se presentaron dos grupos, el primero formado por la localidad 1 la cual se correlacionó negativamente con los TDS, biomasa de hojas de pastos y %M.O, en este grupo se encontraron las especies *A. mitchilli*, *M. undulatus*, *C. crysos* y *C. boleosoma*; el segundo grupo formado por la localidad 2, 3, 4 constituido por las especies *L. synagris*, *L. griseus*, *O. beta*, *G. dormitor*, *A. hepsetus*, *Awaous sp.*, *G. sexradiata*, *S. floridae*, *C. hippos*, *E. pisonis*, *E. melanopterus*, *M. curema*, *E. smaragdus*, *M. curema*, *D. maculatus*, *C. paralellus*, *C. urophthalmum* y *A. aeneus* (Fig. 38).

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de peces por tipo de hábitat fue explicado en sus dos primeros componentes con un 100% de la variación total. Se presentaron tres agrupaciones, la primera, conformada por el hábitat de VAS y las especies *Awaous sp.*, *M. cephalus*, *G. dormitor*, *D. maculatus*, *C. urophthalmum*, *L. griseus*, *T. heterospilus*, *E. melanopterus*, *A. mitchilli*, *L. synagris*, *S. floridae*, *M. undulatus*, *O. beta*, *A. hepsetus*, *A. aeneus* y *C. spilopterus*; el segundo grupo por el hábitat de MAN y constituido por las especies *G. sexradiata*, *S. notata*, *A. alvarezi*, *C. boleosoma* y *C. crysos*; y el tercer grupo por el hábitat SSSV conteniendo a las especies *E. smaragdus*, *E. pisonis*, *C. paralellus* y *C. hippos* (Fig. 39).

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de peces en las escalas temporal y por tipo de hábitat explicó el 67.59% de la variación total en sus dos componentes. El análisis presentó dos agrupaciones; la primera formada por los hábitat

de VAS, MAN Y SSSV en temporada de secas y conformada por las especies *G. sexradiata*, *A. alvarezii*, *A. aeneus*, *S. floridae*, *M. undulatus*, *S. notata*, *L. griseus*, *C. urophthalmum*, *A. rhomboidalis*, *A. hepsetus*, *D. maculatus* y *M. curema*; el segundo grupo se conformó por los hábitat de VAS, MAN y SSSV en lluvias y se encontraron las especies *G. dormitor*, *Awaous sp.*, *T. heteropilus*, *L. synagris*, *A. mitchilli*, *C. spilopterus*, *E. melanopterus*, *C. paralellus*, *E. smaragdus*, *E. pisonis*, *O. beta*, *C. hippos*, *C. boleosoma* y *E. saurus* (Fig. 40).

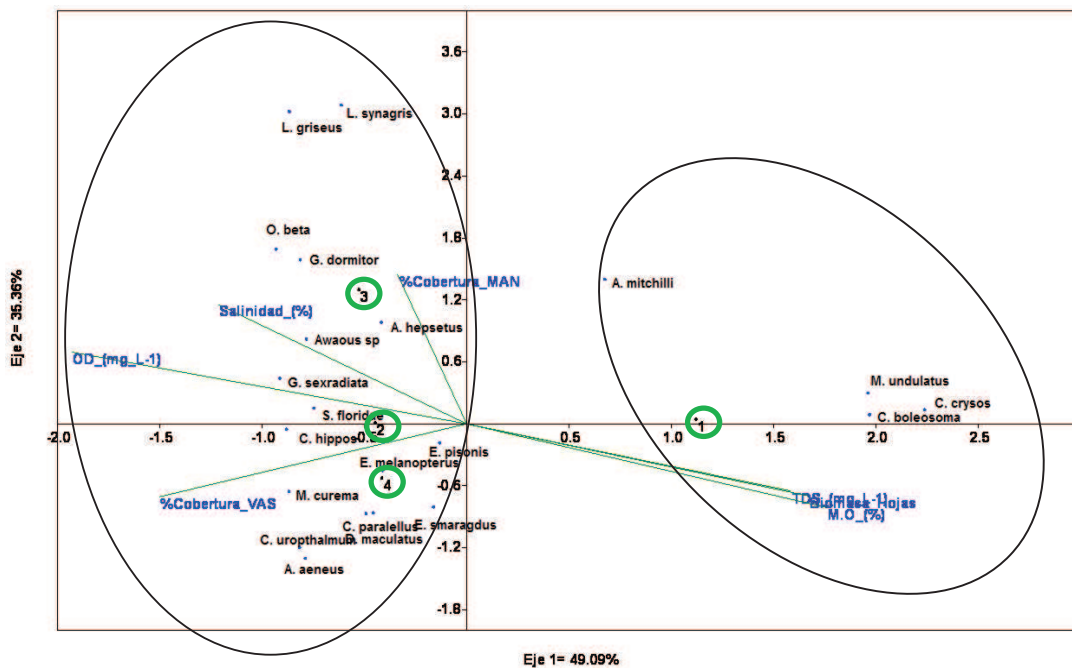


Figura 38. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) espacial de los peces.

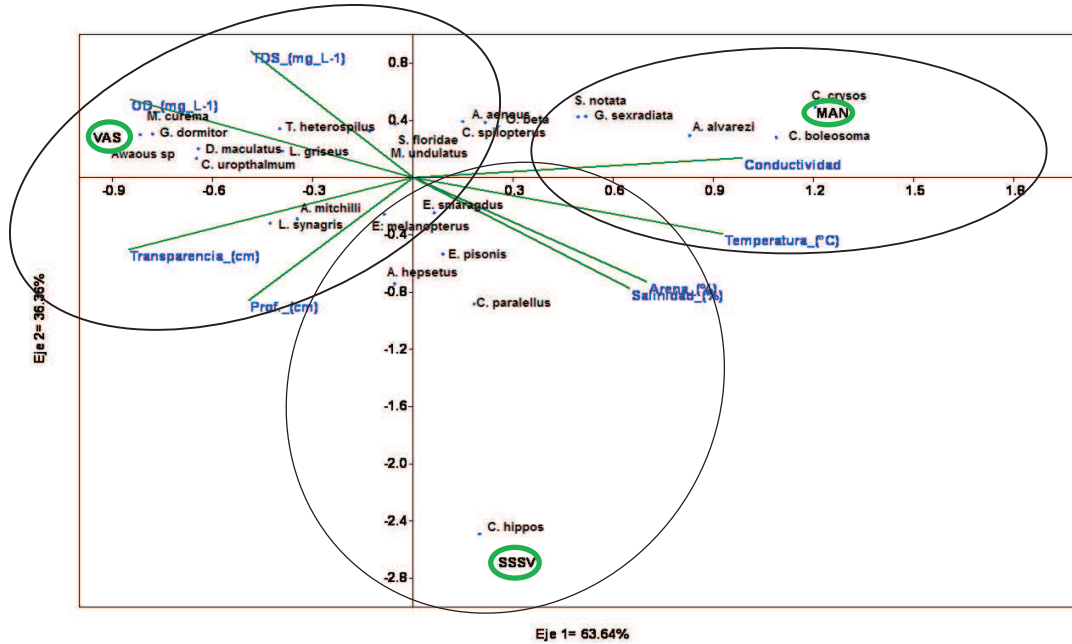


Figura 39. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) de los peces por hábitat.

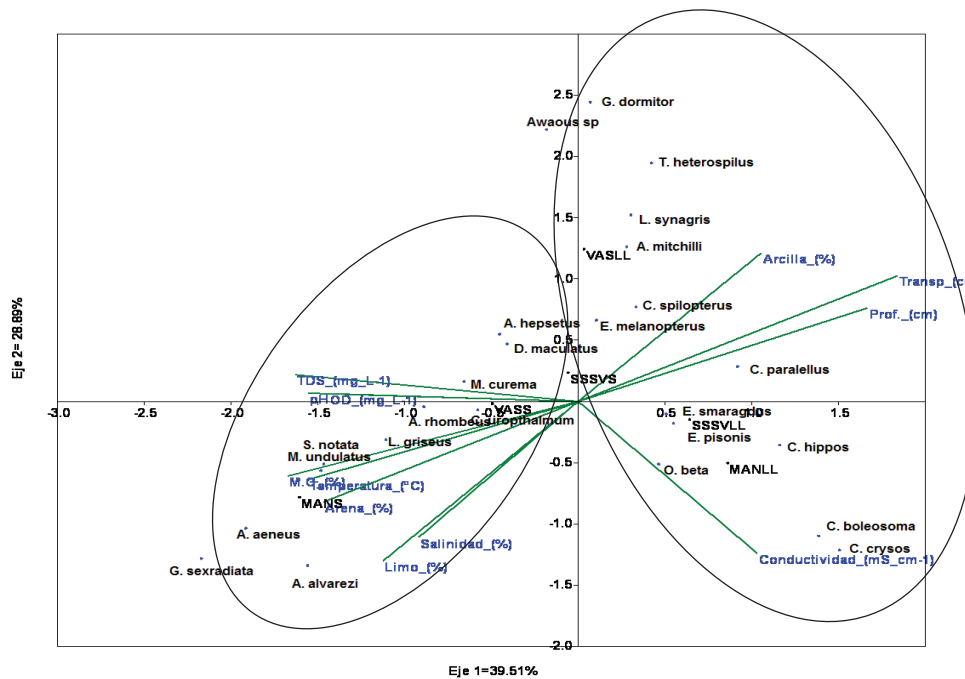


Figura 40. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) temporal y por tipo de hábitat de peces.

4. DISCUSIÓN

4.1. Variación ambiental

En general las localidades y hábitat presentaron buenas condiciones en cuanto a la temperatura, pH, conductividad, con excepción del OD de la localidad 1, la cual obtuvo su valor por debajo del mínimo requerido para la protección de la vida acuática. En contraste, los TDS sobrepasaron los límites máximos permisibles (NOM-001 ECOL, 1996), en las localidades 1 y 2 de ambas temporadas. Esto puede deberse, a que en el punto 1, éste recibe los aportes del arroyo Carrizal, el cual vierte sus aguas a la laguna acarreando una gran cantidad de sólidos disueltos producto del flujo acumulado de sedimentos gruesos (arenas) generados por la erosión del suelo en las cuencas por donde transcurren, estas presentan un grado de perturbación urbana y por actividades agropecuarias, por otro lado, la localidad 2 se encuentra en el canal principal cercano a la boca de la laguna, donde se presentan importantes flujos de intercambio con el agua de mar, por lo que sus sedimentos gruesos se asientan a lo largo de las llanuras de inundación y en las desembocaduras de afluentes (Roper *et al.*, 2010). La heterogeneidad espacial y temporal de la Laguna Mecoacán está principalmente relacionada a la amplia variación de la salinidad, debido a que las áreas con pasto marino, macroalgas, bancos de mejillones y ostiones han disminuido drásticamente y los sustratos suaves sin vegetación son los dominantes en esta laguna (Domínguez *et al.*, 2003).

La agrupación espacial de los parámetros fisicoquímicos, ubicó a la localidad 1 de manera aislada del resto del grupo debido a su alto valor de TDS. Esto podría relacionarse con las descargas fluviales, la dinámica de las masas de agua y por el oleaje causado por el

viento; además el patrón de circulación de las corrientes lagunares ha favorecido el depósito de los sedimentos en la porción centro-occidental de la Laguna Mecocacán (Galavíz-Solis *et al.*, 1987). Un segundo grupo asoció la cobertura del manglar con la localidad 2, y un tercer grupo incluyó a las localidades 3 y 4 con la biomasa de hojas de VAS, el % M.O, y el % de cobertura de VAS, salinidad y el OD, estas localidades se sitúan cerca de la zona de intercambio, donde el flujo de mareas está relacionado con el gradiente hidrostático, determinado por la diferencia de altura entre las masas de agua y por la configuración de la zona (Galaviz- Solis *et al.*, 1987).

El ACP por hábitat, ubicó a la variable de temperatura relacionada con el hábitat MAN, esto podría explicarse debido a que los puntos de registro eran lugares someros, por lo que la temperatura fue mayor en comparación con los otros hábitats. Así también, se atribuye a que la radiación solar que incide en la superficie del agua es absorbida en las primeras capas transformándose en calor (Arocera y Conde, 1999).

Las variables de TDS, OD y transparencia se relacionaron con la VAS, la cual tiene su mayor desarrollo en lugares someros, con aguas claras, alto porcentaje de arenas, y un gradiente de salinidad que permite a las praderas desarrollarse en ambientes con buena visibilidad (Barrios y Gómez, 2001). La especie *Halodule wrightii* es euritérmica y eurihalina (9.0 a 52.5 ups), por ello se encuentra comúnmente en zonas más someras, donde las variaciones de temperatura son más amplias, y tiende a soportar mejor los períodos prolongados de temperatura extremas y de salinidad (Zieman, 1975). En el arreglo temporal, se presentaron dos agrupaciones, una para la temporada de secas donde las localidades se relacionados negativamente con % de arcilla, transparencia, profundidad y conductividad y el segundo grupo para la temporada de lluvias relacionado

las localidades de manera positiva con el pH, OD, TDS, % de arena, salinidad y % MO (Fig. 6).

4.2. Comunidades faunísticas

Cuando se examinó la variación del número de taxa, densidad y biomasa de crustáceos en los hábitat de VAS, MAN y SSSV, en las escalas espacial y temporal se encontró un total de 18 especies de crustáceos decápodos con máximo valor de riqueza en la localidad 3, y la mínima en la localidad 1 con 13 especies, temporalmente el máximo en lluvias con 17 especies, mientras que por hábitat VAS tuvo el máximo valor con 16 seguido de MAN con 15 y por último SSSV con 14 especies respectivamente. Dominguez *et al.*, (2003), reportaron para la misma laguna, un total de 702 decápodos pertenecientes a 19 especies. Algunas de las especies de este estudio, se registraron también en otros sistemas lagunares del Golfo de México, por lo que ocho especies se compartieron en la laguna Madre (Barba, 1999, 2012; Barba *et al.*, 2005), cuatro especies en la laguna Tamiahua (Álvarez *et al.*, 1999; Barba, 2012), cinco especies en la laguna de Alvarado (Raz-Guzman y Soto, 1992; Mejía-Ortíz, López-Mejía y Martínez-Trinidad, 2011) y para la laguna de Términos seis especies compartidas (Sánchez y Raz-Guzman, 1997; Barba *et al.*, 2005; Barba, 2012).

Entre las especies de crustáceos compartidas con otros sistemas del Golfo de México, se encuentran las especies estuarinas como *P. mundusnovus*, *P. pugio*, *P. vulgaris*, *E. depressus* y *P. lacustris* las cuales pertenecen al grupo trófico omnívoro oportunista (Bahar, 1974, McDonald, 1977), la última especie también es considerada detritívoro (Greenway, 1995). Mientras que *C. sapidus* es una especie eurihalina (Sánchez y Raz-

Guzman, 1997; Álvarez, Villalobos y Robles, 2005), el grupo trófico al que pertenecen en etapas juveniles son oportunistas y carnívoros, y los adultos son omnívoros bénticos (Seitz, Knick y Westphal, 2011).

Este menor número de especies se atribuye a la limitada distribución de la vegetación acuática sumergida y a la prevalencia de condiciones oligohalinas y mesohalinas (Domínguez *et al.*, 2003), a comparación de otros sistemas como Laguna de Términos que reporta altas densidades de macrocrustáceos, en particular camarones carideos y peneidos, cangrejos anomuros, braquiuros y peces (Vargas-Maldonado *et al.*, 1981; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1983; Raz-Guzman *et al.*, 1986; Raz-Guzman y Sánchez, 1992; Sánchez *et al.*, 1996; Sánchez, 1997; Sánchez y Raz-Guzman, 1997; Raz-Guzman *et al.*, 2004; Barba *et al.*, 2005; Ramos-Miranda *et al.*, 2005; Guevara *et al.*, 2007).

En cuanto a los peces un total de 32 especies fueron recolectados, especialmente el valor máximo fue en la localidad 3 con 26 especies y el mínimo en la localidad 1 con 19 especies, temporalmente el máximo valor fue en la temporada de lluvias con 27 especies, y por hábitat se capturaron los máximos valores en los hábitat estructurados de VAS y MAN con 25 especies. Algunas de las especies registradas en este estudio se registraron también en otros sistemas lagunares del Golfo de México, por lo que 14 especies se compartieron con la laguna Madre (Barba, 1999), 21 especies en la laguna Tamiahua (Amezcu-Linares y Yáñez-Arancibia, 1980), 21 especies en la laguna de Pueblo Viejo (Castillo-Rivera *et al.*, 2005; 2011; Castillo-Rivera, 1995), 18 especies en la laguna de Alvarado (Reséndez-Medina, 1973), 20 especies en la laguna de Términos (Yáñez-

Arancibia *et al.*, 1993; Vargas-Maldonado *et al.*, 1980), y para la laguna Celestún 15 especies compartidas (Arceo-Carranza *et al.*, 2010).

Entre las especies compartidas de peces con la laguna Mecoaacán se encuentran las especies migrantes marinas como *Anchoa hepsetus*, *Anchoa mitchilli* las cuales son consideradas especies zooplanctívoras (Sierra, Claro y Popova, 1994; Allen, Johnson y Ogburn-Mattews, 1995), *Micropogonias undulatus*, *Diapterus rhombeus* y *Opsanus beta* considerados como carnívoros con tendencia a bentívoros (Sheridan y Trimm, 1983; Santos y Araújo, 1997; Soto, Holt y Rooker, 1998; Gómez-Canchong *et al.*, 2004); *Caranx hippos*, *Oligoplites saurus* y *Cithrarichthys spilopterus* especies piscívoras (Sierra, Claro y Popova, 1994; Lozano y Carrapa, 2000; López-Peralta y Arcila, 2002); *Eucinostomos melanopterus* especie omnívora (Wells, 1984) y *Lutjanus griseus* especie piscívora (Sierra, Claro y Popova, 1994), estas dos últimas también son consideradas anfídomas (Arévalo-Frías y Mendóza-Carranza, 2012; Muñoz, 2012).

Otro grupo estuvo conformado por especies visitantes marinas las cuales fueron *Mugil curema* considerada fitoplanctívora (Randall, 1967; Gómez-Canchong *et al.*, 2004), *Mugil cephalus* especie omnívora (Wells, 1984), y *Elops saurus* considerada piscívora (Sierra, Claro y Popova, 1994) esta última también es considerada como anfídroma.

Y por último aquellas especies con afinidad dulceacuícola como *Dormitator maculatus* los cuales son omnívoros con tendencia a detritívoros (Teixeira, 1994; Winemiller y Ponwith, 1998) y *Centropomus paralellus* los cuales son carnívoros con tendencia a bentívoros (Tonini, Braga y Vila-Nova, 2007), estas dos especies también se consideran anfídomas (Riede, 2004; Arévalo-Frías y Mendóza-Carranza, 2012).

En cuanto a la densidad y biomasa espacialmente, los ambientes constituidos por las bocas y localidades cercanas (localidad 3 y 4), contribuyeron de manera importante en la composición faunística, en la biomasa de decápodos y en la densidad y biomasa de peces.

En la localidad 1 y 3 la densidad y biomasa de crustáceos representó el 40% de la captura. Especialmente la densidad obtuvo sus valores máximos en la localidad 1, especialmente por las especies *Macrobrachium* sp. y *P. mundusnovus*. Esto puede deberse a que la localidad se encuentra cerca de descargas fluviales, por lo que se relaciona con la ecología de esta familia. Estos Palaemonidos habitan en las porciones bajas de los ríos y en las planicies costeras, muestran preferencia por las zonas de poca corriente, cercanas a la orilla en donde buscan refugio de la vegetación riparia; además tienen gran plasticidad en cuanto a tolerancia a factores como oxígeno disuelto temperatura y salinidad; por ello se les puede encontrar en una variedad de cuerpos de agua que van desde ríos, hasta pozas, pantanos, lagos y lagunas costeras (Álvarez, Villalobos y Robles, 2005). Son especies anfídromas, ya que realizan migraciones en los estadios de su ciclo de vida, se desplazan y completan secciones en la ruta migratoria, a través de un gradiente de salinidad del medio acuático (desde el mar hacia estuarios y aguas dulces o viceversa) (McDowall, 2007; García-Guerrero *et al.*, 2013).

Temporalmente en lluvias se obtuvo el máximo valor de densidad de crustáceos en lluvias con 64% y en biomasa en secas con 71%. Esto concuerda con lo reportado para crustáceos en la misma laguna por Domínguez *et al.* (2003), quienes mencionan que la captura máxima de la densidad (61%) fue en la temporada de lluvias y la máxima biomasa en secas (57%). Además, reportaron 19 especies de decápodos, mientras que este estudio reporta 18 especies. El menor número de especies de decápodos en Laguna

Mecoacán, con respecto a otras lagunas costeras del suroccidente del Golfo de México, lo atribuyen a la limitada distribución de la vegetación acuática sumergida y a la prevalencia de condiciones oligohalinas y mesohalinas, donde otros hábitat como los pastos marinos, macroalgas, bancos de mejillones y ostiones han disminuido drásticamente y los sustratos suaves sin vegetación son dominantes (Domínguez *et al.*, 2003).

En el análisis por hábitat, se contabilizaron los máximos valores de densidad para los hábitat MAN con 48% y VAS con 47% (95% en hábitats estructurados), y en biomasa el máximo de crustáceos se presentó en VAS con 59% (92% en hábitats estructurados).

Con respecto a los peces, espacialmente tuvieron su máximo valor de densidad y biomasa en la localidad 4 con el 40% de la captura, mientras que temporalmente el 56% y 55% de la densidad y biomasa fueron para la temporada de lluvias, lo cual se relaciona con los periodos de reclutamiento de las especies (Brown-Peterson, 1988). Algunos artículos mencionan que en esta temporada se encuentra un mayor número de especies ocasionales, las cuales representan en términos de densidad el 69% de peces (Barba, 1999).

Por otro lado, el 49.7% y 58.4% de la densidad y biomasa de peces fueron mayores para el hábitat de VAS, y de manera conjunta los hábitat estructurados sumaron el 86.7 % y 85.5% de la densidad y biomasa de peces. Esta característica de presentar un mayor número de organismos de especies ocasionales es un patrón común para el hábitat de pastos marinos (VAS), los cuales presentan una diversidad elevada de peces e invertebrados (Heck y Weinstein, 1989). Los periodos de reproducción de las especies

estuarino dependientes se lleva a cabo en secas y lluvias, con un ingreso de huevos y larvas que penetran a los estuarios (Subrahmanyam, 1985).

Diversos estudios ha documentado el significado de los máximos valores de riqueza y densidad en comparación de hábitats estructurados vs no estructurados (Glancy *et al.*, 2003; Heck *et al.*, 2003, Shervette, 2013). Nuestro estudio corrobora la idea de que los hábitat estructurados están ocupados por comunidades distintas de investrbrados y peces al contar con altas densidades de estas especies estuarino-dependientes y residentes (Shervette, 2013). Por lo que las especies en las bocas dependen de otras para su refugio a través de cardúmenes de alevinaje (seguridad en número), orientación, o indirectamente por alimentación (Ogburn-Matthews y Alien, 1993).

En la Laguna Mecoacán la VAS y MAN son hábitat estructurados, debido a su complejidad la cual está definida por las características a pequeña escala: tamaño, forma, textura de la superficie y grado de angularidad de un sustrato (ej. Ramificación) y su relación con los espacios intersustratos (ej. Densidad de sustrato) (Gee y Warwick, 1994). Se ha visto que un incremento en la complejidad del hábitat implica un incremento de la diversidad y abundancia de los organismos como resultado de un mayor espacio habitable, un aumento en la variedad de alimento y de superficies útiles para comer (Heck y Orth, 1980, 1988; Orth y Van Monfrans, 1984; Macossay-Cortez *et al.*, 2011); modificación de las condiciones ambientales (Komatsu *et al.*, 1990); y una mayor protección frente a la depredación (Heck y Orth, 1980; Crowder y Cooper, 1982; Rozas y Odum, 1988; Heck y Crowder, 1991; Minello y Zimmerman, 1991; Sánchez, Raz-Guzman y Barba, 1996; Sánchez, 1997; Barba, 1999).

4.3. Relaciones ambiente-comunidades faunísticas

En el ACC espacial, se presentó un primer grupo de crustáceos relacionado con con la localidad 1, y conformado por las especies *P. mundusnovus*, *P. pugio*, y *P. mexicana* de manera negativa con los TDS y positivo con el % de materia orgánica y biomasa de hojas de pastos. Un segundo grupo relacionado con las localidades 2, 3 y 4 con las especies *M. acanthurus*, *L. setiferus*, *A. scabra*, *C. sapidus*, *F. duorarum*, *C. vittatus*, *E. depressus*, *Macrobrachium sp.*, *P. vulgaris*, *C. similis*, *R. harrisi*, *P. lacustris*, y *L. faxoni* relacionados negativamente con el % de la cobertura de MAN y positivamente con el OD, salinidad, y el % de cobertura de VAS. En este grupo los crustáceos dominantes fueron *C. sapidus*, *C. vittatus*, *F. aztecus*, *M. acanthurus*, *Macrobrachium sp.*, *P. mundusnovus*, *P. pugio* y *P. vulgaris*. Las tres últimas especies son camarones carideos palaemonidos, una familia abundante y con una amplia distribución geográfica, habitan desde aguas marinas a aguas dulces, aguas tropicales y templadas; y una gran variedad de sustratos (Holthuis, 1952; Villalobos, 1982; Wicksten, 1983).

De estas tres especies, el crustáceo *P. mundusnovus* y *P. pugio* son las especies más tolerante y resistentes a bajas salinidades (Knwolton y Williams, 1970). La coexistencia de *P. vulgaris* y *P. pugio* en salinidades intermedias, responden a las interacciones depredador-presa, la competencia o las diferencias en el comportamiento más que la tolerancia fisiológica (Thorp y Hoss, 1975).

Las tres especies de palaemonidos y el cangrejo hermitaño *C. vittatus* son considerados especies con amplia distribución no asociados al hábitat (Sánchez *et al.*, 1996; Barba, Raz-Guzman y Sánchez, 2005).

Con respecto a la agrupación por tipo de hábitat, las especies de crustáceos se agruparon en el hábitat de VAS *M. acanthurus*, *C. similis*, *P. vulgaris*, *L. setiferus*, *F. aztecus*,

Macrobrachium sp. y *C. vittatus*, relacionadas negativamente con la transparencia, el OD, TDS y profundidad, otro grupo con MAN con las especies *C. sapidus*, *E. depressus*, *P. pugio*, *P. mundusnovus*, *P. mexicana*, *P. lacustris* y *C. cruentata* relacionada positivamente con la conductividad, y el último grupo asociado a SSV y conformado por una única especie *L. faxoni*, correlacionada negativamente con la temperatura, salinidad, y % de arenas. En esta agrupación se encontraron crustáceos dominantes como *G. cruentata* y *L. setiferus*; estas especies presentan una distribución amplia y son estuarinos dependientes en sus estadíos juveniles así como *C. sapidus* (Williams, 1984; Barba, 1999).

De acuerdo a la densidad y frecuencia de los crustáceos y peces, se presentan tres grupos de distribución en la Laguna Mecoacán. El primer grupo conformado por especies de amplia distribución a la salinidad y asociados a los hábitats VAS y MAN, donde la característica ambientales fueron de ambientes meso-polihalinos, con salinidades homogéneas, mayor cobertura de manglar y de los parches de pastos marinos lo cual reflejó una alta complejidad estructural en estos hábitats.

Los decápodos en su mayoría son organismos de baja movilidad, comparados con los peces, que residen permanentemente en estos sitios (Gore, Gallaher y Wilson, 1981).

El tercer grupo presentó una distribución restringida a ambientes mesohalinos (5- 18 psu) asociados al hábitat; el grupo crustáceos las especies fueron ocasionales (con densidad y frecuencia baja) constituidas por *Panopeus lacustris* en MAN, *A. scabra* en VAS, esto concuerda con el trabajo de Domínguez *et al.* (2003) quienes jerarquizaron estas dos especies como ocasionales; finalmente *L. faxoni* en SSSV esta especie presentó densidades y frecuencias bajas. *L. faxoni* es una especie marina y se distribuye cerca de las bocas (Barba, 1999).

Las especies de crustáceos que contribuyeron con los valores máximos de la biomasa, se relacionaron con capturas de especies de grandes tallas. Donde *C. similis* fue una especie frecuente y *C. sapidus*, una especie dominante que habita los estuarios de Atlántico oeste, y tiene un patrón de distribución amplio no asociado al hábitat (Sánchez *et al.*, 1996; Barba, 1999).

Esta especie ha sido registrada en una variedad de entornos, desde ambientes oligohalino a euhalino, y los tipos de hábitat estuarino y marino, donde ha sido reconocido como presa en la etapa juvenil y depredador superior con diferentes estrategias alimentarias en la etapa adulta (West y Williams, 1986; Dittel *et al.*, 1995). La distribución espacial y temporal restringida a una determinada zona de la laguna, puede deberse a las variaciones estacionales en la salinidad (Sánchez y Raz-Guzmán, 1997).

En peces el primer grupo se conformó por la localidad 1 por las especies *A. mitchilli*, *M. undulatus*, *C. crysos* y *C. boleosoma* y negativamente relacionada con los TDS, y positiva con el % de MO y biomasa de hojas de pasto; un segundo grupo conformados por las localidades 2, 3, y 4 con las especies *L. synagris*, *L. griseus*, *G. oceanicus*, *A. alvarezii*, *O. beta*, *G. dormitor*, *A. hepsetus*, *Awaous* sp., *G. sexradiata*, *S. floridae*, *C. hipos*, *E. pisonis*, *E. melanopterus*, *M. curema*, *E. smaragdus*, *C. urophthalmus*, *A. aeneus*, *S. notata*, *C. paralellus* relacionadas positivamente con las variables, OD, salinidad, cobertura de VAS, y negativamente con el % de cobertura de MAN. Mientras que para los peces los dominantes fueron *G. dormitor*, *S. floridae*. La especie *G. dormitor* es considerada una especie afídroma, esta asciende por los ríos hasta altas montañas, se pueden encontrar en aguas claras, turbias, dulce, salobre o salada, hasta en diversos hábitats (Miller, 2009); y *S. floridae* la cual se pueden encontrar en zonas marinas,

estuarinas, ríos, lagos y cuevas (Taixeira y Musick, 1995); además de ser una especie con preferencia a sustrato con vegetación sumergida (Barba, 1999).

Mientras que por hábitat los peces formaron tres grupos, el primero constituido por el hábitat VAS por las especies *G. dormitor*, *D. maculatus*, *C. urophthalmus*, *L. griseus*, *T. heterosphylla*, *A. mitchilli*, *L. synagris*, *M. undulatus*, *S. floridae*, *O. beta*, *A. aeneus*, relacionado positivamente con el TDS y OD, y negativamente con la transparencia y profundidad, un segundo grupo MAN se constituyó por las especies *G. sexradiata*, *S. notata*, *A. alvarezi*, *C. boleosoma*, *C. crysos* y relacionado positivamente con la conductividad, y el tercer grupo por el SSSV por *E. melanopterus*, *E. smaragdus*, *E. pisonis*, *A. hepsetus*, *C. paralellus*, *C. hipos* relacionados negativamente con la temperatura, salinidad y el % de arenas. Los peces por otra parte, son especies de gran movilidad, cubren todo su desarrollo ontogénico en los estuarios, por lo que se encuentran juveniles y adultos que ingresan en periodos incinérales a VAS.

En los peces las especies dominantes fueron *E. pisonis*, *A. mitchilli*, *A. hepsetus*, *L. griseus*, *D. maculatus*, *C. boleosoma*, *E. melanopterus*, *C. urophthalmum*, *C. paralellus*, estas especies toleran amplios rangos de salinidad, desde aguas totalmente dulce a salina o hipersalina (Darcy, 1980; Robins y Ray, 1986; Whitehead, Nelson y Mongratana, 1988; Cervigón *et al.*, 1992; Martínez-Palacios y Ross, 1992; Keith, Le Bail y Planquette, 2000), otras especies dominantes fueron *E. smaragdus*, *M. undulatus* y *O. beta*, estas por otra parte son de ambiente marino-estuarino, habitan fondos de arena en lagunas costera y estuarios (Robins y Ray, 1986; Yáñez, Lara-Domínguez y Day, 1993).

Las especies de peces frecuentes (con densidades altas y frecuencia baja) como *G. sexradiata* se asociaron a los hábitats de VAS y MAN, se ha encontrado en estudios que

G. sexradiata posee una tolerancia al agua marina, esta especie se encuentra generalmente cerca de las costas donde la vegetación está presente tanto en estanques como en los ríos; se alimenta principalmente de bentos, invertebrados, vegetación asociada (Greenfield y Thomerson, 1997); habita agua dulce y salobre, su temperatura ideal es entre 22 a 26°C (Froese y Pauly, 2004).

La especie *C. crysos* se asoció a MAN, mientras que *C. hippos* a SSSV, de acuerdo al diagrama de Olmsted-Tukey resultaron ser frecuentes, sin embargo hay registro de un organismo por especie. Otros estudios mencionan *C. crysos* es una especie común en el Atlántico occidental (Swaby, Potts y Lees, 1996) y una de las especies más abundantes fuera de Carolina del Sur, EE. UU. (Rountree, 1990). Además es una especie pelágica, sus juveniles tienen afinidad a la comunidad de sargaso (Dooley, 1972).

La especie *C. hippos* son de ambiente costeros y marinos, los adultos prefieren aguas más profundas que los juveniles; habitan arenas, playas, praderas de pastos marinos y arrecifes de poca profundidad (Cervigón *et al.*, 1992; Ospina-Arango, Pardo-Rodríguez y Álvarez-León, 2008).

Los tipos de hábitat que se evaluaron en Laguna Mecoacán fueron: VAS, MAN y SSV, sin embargo existen otros como los bancos de ostión y mejillón. La heterogeneidad ambiental y el tipo de hábitat regulan la distribución, abundancia y diversidad faunística (Barba, 1999). Los tipos de hábitats de VAS y MAN están constituidas por diferentes formas estructurales, esto se refleja en las fuentes de alimento, protección contra la depredación, y todo esto le proporciona un valor al hábitat (Heck y Crowder, 1991).

El valor del hábitat puede ser cuantificado por el incremento de las tasas de crecimiento y reducción de las tasas de mortalidad debida a la depredación (Minello y Zimmerman,

1992). El hábitat de VAS reduce la abundancia de depredadores por el incremento en la turbidez, la densidad de las hojas de los pastos, lo que resulta en que un gran número de juveniles utilicen este hábitat (Heck y Weinstein, 1989; Sogard, Powell y Holmquist, 1989; Sedberry y Carter, 1993).

Por otra parte los manglares proporcionan una estructura donde el riesgo de los invertebrados y peces juveniles se reduce, con el aumento de tamaño los peces cambian su hábitat a marismas, ya que el éxito de forrajeo se reduce en los manglares (debido a la compleja estructura de los bosques de manglar se vuelve restrictiva de forrajeo) y los peces se vuelven menos vulnerables a los depredadores y son capaces de alimentarse con relativa seguridad en marismas abiertos (Laegdsgaard y Johnson, 2001), por lo que el valor del hábitat de VAS y MAN influyeron en la distribución espacial y temporal de la densidad y la biomasa, de los crustáceos y peces juveniles en la Laguna Mecoacán.

Con estos resultados se incrementan los estudios que apoyan la teoría sobre el valor de hábitat que constituyen aquellos hábitats con una mayor o compleja estructura (hábitat estructurados) como lo menciona Heck y Crowder (1991), y con lo cual se cumple con la hipótesis de trabajo que menciona que la diversidad de crustáceos y peces es mayor en hábitat estructurados como la VAS y MAN.

No obstante el recurrente conocimiento sobre el papel de la complejidad del hábitat como uno de los principales estructuradores de los ensambles faunísticos, existe todavía un vacío en el entendimiento de los mecanismos involucrados. Sin embargo, esto es uno de los principales objetivos para la conservación y manejo del ecosistema, aun cuando no existen metodologías disponibles para la comparación de la complejidad entre ecosistemas, y sistemas específicos evaluados cualitativamente o cuantitativamente.

El incremento en la complejidad del hábitat puede acoplarse a las interacciones tróficas y subsecuentemente incrementar la estabilidad del ecosistema, pero esto necesita ser evaluado en futuros estudios (Kovalenko, Thomaz y Warfe, 2012). Algunas tendencias para evaluar la complejidad del hábitat están desarrollándose sobre la aplicación de índices cuantitativos en la mayoría de los hábitats para entender los mecanismos y papeles de la estructura del hábitat. El progreso de los alcances del estudio de la estructura y complejidad del hábitat debe guiarse hacia responder preguntas sobre otros aspectos de los sistemas biológicos como la retención de nutrientes y la estructura trófica y no sólo la abundancia y la diversidad.

5. CONCLUSIONES.

Las variables ambientales de oxígeno disuelto, pH, temperatura, TDS, salinidad, profundidad, transparencia, % de limo, arena y de materia orgánica presentaron diferencias significativas espacial y temporalmente, mientras que por hábitat no se presentaron diferencias.

La vegetación acuática sumergida (VAS) estuvo compuesta *Halodule wrightii*, *Ruppia maritima* e *Hypnea* sp.

El valor máximo de la biomasa de hojas de pastos presentó diferencias significativas temporalmente, con mayor biomasa en secas.

El ACP ambiental presentó dos grupos, uno formado la localidad 1 (boca Carrizal) relacionada negativamente con la variable de TDS, y la segunda agrupación formada por

el resto relacionadas negativamente con el porcentaje de cobertura de MAN y positivamente por el OD, Salinidad, % de cobertura de VAS, biomasa de hojas de pasto y %M.O.

El ACP por tipo de hábitat, y temporada agrupó a los hábitat de manera individual y lo mismo por la temporada de secas y lluvias.

Un total de 8,831 crustáceos fueron registrados con un peso total de 2,587 g; de los cuales 7,562 organismos fueron capturados en VAS, con un peso de 1,671 g; 788 capturados en MAN con un peso de 581 g y para SSSV se capturaron 481 organismos con un peso de 333.9 g.

Los crustáceos estuvieron conformados por un orden, ocho familias, 13 géneros y 18 especies. Espacialmente los taxa estuvieron distribuidos en: Localidad 1) seis familias, ocho géneros y 13 especies; Localidad 2) siete familias, diez género y 15 especies; Localidad 3) ocho familias, 13 géneros y 18 especies, Localidad 4) siete familias, diez géneros, 14 especies (24). Temporalmente, los taxa para lluvias fueron: ocho familias, 12 géneros y 17 especies; mientras que en secas fueron: seis familias, diez géneros y 15 especies

Por hábitat, los taxa estuvieron representados de la siguiente forma: en VAS con siete familias, 11 géneros y 16 especies; en MAN siete familias, 11 géneros y 15 especies y en SSSV fueron siete familias, nueve géneros y 14 especies

Las densidades máximas se registraron en la localidad 1. La especie con máxima densidad fue *Macrobrachium* sp. y *Atya scabra* y *Panopeus lacustris*.

La temporada de lluvias representó el 64.2% de la densidad total.

Las especies con las mayores densidades fueron *Macrobrachium* sp. con 33.385 org/m², *Palaemon mundusnovus* con 11.178 org/m², *Potimirim mexicana* con 11.325 org/m² y *Palaemon pugio* con 9.409 org/m² en la temporada de lluvias; y en secas sólo *Macrobrachium* sp. con 29.649 org/m².

El valor máximo de la biomasa lo registró la temporada de secas con el 71.4% con las especies *Callinectes sapidus* y *Callinectes similis*

La densidad máxima se registró en el hábitat de MAN y la mínima en SSSV La biomasa máxima lo registró el hábitat de VAS y el mínimo valor de biomasa fue en SSSV

El valor máximo de diversidad fue en la localidad 4, y en la temporada de lluvias, mientras que por hábitat fue en MAN.

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de crustáceos espacialmente arrojó dos grupos, un primer grupo relacionado con la localidad 1 y conformado por las especies *P. mundusnovus*, *P. pugio*, y *P. mexicana* y de manera negativa con los TDS y positivo con el % de materia orgánica y biomasa de hojas de pastos, y un segundo grupo relacionado con las localidades 2, 3 y 4 con las especies *M. acanthurus*, *L. setiferus*, *A. scabra*, *C. sapidus*, *F. duorarum*, *C. vittatus*, *E. depressus*, *Macrobrachium* sp., *P. vulgaris*, *C. similis*, *R. harrisi*, *P. lacustris*, y *L. faxoni* relacionados negativamente con el % de la cobertura de MAN y positivamente con el OD, salinidad, y el % de cobertura de VAS.

Por hábitat se conformaron tres grupos. Un primer grupo con especies de crustáceos asociadas con el hábitat de VAS y conformadas por *M. acanthurus*, *C. similis*, *P. vulgaris*, *L. setiferus*, *F. aztecus*, *Macrobrachium* sp. y *C. vittatus*, relacionadas negativamente con la transparencia, el OD, TDS y profundidad, otro grupo con MAN con las especies *C. sapidus*, *E. depressus*, *P. pugio*, *P. mundusnovus*, *P. mexicana*, *P. lacustris* y *C. cruentata* relacionada positivamente con la conductividad, y el último grupo asociado a SSV y conformado por una única especie *L. faxoni*, correlacionada negativamente con la temperatura, salinidad, y % de arenas.

En las escalas temporal y por hábitat, se presentaron dos agrupaciones, la primera conformado por VAS, MAN y SSSV en secas, las cuales estuvieron conformada por las especies *G. cruentata*, *P. lacustris*, *E. depressus*, *P. pugio*, *P. mundusnovus*, *L. faxoni*, *C. sapidus* y *C. vittatus* y tuvieron una relación positiva con la salinidad, temperatura materia orgánica, TDS, OD y negativamente con el % de arcilla, y una segunda formada por los hábitats VAS, MAN y SSSV en lluvias y constituido por las especies *F. durorarum*, *P. vulgaris*, *M. acanthurus* y *A. scabra* se relacionaron positivamente con el % de limo y negativamente con la profundidad y transparencia.

Un total de 4,420 peces fueron registrados con un peso total de 4,575 g; de los cuales 2,830 peces estuvieron en VAS con un peso de 2,481 g; 709 peces en MAN con un peso de 1,019 g y 926 organismos en SSSV con un peso de 1,075 g.

La ictiofauna quedó conformada por 11 órdenes, 19 familias, 28 géneros y 32 especies. Especialmente los taxa fueron: Localidad 1) seis órdenes, 13 familias, 17 géneros y 19 especies; Localidad 2) siete órdenes, 15 familias, 19 género y 21 especies; Localidad 3)

nueve órdenes, 16 familias, 23 géneros y 26 especies, Localidad 4) diez órdenes, 15 familias, 21 géneros, 22 especies.

El valor máximo de diversidad de peces espacial fue en la localidad 3, temporal en secas y por hábitat en VAS.

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de peces espacial, presentó dos grupos, el primero formado por la localidad 1, correlacionada negativamente con los TDS, biomasa de hojas de pastos y %M.O, en este grupo se encontraron las especies *A. mitchilli*, *M. undulatus*, *C. crysos* y *C. boleosoma*.

Un segundo grupo formado por la localidad 2, 3, 4 con las especies *L. synagris*, *L. griseus*, *O. beta*, *G. dormitor*, *A. hepsetus*, *Awaous* sp., *G. sexradiata*, *S. floridae*, *C. hippos*, *E. pisonis*, *E. melanopterus*, *M. curema*, *E. smaragdus*, *M. curema*, *D. maculatus*, *C. paralellus*, *C. urophthalmum* y *A. aeneus*.

El ACC de la correlación del gradiente ambiental con la densidad de peces por tipo de hábitat presentó una primera agrupación conformada por el hábitat de VAS y las especies *Awaous* sp., *M. cephalus*, *G. dormitor*, *D. maculatus*, *C. urophthalmum*, *L. griseus*, *T. heterospilus*, *E. melanopterus*, *A. mitchilli*, *L. synagris*, *S. floridae*, *M. undulatus*, *O. beta*, *A. hepsetus*, *A. aeneus* y *C. spilopterus*; el segundo grupo por el hábitat de MAN y constituido por las especies *G. sexradiata*, *S. notata*, *A. alvarezi*, *C. boleosoma* y *C. crysos*; y el tercer grupo por el hábitat SSSV conteniendo a las especies *E. smaragdus*, *E. pisonis*, *C. paralellus* y *C. hippos*.

Se corrobora y confirma la hipótesis sobre el valor de hábitat que constituyen los hábitat estructurados reportando una mayor diversidad y densidad de crustáceos y peces en VAS y MAN.

La complejidad del hábitat es uno de los principales estructuradores de los ensambles faunísticos, aunque todavía existen vacíos en el entendimiento de los mecanismos involucrados. Sin embargo, esto es importante para la conservación y manejo del ecosistema.

El progreso de los alcances del estudio de la estructura y complejidad del hábitat debe guiarse hacia responder preguntas sobre otros aspectos de los sistemas biológicos como la retención de nutrientes y la estructura trófica y no sólo la abundancia y la diversidad.

6. LITERATURA CITADA

Allen, D.M., Johnson, W.S. y Ogburn-Matthews, V. 1995. Trophic relationships and seasonal utilization of salt-marsh creeks by zooplanktivorous fishes. *Environ. Biol. Fish.* 42(1):37-50.

Álvarez, F., J.L. Villalobos–Hiriart y R. Robles. 2005. Crustáceos. *In* Biodiversidad del estado de Tabasco, Cap. 8, J. Bueno, F. Álvarez y S. Santiago (eds.). Instituto de Biología, UNAM/Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F. p. 177–194

Álvarez, F., Villalobos, J.L., Rojas, Y. y Robles, R. 1999. Listas y comentarios sobre crustáceos decápodos de Veracruz, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 70(001).

Álvarez-Cadena, J., y Flores-Coto, C., 1981. Clave para la identificación de familias de larvas de peces de la Laguna de Términos, Campeche, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. UNAM. p.13.

Arceo-Carranza, D., Vega-Cendejas, M.E., Montero-Muñoz, J.L. y Hernández-de Santillana, M.J. 2010. Influencia del hábitat en las asociaciones nictimerales de peces en una laguna costera tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 823-837.

Arévalo-Frías, W y Mendoza-Carranza, M. 2012. Larvas y juveniles de peces en ambientes estuarinos de la Reserva de la Biosfera Pantanos de Centla y su zona costera adyacente, En: Sánchez, A.J., Chiappa-Carrara, X. y Brito, P.R. Recursos acuáticos costeros del sureste, Volumen II. 242-269 p.

Arévalo-Frías, W., 2008. Hábitats críticos para el reclutamiento de larvas planctónicas de peces en el delta Grijalva –Usumacinta. El Colegio de la Frontera Sur, p. 73.

Bahr, L. M. 1974. Aspects of the structure and function of the intertidal oyster reef community in Georgia. Ph.D. Dissertation, University of Georgia, Athens, Georgia.

Barba, E., Juárez-Flores, J., y Estrada-Loreto, F., 2010. Distribución y abundancia de crustáceos en Humedales de Tabasco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, pp. 153-163.

Barba, E.M. 2012. Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the gulf of Mexico and Caribbean Sea, *Rev. Biol. Trop*, 60(3): 1161-1175.

Barba, E.M., Raz-Guzmán, A. y Sánchez, A.J. 2005. Distribution patterns of estuarine caridean shrimps in the southwestern Gulf of Mexico, *Crustaceana*, 78(6): 709-726.

Barba, M.E. 1999. Variación de la densidad y la biomasa de peces juveniles y decápodos epibénticos de la región central de Laguna Madre, Tamaulipas. *Hidrobiológica*, 9(2), pp. 103-116.

Barba, M.E., 1992. Comunidad de crustáceos y peces de Laguna Madre, Tamaulipas. I. Crustáceos epibénticos y peces juveniles de la región sur-central. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 55p.

Barba, M.E., 1995. Distribution patterns of caridean (Crustacea: Decapoda) of Laguna Madre, Tamaulipas and Laguna de Terminos, Campeche in the southwestern Gulf of Mexico. . UNAM.

Barba, M.E., 2012. Faunistic analysis of the caridean shrimps inhabiting seagrasses along the NW coast of the Gulf of Mexico and Caribbean Sea. *Rev. Biol. Trop.* 60(3), pp. 1161-1175.

Barrios, L.M. y Gómez, D.I. 2001. Estado de las Praderas de Pastos Marinos, Informe del Estado de los Ambientes Marinos y Costeros en Colombia, p 51.

Bauer, R.T. 1985. Diel and seasonal variation in species composition and abundance of caridean shrimps (Crustacea, Decapoda) from seagrass meadows on the north coast of Puerto Rico. *Bull. Mar. Sci.*, 36: 150-162.

Beck, M.W., Heck Jr, K.L., Able, K.W., Childers, D.L., Eggleston, D.B., Gillanders, B.M., Halpern, B., Hays, C.G., Hoshino, K., Minello, T.J., Orth, R.J., Sheridan, P.F. y Weinstein, M.P. 2001. . The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *BioScience*, 51: 633-641.

Bohórquez-Herrera, J. 2009. Ecomorfología alimentaria de algunas especies de peces asociadas a fondos blandos, Tesis, Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, pp 108.

Bunt, J.S., 1982. Studies of mangrove litter fall in tropical Australia. Primary productivity and Trophic Dynamics. En: B.F. Clough (ed.). *Mangrove ecosystems in Australia*. Aust. Inst. of Mar. Sci. Aust. Univ. Press, Canberra, Australia, Londres, Miami, pp. 223-237.

Castillo- Rivera, M. 2013. Influence of Rainfall Pattern in the Seasonal Variation of Fish Abundance in a Tropical Estuary with Restricted Marine Communication, *Journal of Water Resource and Protection*, 5, pp. 311-319.

Castillo- Rivera, M., Zárate-Hernández, R. y Ortiz-Burgos, S. 2005. Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando, *Hidrobiológica*, 15(2),pp. 227-238.

Castillo-Rivera, M., Ortiz-Burgos, S. y Zárate-Hernández, R., 2011. Estructura de la comunidad de peces estuarinos en un hábitat con vegetación sumergida: variación estacional y nictémera. *Hidrobiológica*, 21(3), pp. 311-321.

Castillo-Rivera, M., Zárate- Hernández, R. y Sanvicente-Añorve, L., 2003. Fish diversity patterns in Pueblo Viejo, Veracruz, México. *Hidrobiológica*, 13(4), pp. 289-298.

Castillo-Rivera, M., Zárate, R. y Ortiz, S. 2005. Variación nictímera y estacional de la abundancia, riqueza y especies dominantes de peces, en un ambiente salobre de sustrato blando, *Hidrobiológica*, 15(2): 227-238.

Castro-Aguirre, J.L., Espinoza-Pérez, H. y Schmitter-Soto, J.J. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México, p. 623.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G. y Rodriguez, B. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Rome. 513 p.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robaina, G. y Rodriguez, B. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Rome. 513 p. Preparado con el financiamiento de la Comisión de Comunidades Europeas y de NORAD.

Chace, F. J., 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology*, 98, pp. 1-179.

Contreras, E.F., 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Eco-desarrollo, Secretaría de Pesca, México. p. 253.

Corona, A., Soto, L.A. y Sánchez, A.J. 2000. Epibenthic amphipods abundance and pink shrimp *Farfantepenaeus duorarum* predation efficiency in habitats with differential physical complexity. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 253: 33-48.

Crowder, L.B. y Cooper, W.E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 109: 1802-1813.

Cruz, R.A. 1999. Moluscos de manglar: especies de importancia comercial con posibilidades de manejo. *En: Ammour, T., Imbach, A., Suman, D. y Windevoxhel, N (Eds). Manejo Productivo de Manglares en América Central. Serie Técnica No.7, CATIE, Costa Rica.* 252-261 p.

Darcy, G.H. 1980. Comparison of ecological and life history information on gobiid fishes, with emphasis on the south-eastern United States. *NOAA Tech. Mem.* 53 p

Dawes, C.J., Phillips, R.C. y Morrinson, G. 2004. Seagrass Communities of the Gulf Coast of Florida: Status and Ecology. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission Fish and Wildlife Research Institute and the Tampa Bay Estuary Program. St. Petersburg, FL. iv + 74 pp.

Díaz-Ruiz, S., Cano-Quiroga, E., Aguirre-León, A. y Ortega-Bernal, R. 2004. Diversidad, abundancia y conjuntos ictiofaunísticos del sistema lagunar-estuarino Chantuco-Panzacola, Chiapas, México. *Rev. Biol. Trop.* 52(1): 187-199.

Dittel, A.I., Epifanio, C.E. y Lizano, O., 1991. Flux of Crab Larvae in a Mangrove Creek in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 32, pp. 129-140.

Dittel, A.I., Epifanio, C.E., Cifuentes, L.A. y Kirchman, D.L., 1997. Carbon and nitrogen sources for shrimp postlarvae fed natural diets from a tropical mangrove system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45, pp. 629-637.

Dittel, A.I., Hines, A.H., Ruiz, G.M. y Ruffin, K.K. 1995. Effects of Shallow water refuge on behavior and density- depend mortality of juvenile blue crabs in Chesapeake Bay. *Bulletin of Marine Science* 57: 902-916.

Domínguez, J.C., Sánchez, A.J., Florido, R. y Barba, E., 2003. Distribución de macrocrustáceos en Laguna Mecoacán, al sur del Golfo de México. *Hidrobiología*, 13, pp. 127-136.

Dorenbosch, M., Van Riel, M.C., Nagelkerken, I. y Van der Velde, G. 2003. The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 60, pp. 37-48.

Duke, N.C., 1992. Mangrove floristics and biogeography. In: Robertson, A.L. y D.M. Alongi. *Coastal and Estuarine Studies: Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, pp. 63-100.

Flores, A., Sánchez, A.J. y Soto, L.A., 1996. Distribución de camarones (Decapoda: Penaeidae) en una laguna costera tropical del Suroccidente del Golfo de México. *Avicennia* 4/5, pp. 1-12.

Fourqurean, J.W., Willsie, A., Rose, C.D. y Rutten, L.M. 2001. Spatial and temporal pattern in seagrass community composition and productivity in south Florida. *Mar. Biol.* 138: 341-354.

Froese, R. y Pauly, D. Editors. 2004. Fishbase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (02/2015)

Galavíz, S.A., Gutiérrez, E.M. y Castro, A.R. 1987. Morfología, sedimentos e hidrodinámica de las Lagunas Dos Bocas y Mecoacán Tabasco, México. *Análes del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 14(2): 109-123.

García-Cubas, A., Escobar, D. F., González, A. L. y Reguero M., 1990. Moluscos de la Laguna Mecoacán, Tabasco, México: Sistemática y Ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. Universidad Nacional Autónoma de México 17(1), pp. 1-30.

García-Guerrero, M.U., Becerril-Morales, F., Vega-Villasante, F. y Espinosa-Chaurand, D. 2013. Los langostinos del género *Macrobrachium* con importancia económica y pesquera en América Latina: conocimiento actual, rol ecológico y conservación. *Lat. Am. J. Aquat. Res*, 41(4): 651-675.

García-Sanz, S. 2009. Patrones de colonización de peces y macroinvertebrados juveniles en diferentes hábitats submareales. Memoria de Investigación, Universidad de las Palmas de Gran Canaria, Facultad de Ciencias del Mar, pp 29.

Gee, J.M. y Warwick, R.M. 1994. Metazoan community structure in relation to the fractal dimensions of marine macroalgae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 103:141-150.

Gilmore, R.G. 1987. Subtropical-tropical seagrass communities of the southeastern United States: fishes and fish communities. Pp. 117–137 in Durako, M.J.,

R.C. Phillips, and R.R. Lewis III (eds.), *Proceedings of the Symposium on Subtropical-Tropical Seagrasses of the Southeastern United States*. Florida Marine Research Publications No. 42. Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, Florida. 209 pp.

Gocke, K., Cortés, J. y Murillo, M. 2001. The annual cycle of primary productivity in a tropical estuary: The inner regions of the Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 2: 289-306.

Gómez-Canchong, P., Manjarrés, L. M., Duarte, L.O. y Altamar, J. 2004. Atlas pesquero del area norte del Mar Caribe de Colombia. Universidad del Magdalena, Santa Marta. 230 p.

Gore, R.F., Gallaher, E.E. y Wilson, K.A. 1981. Studies of Decapod Crustacea from the Indian River region of Florida. XI. Community, composition, structure, biomass and species-area relationships of seagrass and drift algae-associated macrocrustacean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 12: 485-508.

Greenfield, D.W. y Thomerson, J.E. 1997. Fishes of the continental waters of Belize. University Press of Florida, Florida. 311 p.

Greening, H.S. y Livingston, R.J. 1982. Diel variation in the structure of seagrass-associated epibenthic macroinvertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series* 7:147–156.

Greenway, M. 1995. Trophic relationships of macrofauna within a Jamaican seagrass meadow and the role of the echinoid *Lytechinus variegatus* (Lamarck). *Bulletin of Marine Science*, 56: 719-739.

Guevara, E., Sánchez, A.J., Mascaró, M. y Brito, R. 2007. Asociación trófica de peces distribuidos en vegetación acuática sumergida en Laguna de Términos, sur del Golfo de México, *Universidad y Ciencia*, 23(2): 151-166.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T. y Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontological Electronica* 4(1): 9pp.

Harnoll, R.G. 1965. Notes on the marine grapsid crabs of Jamaica. *Proceedings of the Linnean Society of London*, 176: 113-147.

Heald, E. J. y Odum, W. E., 1970. The contribution of mangroves swamps to Florida Fisheries. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 22, pp.130-135.

Heck, K.L.Jr. y Crowder, B. 1991. Habitat structure and predator-prey interactions in vegetated aquatic system. *En: Bell, S.S., MaCoy, E.D. y Mushinsky, H.R (Eds.). Habitat Structure: The Physical Arrangement of Objects in Space.* Chapman y Hall, London, pp 281-239.

Heck, K.L.Jr. y Orth, R.J. 1980. Seagrass habitat the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblage. *Estuarine Perspective*: 449-464.

Heck, K.L.Jr. y Weinstein, M.P. 1989. Feeding habits of juvenile reef fishes associated with Panamanian seagrass meadow. *Bull. Mar. Sci.* 45: 629-636.

Heck, K.L.Jr. y Weinstein, M.P. 1989. Fishes and Decapod Crustaceans of Cape Cod seagrass meadows: species composition, seasonal abundance patterns and comparison with unvegetated substrates. *Estuaries* 12(2): 59-65.

Holthuis, L. B. 1950. Preliminary descriptions of twelve new species of palaemonid prawns from american waters (Crustacea Decapoda). Proceedings Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen 53: 93-99.

Holthuis, L.B. 1949. Note on the species of Palaemonetes (Crustacea Decapoda) found in the United States of America. Proceedings van de Koninklijke Nederlandsche Akademie van Wetenschappen, 52: 87–95.

Holthuis, L.B. 1951. A general revisión of the Palaemonidae (Crustacea Decapoda Natantia) of the Americas. I. The subfamilies Euryrhychinae and Pontoniinae, p. 1-63.

Holthuis, L.B. 1952. A general revisión of the Palaemonidae (Crustacea Decapoda Natantia) of the Americas. II. The subfamily Palaemoninae, p. 1-55.

Jagtap, T.G., Komarpant, D.S. y Rodrigues, R.S., 2003. Status of a seagrass ecosystem: an ecological sensitive wetland habitat from India. Wetlands, 23, pp. 161-170.

Jiménez, J.A. 1994. Los Manglares del Pacífico Centroamericano. EFUNA, Heredia, Costa Rica. 352 p.

Keith, P., Le Bail, P.Y. y Planquette, P. 2000. Atlas des poissons d'eau douce de Guyane. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. *Collection Patrimoines Naturels*, 43(1): 286p.

Klute, A., 1986. Methods of soils analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. 2ª edición. Madison, Wisconsin, EUA, pp. 1188.

Kovalenko, K., Thomaz S., y Warfe D. 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia* 685: 1-17.

Krebs, C.J., 1989. Ecological methodology. Harper Collins Publishers. New York., pp. 654.

Lacerda, L.D. y Schaeffer N.Y., 1999. Mangroves of Latin America: The need for conservation and sustainable utilization. 5-8 p. En: Yáñez-Arancibia, A. y A.L. Lara-Domínguez (eds). Ecosistemas de manglar en América tropical. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA.

Laegdsgaard, P. y Johson, C. 1995. Mangrove habitats as nurseries: unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 126: 67-81.

Laegdsgaard, P. y Johson, C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats?, *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 257: 229-253.

Lankford, R.R., 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: M. Wiley (ed.). Estuarine Processes, Circulation, Sediments and Transfer of Materials in the Estuary. Academic Press, Inc., Nueva York, 2, pp. 182-215.

Larkum, A. W. D., Orth, R. J. y Duarte, C. M., 2006. *Seagrass: biology, ecology and conservation*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 691.

Lefebvre, L.W., T.J. O'Shea, G.B. Rathbun, y R.C. Best. 1989. Distribution, status, and biogeography of the West Indian Manatee. Pp. 567–610 in Woods, C.A. (ed.), *Biogeography of the West Indies: Past Present, and Future*. Sandhill Crane Press, Gainesville, Florida. 878 pp.

Little, M.C., Reary, P.J. y Grove, S.J. 1988. The fish community of an east African mangroves creek. *J. Fish Biol.* 32: 729-747.

López-Peralta, R.H. y Arcila, C.A.T. 2002. Diet composition of fish species from the southern continental shelf of Colombia. Naga, *WorldFish Center Q.* 25(3 y 4):23-29.

López-Portillo, J. y Escurra, E., 1989. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna Mecoacán, México. *Biotropica* 21(2), pp. 107-114.

Lozano, M.S. y Carrapa, X.C. 2000. Alimentación natural de juveniles de *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en La Costa de Jalisco y Colima, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 34(2):159-180.

Macossay-Cortez, A., Sánchez, A.J., Florido, R., Huidobro, L. y Montalvo-Urgel, H. 2011. Historical and environmental distribution of ichthyofauna in the tropical wetland of pantanos de Centla, southern Gulf of Mexico, *Acta Ichthyol. Piscat.* 41(3): 229-245.

Martínez-Palacios, C.A. y Ross, L.G. 1992. The reproductive biology and growth of the Central American cichlid *Cichlasoma urophthalmus* (Günther). *J. Appl. Ichthyol.* 8(1-4): 99-109

McCune, B. y Grace, J.B., 2002. Analysis of ecological communities. Oregon, US, MjM Software Design, p. 392.

McDonald, J. 1977. The comparative intertidal ecology and niche relations of the sympatric mud crabs *Panopeus herbstii* (Milne-Edwards) and *Eurypanopeus depressus* (Smith) at North Inlet, South Carolina, USA. (Decapoda: Brachyura: Xanthidae). Ph.D. Dissertation, University of South Carolina, Columbia, South Carolina.

McDowall, R. 2007. On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. *Fish Fish*, 8:1-13.

McGarigal, K., Cushman, S. y Stanford, S., 2000. Multivariate statistics for wildlife and ecology research. Springer. New York. EUA, p. 283.

Mejía-Ortíz, L., López-Mejía, M. y Martínez-Trinidad, M.I. 2011. Crustáceos decápodos del río Papaloapan, Veracruz.

Miller, R.R. 2009. Peces Dulceacuícolas de México, p. 559.

Minello, T.J. y Zimmerman, R.J. 1991. The role of estuarine habitats in regulating growth and survival of juvenile penaeid shrimp. *En: Deloach, P.F., Dougherty, W.J. y Davidson, M.A, Developments in aquaculture and fisheries science, frontiers of shrimps reserch: 1-16.* (Elsevier, Amsterdam).

Moreno-Casasola y Warner. 2009. Breviario para describir, observar y manejar humedales. Serie Costa Sustentable no 1. pp 406.

Muñoz, N. 2012. Categorías ecológicas de peces en el estuario del Río de la Plata, Tesina, Facultad de Ciencias, Universidad de la República de Uruguay, 75 p.

Nakaoka, M., Watanabe, K., Era, T. y Ishii, M., 2008. Evaluation of relationships between biobiversity and ecosystem functions in coastal seas: a case study of seagrass beds in Tokyo Bay. *Japanese Journal of Benthology* 62, pp. 82–87. (in Japanese with English abstract).

Nielsen, M.V., 2006. Pastos marinos. Cap 4, *En: Nielsen M.V y Quesada A.M.A (ed). Ambientes Marino Costeros de Costa Rica*, p. 220.

Odum, W. E. y Heald, E. 1972. Trophic analyses of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Science* 22: 671-737.

Ogburn-Matthews, M.V. y Allen, D.M. 1993. Interactions among some dominant estuarine nekton species. *Estuaries* 16 (4): 849-850.

Ordóñez-López, U. y García-Hernández, V.D., 2005. Ictiofauna juvenil a *Thalassia testudinum* en Laguna Yalahau, Quintana Roo, *Hidrobiologica* 15, pp. 195-204.

Orozco-Vega, H. y Dreckmann, K. M., 1995. Macroalgas estuarinas del litoral Mexicano del Golfo de México. *Cryptogamie Algol.* 16 (3), pp. 189-198.

Orth, R.J. y Van Monfrans, J. 1984. Epiphyte-seagrass relationships with an emphasis on the role of micrograzing: a review. *Aquatic Botany*, 18:43-69.

Ospina-Arango, J.F., Pardo-Rodríguez, F.I. y Álvarez-León, R. 2008. Gonadal maturity of the fish in the Cartagena Bay, Colombian Caribbean. *Boletín Científico Museo de Historia Natural Universidad de Caldas*, 12(9): 117-140.

Pereira, A.I. 1990. Ecología de la alimentación de los correlimos (Aves: Scolopacidae) de una playa fangosa del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Tesis de Maestría, Universidad de Costa Rica. pp 86.

Peterson, M.S., Comyns, B.H., Hendon, J.R., Bond, P.J. y Duff, G.A., 2000. Hábitat use by early life-history stages of fishes and crustaceans along a changing estuarine landscape: Differences between natural and altered shoreline sites. *Wetlands Ecology and Management*, 8, pp. 209-219.

Pico, E.F.F., Quinones, O.E.H., Campos, E. y Barragan, J.S. 2003. Cangrejos (Decapoda: Brachyura) de los sistemas lagunares con manglares de la costa oriental de Baja California Sur, *En: Hendrickx, M.E. Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans. Vol. 2*, pp. 303.

Ramírez, A., 1999. Ecología Aplicada. Diseño y análisis estadístico. Fundación Universitaria Jorge Tadeo Lozano, Bogotá, p. 325.

Ramírez, A.R., Szelistowski, W.A. y López, M.I. 1990. Composition and abundance of ichthyoplankton in a Gulf of Nicoya mangrove estuary. *Revista Biología Tropical*, 37(1): 55-62.

Ramos-Miranda, J., Mouillot, D., Flores-Hernández, D., Sosa-López, A., Do Chi, T. y Ayala-Pérez, L. 2005. Changes in four complementary facets of fish diversity in a tropical coastal lagoon after 18 years: a functional interpretation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 304: 1-13.

Randall, J.E., 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Oceanogr.* Miami 5: 665-847.

Raz-Guzman, A. y Sánchez, A.J. 1996. Thropic structure related to seagrass habitat complexity. *En: Kuo, J., Phillips, R.C., Walker, D.I. y Kirkman, H (Eds). Seagrass biology: proceeding of an international seagrass workshop, Rottnest Island, Western Australia.* Pp. 241-248.

Raz-Guzman, A. y Soto, L.A. 1992. Catálogo ilustrado de cangrejos braquiuros y anomuros (Crustacea) de Laguna de Alvarado, Veracruz, México. *Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Cuadernos* 14:1-51.

Raz-Guzman, A., Sánchez, A.J. 1992. Registros adicionales de cangrejos braquiurus (Crustacea: Brachyura) de la Laguna de Términos, Campeche. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, Ser. Zool.* 63(1): 29-45.

Raz-Guzman, A., Sánchez, A.J., Peralta, P. y Florido, R. 2004. Zoogeography of Hermit Crabs (Decapoda: Diogenidae, Paguridae) from Four Coastal Lagoons in the Gulf of Mexico. *J. Crust. Biol.* 24: 625-636.

Raz-Guzman, A., Sánchez, A.J., Soto, L.A. y Álvarez, F. 1986. Catálogo ilustrado de cangrejos Brachyurus y Anomurus de la Laguna de Términos, Campeche (Crustacea: Brachyura, Anomura). *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, Ser. Zool.* 57(2): 341-384.

Reguero, M. y García-Cubas, A. 1991. Moluscos de la Laguna Camaronera, Veracruz, México: sistemática y ecología. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México*, 18: 1-23.

Reséndez-Medina, A. 1981. Estudio de los peces de la laguna de Terminos, Campeche, Mexico. I. *Biotica*,6(3), p. 430.

Riede, K. 2004. Global registrar of migratory species- from global to regional scales. Final Report of the R&D- Projekt 808 05 081. Federal Agency for Nature Conservation, Bonn, Germany. 329 p.

Robertson, A.I., Duke, N.C. 1987. Mangroves as nursery sites: comparison of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. *Mar. Biol.* 96: 193-205.

Robertson, A.I., Duke, N.C. 1990. Mangrove fish-communities in tropical Queensland, Australia: spatial and temporal patterns in densities, biomass and community structure. *Mar. Biol.* 104: 369-379.

Robins, C.R. y Ray, G.C. 1986. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 354 p

Roper, T., Creese, B., Scanes, P., Stephens, K., Williams, R., Dela-Cruz, J., Coade, G., Coates, B. y Fraser, M. 2010. Assessing the condition of estuaries and coastal lake ecosystems in NSW, Monitoring, evaluation and reporting program, Technical report series, Office of Environment and Heritage, p. 270.

Rountree, R.A. 1990. Community structure of fishes attracted to shallow water fish aggregation devices off South Carolina, U.S.A, *Environmental Biology of Fishes*, 29(4): 241-262.

Rozas, L.P. y Odum, W.E. 1988. Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia* 77: 101-106.

Rozas, P. y Minello, T.J. 2006. Nekton use of *Vallisneria americana* Michx, (wild celery) beds and adjacent habitats in coastal Louisiana, *Estuaries and Coasts*, 29(2): 297-310.

Sánchez, A.J. 1997. Habitat preference of *Penaeus (F.) duorarum* (Crustacea: Decapoda) in a tropical coastal lagoon, southwest Gulf of Mexico. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 217: 107-117.

Sánchez, A.J. y Raz-Guzman, A. 1997. Distribution patterns of tropical estuarine Brachyuran crabs in the Gulf Mexico. *J. Crustacean Biology*, 17(4): 609-620.

Sánchez, A.J., Raz-Guzman, A. y Barba, E. 1996. Habitat value of seagrasses for decapods in tropical coastal lagoons of the southwestern Gulf of Mexico: pp. 233-240, *En: Kuo, J., Phillips, R.C., Walker, D.I. y Kirkman, H, eds. Seagrass Biology: Proceeding of an International Workshop. Rottnest Island, Western Australia. The University of Western Australia. 385 pp.*

Santos, A.C.A. y Araújo, F.G. 1997. Hábitos alimentares de três espécies de Gerreidae (Osteichthyes, Perciformes) na Baía de Sepetiba, RJ. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, 40(2):359-368.

Sedberry, G.R. y Carter, J. 1993. The fish community of a shallow tropical lagoon in Belize, Central America, *Estuaries*, 16(2): 198-215.

Seitz, R.D., Knick, K.E. y Westphal, M. 2011. Diet selectivity of juvenile blue crabs (*Callinectes sapidus*) in Chesapeake Bay. *Integrative and comparative biology*, 51(4): 598-607.

Sheridan, P.F. y Minello, T.J. 2003. Nekton use of different habitat types in seagrass beds of lower Laguna Madre, Texas. *Bull. Mar. Sci*, 72: 37-61.

Sheridan, P.F. y Trimm, T.L. 1983. Summer foods of Texas coastal fishes relative to age and habitat. *Fish. Bull.* 81(3):643-647.

Shervette, V.R., Gelwick, F. y Hadley, N. 2011. Decapod utilization of adjacent oyster, vegetated marsh, and non-vegetated bottom habitats in a Gulf of Mexico estuary. *J. Crustacean Biol.* 31: 660-667.

Short, F.T. y Neckles, A.H., 1999. The effects of global climate change on seagrass. *Aquat. Bot.* 63, pp. 169-196.

Short, F.T. y R.G. Coles., 2001. Global seagrass research methods. Elsevier Science B.V. Amsterdam

Short, F.T. y Wyllie-Echeverría, S. 1996. Natural and human-induced disturbances of seagrass. *Env. Cons*, pp. 17-27.

Sierra, L.M., R. Claro y Popova, O.A. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. p. 263-284. In Rodolfo Claro (ed.) *Ecología de los Peces Marinos de Cuba*. Instituto de Oceanología Academia de Ciencias de Cuba and Centro de Investigaciones de Quintana Roo, Mexico.

Sogard, S.M., Powell, G.V.N. y Holmquist, J.G. 1989. Spatial distribution of predators and trends in abundance of fishes residing in seagrass meadows on Florida Bay mudbanks. *Bulletin of Mar. Sci.* 44: 179-199.

Sokal, R.R. y Rohlf, F.J., 1969. *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman. EE UU, p. 776.

Soto, M.A., Holt, G.J., Holt, S.A. y Rooker, J. 1998. Food habits and dietary overlap of newly settled red drum (*Sciaenops ocellatus*) and Atlantic croaker (*Micropogonias undulatus*) from Texas seagrass meadows. *Gulf Res. Rep.* 10:41-55.

Staples, D.J. 1980. Ecology of juvenile and adolescent banana prawns, *Penaeus merguensis* in a mangrove estuary and adjacent offshore area of the Gulf of Carpentaria. I. Immigration and settlement of postlarvae. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 31: 635-652.

Stoner, A.W. 1983. Distribution of fishes in seagrass meadows: role of macrophyte biomass and species composition. *Fishery Bulletin* 81:837–846.

Stuardo, J. y Valdovinos, C. 1989. Estuarios y lagunas costeras; ecosistemas importantes del Chile central. *Amb. y Des.*, 5(1): 107-115.

Subrahmanyam, C.B. 1985. Fish community of bay estuarine marsh system in North Florida. Cap. 9. 9: 191-206. En: Yáñez-Arancibia, A. (Comp.). *Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards an Ecosystem Integration*. Editorial Universitaria, UNAM-PUGAL, ICMYL, México. 653 p.

Swaby, S.e., Potts, G.W. y Lees, J. 1996. The first records of the blue runner *Caranx crysos* (Pisces: Carangidae) in British waters. *J. Mar. Biolog. Assoc.* 76, 543-544

Tepetlan, P.V.S. y Aldana, A.D. 2008. Macrofauna bentónica a bancos ostrícolas en las lagunas costeras Carmen, Machona y Mecoacán, Tabasco, México, *Rev. Biol. Trop*, 56, pp.127-137.

Ter Braak, C.J.F y Verdonshot, F.M., 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in Aquatic Ecology. *Aquatic Sciences*, 57, pp. 255-286.

Thorp, J. H. y Hoss, D.E. 1975. Effects of salinity and cyclic temperature on survival of two sympatric species of grass shrimp (*Palaemonetes*), and their relationship to natural distributions. *Journ. exp. mar. Biol. Ecol.*, **18**: 19-28.

Tomlinson, P.B., 1986. The Botany of Mangroves. Cambridge University Press, Cambridge, p. 413.

Tonini, T. W.C., Braga, T. L.G. y Vila Nova, D. D.L. 2007. Dieta de juvenis do Robalo *Centropomus paralellus* Poey, 1860 no sul da Bahía, Brasil, *B. Inst. Pesca*, Sao Paulo, 33(1): 85-91.

Tovilla-Hernández, C., Infante-Mata, D.M., Ovalle- Estrada, F., de la Presa-Pérez J.C., García-Alfaro, J.R. y Cruz-Montes, G. 2013. Informe Inventario del manglar y avance de la intrusión salina en el ejido Chilpetec, municipio de Paraíso, Tabasco. El colegio de la Frontera Sur, p. 53.

Tovilla-Hernández, C., Ovalle-Estrada, F., Presa-Pérez, J.C. y Cruz-Montes, G. 2012. Informe inventario del manglar y avance de la intrusión salina en los municipios de Comalcalco, Jalpa de Méndez y Paraíso, Tabasco. Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación--Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, El Colegio de la Frontera Sur. Tapachula, Chiapas, México.

Tse, P., Nip, T.M.H. y Wong, C.K. 2008. Nursery function of mangrove: A comparison with mudflat in terms of fish species composition and fish diet. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 80: 235-242.

Vargas, J. A., 1987. The benthic community of an intertidal mud flat in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. Description of the community. *Rev. Biol. Trop.* 35(2), pp. 299-316.

Vargas-Maldonado I., Yáñez-Arancibia, A., Amezcua, F. L. 1981. Ecología y estructura de las comunidades de peces en áreas de *Rhizophora mangle* y *Thalassia*

testudinum de la Isla del Carmen, Laguna de Términos, sur del Golfo de México. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol*, 8(1): 241-266.

Villalobos, F.A. 1982. Decápoda. pp. 215-239. In, S. Hurlbert y A.Villalobos-Figueroa (eds.), *Aquatic Biota of Mexico, Central America and West Indies*. San Diego State University-Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Virnstein, R.W. 1987. Seagrass-associated invertebrate communities of the southeastern USA: a review. Pp. 89–116 in Durako, M.J., R.C. Phillips, and R.R. Lewis III (eds.), *Proceedings of the Symposium on Subtropical-Tropical Seagrasses of the Southeastern United States*. Florida Marine Research Publications No. 42. Florida Marine Research Institute, St. Petersburg, Florida. 209 pp.

Walkley, A. y Black, I.A. 1934. An examination of a rapid method for determining organic carbón in soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37: 29-37.

Wells, R. 1984. The food of the grey mullet (*Mugil cephalus* L.) in Lake Waahi and the Waikato River at Huntly. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 18(1):13-19

West, D.L. y Williams, A.H. 1986. Predation by *Callinectes sapidus* (Rathbun) within *Spartina alterniflora* (Loisel) marshes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 100: 75-95.

Whitehead, P.J.P., Nelson, G.J. y Wongratana, T. 1988. *FAO Species Catalogue*. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (Suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. *FAO Fish. Synop.* 125(7/2):305-579.

Wicksten, M. K. 1983. A monograph on the shallow water caridean shrimps of the Gulf of California, Mexico. Allan Hancock Publications 13: 1-59.

Williams, A.B. 1984. Shrimps, lobsters, and crabs of the Atlantic coast of the Eastern United States, Maine to Florida, Smithsonian Institution Press, pp 550.

Williams, S.L. 1988. *Thalassia testudinum* productivity and grazing by green turtles in a highly disturbed seagrass bed. *Marine Biology* 98:447–455.

Wood, N. y Lavery, P. 2000. Monitoring seagrass ecosystem health. *Ecosystem Health* 6(2), pp.134-148.

Wycott, M. y Les D.H., 1996. An integrated approach to the evolutionary study of seagrasses. pp. 71-78. In: J.J.S. Kuo, R. Phillips, D.I. Walker y H. Kirkman (eds). *Seagrass Biology: Proc. Int. Workshop, Rottnest Island, Western Australia, 25-29th January 1996*. Faculty of Science, University of Washington.

Yamada, K. y Kumagai, N.H. 2012. Importance of seagrass vegetation for habitat partitioning between closely related species, mobile macrofauna *Neomysis* (Misidacea). *Hydrobiologica*, 680: 125-133.

Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L. y Day, J.J.W. 1993. Interaction between mangrove and seagrass hábitats mediated by estuarine nekton assemblages: coupling of primary and secondary production. *Hydrobiologia*, 264, pp. 1-12.

Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L., Chavance, P., Flores, D. 1983. Environmental behavior of Terminos Lagoon ecological system, Campeche, Mexico. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol*, 10(1): 137-176.

Zamora, A.G. y Aldana, A.D. 2000. Producción somática de dos especies de *Crassostrea virginica* e *Ischadium recurvum* (Bivalvia) en Mecoacán, Tabasco, México. *Rev. Biol. Trop.* 48 (1): 65-75.

Zamora, T.P., 2006. Manglares, Cap 3, En: Nielsen M.V y Quesada A.M.A (ed).
Ambientes Marino Costeros de Costa Rica, p. 220.

Zieman, J.C. 1970. The effects of thermal effluent stress on the seagrasses and
macroalgae in the vicinity of Turkey Point, Biscayne Bay, Florida. Thesis, University of
Miami, Florida.

7.1 ANEXO 1. Composición taxonómica de crustáceos de la Laguna Mecoaacán [Arreglo de acuerdo con Martin y Davis (2001)].

CLASE	ORDEN	FAMILIA	GENERO	ESPECIE	AUTORIDAD
MALACOSTRACA	Decapoda	Penaeidae	<i>Farfantepenaeus</i>	<i>aztecus</i>	Ives, 1891
				<i>duorarum</i>	Burkenroad, 1939
			<i>Litopenaeus</i>	<i>setiferus</i>	(Linnaeus, 1767)
		Luciferidae	<i>Lucifer</i>	<i>faxoni</i>	Borradaile, 1915
		Atyidae	<i>Potimirim</i>	<i>mexicana</i>	(Saussure, 1858)
			<i>Atya</i>	<i>scabra</i>	(Leach, 1815)
		Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i>	<i>acanthurus</i>	(Wiegmann, 1836)
				sp.	Bate, 1868
			<i>Palaemon</i>	<i>mundusnovus</i>	De Grave y Ashelby, 2013
				<i>pugio</i>	De Grave y Ashelby, 2013
				<i>vulgaris</i>	De Grave y Ashelby, 2013
		Diogenidae	<i>Clibanarius</i>	<i>vittatus</i>	(Bosc, 1802)
		Portunidae	<i>Callinectes</i>	<i>sapidus</i>	Rathbun, 1896
				<i>similis</i>	Williams, 1966
		Panopeidae	<i>Eurypanopeus</i>	<i>depressus</i>	(Smith, 1869)
			<i>Panopeus</i>	<i>lacustris</i>	Desbonne, 1867

CONTINUACIÓN ANEXO 1

	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	(Gould, 1841)
Grapsidae	<i>Goniopsis cruentata</i>	(Latreille, 1802)

7.2 ANEXO 2. Composición taxonómica de la ictiofauna de la Laguna Mecoacán [Arreglo de acuerdo a Castro-Aguirre (1999) y Miller (2009)].

ORDEN	FAMILIA	GÉNERO	ESPECIE	AUTORIDAD
ELOPIFORMES	Elopidae	<i>Elops</i>	<i>saurus</i>	Linnaeus, 1766
CLUPEIFORMES	Engraulidae	<i>Anchoa</i>	<i>hepsetus</i>	Linnaeus, 1758
CHARANCIFORMES	Characidae	<i>Astyanax</i>	<i>mitchilli</i>	(Valenciennes, 1848)
BATRACHOIDIFORMES	Batrachoididae	<i>Opsanus</i>	<i>aeneus</i>	(Günther, 1860)
MUGILIFORMES	Mugilidae	<i>Mugil</i>	<i>beta</i>	(Goode & Bean, 1880)
ATHERINIFORMES	Atherinopsidae	<i>Atherinella</i>	<i>curema</i>	Valenciennes, 1836
BELONIFORMES	Belonidae	<i>Strongylura</i>	<i>cephalus</i>	Linnaeus, 1758
CYPRINODONTIFORMES	Poeciliidae	<i>Gambusia</i>	<i>alvarezi</i>	(Díaz-Pardo, 1972)
GASTEROSTEIFORMES	Syngnathidae	<i>Syngnathus</i>	<i>notata</i>	(Poey, 1860)
PERCIFORMES	Centropomidae	<i>Centropomus</i>	<i>sexradiata</i>	(Hubbs, 1936)
	Carangidae	<i>Oligoplites</i>	<i>floridae</i>	(Jordan y Gilbert, 1896)
		<i>Hemicaranx</i>	<i>parallelus</i>	Poey, 1860
		<i>Caranx</i>	<i>saurus</i>	(Bloch y Schneider, 1801)
			<i>amblyrhynchus</i>	(Cuvier, 1833)
			<i>hippos</i>	(Linnaeus, 1766)
			<i>crysos</i>	(Mitchill, 1815)
	Lutjanidae	<i>Lutjanus</i>	<i>griseus</i>	(Linnaeus, 1758)
			<i>synagris</i>	(Linnaeus, 1758)

CONTINUACIÓN ANEXO 2

Gerreidae	<i>Diapterus</i>	<i>rhombeus</i>	(Cuvier, 1829)
	<i>Eucinostomus</i>	<i>melanopterus</i>	(Bleeker, 1863)
Sparidae	<i>Archosargus</i>	<i>rhomboidalis</i>	(Linnaeus, 1758)
Sciaenidae	<i>Micropogonias</i>	<i>undulatus</i>	(Linnaeus, 1766)
Cichlidae	<i>Cichlasoma</i>	<i>urophthalmum</i>	(Günther, 1862)
	<i>Theraps</i>	<i>heterospilus</i>	(Hubbs, 1936)
Eleotridae	<i>Gobiomorus</i>	<i>dormitor</i>	Lacepède, 1800)
	<i>Dormitator</i>	<i>maculatus</i>	(Bloch, 1792)
	<i>Eleotris</i>	<i>pisonis</i>	(Gmelin, 1789)
	<i>Erotelis</i>	<i>smaragdus</i>	(Valenciennes, 1837)
Gobiidae	<i>Awaous</i>	sp.	(Valenciennes, 1837)
	<i>Gobionellus</i>	<i>oceanicus</i>	(Pallas, 1770)
	<i>Ctenogobius</i>	<i>boleosoma</i>	(Jordan y Gilbert, 1882)
Paralichthyidae	<i>Citharichthys</i>	<i>spilopterus</i>	Günther, 1862
PLEURONECTIFORMES			