



*POSGRADO EN CIENCIAS DEL
MAR Y LIMNOLOGÍA*
UNIDAD ACADÉMICA
MAZATLÁN



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA DENSIDAD Y
DIVERSIDAD DE LOS COPÉPODOS BENTÓNICOS EN EL ESTERO DE
URÍAS, MAZATLÁN, SINALOA, MÉXICO.

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
(Biología Marina)

P R E S E N T A :

Francisco Neptalí Morales Serna

Director de tesis: Dr. Samuel Gómez Noguera

Comité tutorial y jurado: Dra. Ma. Nuria Méndez Ubach

Dra. Laura Sánchez Velasco

Dr. César Flores Coto

Dr. Carlos R. Green Ruiz

Mazatlán, Sinaloa, Septiembre 2006



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DEDICATORIA

Este trabajo se lo dedico a mi esposa Zaira Lizeth Hernández Inda, por su apoyo, comprensión, cariño, y porque me acompaña en todo momento, haciéndome sentir seguro ante el camino que debemos recorrer. Eres una mujer maravillosa, TE AMO.

A mi hijo Erick Francisco, que junto con su madre, son la razón fundamental de mi existencia... ellos me motivan, me alientan, me inspiran... ellos son todo.

A mi madre, la Sra. Elvia Sofía Serna Ortiz, quien me ha guiado y motivado para ser un hombre de bien.

A mis hermanos, Marlene, Toño y Nidia, porque han confiado siempre en mi y me han brindado su ayuda sin condición alguna. Así mismo a mis cuñados y lindos sobrinos.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca para realizar mis estudios de maestría.

Al Dr. Samuel Gómez Noguera, director de esta tesis, quien ha sabido orientarme en el campo de la ciencia, y porque siempre ha estado dispuesto a ayudarme sin condición alguna.

A mi comité tutorial y jurado de examen, Dra. Ma. Nuria Méndez Ubach, Dra. Laura Sánchez Velasco, Dr. Carlos R. Green Ruiz y Dr. César Flores Coto, por sus revisiones y recomendaciones, mismas que han ayudado a enriquecer este trabajo.

A los doctores Hugo Aguirre Villaseñor y Felipe Amezcua Martínez por su apoyo en los análisis estadísticos.

Al M. en C. Sergio Rendón Rodríguez, M. en C. Pablo Zamorano de Haro y Contramaestre Juan Toto Fiscal por su apoyo en los muestreos.

Al Sr. Daniel Sarabia Peraza por preparar la lancha, transportarnos de la estación al estero y viceversa, en cada muestreo.

A la secretaria Margarita Cordero por su siempre buena disposición para ayudar a resolver los trámites que el Posgrado demandaba.

A Carlos Suárez y Germán Ramírez por solucionar los problemas que se llegaron a presentar con las computadoras.

A Maria Clara Ramírez Jáuregui y Pedro Allende Rosales, responsables de la biblioteca “Maria Elena Caso” del ICML, por su amable ayuda en la búsqueda de literatura.

A la M. en C. Korynthia López Aguiar por su ayuda en la preparación de reactivos para aplicar el método Winkler.

A “la tía” Rosario Inda Ontiveros por toda su ayuda, así como a la familia Hernández Inda (tía Lourdes, César, Perla, Iban, Rosa, Yadi) por hacerme sentir parte de ellos.

A Samuel, Nuri, David Serrano y Alondra por hacer del laboratorio un lugar agradable para el trabajo... por esos consejos, pláticas y buenos momentos.

Aprovechando el espacio, hago extensivo mi agradecimiento a todas las personas, compañeros y amigos, que me han acompañado en este paso, en especial a mis compitas Roberto Paredes y Pablo Zamorano, así como a Alondra Martínez, Gina y Eva Visauta. Gracias también a los amigos que desde lejos han echado porras: Ramón Vázquez, Mayra Grano, Dilian Angüas, Rosario Vicente, Gonzalo Juárez, Jorge Maldonado, Alejandra Cruz y Vianney Victoria.

El presente trabajo es una contribución al proyecto IN217606-2 *Estudio comparativo de los efectos de la contaminación orgánica sobre la densidad y diversidad de los copéodos bentónicos en dos sistemas costeros del sur de Sinaloa*, apoyado por el programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM.

ÍNDICE

Pág.

DEDICATORIA
AGRADECIMIENTOS
LISTA DE FIGURAS
LISTA DE TABLAS

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	3
2.1. Variación espacial y temporal de los copépodos bentónicos.....	3
2.2. Los copépodos bentónicos como biomonitores.....	4
2.3. Otros estudios sobre los copépodos bentónicos.....	6
2.4. Estudios sobre la meiofauna en general.....	6
2.5. Estudios realizados en el sistema lagunar Estero de Urías.....	9
3. HIPÓTESIS.....	11
4. OBJETIVOS.....	12
4.1. Objetivo general.....	12
4.1. Objetivos particulares.....	12
5. ÁREA DE ESTUDIO.....	13
5.1. Localización y geomorfología.....	13
5.2. Características hidrológicas e hidrodinámicas.....	13
5.3. Condiciones ambientales.....	14
5.4. Estaciones de muestreo.....	16
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
6.1. Muestreo de variables bióticas y abióticas.....	19
6.2. Trabajo de laboratorio.....	20
6.2.1. Análisis faunístico.....	20
6.2.2. Análisis para la determinación de carbono orgánico en el sedimento.....	20
6.2.3. Análisis granulométrico.....	21
6.2.4. Oxígeno disuelto.....	22
6.2.5. Demanda bioquímica de oxígeno.....	24
6.3. Análisis de datos.....	24
6.3.1. Variación en la composición taxonómica de copépodos bentónicos a lo largo del área de estudio.....	24
6.3.2. Densidad total de copépodos.....	25
6.3.3. Diversidad de copépodos bentónicos.....	25
6.3.4. Relación entre las variables ambientales y la densidad y diversidad de copépodos.....	27
7. RESULTADOS.....	28
7.1. Copépodos bentónicos.....	28

7.1.1. Densidad de copéodos bentónicos.....	35
7.1.2. Variación en la composición taxonómica de copéodos bentónicos en el Estero de Urías.....	38
7.1.3. Diversidad de copéodos bentónicos en el Estero de Urías.....	44
7.2. Variables ambientales.....	52
7.2.1. Precipitación pluvial.....	52
7.2.2. Salinidad del agua de fondo y temperatura del sedimento.....	52
7.2.3. Granulometría.....	54
7.2.4. Concentración de carbono orgánico en el sedimento.....	57
7.2.5. Oxígeno disuelto (OD) del agua de fondo.....	58
7.2.6. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO).....	59
7.2.7. Relación entre las variables ambientales.....	59
7.3. Relación entre la densidad y diversidad de los copéodos bentónicos y las variables ambientales.....	62
8. DISCUSIÓN.....	66
8.1. Variables ambientales.....	66
8.2. Variables bióticas.....	70
8.3. Los copéodos bentónicos como herramienta en el biomonitoreo.....	78
9. CONCLUSIONES.....	84
10. LITERATURA CITADA.....	85
ANEXO I.....	98
ANEXO II.....	100
ANEXO III.....	102
ANEXO IV.....	104
ANEXO V.....	105
ANEXO VI.....	106
ANEXO VII.....	107
ANEXO VIII.....	108
ANEXO IX.....	109
ANEXO X.....	110

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Sistema lagunar Estero de Urías. Los números indican las estaciones de muestreo y se señalan las principales actividades antropogénicas que impactan directamente al sistema.	13
Figura 2. Proporción del taxón primitivo (Polyarthra) y los dos ordenes de copépodos bentónicos encontrados en el Estero de Urías.	32
Figura 3. Variación espacial y temporal de la densidad (ind. 10 cm ⁻²) de copépodos bentónicos en el Estero de Urías durante febrero (a), agosto (b) y diciembre (c).	35
Figura 4. Comparación de la densidad de copépodos bentónicos (ind. 10 cm ⁻²) entre los tres meses de muestreo en el Estero de Urías.	37
Figura 5. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en febrero.	39
Figura 6. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en agosto.	40
Figura 7. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en diciembre.	41
Figura 8. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de los tres meses juntos (febrero F, agosto A y diciembre D).	42
Figura 9. a) índice de diversidad de Shannon (H') y b) índice de equitatividad de Pielou (J) observado en febrero.	45
Figura 10. a) índice de diversidad de Shannon (H') y b) índice de equitatividad de Pielou (J) observado en agosto.	45
Figura 11. a) índice de diversidad de Shannon (H'), b) índice de equitatividad de Pielou (J) observado en diciembre.	46
Figura 12. Variación temporal de la diversidad de copépodos bentónicos en el Estero de Urías.	46
Figura 13. Variación temporal del índice de diversidad de Shannon (eje "y") en cada estación de muestreo en el Estero de Urías.	48
Figura 14. Variación temporal del índice de equitatividad de Pielou (eje "y") en cada estación de muestreo en el Estero de Urías.	49
Figura 15. Comparación de la equitatividad (J) entre las zonas ubicadas a lo largo de	50

Estero de Urías en diciembre.

- Figura 16. Comparación de la diversidad (H') entre los tres meses del año 2005 en el Estero de Urías. 51
- Figura 17. Curva de acumulación de especies de copépodos bentónicos para cada mes, suavizadas con el promedio de 1000 ordenaciones al azar. 51
- Figura 18. Curva de acumulación de especies de copépodos bentónicos en el Estero de Urías (los tres meses en una sola curva). Se muestra la curva original y la curva suavizada con el promedio de 1000 ordenaciones al azar. 51
- Figura 19. Comportamiento de la precipitación pluvial durante el año 2005 en Mazatlán, Sinaloa, México. 52
- Figura 20. Variación de la salinidad del agua de fondo (a) y la temperatura del sedimento (b) en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo del Estero de Urías durante las tres fechas de muestreo. 53
- Figura 21. Variación temporal de la salinidad promedio del agua de fondo y temperatura promedio del sedimento en el Estero de Urías. 54
- Figura 22. Diagrama ternario en el que se ubican las diferentes estaciones de muestreo de acuerdo con la textura del sedimento (porcentaje de arenas, limos, y arcillas) en febrero (F), agosto (A) y diciembre (D), en el Estero de Urías. 55
- Figura 23. Porcentaje de arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG), arenas finas (AF), arenas muy finas (AMF), limos, y arcillas, en las diferentes estaciones de muestreo en a) febrero, b) agosto, y c) diciembre a lo largo del Estero de Urías. 56
- Figura 24. Variación espacial y temporal de la concentración de materia orgánica en el sedimento del Estero de Urías. 57
- Figura 25. Variación espacial y temporal de la concentración de a) oxígeno disuelto (OD) y b) demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el agua de fondo del Estero de Urías. 58
- Figura 26. Se muestra la concentración de materia orgánica y el tipo de sedimento para cada estación de muestreo en a) febrero, b) agosto, y c) diciembre en el Estero de Urías. Los número colocados junto al tipo de sedimento indican la estación de muestreo. 61
- Figura 27. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la época de secas. Se muestra la distribución de las 12 especies dominantes y frecuentes y las estaciones con respecto a las variables ambientales (Especies: B1 = *Bulbamphiascus* sp. 1, D1 = *Delavalia* sp. 1, Di1 = *Diarthrodes* sp. 1, E1 = *Ectinosoma* sp. 1, Ep = *E. parapropinquum*, H2 = *Haectinosoma* sp. 2, Hh = *H.* 64

hurlberti, Lc = *L. corteziensis*, M1 = *Mesochra* sp. 1, Pa1 = *Paralaophonte* sp. 1, St1 = *Stenhelia* sp. 1 y T1 = *Typhlamphiascus* sp. 1) (Variables ambientales: Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, C0 = carbono orgánico). 1F a 10F, estaciones durante febrero; 1D a 10D, estaciones durante diciembre.

Figura 28. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la época de lluvias. Se muestra la distribución de las 4 especies dominantes y frecuentes y las estaciones con respecto a las variables ambientales (Especies: B1 = *Bulbamphiascus* sp. 1, Hh = *H. hurlberti*, Pt = *P. tahuesensis* y T1 = *Typhlamphiascus* sp. 1) (Variables ambientales: Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, C0 = carbono orgánico). 1A a 10A, estaciones durante agosto.

65

Figura 29. Se indican las zonas con diferente calidad ecológica a lo largo del Estero de Urías: Zona poco contaminada (ZPC), Zona contaminada (ZC) y Zona muy contaminada (ZMC).

80

LISTA DE TABLAS

Pág.

Tabla 1. Tipo de sedimento, concentración de materia orgánica (% C), salinidad (‰) del agua superficial y temperatura (°C) del sedimento del Estero de Urías obtenidos por Morales-Serna (2004) en sus estaciones de muestreo. Los datos de tipo de sedimento, % C orgánico y temperatura corresponden a núcleos de sedimento de 7.5 cm de profundidad y un área de 7.0 cm ² durante abril y septiembre del año 2002.	15
Tabla 2. Parámetros estadístico-texturales de acuerdo a Krumbein y Pettijohn (1938) y nomenclatura según Folk y Ward (1957).	23
Tabla 3. Especies de copépodos bentónicos encontradas (+) en cada mes a lo largo del Estero de Urías.	33
Tabla 4. Densidad (ind. 10 cm ⁻²) de cada especie de copépodos bentónicos y de copepoditos no identificados hallados a lo largo del periodo de estudio.	36
Tabla 5. Resultados de la correlación de Spearman (r) mostrando el nivel de confianza (p) entre las variables ambientales (CO = carbono orgánico, AM-AMG = arenas medias-arenas muy gruesas, OD = oxígeno disuelto, DBO = demanda bioquímica de oxígeno, ns = no significativo).	60
Tabla 6. Resultados de la correlación de Spearman (r) mostrando el nivel de confianza (p) entre las variables ambientales y la densidad y diversidad del Estero de Urías (H' = índice de Shannon, J' = índice de Pielou, 1-λ = índice de Simpson, CO = materia orgánica, AM-AMG = arenas medias-arenas muy gruesas, σ ₀ = grado de clasificación del sedimento, DBO = demanda bioquímica de oxígeno, ns = no significativo).	62
Tabla 7. Coeficientes de correlación intraset de las variables ambientales con el primer eje del análisis de correspondencia canónica (CCA), para ambas épocas climáticas (Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, C0 = carbono orgánico).	63

RESUMEN

Se analizó la variación espacial y temporal de la densidad y diversidad de los copépodos, y su relación con la salinidad del agua de fondo, temperatura del sedimento, concentración de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno en el agua de fondo, concentración de materia orgánica en el sedimento, y granulometría, durante los meses de febrero, agosto y diciembre de 2005 en el Estero de Urías, un sistema lagunar impactado por diferentes actividades antropogénicas, localizado en el municipio de Mazatlán, al Sur del estado de Sinaloa, México. Las muestras de sedimento se extrajeron de diez estaciones de muestreo distribuidas a lo largo del área de estudio. Se registró un total de 47 especies de copépodos bentónicos de las cuales el 81 % pertenecen al orden Harpacticoida, el 15 % al orden Cyclopoida, y el 4 % restante un taxón primitivo compuesto por las familias que anteriormente se incluían dentro de los harpacticoides (Polyarthra). El mayor número de especies se registró en diciembre ($S = 36$), seguido de febrero ($S = 28$), y agosto ($S = 16$). La densidad varió entre 0 ind 10 cm^{-2} y 33.49 ind 10 cm^{-2} en febrero, 0 ind 10 cm^{-2} y 172.19 ind 10 cm^{-2} en agosto, y 1.94 ind 10 cm^{-2} y 40.18 ind 10 cm^{-2} en diciembre. Con base en el análisis de ordenación y clasificación y la distribución de la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos en relación a las variables ambientales, se detectaron tres zonas: a) Zona Poco Contaminada (ZPC), la primera en la parte interna, donde el sedimento es areno-limoso, con concentraciones de materia orgánica intermedias proveniente del bosque de mangle y de cultivos de camarón, alta diversidad y sin dominancia de especies, y la segunda abarca del canal a la boca, donde el sedimento va de areno limoso a arenoso, con concentraciones de materia orgánica bajas, diversidad alta sin dominancia de especies en el canal, y diversidad no tan alta y sin dominancia de especies en la boca; b) Zona Contaminada (ZC), ubicada en la cabecera, donde la influencia de las aguas residuales de los cultivos de camarón son mayores y modifican la calidad de la materia orgánica aportada por el bosque de mangle, el sedimento es areno-limoso, y la diversidad baja con dominancia de pocas especies; c) Zona Muy Contaminada (ZMC), ubicada frente a la zona industrial y en la desembocadura del Estero el Infiernillo, zona caracterizada por tener sedimentos lodosos (limos y arcillas) con las más elevadas concentraciones de materia orgánica, y la más baja densidad y diversidad de especies.

ABSTRACT

The temporal and spatial variation of the density and diversity of benthic copepods and its relationship with deep water salinity, sediment temperature, dissolved oxygen concentration and biochemical oxygen demand in deep water, organic carbon concentration, and sediment grain size, during February, August and December 2005 along Estero de Urías, a heavily polluted brackish system in southern Sinaloa, Mexico, was analyzed. Sediment samples were extracted from ten sampling stations. A total of 47 benthic copepod species were recorded. Of these, 81 % belong to Harpacticoida, 15 % belong to Cyclopoida and 4 % belong to primitive taxon formed by Polyarthra's families. Species number were higher on December ($S = 36$), following it February ($S = 28$) and August ($S = 16$). Density values ranging from 0 ind 10 cm^{-2} to 33.49 ind 10 cm^{-2} on February, 0 ind 10 cm^{-2} to 172.19 ind 10 cm^{-2} on August, and 1.94 ind 10 cm^{-2} to 40.18 ind 10 cm^{-2} on December. Three zones were found based on environmental variables and classification and ordination analysis and density and diversity distribution of benthic copepods: a) few polluted zone (ZPC), there are two, the first located in the inner part of the system characterized by silty sand sediments, medium contents of organic carbon from mangrove forest and shrimp farms, high diversity and no dominant species, the second comprising from the channel to the mouth where the sediment ranging from silty sand to sandy, low contents of organic carbon, high diversity and no dominant species at the channel, and low diversity and no dominant species at the mouth; b) polluted zone (ZC), located in the most inland area of the estuary where the influence of shrimp farms release more waste waters modifying the natural organic matter quality, sediment is silty sand, low diversity and dominant species; c) very polluted zone (ZMC), located in front of a fish processing factory and the mouth of the Estero el Infiernillo, characterized by muddy sediments (silt and clay), the highest contents of organic carbon, and the lowest both density and diversity of species.

1. INTRODUCCIÓN

La interacción del medio marino con el medio terrestre da como resultado una riqueza en hábitats tales como lagunas, esteros, estuarios, ensenadas, pantanos, marismas, salitrales, playas y bahías, por mencionar algunos. Estos hábitats albergan una gran diversidad de especies, muchas de las cuales son de importancia económica para el desarrollo de los asentamientos humanos ubicados en sus cercanías. México es uno de los países que cuenta con un mayor número de estuarios y cuenta además con aproximadamente 130 lagunas costeras de diferentes tamaños, regímenes hidrológicos, biota y problemas específicos, y se distribuyen a lo largo de los 10,000 km de litoral con los que cuenta México y ocupan un total de 12,500 km² (De la Lanza, 1981; Contreras, 1985).

Una de las razones por las que se observa mayor productividad en los cuerpos de agua costeros es porque éstos funcionan como receptores finales de la descarga o escurrimiento de aguas continentales con su respectivo aporte de nutrientes, los cuales son favorables para la biota (Neumann y Pierson, 1966; Libes, 1992). Desafortunadamente, diferentes actividades humanas producen una serie de desechos que, en su gran mayoría, tienen como destino los cuerpos de agua costeros provocando el deterioro del ambiente (Paéz-Osuna *et al.*, 2003).

El Estero de Urías es un sistema lagunar en el que se vierte una gran cantidad de desechos de origen doméstico. Además, recibe las descargas de aguas residuales provenientes de la camaronicultura, de la planta termoeléctrica “José Aceves Pozos” de la CFE, del rastro municipal, de fábricas procesadoras de alimentos, de una planta de bombeo y almacenamiento de PEMEX, del muelle y bodega fiscal de la SCT y de las diferentes embarcaciones pesqueras, deportivas y turísticas que atracan en el lugar.

Según Páez-Osuna y Ruiz-Fernández (2001), los efluentes de los estanques camaronícolas son un riesgo para los organismos que habitan los cuerpos de agua receptores debido a que, generalmente, cuentan con un alto contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo), biomasa fitoplanctónica y material sedimentable, lo que origina una elevada demanda bioquímica de oxígeno. Por otro lado, las aguas recalentadas de las plantas termoeléctricas que operan en las proximidades de las lagunas pueden alterar la estabilidad de las comunidades (Osuna-López y Páez-Osuna, 1986).

Se ha observado que la contaminación por hidrocarburos en el Estero de Urías afecta la calidad del agua y sedimento provocando un deterioro en la calidad, viabilidad y supervivencia

de la biota que prolifera en el medio (Alduenda *et al.*, 1985; Galindo-Reyes, 1986). Por otro lado, el equilibrio ecológico también se ve afectado significativamente por el uso descontrolado de plaguicidas agrícolas (Galindo-Reyes, 2000) y por los aportes de aguas residuales provenientes del sector urbano de la Ciudad de Mazatlán. Estos últimos causan contaminación fecal e incrementan, de manera considerable, el enriquecimiento orgánico principalmente en el sedimento del sistema (Alduenda *et al.*, 1985; Robles-Valencia, 1986). Según Soto-Jiménez y Páez-Osuna (2001), las altas concentraciones de carbono orgánico en el Estero de Urías son originadas principalmente por los efluentes domésticos, la industria de alimentos y las descargas de aguas residuales de los estanques de engorda de camarón. Estos autores también encontraron que las concentraciones de algunos metales (Cd, Cu, Pb y Zn) fueron más altas en sitios influenciados por alguna actividad humana.

Ante la situación ambiental prevaleciente en el Estero de Urías, surge el interés por conocer los cambios espaciales que sufre la comunidad de copépodos bentónicos a causa de la contaminación orgánica. Este es el segundo grupo de organismos numéricamente más importante dentro de la meiofauna en sistemas marinos y salobres. En términos de biomasa frecuentemente son el taxón más importante y se les encuentra en todos los hábitats bentónicos (Wells, 1988; Huys *et al.*, 1996). Aunque es común encontrar copépodos pertenecientes al orden Cyclopoida, la mayoría de las especies de copépodos bentónicos de sistemas salobres pertenecen al orden Harpacticoida (Wells, 1988). Los harpacticoides son típicamente el taxón más sensible a la reducción de la concentración de oxígeno disuelto y su distribución está limitada a los sedimentos con oxígeno (Hicks y Coull, 1983; Huys *et al.*, 1996; De Troch *et al.*, 2003) y bajas concentraciones de material orgánico (Doulgeraki *et al.*, 2006). También se sabe que son altamente sensibles al impacto de algunos metales como el cobre (Lee y Correa, 2005) y plaguicidas (e.g. Bejarano *et al.*, 2005).

2. ANTECEDENTES

La investigación sobre los copépodos bentónicos (Harpacticoida y Cyclopoida) se ha abordado desde diferentes enfoques y en diferentes lugares. Sin embargo, cabe mencionar que el estudio de estas comunidades no ha sido muy explotado y el interés hacia las mismas es muy pobre hasta el momento.

2.1. Variación espacial y temporal de los copépodos bentónicos

Entre los trabajos que se han realizado para conocer los factores ambientales que determinan la distribución y abundancia de los copépodos harpacticoides se conocen los de Montagna y Carey (1978), Hicks y Coull (1983), Iwasaki (1993) y De Troch *et al.* (2003), quienes observaron que la distribución vertical está controlada por la profundidad de la discontinuidad del potencial redox (DPR) y la distribución horizontal está influenciada, en gran medida, por el tipo de sedimento, concentración de materia orgánica, gradiente de salinidad en estuarios y por la profundidad. Por su parte, Fleeger *et al.* (1990) e Iwasaki (1995) han investigado la agregación espacial o distribución en parches de los harpacticoides. Sin embargo, sus resultados no les permiten afirmar qué factores son realmente significativos para la formación de estos agregados. En su trabajo, Thistle (1998) discute si la formación de parches mantiene y/o controla la diversidad de copépodos harpacticoides, pero dados sus resultados no da una conclusión definitiva.

Palmer y Brandt (1981), Fleeger *et al.* (1984) y Palmer (1984) han visto que el papel del transporte del sedimento (suspensión-deposición) durante la época de lluvias es de relevancia especial en sedimentos lodosos donde la meiofauna carece de capacidades adhesivas y donde los sedimentos y su fauna asociada (en particular copépodos bentónicos) son fácilmente suspendidas por el movimiento del agua.

Para comprobar el impacto que tienen las tormentas de fondo (periodos de corrientes de fondo capaces de erosionar sedimentos superficiales) sobre la abundancia de copépodos harpacticoides, Thistle (1988) comparó muestras tomadas al término de una tormenta con muestras tomadas en un intervalo entre tormentas. Dichas abundancias fueron más bajas al término de la tormenta. Además demostró que no hubo una migración dentro del sedimento y sugirió que la disminución en abundancia ocurrió debido a que los harpacticoides fueron resuspendidos y arrastrados por las corrientes durante la tormenta.

De Troch *et al.* (2001) midieron la diversidad alfa y beta de los copépodos harpacticoides en una pradera de pastos marinos tropicales, así como la relación entre la diversidad y la distribución del tamaño de alcance de las especies (número de cuadrantes/especies de pastos marinos ocupados por una especie de copépodos). Dentro de sus resultados, estos autores destacan el registro de 115 especies de copépodos harpacticoides asociados a 5 especies de pastos marinos. Por otro lado, la mayor diversidad alfa la encontraron en la zona más profunda donde habitan dos especies de pastos marinos (*Syringodium isoetifolium* (Ascherson) Dandy 1939, *Halophila stipulacea* (Forsskål) Ascherson 1867). Respecto a la diversidad beta, encontraron que la diversidad fue más alta en las raíces que en las hojas.

2.2. Los copépodos bentónicos como biomonitores

Raffaelli y Mason (1981) y Amjad y Gray (1983) demostraron que la proporción nemátodo/copépodo aumenta en lugares con mayor enriquecimiento orgánico, es decir, la abundancia de los copépodos decrece mientras la abundancia de los nemátodos se incrementa. Esto, sin ser regla general, puede ser de gran ayuda en el monitoreo ambiental de ecosistemas costeros. Sin embargo, esta proporción ha llegado a ser descartada debido a que la respuesta de los nemátodos y copépodos (y de meiofauna en general) a la contaminación parece ser muy compleja y no puede estar basada en una simple relación (Lamshead, 1984).

Hasta el momento se sabe poco sobre el uso de los copépodos bentónicos en el biomonitoreo ambiental. Hockin (1983) publicó resultados acerca del efecto de la contaminación orgánica y el consecuente enriquecimiento por nutrientes sobre una comunidad de copépodos harpacticoides de un ambiente estuarino. Este autor encontró que un incremento en el suministro de materia orgánica dio como resultado un incremento en la riqueza de especies y en la diversidad, un decremento en la dominancia sin cambios en el número de individuos, y en la biomasa.

Mirto *et al.* (2000) señalaron que los copépodos meiobentónicos sujetos a un biodepósito en el sedimento originado por cultivos de mejillón mostraron una buena tolerancia y su densidad se mantuvo constante o incluso aumentó. Estos autores explican que tal respuesta de los copépodos (en su mayoría harpacticoides) es probablemente debida a su capacidad de aprovechar el incremento en biomasa microfitobentónica asociada al biodepósito del mejillón.

A nivel experimental, Suderman y Thistle (2003) observaron que un derrame de petróleo combustible #6 y un derrame de combustible Orimulsión no tuvieron efectos significativos sobre la abundancia de copépodos y nemátodos, así como sobre la diversidad de especies de copépodos, su proporción de sexos, fecundidad, estructura de edades y contenido neutral de lípidos. Ellos comentan que las pruebas tuvieron un poder adecuado para detectar cambios ecológicamente significativos.

Millward *et al.* (2004) examinaron el efecto del combustible diesel y metales (Cu, Cd, Hg, Cr y Pb) sobre una comunidad de invertebrados bentónicos incluyendo copépodos de una marisma salada. Estos autores observaron que aunque la abundancia total de copépodos no fue influenciada significativamente por los tratamientos sólo de metales o sólo de diesel, ésta se redujo significativamente con la combinación de ambos. Como la respuesta, en términos de abundancia, de cada especie de copépodo al tratamiento de diesel fue variable, Millward *et al.* (2004) clasificaron a las especies como “sensibles al diesel” o “resistentes al diesel”.

Lee y Correa (2005) investigaron el efecto del cobre (Cu) sobre la meiofauna en tres sitios diferentes (sitio no afectado, sitio sin evidencia de contaminación y sitio afectado) observando que las densidades de copépodos harpacticoides fueron diferentes entre los tres sitios. Las más altas densidades de copépodos las encontraron en el área no afectada. Por el contrario, en el área afectada no encontraron copépodos. Ellos demostraron estadísticamente que la densidad de copépodos harpacticoides disminuye con el incremento de la concentración de cobre, lo que les da un potencial como biomonitores. Finalmente, Lee y Correa (2005), con base en sus resultados, comentan que los turbelarios podrían servir como un biomonitor positivo (incremento de organismos) de impacto para complementar el biomonitor negativo (disminución y/o ausencia de organismos) constituido por los harpacticoides.

La asociación de especies de copépodos meiobentónicos también han reflejado el impacto provocado por un herbicida (atrazine) ampliamente usado en EU. Así lo demostraron Bejarano *et al.* (2005) al encontrar que las densidades de copépodos adultos se redujeron ante la exposición crónica de atrazine, mientras que las densidades de nauplios y copepoditos, al igual que la de nemátodos no resultaron afectadas. Ellos también observaron que algunas especies de copépodos responden de manera distinta ante la presencia del herbicida, y por eso, indican que estas poblaciones se encuentran en riesgo (directa o indirectamente) al estar bajo exposiciones crónicas cercanas o por debajo de 26 µg/L.

2.3. Otros estudios sobre los copépodos bentónicos

A nivel experimental, Araújo-Castro y Souza-Santos (2005), evaluaron el efecto de la dieta basada en algas (*Navicula* sp. (de hábitos bentónicos) y *Thalassiosira fluviatilis* (Hustedt) (de hábitos planctónicos)), sobre las tasas de desarrollo, fecundidad y supervivencia del copépodo bentónico *Tisbe biminiensis* Volkmann-Rocco 1973. Ellos encontraron que 1) las concentraciones críticas de *Navicula* sp. y *T. fluviatilis* para alimentar a *T. biminiensis* fueron de 0.39 y 0.066 $\mu\text{g Chl-}a/\text{ml}$, respectivamente, 2) el tiempo de desarrollo de *T. biminiensis* fue más corto con el tratamiento de *Navicula* sp. y 3) que los copépodos alimentados con *Navicula* sp. presentaron mayor producción de nauplios.

De Troch *et al.* (2006a), en experimentos controlados, utilizaron dos especies de copépodos harpacticoides (*Paramphiascella fulvofasciata* y *Nitokra spinipes*) para probar el efecto del tamaño de grano del sedimento sobre el pastoreo de dos especies de diatomeas bentónicas (*Navicula phyllepta* y *Seminavis robusta*). El resultado fue que ambas especies de copépodos fueron capaces de pastorear sobre las diatomeas mostrando el más alto consumo en ausencia de sedimento. En contraste, ambas especies de copépodos no tuvieron consumo en condiciones de sedimento limoso. Estos autores observaron que, en general, el pastoreo fue favorecido cuando se incrementaba el tamaño de grano del sedimento.

En México los estudios sobre copépodos bentónicos se han enfocado principalmente al conocimiento de la diversidad taxonómica en sistemas costeros del centro y sur de Sinaloa (Gómez, 1998; Gómez, 2000a, b, c; Gómez y Seifried, 2001; Gómez, 2001; Gómez, 2002a, b; Gómez, 2003; Gómez, 2004; Gómez *et al.*, 2004a; Gómez *et al.*, 2004b; Gómez y Martínez-Arbizu, 2004; Gómez y Rocha, 2005; Gómez, 2006).

2.4. Estudios sobre la meiofauna en general

Los trabajos que han utilizado a la meiofauna en general como objeto de estudio, relacionando su estructura con las condiciones ambientales indican que la materia orgánica y el nivel de oxígeno disponible son factores importantes en la regulación de su abundancia y distribución (Danovaro *et al.*, 1995; Neira *et al.*, 2001a; Neira *et al.*, 2001b; Widdicombe y Austen, 2001) y que la densidad de los organismos depende más de la calidad que de la cantidad de esa materia orgánica (Danovaro *et al.*, 2002). El tamaño de grano del sedimento y el contenido

de CaCO_3 en el sedimento también son factores que causan cierta variabilidad espacial y temporal de la meiofauna (Gourbault *et al.*, 1998).

Debido a que las características ambientales varían de un lugar a otro, la influencia de ciertos factores físicos y químicos sobre la estructura de la meiofauna también puede ser variable de un lugar a otro. Es decir, cada variable ambiental puede o no ser significativa para la abundancia y distribución de la meiofauna dependiendo de las condiciones del lugar. Por ejemplo, en tres diferentes lagunas costeras al norte del Mar Egeo, Doulgeraki *et al.* (2006) observaron que dentro de una laguna cerrada la densidad y composición de la meiofauna varió significativamente debido, principalmente, a las corrientes en el agua de fondo, tamaño de partícula del sedimento y pH. En una laguna semi-cerrada la estratificación vertical de la salinidad y la temperatura fueron los factores que explicaron mejor los patrones observados. En una laguna abierta observaron que la estructura de la comunidad de la meiofauna fue espacialmente homogénea, a excepción de los nemátodos que incrementaron su abundancia en sitios con formaciones epibentónicas de macroalgas. Finalmente, Doulgeraki *et al.* (2006) incluyeron todos los datos en el mismo análisis, el cual reveló una variabilidad espacial fuerte en la estructura de la comunidad de la meiofauna a gran escala debido a las corrientes del agua de fondo, al oxígeno y al pH de agua de fondo, la temperatura y la salinidad.

De Troch *et al.* (2006b) recolectaron muestras de meiofauna en llanuras de pastos marinos tropicales de tres localidades (Kenia, México y Filipinas) con el objetivo de encontrar una relación entre los patrones de densidad/diversidad de la meiofauna y la disponibilidad de recursos. Como resultado de este estudio, ellos encontraron diferencias entre las localidades, principalmente debidas a diferentes regímenes de mareas y a la descarga de materia orgánica. Encontraron un efecto significativo positivo del incremento de los recursos sobre las densidades de la meiofauna, lo cual no fue muy claro respecto a la diversidad. Los niveles más altos de densidad y diversidad fueron encontrados en Kenia, lo cual, según De Troch *et al.* (2006b), puede ser explicado porque en las costas de Kenia ocurren grandes oscilaciones de la marea en contraste con los otros dos sitios, caracterizados por una micro-oscilación.

Ndaro y Ólafsson (1999), en una laguna en la costa este de África, encontraron que la densidad de la meiofauna varió entre 219 ind. cm^{-2} y 3422 ind. cm^{-2} , observando que el mayor número de organismos estuvo presente en hábitats compuestos por arenas finas y pastos marinos en comparación con hábitats con arenas gruesas y medias. Ndaro y Ólafsson (1999), haciendo

énfasis sobre los nemátodos, notaron que este grupo, al igual que la meiofauna total, estuvo correlacionado altamente con las características del sedimento y levemente correlacionado con el contenido orgánico del sedimento y la clorofila *a*. Por otro lado, estos autores observaron que los copépodos no estuvieron correlacionados ni con las características del sedimento ni con el contenido de materia orgánica y clorofila *a*.

Al evaluar el efecto de la descarga de material orgánico de una granja de peces, Mazzola *et al.* (1999, 2000) observaron que el impacto inicial redujo significativamente la densidad de la meiofauna, pero una vez pasado el impacto se apreció una recuperación de la estructura de la comunidad.

En su estudio de los efectos a corto y largo plazo de derrames de petróleo sobre la meiofauna de una playa arenosa de la costa oeste central de la India, Ansari e Ingole (2002) observaron una reducción significativa en la abundancia absoluta de la meiofauna inmediatamente tres días después del derrame en la playa Sinqerim, sitio del derrame. Tal reducción fue más pronunciada en la densidad de nemátodos y copépodos harpacticoides, los cuales fueron los grupos dominantes. Ellos también observaron que la densidad de las poblaciones mejoró considerablemente después del cese de monzones con una disminución paralela de la concentración de hidrocarburos del petróleo en el sedimento, notando que los nemátodos se recuperaron más rápidamente que los copépodos bentónicos. Además, Ansari e Ingole (2002) encontraron que la proporción nemátodo:copépodo y el índice de diversidad trófica fueron inadecuados para detectar los efectos de la contaminación. Más adelante, Ingole *et al.* (2006) investigaron los efectos ecotoxicológicos de un derrame de petróleo sobre los organismos bentónicos de la playa de Sinqerim-Candolim en Goa (India). Respecto al meiofauna, ellos encontraron 13 taxa cuya densidad varió de 92 a 1057 nos. 10 cm⁻². La abundancia máxima del meiofauna la observaron en Sinqerim, donde la concentración media de hidrocarburos de petróleo total (TPH, por su siglas en inglés) fue de 31 µg g⁻¹ en el sedimento, 2.66 % de carbono orgánico, y 3.135 ml/l de oxígeno disuelto. Los resultados de Ingole *et al.* (2006) sugieren que dicho evento de contaminación no solo es perjudicial para la comunidad de la playa cuya recuperación puede ser muy lenta sino que también afecta la morfología de la playa, lo cual puede tener impacto a largo plazo sobre la pesquería local.

Por su parte, Mirto y Danovaro (2004) usaron la colonización de la meiofauna sobre un sustrato artificial como una herramienta para el biomonitorio de la calidad ambiental. En su

estudio observaron que la colonización de la meiofauna alcanzó el nivel umbral después de 4-6 días en un sitio control y en otro sitio impactado, pero las densidades fueron significativamente más altas en los sustratos artificiales desarrollados en el sitio control. Sus resultados les permitieron concluir que los sustratos artificiales pueden representar una herramienta útil y de bajo costo en los estudios de monitoreo.

Utilizando a la meiofauna como descriptora del impacto que tiene el turismo sobre las playas arenosas de dos sistemas costeros (Mediterráneo y Báltico), Gheskiere *et al.* (2005) demostraron que las actividades relacionadas con el turismo aumentan el estrés de la comunidad, y disminuyen la variación taxonómica y diversidad de especies de los agregados de nemátodos, comparado con localidades cercanas no perturbadas.

Resultados experimentales obtenidos por Austen y Widdicombe (2006) les permitieron concluir, a pesar de ciertas discrepancias, que la meiofauna y la macrofauna muestran respuestas similares y fuertemente relacionadas con los efectos interactivos de perturbaciones físicas y enriquecimiento orgánico. Cabe mencionar que, con respecto a la meiofauna, ellos utilizaron solo la estructura de nemátodos para detectar dichos efectos.

En México son escasos los trabajos que abordan las comunidades meiobentónicas. Para la región noroeste se tiene el trabajo de Gómez y Hendrickx (1997), quienes observaron que la mayor densidad de la meiofauna ocurre en la parte superficial de sedimentos limosos y arcillosos con altos contenidos de carbono y nitrógeno en la laguna Ensenada del Pabellón (Sinaloa). Para el Golfo de México se han hecho estudios sobre la densidad y biomasa de la meiofauna en el talud continental superior (Escobar, *et al.*, 1997) y plataforma continental (Escobar y Soto, 1997).

2.5. Estudios realizados en el sistema lagunar Estero de Urías

En el sistema Urías (Mazatlán, Sinaloa), Morales-Serna *et al.* (2006) analizaron la variación espacial y temporal de la composición taxonómica y riqueza específica de los copépodos bentónicos en relación con las condiciones ambientales durante dos meses característicos de la época de secas y dos meses de la época de lluvias. Ellos encontraron que la densidad de copépodos se correlacionó positivamente con la cantidad de arenas y negativamente con la cantidad de limos y arcillas. En total encontraron 38 especies de copépodos bentónicos (harpacticoides y cyclopoides), observando la mayor riqueza específica en la época de secas.

Además, identificaron cinco zonas diferentes basadas en la composición de copépodos bentónicos, tipo de sedimento y concentración de materia orgánica.

Cabe mencionar que en Morales-Serna *et al.* (2006) el tamaño de las muestras no permitió calcular algún índice de diversidad, y tampoco se analizaron aquellas variables como la concentración de oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno. Además, debido a problemas técnicos, ellos no tomaron muestras en la estaciones 7 (durante todo su estudio) y 9 (durante el 2002).

Méndez (2002), basándose en comunidades de anélidos, encontró una zona muy contaminada (estación 6 en este estudio) con carencia de macrofauna debido al fuerte enriquecimiento orgánico en el sedimento, zonas contaminadas (estaciones 1 y 8 en este estudio) con presencia esporádica de oligoquetos y zonas no contaminadas (estaciones 5, 9 y 10 en este estudio) con bajo contenido de materia orgánica en el sedimento, diversidad alta y baja dominancia. Por otro lado, Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002), usando la proporción entre densidad de algas verdes y número total de especies de algas por estación de muestreo como un indicador del enriquecimiento orgánico, observaron que el sistema lagunar Estero de Urías puede ser dividido en cuatro zonas con calidad ecológica diferente durante la época de lluvias: zona A, un área de transición entre los medios marino y estuarino; zona B, junto al estero El Infiernillo que está sujeto a la influencia de aguas residuales domésticas; zona C, localizada en el interior del estero y que está afectada por las aguas sobrecalentadas de la termoeléctrica; zona D, localizada en la parte más interna del sistema con altas densidades de manglar y próxima a una granja de camarón que vierte sus aguas de desecho dentro de este cuerpo de agua.

3. HIPÓTESIS

La región en la que se encuentra el área de estudio (Estero de Urías) presenta una época de secas que comprende los meses de diciembre a junio con temperaturas bajas, y una época de lluvias que comprende los meses de julio a noviembre con temperaturas altas. La meiofauna está constituida por organismos sensibles a los cambios climáticos (como los copépodos), por lo que su abundancia y distribución normalmente se ven reducidas durante la época de lluvias debido a la reducción de la salinidad y resuspensión del sedimento (Ansari y Parulekar, 1993; Goubault *et al.*, 1998; Morales-Serna *et al.*, 2006). De manera espacial, el tamaño de grano del sedimento es, generalmente, el principal encargado de modificar la estructura comunitaria de los copépodos bentónicos, ya que una asociación de especies puede variar de un hábitat arenoso a uno lodoso (Coull, 1988). Además, en cualquier época climática, la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos, usualmente, disminuye ante eventos de enriquecimiento orgánico y baja disponibilidad de oxígeno (Hicks y Coull, 1983; Coull, 1988; Huys *et al.*, 1996; Morales-Serna *et al.*, 2006). Por lo tanto se espera que en el Estero de Urías:

- a) La densidad y diversidad de copépodos bentónicos sea más baja durante la época de lluvias y más alta durante la época de secas.
- b) La densidad y diversidad de copépodos bentónicos sea más baja en sitios con elevado enriquecimiento orgánico, sedimento fino (limos y arcillas) y baja disponibilidad de oxígeno; en tanto, la mayor densidad y diversidad ocurrirá en sitios con relativamente bajo enriquecimiento orgánico, sedimento areno-limoso y alta disponibilidad de oxígeno.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Determinar la variación espacial y temporal de la densidad y diversidad de copépodos bentónicos, y su relación con la salinidad del agua de fondo, temperatura del sedimento, concentración de oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno en el agua de fondo, concentración de carbono orgánico en el sedimento, y granulometría, durante los meses de febrero, agosto y diciembre de 2005 en el sistema lagunar Estero de Urías.

4.2. Objetivos particulares

- a) Determinar si las variables ambientales forman un gradiente de la cabecera a la boca del sistema.
- b) Determinar los factores que regulan la estructura de la comunidad de copépodos bentónicos en el Estero de Urías.
- c) De ser el caso, ampliar el listado de especies registradas para el área de estudio y Golfo de California.
- d) Plantear el uso de los copépodos bentónicos como posibles biomonitores de contaminación orgánica.

5. AREA DE ESTUDIO

5.1. Localización y geomorfología

El sistema lagunar Estero de Urías se localiza al sur del estado de Sinaloa, México, en el municipio de Mazatlán, entre las coordenadas $23^{\circ} 09'$ y $23^{\circ} 12'$ N, y $106^{\circ} 18'$ y $106^{\circ} 25'$ W (Figura 1). Tiene un perímetro litoral de 23 km y una anchura que fluctúa entre 0.1 y 1.13 km. Puede considerarse como un complejo lagunar y está formado por 3 esteros conocidos localmente como Estero del Astillero, Estero de Urías y Estero La Sirena (Álvarez-León, 1977; Ramírez-Zavala, 1998).

Lankford (1977), con base a su origen y patrón de desarrollo geológico, clasifica al Estero de Urías como una laguna costera con una barrera de plataforma interna y baja energía, tipo III-B (III-A). Presenta una boca permanente cuya orientación es semiparalela a la línea de costa.

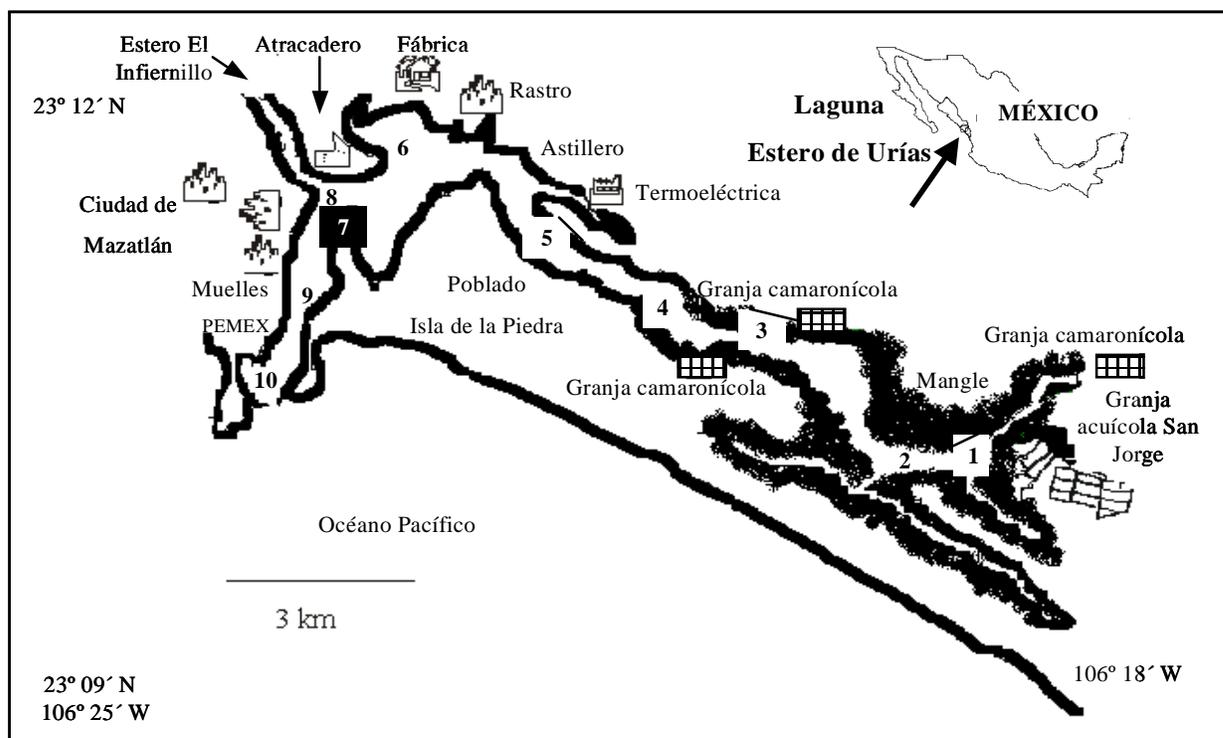


Figura 1. Sistema lagunar Estero de Urías. Los números indican las estaciones de muestreo y se señalan las principales actividades antropogénicas que impactan directamente al sistema.

5.2. Características hidrológicas e hidrodinámicas

El estero de Urías cubre una superficie aproximada de 18 km^2 y su espejo de agua se calcula en 12.8 km^2 (Ramírez-Zavala, 1998). El volumen de agua total del sistema se estima en

60,700,000 m³, exporta alrededor de 25 toneladas de sólidos suspendidos en marea de cuadratura y 128 toneladas en marea de sicigia, y tiene un tiempo de residencia del agua calculado de entre 5.5 y 9 días (Páez-Osuna, *et al.*, 1990). En el Estero de Urías las corrientes obedecen a las condiciones de marea (Secretaría de Marina, 1974). Galindo-Reyes (1986) registró que en el Estero de Urías, durante un periodo de marea, la máxima velocidad en el canal de acceso al puerto es de 37 cm/s y que el recambio de masas de agua con el mar es mínima, lo cual origina que los contaminantes vertidos hacia el interior del sistema queden “atrapados”. Por otro lado, se observó que el desfase entre los niveles extremos de marea desde la boca a la cabeza es de 60 minutos aproximadamente y que la máxima velocidad de la corriente de marea (22 cm/s) se alcanza 3 horas antes de registrarse la pleamar (Villalba-Loera, 1986).

5.3. Condiciones ambientales

El clima de la región, según la clasificación de Köppen modificada por García (1973), es cálido subhúmedo, con lluvias en verano (de julio a noviembre), con una precipitación media anual de 800.3 mm, siendo el más seco de los subhúmedos. La temperatura promedio mensual oscila entre los 24° y 34°C en el área de transición climática determinada por el Trópico de Cáncer. Las condiciones climáticas regionales reflejan dos épocas contrastantes, la de lluvias (julio a noviembre) y la de secas (diciembre a junio).

En la cabecera del sistema lagunar se presenta bosque de mangle. La especie dominante es *Rizophora mangle* y, en menor proporción se encuentran *Avicenia germinans*, *Conacarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*. La cobertura total del bosque de mangle ocupa un área de 644.5 ha, encontrándose la mayor densidad hacia el interior del sistema (Álvarez-León, 1977; Ramírez-Zavala, 1998). En áreas adyacentes al Estero de Urías también se pueden encontrar espacios destinados a la agricultura.

Respecto al enriquecimiento orgánico en el sedimento del Estero de Urías, Soto-Jiménez (1998) menciona que en las zonas interiores rodeadas por bosque de mangle predominan sedimentos arcillo-limosos, en la zona industrial predominan sedimentos areno-arcillosos, y en la zona portuaria dominan las arenas. Este autor también encontró que los niveles de carbono orgánico oscilan entre 0.6 y 11.4 %, observándose los valores más altos en los sitios que reciben aportes de materia orgánica por parte de los arroyos y por la alta producción de hojarasca de los bosques de mangle. Estos sitios se localizan en zonas interiores y tienen poca interacción con el

agua del mar. El sedimento de la zona industrial también presenta altos niveles de materia orgánica debido a la descarga de aguas residuales de plantas procesadores de alimentos (atuneras y camarónicas). Según Soto-Jiménez (1998), la distribución vertical de la materia orgánica es variable. Las concentraciones oscilan desde un 5 % en capas superficiales (primeros 5 cm de profundidad) hasta 9 % en capas inferiores (40 cm de profundidad). Resultados semejantes fueron obtenidos por Méndez (2002), Bustos-Hernández (2004) y Morales-Serna (2004) para el caso de sedimentos superficiales (Tabla 1).

Tabla 1. Tipo de sedimento, concentración de materia orgánica (% C), salinidad (‰) del agua superficial y temperatura (°C) del sedimento del Estero de Urías obtenidos por Morales-Serna (2004) en sus estaciones de muestreo. Los datos de tipo de sedimento, % C orgánico y temperatura corresponden a núcleos de sedimento de 7.5 cm de profundidad y un área de 7.0 cm² tomados durante abril y septiembre del año 2002.

Est.	Abril 2002				Septiembre 2002			
	% C	Sedimento	Temperatura (°C)	Salinidad (‰)	% C	Sedimento	Temperatura (°C)	Salinidad (‰)
1	3.16	Arenoso	25.9	43	4.51	Areno limoso	30.8	30
2	5.70	Arcillo limoso	28.0	35	6.16	Arcillo limoso	31.7	28
3	2.94	Arenoso	27.9	35	3.48	Areno limoso	31.6	27
4	3.64	Areno limoso	29.3	36	3.02	Limo arenoso	32.4	30
5	3.68	Areno limoso	28.7	36	3.91	Areno limoso	31.2	31
6	5.14	Limoso	26.7	34	5.59	Limo arcilloso	31.3	31
8	4.87	Limo arcilloso	25.2	35	4.93	Arcillo limoso	30.8	32
9	-	-	26.6	35	2.26	Arenoso	-	32
10	3.19	Arenoso	24	35	2.75	Arenoso	31.0	32

Morales-Serna (2004) encontró que la temperatura del sedimento varió de 24 °C a 29.3 °C durante abril (mes representante de la época de secas) y de 30.8 °C a 32.4 °C durante septiembre

(mes representante de la época de lluvias), y la salinidad superficial de la columna de agua varió de 34 ‰ a 43 ‰ durante abril y de 28 ‰ a 32 ‰ durante septiembre (Tabla 1).

Como se mencionó anteriormente, el sistema lagunar Estero de Urías es influenciado por varias actividades agroindustriales como la camaronicultura, la planta termoeléctrica “José Aceves Pozos” de la CFE, el rastro municipal, desagües urbanos, fábricas procesadoras de alimentos, la planta de bombeo y almacenamiento de PEMEX, el muelle y bodega fiscal de la SCT, y por las diferentes embarcaciones pesqueras, deportivas y turísticas que atracan en el lugar.

5.4. Estaciones de muestreo

Con base en las diferentes actividades agroindustriales que se realizan alrededor del Estero de Urías, desde la cabecera hasta la boca, se eligieron diez estaciones de muestreo, procurando que cada estación fuera representativa de las condiciones ambientales de la zona y así poder detectar la posible influencia de las fuentes de contaminación ya mencionadas (Figura 1). Vale la pena mencionar que para la elección de las estaciones de muestreo se tomaron en cuenta los trabajos publicados por Méndez (2002), Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002), así como las tesis de Bustos-Hernández (2004) y Morales-Serna (2004). A continuación se da una descripción de las condiciones ambientales en cada estación de muestreo.

Estación 1. Se encuentra en aguas interiores, rodeada por bosque de mangle relativamente denso, entre los 23° 09′ 06” N y 106° 18′ 46” W. Esta zona recibe una descarga significativa de aguas residuales provenientes de una granja de camarón (Acuícola San Jorge). La profundidad promedio de la columna de agua es de 1.6 m. Barranco-Ramírez (2000) registró una demanda bioquímica de oxígeno (DBO 5 días) promedio anual de 4.11 mg/l y una concentración de oxígeno disuelto (OD) de 5.05 mg/l en el agua superficial. El sedimento es arenoso con valores relativamente bajos de materia orgánica (Tabla 1).

Estación 2. Se encuentra rodeada por bosque de mangle relativamente denso, entre los 23° 09′ 05” N y 106° 19′ 08” W. Esta localidad aún puede tener cierta influencia por parte de la granja camaronicola. La profundidad de la columna de agua es de 1.6 m. El sedimento es arcillo limoso con concentraciones altas de materia orgánica (Tabla 1).

Estación 3. Se ubica cerca de una pequeña escollera, entre los 23° 10′ 36” N y 106° 20′ 32” W. En sus márgenes existe bosque de mangle. La profundidad aproximada de la columna de

agua es de 1.8 m. En áreas adyacentes se realizan actividades de camaronicultura. El sedimento es areno limoso con concentraciones bajas de materia orgánica (Tabla 1).

Estación 4. Es un sitio donde en cuyos márgenes aún se observa bosque de mangle, se ubica aproximadamente a la mitad del estero, entre los 23° 10' 23" N y 106° 20' 57" W. La columna de agua tiene una profundidad de 1.7 m. En áreas adyacentes se realizan actividades de camaronicultura. El sedimento es areno limoso con valores intermedios de materia orgánica (Tabla 1).

Estación 5. Se encuentra justo enfrente de la planta termoeléctrica, entre los 23° 11' 05" N y 106° 21' 25" W, por lo que la temperatura del agua puede ser más alta que en el resto de las estaciones. La densidad del bosque de mangle es relativamente baja. La profundidad aproximada de la columna de agua es de 5 m. El sedimento es areno limoso con valores intermedios de materia orgánica (Tabla 1). Barranco-Ramírez (2000) encontró en la capa superficial de agua de esta estación un promedio anual de concentración de OD y DBO 5 días de 5.29 y 1.7 mg/l respectivamente.

Estación 6. Se encuentra entre las coordenadas 23° 12' 42" N y 106° 23' 32" W, en una zona influenciada notablemente por el rastro municipal, desagües urbanos, fábricas procesadoras de alimentos, y por diferentes embarcaciones pesqueras (principalmente barcos atuneros). La profundidad de la columna de agua es de 6.5 m. El sedimento es limo arcilloso con un elevado enriquecimiento orgánico (Tabla 1).

Estación 7. Ubicada enfrente de la zona industrial, cerca de un atracadero de barcos camaroneros, entre los 23° 12' 33" N y 106° 24' 07" W. Aquí el muestreo se realizó justo en la orilla del estero, donde los núcleos de sedimento se tomaron directamente (el método del muestreo se detalla más adelante). Los núcleos de sedimento se extrajeron de una zona donde la profundidad promedio de la columna de agua alcanza los 30 cm. Esta zona se puede considerar como de relativamente alta energía debido al embate de las olas provocadas por las corrientes de marea o por los barcos que navegan por el lugar.

Estación 8. Lugar donde desemboca el estero "El Infiernillo", el cual arrastra aguas residuales del sector urbano de la Ciudad de Mazatlán; también es afectada por las embarcaciones pesqueras y el sector industrial. Este sitio se ubica entre las coordenadas 23° 12' 44" N y 106° 24' 13" W, donde la profundidad de la columna de agua es de 4.5 m. Barranco-Ramírez (2000) encontró una concentración promedio anual de OD de 4.85 mg/l y una DBO 5 días de 2.22 mg/l

en la capa de agua superficial. Aquí el sedimento es lodoso con un elevado enriquecimiento orgánico (Tabla 1).

Estación 9. Localizada dentro de la zona portuaria ($23^{\circ} 11' 57''$ N y $106^{\circ} 24' 31''$ W) donde navegan y atracan embarcaciones pequeñas y de gran calado que incluye a las camaroneras, atuneras, petroleras, mercantes, turísticas y de la armada de México. Esta estación se ubica cerca del poblado de la Isla de la Piedra y el sitio está afectado por desagües urbanos. La columna de agua tiene una profundidad de 11 m. El sedimento es arenoso con concentraciones bajas de materia orgánica (Tabla 1).

Estación 10. Aquí ocurre la mayor interacción entre el océano y el Estero de Urías. Se ubica cerca de la boca de la laguna, entre las coordenadas $23^{\circ} 10' 49''$ N y $106^{\circ} 25' 16''$ W, junto a la terminal de transbordadores de pasaje y carga. En esta zona también se encuentra la planta de bombeo y almacenamiento de PEMEX y la denominada flota deportiva. La profundidad de la columna de agua es de 9 m. El sedimento es arenoso con valores bajos de materia orgánica (Tabla 1). La concentración promedio anual de OD y DBO 5 días, de la capa de agua superficial, es 7.02 mg/l y 1.65 mg/l respectivamente (Barranco-Ramírez, 2000).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Muestreo de variables bióticas y abióticas

Se realizaron muestreos el 8 de febrero, 5 de agosto y 2 de diciembre de 2005, en fases de luna nueva tratando siempre de comenzar por las estaciones más someras ubicadas en la cabecera del sistema. El criterio para seleccionar cada fecha y hora muestreo tuvo como base el periodo de mareas altas con la finalidad de tener accesibilidad a las estaciones de muestreo, para ello se utilizaron los calendarios de mareas 2005 editados por el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Dichos muestreos se efectuaron a bordo de una lancha con motor fuera de borda. En cada estación de muestreo se obtuvo el siguiente material:

Con una draga tipo Eckman de 625 cm² de superficie de muestreo se extrajeron muestras de sedimento a partir de las cuales se tomaron tres submuestras con nucleadores de plástico de 8.5 cm de diámetro interno a una profundidad de 3 cm (para métodos de muestreo de la meiofauna véase Fleeger *et al.* 1988). Un núcleo fue destinado al análisis faunístico (apartado 6.2.1.), uno para la determinación de carbono orgánico (apartado 6.2.2.) y otro para el análisis granulométrico (apartado 6.2.3.). Las muestras para análisis faunístico se depositaron en bolsas de plástico con alcohol al 70 % como conservador y se tiñeron con rosa de bengala (Pfannkuche y Thiel, 1988). Las muestras para carbono orgánico y granulometría también se depositaron en bolsas de plástico y se conservaron en hieleras a una temperatura de 4-8 °C hasta llegar al laboratorio.

Con una botella Niskin horizontal se tomaron muestras de agua de fondo para determinar la concentración de oxígeno disuelto (apartado 6.2.4.) y la demanda bioquímica de oxígeno (apartado 6.2.5.) (para métodos de muestreo químico véase Merino-Ibarra, 2000).

En cada sitio se midió la profundidad. La ubicación se determinó con un GPS. La salinidad del agua de fondo se midió utilizando un refractómetro de campo marca Cole-Parmer modelo 81010-02. La temperatura del sedimento se registró utilizando un termómetro digital marca Quick modelo 90350-12 Solid-state Minithermometer. Los datos de precipitación diaria y mensual se obtuvieron de la Comisión Nacional del Agua.

6.2. Trabajo de laboratorio

6.2.1. Análisis faunístico

Una vez en el laboratorio, cada muestra se tamizó para separar la meiofauna de la macrofauna y nanofauna. Para esto se utilizaron dos tamices, uno con malla de 500 μm y otro con malla de 40 μm . Los organismos que atravesaron la malla de 500 μm pero que fueron retenidos por la de 40 μm se consideraron como meiofauna y se preservaron en frascos etiquetados con una solución de alcohol etílico al 70 % con rosa de Bengala hasta su posterior análisis (Pfannkuche y Thiel, 1988). El material retenido por el tamiz de 500 μm (macrofauna) y el que atravesó el de 40 μm (nanofauna) fue desechado.

Los copépodos de cada estación de muestreo fueron separados manualmente del resto de la meiofauna utilizando una aguja fina y un microscopio estereoscópico marca OLYMPUS (mod. SZ-ST). Los copépodos se almacenaron en frascos de 3 ml para su posterior identificación (para técnicas de procesamiento de muestras y organismos véase Pfannkuche y Thiel, 1988 y Westheide y Purschke, 1988). Cada copépodo fue identificado hasta el nivel de especie o unidad taxonómica operacional (la cual consiste en identificar y diferenciar una especie de otra sin necesidad de asignarle una familia, género y/o especie) utilizando un microscopio compuesto marca LEICA mod. DME equipado con contraste de fases y tubo de dibujo, a un aumento de 1000X.

La identificación de los copépodos bentónicos se realizó mediante la comparación de las especies descritas para el estado de Sinaloa (Gómez y Fiers, 1997; Gómez, 2000 a, b, c; Gómez, 2001; Gómez y Seifried, 2001; Gómez, 2002 a, b; Gómez, 2003; Gómez, 2004; Gómez *et al.*, 2004 a; Gómez *et al.*, 2004 b; Gómez y Martínez-Arbizu, 2004; Gómez y Rocha, 2005; Gómez, 2006), en una tesis doctoral (Gómez, 1998) y en literatura especializada en copépodos harpacticoides (e.g. Huys *et al.*, 1996).

6.2.2. Análisis para la determinación de carbono orgánico en el sedimento

En el laboratorio, las muestras de sedimento se mantuvieron en un congelador hasta el momento de su análisis.

Cada muestra, antes de ser analizada, se secó en una estufa marca Cole Parmer modelo 05015-50, a una temperatura de 60° C por 48 hrs. Posteriormente se maceró en un mortero de

porcelana hasta conseguir una textura fina y homogénea y se depositó en bolsas de plástico selladas.

La determinación de CO se realizó mediante el método propuesto por Loring y Rantala (1977), el cual consiste en oxidar el CO con dicromato de potasio y titular con sulfato ferroso amoniacal. La cantidad de sedimento analizada fue de 0.4 g, misma que se colocó en un matraz Erlenmeyer de 500 ml, adicionándole 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1 N y 20 ml de H_2SO_4 concentrado (con 2.5 mg/ml de Ag_2SO_4). Se mezcló suavemente y se calentó por 30 minutos en una plancha a 100° C. Posteriormente, cada matraz se aforó a 200 ml con agua destilada, se agregaron 10 ml de H_3PO_4 al 85 %, 0.2 g de NaF y 15 gotas de difenilamina como indicador. Enseguida se tituló con la solución ferrosa. Para la titulación se empleó una bureta digital 25 de tapa de botella marca Brinkmann. Cada muestra se analizó por duplicado.

La concentración de CO se obtuvo al interpolar el volumen de muestra empleado en una curva de calibración elaborada a partir de soluciones con concentraciones conocidas de dextrosa (0, 0.5, 1.0 y 2.0 ml) y gasto de la solución ferrosa. Se emplearon curvas estándar con una $r^2 \geq 0.999$.

6.2.3. Análisis granulométrico

Las muestras de sedimento se mantuvieron congeladas hasta el momento de su análisis (Giere *et al.*, 1988).

Para llevar a cabo el análisis granulométrico de las muestras de sedimento se empleó el método propuesto por Folk (1974), el cual consiste en eliminar el material orgánico de una cantidad de sedimento (10 g aproximadamente) con peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 %. En este caso, la eliminación del material orgánico se logró generalmente en una semana, durante la cual se añadieron diariamente 10 ml de H_2O_2 a cada muestra. Una vez que se hubo eliminado la materia orgánica, y empleando agua destilada, cada muestra se pasó por una batería compuesta por tres tamices: el primero con una abertura de luz de malla de 250 μm para retener las arenas medias-arenas muy gruesas, el segundo con una abertura de luz de malla de 125 μm para retener las arenas finas, y el tercero con una abertura de luz de malla de 63 μm para separar las arenas muy finas de los lodos (limos y arcillas). Las arenas se pusieron a secar en una estufa marca Fisher Scientific, a 60° C por 24 horas para obtener el peso seco de cada muestra.

El lodo se transfirió a una probeta de 1 litro de capacidad y se ajustó a ese volumen. Se agitó vigorosamente y se efectuaron dos pipeteos. El primero (limos y arcillas) se tomó a los 30 segundos después de la agitación a una profundidad de 21 cm. El segundo (arcillas) se tomó a una profundidad de 5 cm, 1 hora después de la agitación. Cada alícuota (pipeteo) fue de 20 ml, misma que se puso a secar a 60° C por 24 horas para conocer el peso seco. El peso en gramos de limos y arcillas se multiplicó por 50 para obtener el peso total de cada uno de estos elementos en toda la muestra.

Una vez obtenidos los pesos de arenas, limos, y arcillas, se calcularon sus porcentajes en cada muestra. Con dichos porcentajes se construyó una gráfica ternaria para utilizar la clasificación de los sedimentos propuesta por Shepard (1973). Además, con la finalidad de conocer la media y el grado de clasificación en cada muestra, se calcularon los parámetros estadístico-texturales (Krumbein y Pettijohn, 1983) empleando el valor de 0.5Φ como intervalo medio en la fracción arenas medias-arenas muy gruesas, 2.5Φ para la fracción arenas finas, 3.5Φ para la fracción arenas muy finas, 6Φ para la fracción limosa, y 9Φ para la fracción arcillosa. Con los resultados obtenidos se hizo una clasificación de los sedimentos basada en la nomenclatura recomendada por Folk y Ward (1957) (Tabla 2).

Nota: $\Phi = -\log_2$ Diámetro en mm (e.g. $-1\Phi = 2$ mm, $1\Phi = 0.5$ mm).

6.2.4. Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto (OD) en el agua se midió de acuerdo con el método de Winkler (Rosales-Hoz, 1979). Del agua de fondo obtenida con la botella Niskin horizontal (apartado 6.1.) se tomó una submuestra de 300 ml en una botella de DBO, la cual se fijó inmediatamente añadiendo 1 ml de solución de sulfato manganoso y 1 ml de yoduro alcalino. De esta manera se eliminó el riesgo de contaminar la submuestra con oxígeno atmosférico. Una vez en el laboratorio, y antes de 48 horas, cada submuestra se acidificó con 1 ml de ácido sulfúrico concentrado (se libera el manganeso y se forma yodo) y se tituló el yodo (cuantitativamente igual al oxígeno contenido en la muestra) con tiosulfato de sodio empleando una solución de almidón como indicador. Para la titulación se empleó una bureta digital 25 de tapa de botella marca Brinkmann. La cantidad de submuestra analizada para cada estación fue de 10 ml con una réplica para corroborar el primer valor obtenido.

Tabla 2. Parámetros estadístico-texturales de acuerdo a Krumbein y Pettijohn (1938) y nomenclatura según Folk y Ward (1957).

Parámetros	Formula Krumbein y Pettijohn (1938)	Nomenclatura Folk y Ward (1957)	
		Intervalo Φ	
Media M_{Φ}	$M_f = \frac{\sum fm}{100}$	1-2	Arena media
		2-3	Arena fina
		3-4	Arena muy fina
		4-5	Limo grueso
		5-6	Limo medio
		6-7	Limo fino
		7-8	Limo muy fino
		> 8	Arcilla
Grado de clasificación σ_{Φ}	$S_f = \sqrt{\frac{\sum f(m - M_f)^2}{100}}$	< 0.35	Muy bien clasificada
		0.35-.050	Bien clasificada
		0.50-1.00	Moderad. clasificada
		1.00-2.00	Mal clasificada
		2.00-3.00	Muy mal clasificada

Se empleó la formula dada en Rosales-Hoz (1979):

$$\text{Contenido de } O_2 \text{ en } \frac{ml}{l} = (\text{Gasto de tiosulfato de sodio} * \text{Normalidad del tiosulfato}) (K)$$

$$\text{donde: } K = \frac{(5.6 * 1000)}{300 - \frac{2}{300}(10)}$$

Los valores del numerador son constantes. En el denominador, el número 300 corresponde al volumen total de la submuestra, el número 2 corresponde a los 2 ml desplazados por el sulfato manganeso y el yoduro alcalino, y el número 10 corresponde a los mililitros de submuestra empleados en la titulación. Para convertir las unidades de ml de O_2/l a mg de O_2/l , cada observación se dividió entre 22.4 y se multiplicó por 32.

6.2.5. Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el agua de fondo de cada estación de muestreo se determinó siguiendo las técnicas de Golterman *et al.* (1978) y Adams (1990). Del agua de fondo, obtenida con la botella Niskin horizontal (apartado 6.1.), se tomaron dos submuestras de 300 ml en botellas de DBO, las cuales se airearon, manteniéndolas destapadas durante 2 minutos después de tomar la muestra. Transcurridos 2 minutos, una de las submuestras se fijó inmediatamente añadiendo 1 ml de solución de sulfato manganeso y 1 ml de yoduro alcalino. Una vez en el laboratorio se determinó la concentración de oxígeno disuelto antes de 48 horas. La segunda submuestra se mantuvo en incubación durante 5 días en oscuridad a 20° C. La DBO₅ fue la diferencia entre la concentración de oxígeno de la muestra fijada en campo y la concentración de oxígeno después de la incubación.

6.3. Análisis de datos

6.3.1. Variación en la composición taxonómica de copéodos bentónicos a lo largo del área de estudio

Para obtener el gradiente de distribución de las especies de copéodos a lo largo del Estero de Urías se aplicó el análisis MDS (Clarke y Warwick, 1994). Según Clarke y Warwick (1994) el MDS consiste en la construcción de un mapa o configuración de las muestras en ciertas dimensiones y pretende satisfacer todas las condiciones impuestas por el grado de similitud o disimilitud. Es decir, en el mapa o diagrama se forman distancias más cortas entre las muestras que tengan una mayor similitud. En cada análisis MDS existe un nivel de estrés (nivel de confianza) que se puede interpretar de la siguiente manera:

estrés < 0.05, indica que hay muy pocas posibilidades de mal interpretación de los datos, es decir, se tiene una representación excelente de la muestra

estrés < 0.1 indica una buena representación de los datos y no hay riesgo real de mala interpretación

estrés < 0.2 indica una representación potencialmente buena de los datos

estrés > 0.3 no es recomendable y la interpretación de los datos debe hacerse con cuidado.

También se realizaron análisis cluster (o de clasificación) para hacer una agrupación de aquellas estaciones semejantes entre sí con respecto a la composición taxonómica de copéodos

bentónicos (Clarke y Warwick, 1994) y análisis SIMPER para identificar a las especies que contribuyeron a la disimilitud entre los grupos formados.

Estos análisis se realizaron con el software PRIMER 5 para windows versión 5.2.8 utilizando una matriz de la densidad de las especies de copépodos bentónicos. Los datos se transformaron a raíz cuarta y se usó el índice de similitud de Bray-Curtis. Además, en el caso del cluster se usó el método de agrupamiento por promedio de grupos.

6.3.2. Densidad total de copépodos

Debido a la falta de réplicas en las muestras de meiofauna, el análisis de la variación de la densidad entre las estaciones de muestreo sólo se hizo de forma descriptiva.

Para verificar la existencia de posibles diferencias significativas de la densidad total de copépodos ($\text{ind. } 10 \text{ cm}^{-2}$) a través del espacio se optó por dividir al Estero de Urías en cuatro zonas con base en las observaciones hechas durante este estudio y los resultados de Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002), Méndez (2002) y Morales-Serna *et al.* (2006). Así, las estaciones incluidas en cada zona fueron establecidas como replicas: zona A, incluye las estaciones 1 y 2, está rodeada por mangle y está afectada por aguas de origen camaronícola; zona B, incluye las estaciones 3, 4 y 5, está bordeada por escasas plantas de mangle y está afectada por la planta termoeléctrica; zona C, incluye las estaciones 6, 7 y 8, está afectada por la zona industrial, embarcaciones pesqueras que ahí atracan y desagües urbanos; y zona D, incluye las estaciones 9 y 10, abarcando desde el canal de navegación hasta la boca del sistema. Se utilizó el análisis de varianza (ANOVA) no paramétrico de Kruskal-Wallis (Zar, 1996).

El uso de análisis estadísticos para datos no paramétricos se debe a que las muestras provienen de poblaciones no normales. Estas pruebas no especifican condiciones previas acerca de la población o poblaciones de donde se obtienen los datos (Calvo, 1985; Zar, 1996). Este análisis se realizó con la ayuda del software STATISTICA edición '98 para Windows.

6.3.3. Diversidad de copépodos bentónicos

Se cuantificó el número de especies (S) y la diversidad de copépodos se determinó mediante índices univariantes como:

a) El índice de diversidad de Shannon (H'), el cual es especialmente sensible a cambios en las especies más raras de la comunidad en términos de abundancia (Shannon y Wiener 1963). La formula aplicada fue:

$$H' = - \sum_{i=1}^S (pi)(\log_2 pi)$$

donde: S = número de especies, y pi = número de individuos para la especie i .

b) El índice de equitatividad de Pielou (J') que indica qué tan uniformemente se encuentran repartidos los individuos entre las diferentes especies. De este modo, una equitatividad alta indica una baja dominancia y viceversa (Pielou 1969). La formula empleada fue:

$$J' = H' / \text{Log}_2 S$$

donde: H' = valor de diversidad y S = número de especies.

Estos índices se calcularon mediante el programa Excel y se corroboraron con el software PRIMER 5 para Windows versión 5.2.8.

Las diferencias significativas, tanto espaciales como temporales, de la diversidad (H' y J'), se determinaron por medio de un análisis de varianza multivariado (MANOVA). Debido a la falta de réplicas en las muestras de meiofauna, el MANOVA espacial se hizo sobre las zonas (A, B, C y D) descritas en el apartado anterior. Para saber entre cuáles zonas o meses hubo diferencias se aplicó la prueba de Tukey HSD (Honestly Significantly Different). Esto se realizó con la ayuda del software STATISTICA edición '98 para Windows.

La variación espacial de la diversidad entre cada una de las estaciones de muestreo sólo se analizó de forma descriptiva.

Para valorar si el número de especies encontradas representa la riqueza total del Estero de Urías se construyeron curvas de acumulación de especies (Moreno y Halffter, 2000; Levin *et al.*, 2001; Gray, 2002; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003) a partir de datos de presencia/ausencia. En estas curvas se relaciona el número de especies acumuladas (eje y) dado un esfuerzo de muestreo (eje x) formándose así una pendiente positiva conforme se agregan especies nuevas. El momento en el que la pendiente desciende a cero corresponde, teóricamente, al número total de especies que se pueden encontrar en el área de estudio con los métodos utilizados y durante el tiempo en el que se llevó a cabo el muestreo (Gray, 2002; Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). Para reducir el número de sesgos se realizó un proceso previo de suavizado de la curva en el que el orden de

entrada de los muestreos (n) fue aleatorizado 1000 veces y se calculó el número de especies (S_n) para cada muestreo (ver Jiménez-Valverde y Hortal, 2003). De esta manera se obtuvo el promedio de adición de especies con el aumento del esfuerzo de muestreo. Estas curvas de acumulación se construyeron en una hoja de cálculo (Excel).

6.3.4. Relación entre las variables ambientales y la densidad y diversidad de copépodos

Para determinar cuales factores ambientales tuvieron mayor influencia sobre la densidad y diversidad de los copépodos se realizaron correlaciones de Spearman para datos no paramétricos. El coeficiente de correlación de Spearman es una medida de asociación que requiere que ambas variables sean medidas en una escala ordinal de manera que los objetos o individuos en estudio pueden colocarse en dos series ordenadas (Calvo, 1985). Se tomaron en cuenta sólo aquellos valores significativos ($r > 0.5$, $p < 0.05$). Se utilizó el software STATISTICA edición '98 para Windows.

Se realizaron análisis de correspondencia canónica (CCA, por sus siglas en inglés) entre las especies dominantes y frecuentes y las variables ambientales ya mencionadas (Ter Braak, 1986). Para ello se utilizó el software MVSP 3.1. Los datos de las especies fueron transformados a raíz cuadrada para reducir el peso de las especies abundantes. La dominancia se obtuvo de $D_m = (n_i / N) \times 100$, donde D_m es el índice de dominancia media; n_i , el número de individuos pertenecientes a la especie i ; N , el número total de individuos (Picard, 1965). La frecuencia se obtuvo a partir de $F = (m_i \times 100) / M$, donde m_i es el número de muestras en las cuales apareció la especie i y M , el número total de muestras (Glémarec, 1964). Una especie se consideró dominante y frecuente cuando $D_m \geq 1$ y $F \geq 15$.

7. RESULTADOS

7.1. Copépodos bentónicos

Se analizó un total de 2,900 copépodos bentónicos. Se registraron 47 especies pertenecientes a 38 géneros distribuidos en 26 familias, distribuidas entre Polyarthra (taxón primitivo compuesto por las familias que anteriormente se incluían dentro de los harpacticoides), Harpacticoida y Cyclopoida. A continuación se enlista la clasificación taxonómica adoptada de Boxshall y Halsey (2004) para harpacticoides y cyclopoides, incluyendo la separación de las familias Polyarthra de los harpacticoides (Dahms, 2004).

Polyarthra Lang 1944

Familia Longipediidae Sars 1903 (part.) sensu Lang 1944

Género *Longipedia* Claus 1862

Longipedia corteziensis Gómez 2001

Familia Canuellidae Lang 1944

Género *Scottolana* Por 1967

Scottolana sp. 1

Orden Harpacticoida Sars 1903

Familia Ectinosomatidae Sars 1903

Género *Ectinosoma* Boeck 1865

Ectinosoma sp. 1

Ectinosoma sp. 2

Género *Microsetella* Brady y Robertson 1873

Microsetella sp. 1

Género *Halectinosoma* Lang 1944, 1965

Halectinosoma sp. 1

Halectinosoma sp. 2

Halectinosoma sp. 3

Familia Euterpinidae Brian 1921

Género *Euterpina* Norman 1903

Euterpina acutifrons Dana 1848

Familia Harpacticidae Sars 1904

Subfamilia Zausodiinae Lang 1944

Género *Zausodes* C. B. Wilson 1932

Zausodes septimus Lang 1965

Familia Tisbidae Stebbing 1910, Lang 1944, 1948

Subfamilia Tisbinae Lang 1944

Género *Tisbe* Lilljeborg 1853

Tisbe brigittevolkmannae Gómez, Puello-Cruz y González-Rodríguez, 2004

Género *Tisbella* Gurney 1927

Tisbella pulchella Wilson 1932

Familia Thalestridae Sars 1905 sensu Lang 1948

Subfamilia Dactylopusiinae Lang 1936

Género *Diarthrodes* Thomson 1882

Diarthrodes sp. 1

Género *Paradactylopodia* Lang 1944

Paradactylopodia sp. 1

Familia Miraciidae Dana 1846

Subfamilia Diosaccinae Sars 1906

Género *Bulbamphiascus* Lang 1944

Bulbamphiascus sp. 1

Género *Robertgurneya* Lang 1944

Robertgurneya sp. 1

Género *Typhlamphiascus* Lang 1944

Typhlamphiascus sp. 1

Género *Amphiascoides* Nicholls 1941

Amphiascoides sp. 1

Familia Miraciidae *incerta sedis*

Subfamilia Stenheliinae Brady 1880

Género *Stenhelia* Boeck 1865

Stenhelia sp. 1

Stenhelia sp. 2

Género *Delavalia* Brady 1868

Delavalia sp. 1

Género *Pseudostenhelia* Wells 1967

Pseudostenhelia wellsii Coull y Fleeger 1977

Familia Ameiridae Monard 1928

Género *Psyllocamptus* T. Scott 1899

Subgénero *Psyllocamptus* T. Scott 1899

Psyllocamptus tahuesensis Gómez 2002

Familia Darcythompsoniidae Lang 1936

Género *Kristensenia* Por 1983

Kristensenia secunda Gómez 2005

Familia Canthocamptidae Sars 1906

Género *Mesochra* Boeck 1865

Mesochra sp. 1

Mesochra sp. 2

Familia Canthocamptidae Sars 1906 *incertae sedis*

Género *Cletocamptus* Schmankevitch 1875

Cletocamptus sinaloensis Gómez, Fleeger, Rocha-Olivares y Foltz, 2004

Familia Cletodidae T. Scott 1905

Género *Enhydrosoma* Boeck 1872

Enhydrosoma lacunae Jakubisiak 1933

Enhydrosoma paraproinquum Gómez 2003

Enhydrosoma solitarium Gómez 2003

Enhydrosoma brevipodum Gómez 2004

Enhydrosoma sp. 1

Familia Huntemaniidae Por 1986

Género *Nannopus* Brady 1880

Nannopus sp. 1

Familia Laophontidae T. Scott 1905

Género *Laophonte* Philippi 1840

Laophonte sp. 1

Género *Paralaophonte* Lang 1944

Paralaophonte sp. 1

Familia Metidae Sars 1910

Género *Metis* Philippi 1843

Metis sp. 1

Familia Normanellidae Lang 1944

Subfamilia Subfam. 1

Género Gen. 1

Gen. 1. sp. 1

Familia Peltidiidae Sars 1904

Género *Alteutha* Baird 1845

Alteutha sp. 1

Género *Alteuthellopsis* Lang 1944

Alteuthellopsis sp. 1

Familia Danielsseniidae Huys y Gee 1996

Género *Afrosenia* Huys y Gee 1996

Afrosenia sp. 1

Orden Cyclopoida Burmeister 1834

Familia Cyclopidae Dana 1846

Subfamilia Halycyclopinae Kiefer 1927

Género *Halicyclops* A. M. Norman 1903

Halicyclops hurlberti Rocha 1991

Subfamilia Cyclopinae

Género *Ponticyclops* Reid 1987

Ponticyclops sp. 1

Familia Clausiidae Giesbrecht 1895

Género *Pontoclausia* Bacescu y Por 1959

Pontoclausia sp. 1

Familia Clausidiidae Embleton 1901

Género *Giardella* Canu 1888

Giardella sp. 1

Familia Oithonidae Dana 1853

Género *Oithona* Baird 1843

Oithona sp. 1

Familia Kelleriidae Humes y Boxshall 1996

Género *Kelleria* Gurney 1927

Kelleria reducta Gómez 2006

Familia Cyclopinidae Sars 1913

Género *Cyclopina* Claus 1862

Cyclopina sp. 2

El 81 % de las especies pertenecen al orden Harpacticoida, el 15 % al orden Cyclopoida, y el 4 % restante a Polyarthra (Figura 2). El mayor número de especies se registró en diciembre con 36 especies en total, le siguió febrero con 28 especies, y agosto con 16 especies (Tabla 3). En los tres muestreos hubo copepoditos que, debido a su estadio de desarrollo, no pudieron ser identificados.

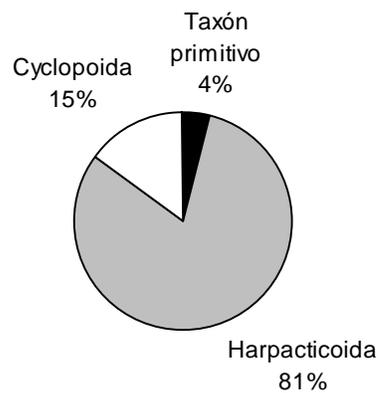


Figura 2. Proporción del taxón primitivo (Polyarthra) y los dos ordenes de copéodos bentónicos encontrados en el Estero de Urías.

Tabla 3. Especies de copépodos bentónicos encontradas (+) en cada mes a lo largo del Estero de Urías.

Especies	Febrero	Agosto	Diciembre
<i>Afrosenia</i> sp. 1			+
<i>Alteutha</i> sp. 1		+	
<i>Alteuthellopsis</i> sp. 1			+
<i>Amphiascoides</i> sp. 1			+
<i>Bulbamphiascus</i> sp. 1	+	+	+
<i>Cletocamptus sinaloensis</i>	+		+
<i>Cyclopina</i> sp. 2			+
<i>Delavalia</i> sp. 1	+	+	+
<i>Diarthrodes</i> sp. 1	+		
<i>Ectinosoma</i> sp. 1	+		+
<i>Ectinosoma</i> sp. 2			+
<i>Enhydrosoma brevipodum</i>			+
<i>Enhydrosoma lacunae</i>	+		+
<i>Enhydrosoma parapropinquum</i>	+	+	+
<i>Enhydrosoma solitarium</i>			+
<i>Enhydrosoma</i> sp. 1	+		
<i>Euterpina acutifrons</i>	+		+
<i>Giardella</i> sp. 1		+	
<i>Halectinosoma</i> sp. 1			+
<i>Halectinosoma</i> sp. 2	+		+
<i>Halectinosoma</i> sp. 3		+	+
<i>Halicyclops hurlberti</i>	+	+	+
<i>Kelleria reducta</i>	+		+
<i>Kristensenia secunda</i>		+	
<i>Laophonte</i> sp. 1		+	
<i>Longipedia corteziensis</i>	+		+
<i>Mesochra</i> sp. 1	+		+
<i>Mesochra</i> sp. 2			+
<i>Metis</i> sp. 1	+		+
<i>Microsetella</i> sp. 1	+		+
<i>Nannopus</i> sp. 1	+		+
Normanellidae subfam 1 gen1 sp1	+		+
<i>Oithona</i> sp. 1			+
<i>Paradactylopodia</i> sp. 1	+	+	+
<i>Paralaophonte</i> sp.1	+		+
<i>Ponticyclops</i> sp. 1	+		
<i>Pontoclausia</i> sp. 1	+	+	
<i>Pseudostenhelia wellsii</i>	+	+	+
<i>Psyllocamptus tahuesensis</i>	+	+	
<i>Robertgurneya</i> sp. 1			+
<i>Scottolana</i> sp. 1	+		

continuación Tabla 3. Especies de copépodos bentónicos encontradas (+) en cada mes a lo largo del Estero de Urías.

Especies	Febrero	Agosto	Diciembre
<i>Stenhelia</i> sp. 1	+	+	+
<i>Stenhelia</i> sp. 2		+	
<i>Tisbe brigittenvolkmanae</i>			+
<i>Tisbella pulchella</i>			+
<i>Typhlamphiascus</i> sp. 1	+	+	+
<i>Zausodes septimus</i>	+		+

Las especies dominantes y frecuentes registradas en febrero fueron *Bulbamphiascus* sp. 1, *Delavalia* sp. 1, *Diarthrodes* sp. 1, *Ectinosoma* sp. 1, *E. parapropinquum*, *Halectinosoma* sp. 2, *H. hurlberti*, *K. reducta*, *Paralaophonte* sp. 1, *Pontoclausia* sp. 1, *Stenhelia* sp. 1 y *Typhlamphiascus* sp. 1 (véase Anexo I). Las estaciones donde se encontraron más especies de copépodos durante febrero fueron la 1 ($S = 14$) y la 2 ($S = 13$). En la estación 6 no se registraron organismos.

Las especies dominantes y frecuentes registradas en agosto fueron *Bulbamphiascus* sp. 1, *H. hurlberti*, *P. tahuesensis* y *Typhlamphiascus* sp. 1 (véase Anexo II). En agosto la estación en la que se registró el mayor número de especies fue la 2 ($S = 8$). En las estaciones 5 a 7 solo se registró una especie, y en las estaciones 8 y 9 no se encontraron organismos.

Las especies dominantes y frecuentes registradas en diciembre fueron *Bulbamphiascus* sp. 1, *Cyclopina* sp. 2, *Delavalia* sp. 1, *Ectinosoma* sp. 1, *E. brevipodum*, *E. parapropinquum*, *E. solitarium*, *Halectinosoma* sp. 1, *Halectinosoma* sp. 2, *Halectinosoma* sp. 3, *H. hurlberti*, *L. corteziensis*, *Mesochra* sp. 1, *Paradactylopodis* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1, *P. wellsi* y *Stenhelia* sp. 1. Cabe destacar que *H. hurlberti* se encontró en nueve de las diez estaciones (estaciones 1 a 9) (véase Anexo III). La estación con el mayor número de especies durante diciembre fue la 9 ($S = 15$). La estación en la que se observó el menor número de especies fue la estación 10 ($S = 2$).

Las especies dominantes y frecuentes a lo largo del periodo de estudio fueron *Bulbamphiascus* sp. 1, *Delavalia* sp. 1, *Ectinosoma* sp. 1, *E. parapropinquum*, *Halectinosoma* sp. 2, *H. hurlberti*, *Mesochra* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1, *Stenhelia* sp. 1 y *Typhlamphiascus* sp. 1. La estación en la que se registró el mayor número de especies fue la 9.

7.1.1. Densidad de copéodos bentónicos

En la Figura 3 se presenta la variación espacial y temporal de la densidad de copéodos bentónicos en el sistema lagunar Estero de Urías. En febrero (Anexos I y IV) la mayor densidad ocurrió en las estaciones 1 y 7 (33.49 ind. 10 cm^{-2} y 29.43 ind. 10 cm^{-2} , respectivamente) y la menor en las estaciones 6 y 8 (0 ind. 10 cm^{-2} y 0.88 ind. 10 cm^{-2} , respectivamente). En agosto (Anexos II y V) la densidad fue muy baja en la mayoría de las estaciones (< 1 ind. 10 cm^{-2} en

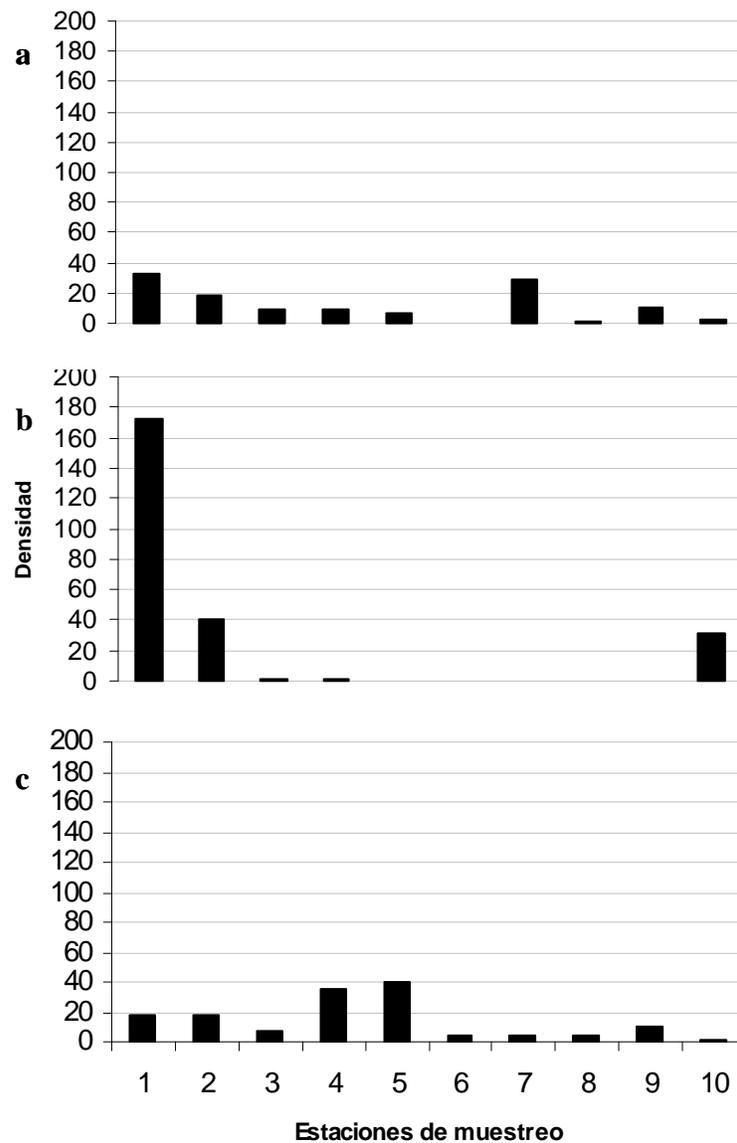


Figura 3. Variación espacial y temporal de la densidad (ind. 10 cm^{-2}) de copéodos bentónicos en el Estero de Urías durante febrero (a), agosto (b) y diciembre (c).

estaciones 4 a 9). Sin embargo, en la estación 1 la densidad se disparó a 172.19 ind. 10 cm⁻², siendo este valor el más alto espacial y temporalmente. La densidad observada en diciembre (Anexos III y VI) fue más alta en las estaciones 4 y 5 (34.90 ind. 10 cm⁻² y 40.18 ind. 10 cm⁻², respectivamente) y más baja en las estaciones 6 (4.23 ind. 10 cm⁻²), 8 (4.41 ind. 10 cm⁻²) y 10 (1.94 ind. 10 cm⁻²). La densidad promedio de copépodos bentónicos fue de 11.91 ind. 10 cm⁻² en febrero, 24.67 ind. 10 cm⁻² en agosto y 14.41 ind. 10 cm⁻² en diciembre.

Bulbamphiascus sp. 1 y *Halectinosoma* sp. 2 (31.9 ind. 10 cm⁻² y 25.91 ind. 10 cm⁻² respectivamente) fueron las especies que presentaron las mayores densidades en febrero. En agosto nuevamente *Bulbamphiascus* sp. 1 tuvo la mayor densidad (183 ind. 10 cm⁻²) y en segundo lugar *P. tahuesensis* (48.64 ind. 10 cm⁻²). *Stenhelia* sp. 1 (20.97 ind. 10 cm⁻²) presentó las mayores densidades en diciembre, seguida de *H. hurlberti* (19.39 ind. 10 cm⁻²), *Halectinosoma* sp. 2 (17.8 ind. 10 cm⁻²) y *Ectinosoma* sp. 1 (17.1 ind. 10 cm⁻²) (Tabla 4).

Tabla 4. Densidad total (ind. 10 cm⁻²) de cada especie de copépodos bentónicos y de copepoditos no identificados hallados a lo largo del periodo de estudio.

Especie	Densidad	Densidad	Densidad
	ind. 10 cm ⁻²	ind. 10 cm ⁻²	ind. 10 cm ⁻²
	Febrero	Agosto	Diciembre
<i>Afrosenia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.53
<i>Alteutha</i> sp. 1	0.00	0.88	0.00
<i>Alteuthellopsis</i> sp. 1	0.00	0.00	0.18
<i>Amphiascoides</i> sp. 1	0.00	0.00	0.35
<i>Bulbamphiascus</i> sp. 1	31.90	183.29	2.47
<i>Cletocamptus sinaloensis</i>	0.35	0.00	5.64
<i>Cyclopina</i> sp. 2	0.00	0.00	4.93
<i>Delavalia</i> sp. 1	3.52	1.76	3.17
<i>Diarthrodes</i> sp. 1	3.35	0.00	0.00
<i>Ectinosoma</i> sp. 1	8.64	0.00	17.10
<i>Ectinosoma</i> sp. 2	0.00	0.00	0.88
<i>Enhydrosoma brevipodum</i>	0.00	0.00	2.11
<i>Enhydrosoma lacunae</i>	0.35	0.00	0.35
<i>Enhydrosoma parapropinquum</i>	5.11	0.18	2.29
<i>Enhydrosoma solitarium</i>	0.00	0.00	2.82
<i>Enhydrosoma</i> sp. 1	0.18	0.00	0.00
<i>Euterpina acutifrons</i>	0.18	0.00	0.70
<i>Giardella</i> sp. 1	0.00	0.18	0.00
<i>Halectinosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	2.29
<i>Halectinosoma</i> sp. 2	25.91	0.00	17.80
<i>Halectinosoma</i> sp. 3	0.00	0.18	1.59
<i>Halicyclops hurlberti</i>	4.76	2.47	19.39

continuación Tabla 4

Especies	Febrero	Agosto	Diciembre
<i>Kelleria reducta</i>	1.23	0.00	0.35
<i>Kristensenia secunda</i>	0.00	0.18	0.00
<i>Laophonte</i> sp. 1	0.00	0.18	0.00
<i>Longipedia corteziensis</i>	0.88	0.00	1.59
<i>Mesochra</i> sp. 1	0.18	0.00	8.81
<i>Mesochra</i> sp. 2	0.00	0.00	0.18
<i>Metis</i> sp. 1	0.53	0.00	1.06
<i>Microsetella</i> sp. 1	0.35	0.00	0.35
<i>Nannopus</i> sp. 1	1.06	0.00	1.59
Normanellidae subfam 1 gen1 sp1	1.06	0.00	0.18
<i>Oithona</i> sp. 1	0.00	0.00	2.11
<i>Paradactylopodia</i> sp. 1	0.35	0.18	1.23
<i>Paralaophonte</i> sp.1	10.57	0.00	3.88
<i>Ponticyclops</i> sp. 1	0.53	0.00	0.00
<i>Pontoclausia</i> sp. 1	1.23	0.18	0.00
<i>Pseudostenhelia wellsii</i>	0.18	0.35	1.94
<i>Psyllocamptus tahuesensis</i>	0.18	48.64	0.00
<i>Robertgurneya</i> sp. 1	0.00	0.00	0.18
<i>Scottolana</i> sp. 1	0.53	0.00	0.00
<i>Stenhelia</i> sp. 1	9.69	0.35	20.97
<i>Stenhelia</i> sp. 2	0.00	3.35	0.00
<i>Tisbe brigittetvolkmannae</i>	0.00	0.00	0.35
<i>Tisbella pulchella</i>	0.00	0.00	0.18
<i>Typhlamphiascus</i> sp. 1	1.76	3.00	0.70
<i>Zausodes septimus</i>	0.70	0.00	1.23
Copepoditos No Identificados	3.88	1.41	12.69
Suma	119.14	246.74	144.17

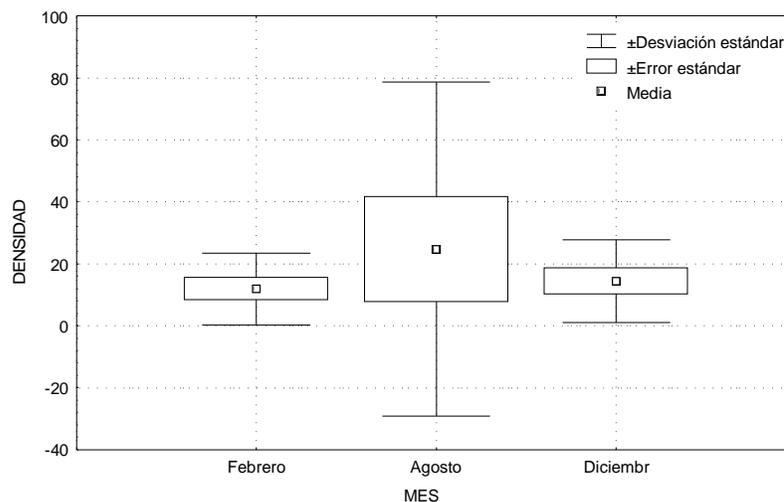


Figura 4. Comparación de la densidad de copépodos bentónicos (ind. 10 cm⁻²) entre los tres meses de muestreo en el Estero de Urías.

Según el ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis no hubo diferencias significativas de la densidad entre los tres meses de muestreo ($H_{2,30} = 2.79$, $p = 0.24$). En agosto se registraron valores de densidad bastante alejados de la media, la cual fue ligeramente más alta que la de febrero y diciembre (Figura 4).

No se encontraron diferencias significativas de densidad entre las zonas en febrero, agosto y diciembre (febrero $H_{3,10} = 3.54$, $p = 0.31$; agosto $H_{3,10} = 5.57$, $p = 0.13$; diciembre $H_{3,10} = 5.83$, $p = 0.11$).

7.1.2. Variación en la composición taxonómica de copépodos bentónicos en el Estero de Urías

Los análisis de clasificación (cluster) y de ordenación (MDS) aplicados a las densidades de las especies de copépodos bentónicos permitieron separar o agrupar a las estaciones visitadas en cada muestreo con base en su composición taxonómica.

En febrero, el análisis de clasificación agrupó a las estaciones 3 a 5 y 7 (grupo A), y 6, 8 y 10 (Grupo B), con 68 % de similitud (Figura 5a). El resto de las estaciones (1, 2 y 9) permanecieron separadas. Con una similitud mayor (80 %) se formaron los subgrupos A1 (estaciones 3 y 4) y B1 (estaciones 6 y 8). El análisis de ordenación MDS no reveló la presencia de un gradiente en las estaciones de muestreo (Figura 5b), pero, con un buen nivel de confianza (estrés = 0.07), este análisis agrupó a las estaciones 6 y 8 junto a la estación 10, y por otro lado a las estaciones 3 y 4 junto a las estaciones 5 y 7, quedando completamente separadas las estaciones 1, 2, y 9. Con el análisis SIMPER se observó que *Halectinosoma* sp. 2 fue la especie que más contribuyó a la disimilitud entre los grupos A y B (21.02 %). El porcentaje restante estuvo a cargo de *Stenhelia* sp. 1 y *Nannopus* sp. 1 (8.99 % cada una), *Pontoclausia* sp. 1 y *E. parapropinquum* (8.55 % cada una), *E. lacunae* y *C. sinaloensis* (6.60 % cada una), *Metis* sp. 1, *Paradactylopodia* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1 y *E. acutifrons* (5.39 % cada una). Las especies que más contribuyeron a la disimilitud entre el subgrupo A1 y la estación 5 fueron *Bulbamphiascus* sp. 1 (16.75 %), *Stenhelia* sp. 1 (14.07 %) y *E. parapropinquum* (10.92 %). Entre el subgrupo A1 y la estación 7 fueron *Bulbamphiascus* sp. 1 (18.54 %), *Paralaophonte* sp. 1 (17.15 %) y *Stenhelia* sp. 1 (11.95 %). *Bulbamphiascus* sp. 1 contribuyó con 12.23 % de disimilitud entre el subgrupo B1 y la estación 10.

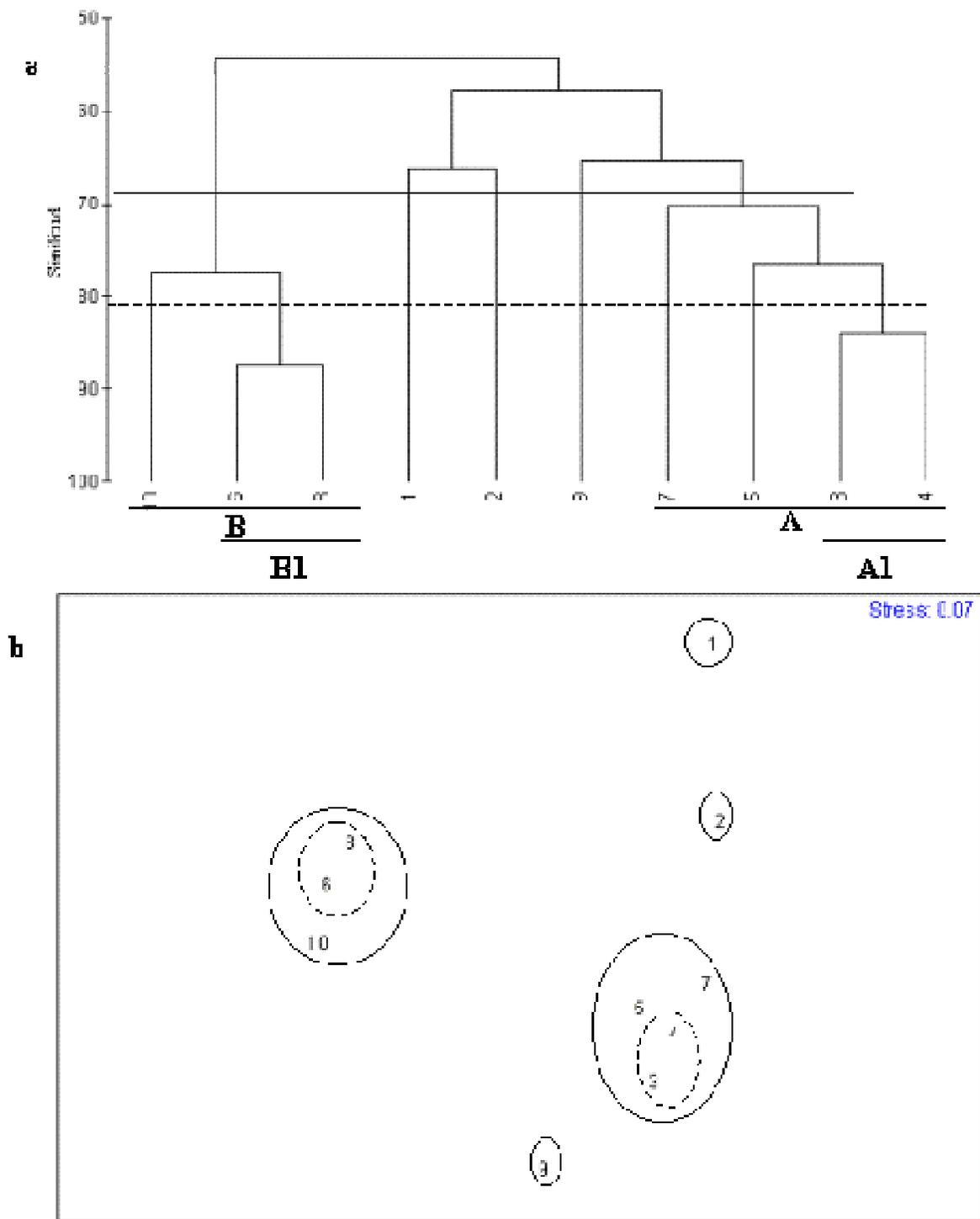


Figura 5. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en febrero.

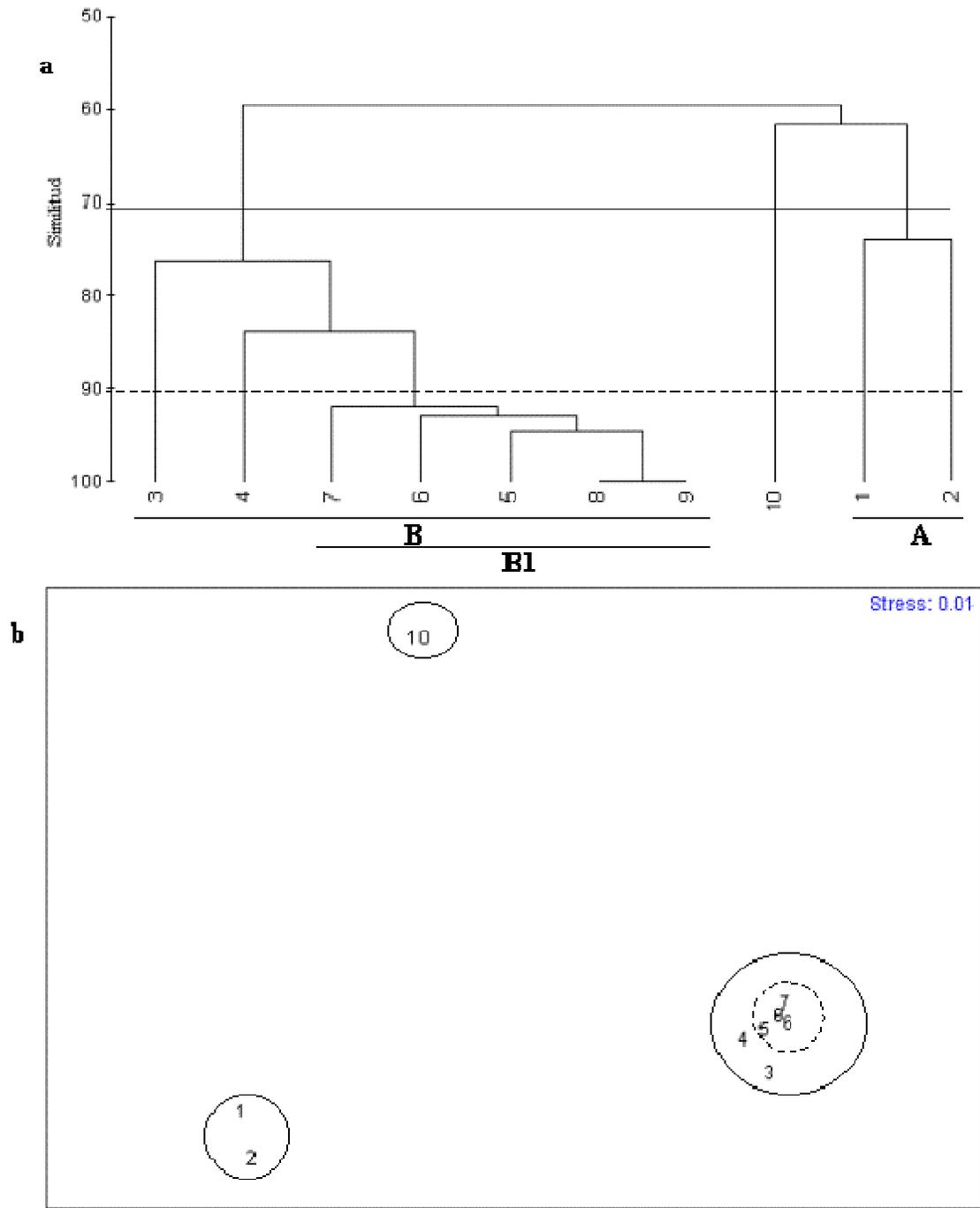


Figura 6. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en agosto.

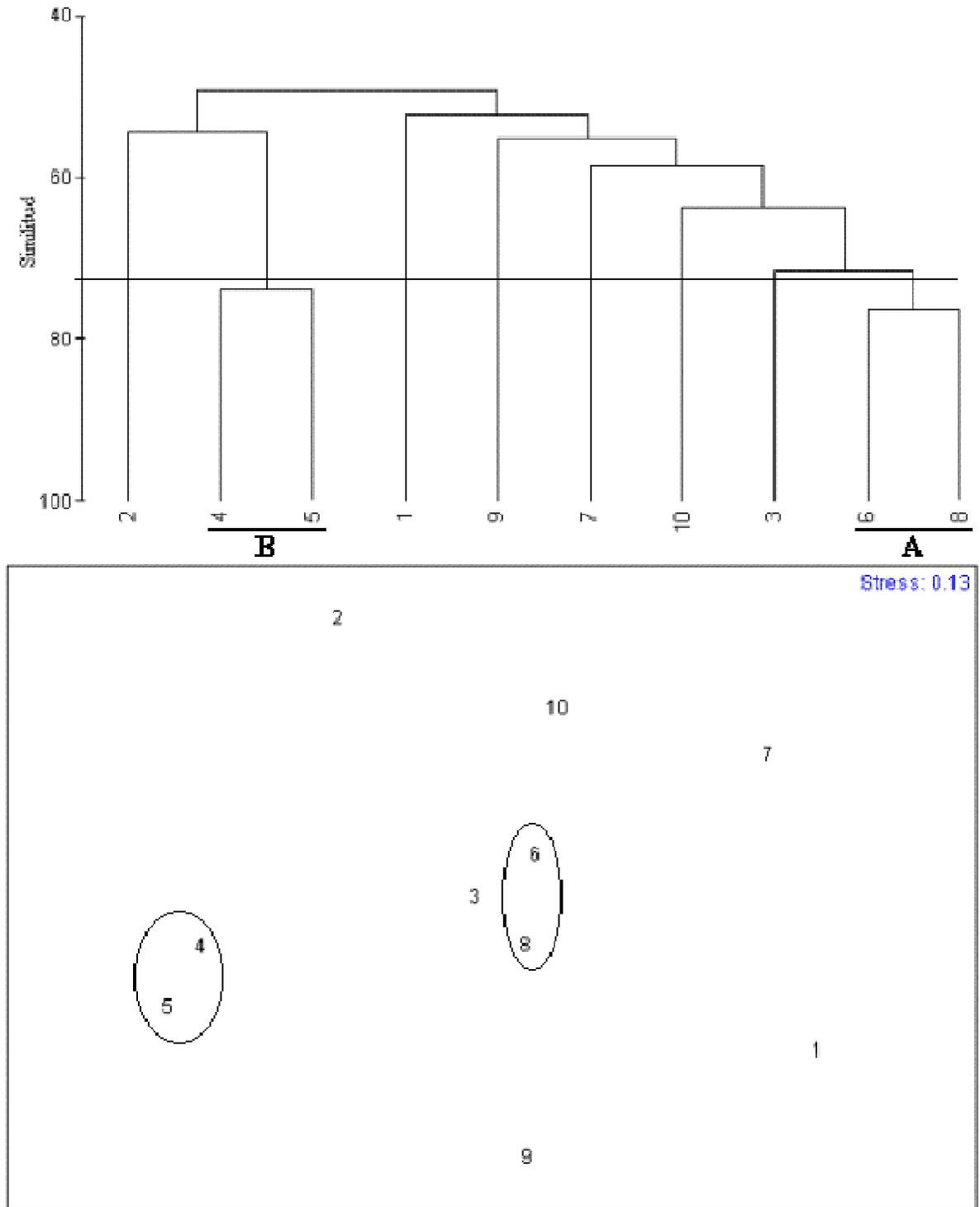


Figura 7. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de las estaciones visitadas en diciembre.

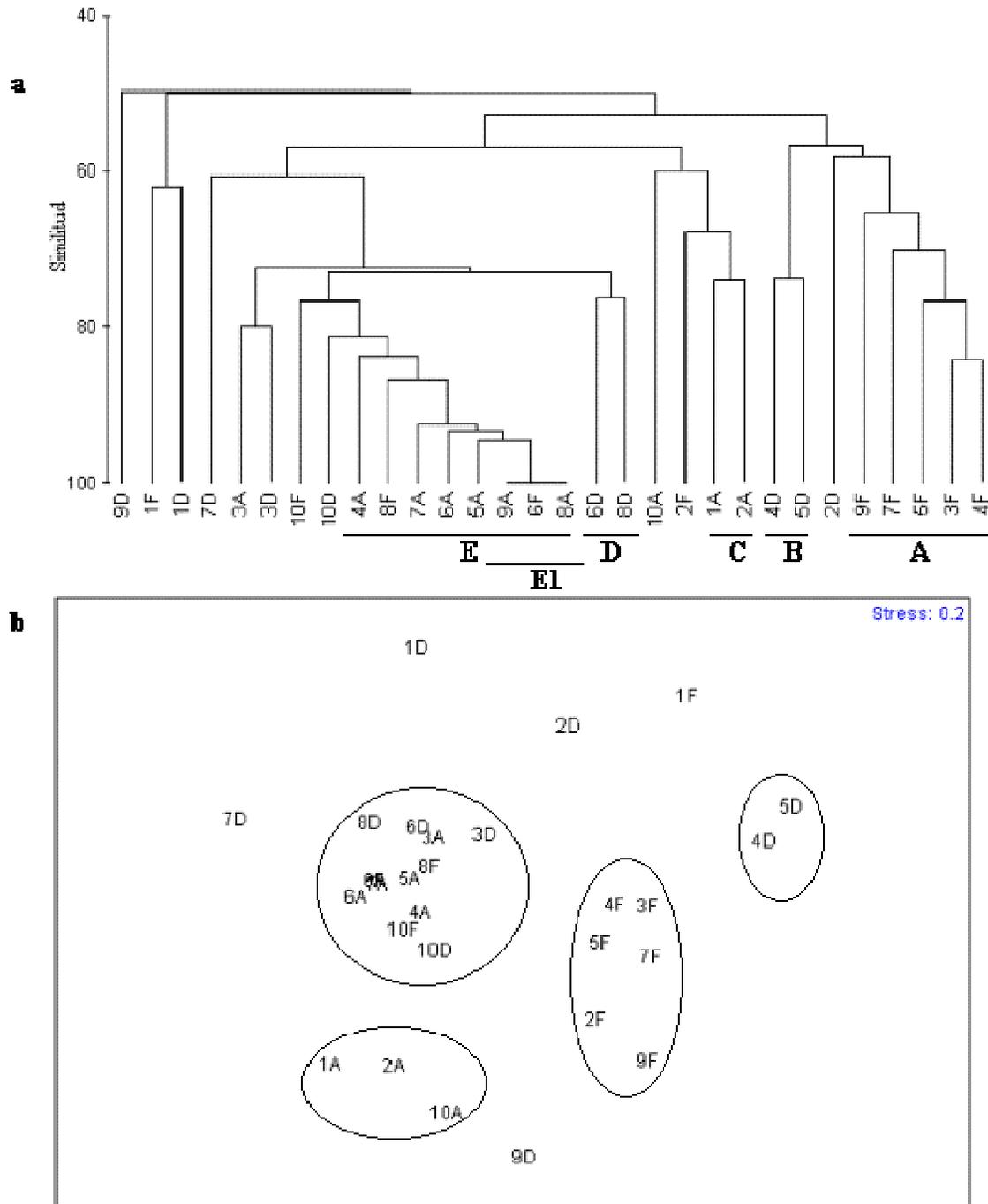


Figura 8. a) Análisis de clasificación y b) análisis bidimensional de ordenación MDS de los tres meses juntos (febrero F, agosto A y diciembre D).

Al hacer un corte en el 70 % de similitud en el análisis de clasificación para agosto (Figura 6a) se encontraron dos grupos: grupo A, formado por las estaciones 1 y 2, y grupo B, formado por las estaciones 3 a 9. La estación 10 quedó aislada. También se agruparon las estaciones 5 a 9 (subgrupo B1) debido a la escasez o ausencia de copépodos bentónicos. Con un nivel de confianza excelente (estrés = 0.01) el análisis bidimensional de ordenación MDS formó un gradiente de la cabecera a la boca; el grupo formado por las estaciones 1 y 2 es separado de la estación 10 por un grupo central formado por las estaciones 3 a 9 (Figura 6b). En este caso la especie que más contribuyó en la disimilitud entre los grupos A y B fue *H. hurlberti* (24.54 %). *Pseudostenhelia wellsi* (21.86 %) y *Stenhelia* sp. 1, *Typhlamphiascus* sp. 1 y *Giardella* sp. 1 (17.87 % cada una) contribuyeron también de manera importante. *Paradactylopodia* sp. 1 contribuyó con 100 % en la disimilitud entre el grupo A y la estación 10. *Halicyclops hurlberti*, *P. wellsi*, *Stenhelia* sp. 1, *Typhlamphiascus* sp. 1, *Giardella* sp. 1 y *Paradactylopodia* sp. 1 contribuyeron con 20.82 % y 18.55 %, respectivamente las dos primeras, y con 15.16 %, cada una de las cuatro últimas, de disimilitud entre el grupo B y la estación 10. La disimilitud entre el subgrupo B1 y las estaciones 3 y 4 se debió a *Bulbamphiascus* sp. 1 (29.92 %), *Alteutha* sp. 1 (14.61 %), *P. tahuesensis* (12.66 %), *Pontoclausia* sp. 1, *Stenhelia* sp. 1, *Laophonte* sp. 1 (con 9.22 % cada una) y *Typhlamphiascus* sp. 1 (7.73 %).

El análisis de clasificación realizado para el mes de diciembre agrupó las estaciones 6 y 8 (grupo A) y estaciones 4 y 5 (grupo B) (Figura 7a) con una similitud entre el 70 % y 80 %. Con un nivel de confianza potencialmente bueno (estrés = 0.13), el análisis MDS (Figura 7b) no detectó ningún gradiente de las estaciones. En la Figura 7b la estación 3 está junto al grupo A (estaciones 6 y 8). Sin embargo las estaciones 6 y 8 son más parecidas entre sí y se separan de la estación 3 debido a la contribución de *Delavalia* sp. 1 (12.63 %), *E. parapropinquum* (11.68 %), *Halectinosoma* sp. 1 (10.45 %) *Ectinosoma* sp. 2 (9.17 %), *Paradactylopodia* sp. 1, *Cyclopina* sp. 2 (7.08 % cada una), *P. wellsi*, *Metis* sp. 1, *K. reducta*, *Alteuthellopsis* sp. 1 (5.79 % cada una), *Paralaophonte* sp. 1 (5.33 %) y *H. hurlberti* (4.67 %).

Los análisis de clasificación (cluster) y ordenación (MDS) basados en la matriz de la densidad de las especies de copépodos de los tres meses juntos no mostraron grupos muy claros, indicando que la composición de especies de un mes a otro no es totalmente diferente. Algunas estaciones de un mismo mes forman los grupos A, B, C y D (Figura 8a), indicando que entre ellas existe una composición taxonómica muy parecida respecto al resto de las estaciones. También se

formó el grupo E, el cual está compuesto por las estaciones 4 a 9 de agosto y 6 y 8 de febrero, siendo las estaciones 6 de febrero y 8 y 9 de agosto (subgrupo E1) las más parecidas entre sí (100% de similitud), debido a que fueron los sitios en donde no se encontraron organismos. Con un nivel de confianza bajo (estrés = 0.2) el análisis de ordenación MDS muestra la similitud o disimilitud entre las estaciones de los tres meses (Figura 8b). De esta manera se formó un grupo con 6 estaciones de febrero, un grupo con tres estaciones de agosto, un grupo con dos estaciones de diciembre, y un último grupo, notablemente más grande, con estaciones de los tres meses indicando que algunas poblaciones de copépodos están presentes durante todo el año.

7.1.3. Diversidad de copépodos bentónicos en el Estero de Urías

En febrero (Figura 9, Anexo IV) la diversidad más alta se encontró en las estaciones 3 ($H' = 2.69$, $J' = 0.81$, $S = 10$), 4 ($H' = 2.70$, $J' = 0.81$, $S = 10$), y 9 ($H' = 2.62$, $J' = 0.76$, $S = 11$), aunque el valor más alto de equitatividad se encontró en la estación 10 ($J' = 0.83$). Por otro lado, la diversidad más baja se presentó en las estaciones 6 (H' , J' y $S = 0$) y 8 ($H' = 0.72$, $J' = 0.72$, $S = 2$), aunque los valores de equitatividad más bajos ocurrieron en las estaciones 1 y 2 ($J' = 0.41$ y $J' = 0.43$ respectivamente).

Durante agosto (Figura 10, Anexo V), la diversidad nuevamente fue más alta en la estación 3 ($H' = 2.15$, $J' = 0.92$, $S = 5$) y estación 4 ($H' = 1.50$, $J' = 0.94$, $S = 3$). Por el contrario, de la estación 5 a la 9 la diversidad fue nula (H' , y $J' = 0$) debido a la carencia de organismos en las estaciones 8 y 9 ($S = 0$) y a la presencia de solo una especie en estaciones 5 a 7 ($S = 1$). Cabe mencionar que también en esta ocasión en las estaciones 1 y 2 se presentaron valores bajos de equitatividad ($J' = 0.43$ y $J' = 0.29$, respectivamente).

La diversidad más alta en diciembre (Figura 11, Anexo VI) ocurrió en las estaciones 4 ($H' = 2.84$, $J' = 0.76$, $S = 13$), 5 ($H' = 3.02$, $J' = 0.81$, $S = 13$) y sobre todo en la 9 ($H' = 3.38$, $J' = 0.86$, $S = 15$), registrándose una equitatividad ligeramente más alta en estaciones 3 y 10 ($J' = 0.83$ y $J' = 0.94$, respectivamente). Curiosamente, esta última presentó la diversidad más baja ($H' = 0.94$, $S = 2$) y nuevamente las estaciones 1 y 2 destacaron por su baja equitatividad ($J' = 0.68$ y $J' = 0.55$, respectivamente).

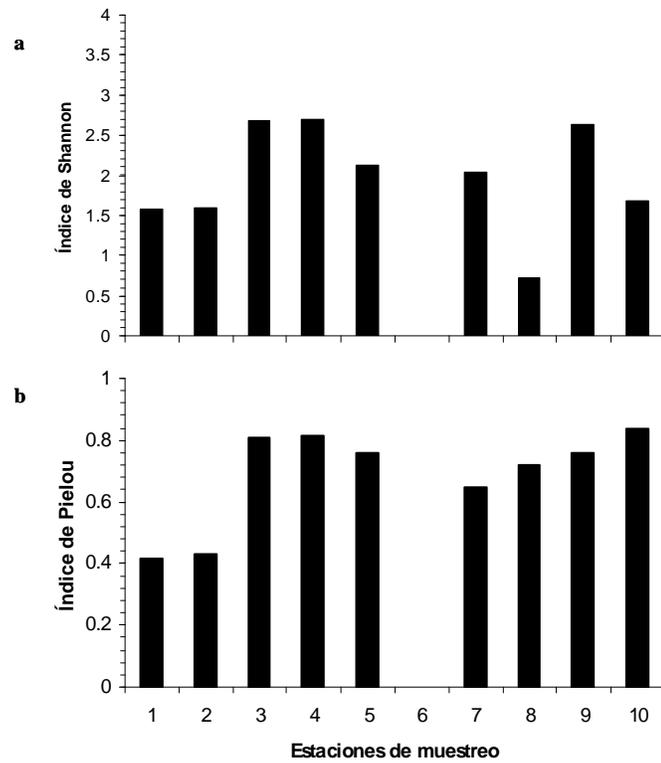


Figura 9. a) índice de diversidad de Shannon (H') y b) índice de equitatividad de Pielou (J') observado en febrero.

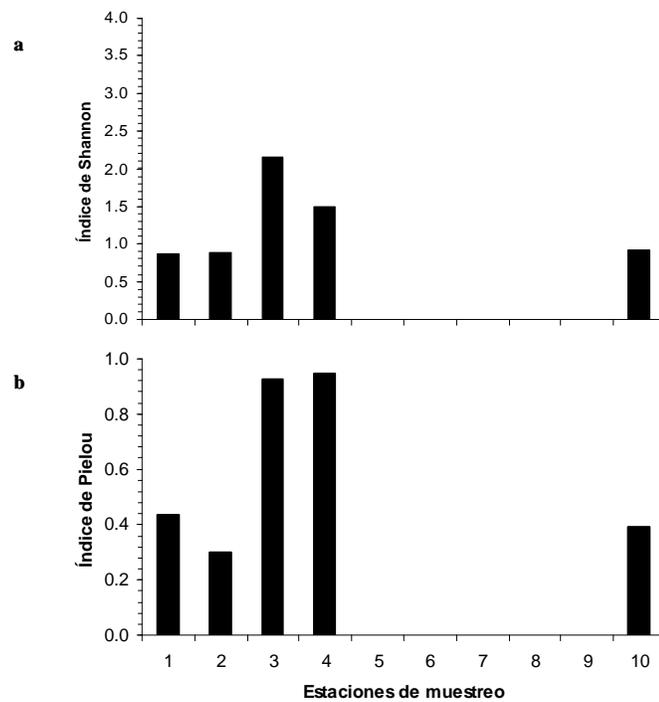


Figura 10. a) índice de diversidad de Shannon (H') y b) índice de equitatividad de Pielou (J') observado en agosto.

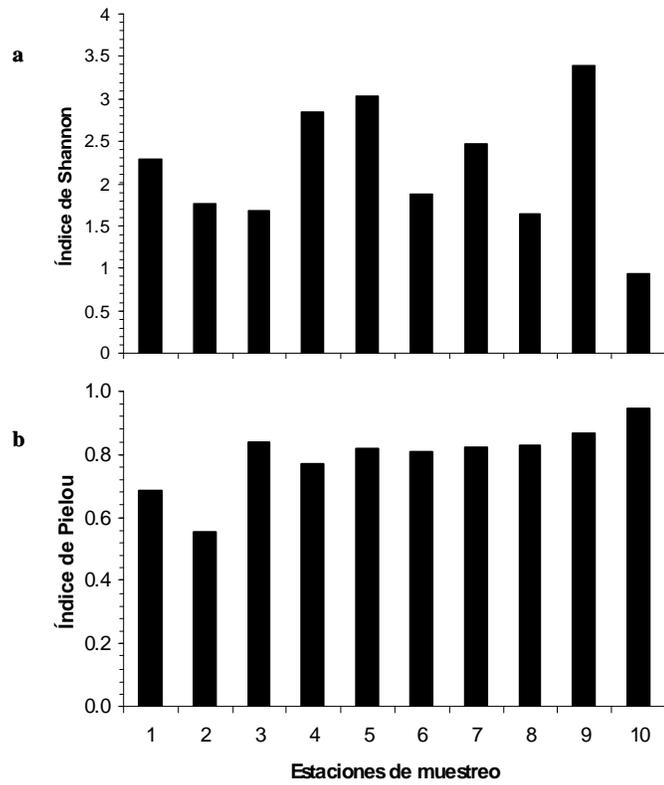


Figura 11. a) índice de diversidad de Shannon (H'), y b) índice de equitatividad de Pielou (J') observado en diciembre.

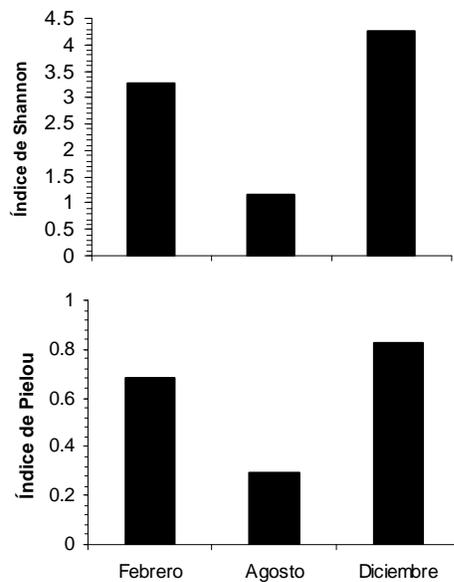


Figura 12. Variación temporal de la diversidad de copépodos bentónicos en el Estero de Urías.

La diversidad fue mayor en diciembre ($H' = 4.27$, $J' = 0.82$, $S = 36$), siguiéndole febrero ($H' = 3.28$, $J' = 0.68$, $S = 28$) y agosto ($H' = 1.16$, $J' = 0.29$, $S = 16$) (Figura 12).

La diversidad de la mayoría de las estaciones disminuyó de febrero a agosto recuperándose notablemente en diciembre (Figura 13). Las excepciones ocurrieron en la estación 3 (el índice de Shannon disminuyó de 2.69 en febrero a 2.15 en agosto y a 1.67 en diciembre), estación 6 (la diversidad fue nula en febrero y agosto pero en diciembre aumentó a 1.88), y la estación 10 (la diversidad cayó de febrero ($H' = 1.67$) a agosto ($H' = 0.91$) y su recuperación no fue muy notable en diciembre ($H' = 0.94$)).

Cabe resaltar que durante los tres meses las estaciones 3 y 4 se caracterizaron por tener una diversidad alta. Las estaciones 5 y 9 tuvieron una diversidad alta sólo en febrero y diciembre (época de secas). Las estaciones con menor diversidad fueron la 6 y 8, debido principalmente a la ausencia de copéodos.

Las estaciones 1 y 2 mantuvieron la equitatividad más baja durante los tres meses (Figura 14). La equitatividad de las estaciones 1 y 2 fue incluso más baja que la de aquellas estaciones en las que la diversidad fue parecida o más baja (estaciones 8 y 10 en febrero y estaciones 3, 6, 8 y 10 en diciembre) (Figura 14). Las estaciones con mayor diversidad (3, 4, 5 y 9) mantuvieron una equitatividad alta a lo largo del estudio (Figura 14).

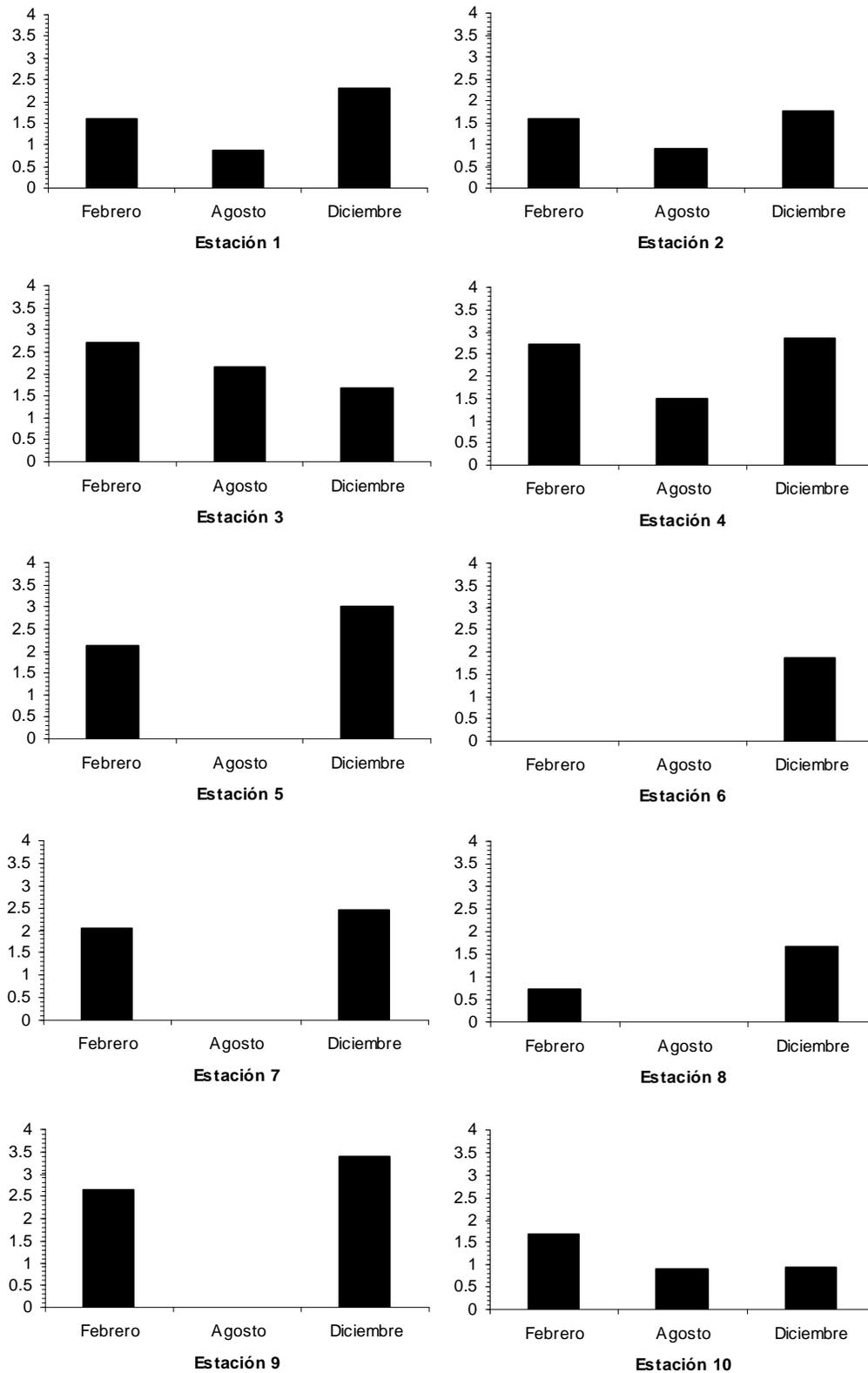


Figura 13. Variación temporal del índice de diversidad de Shannon (eje “y”) en cada estación de muestreo en el Estero de Urías.

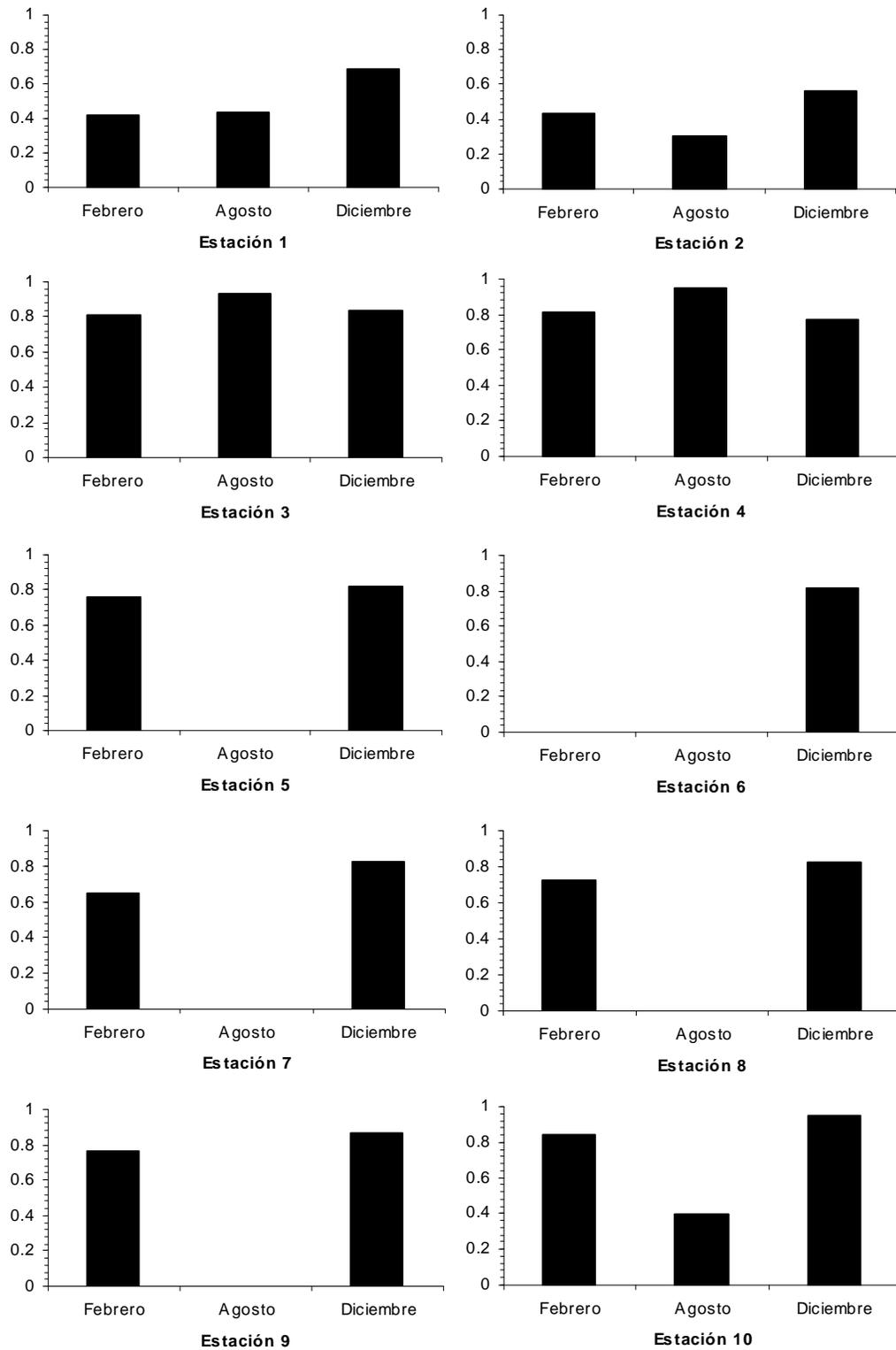


Figura 14. Variación temporal del índice de equitatividad de Pielou (eje “y”) en cada estación de muestreo en el Estero de Urías.

De acuerdo con el MANOVA, en febrero y agosto no hubo diferencias espaciales significativas de la diversidad (H') ni de la equitatividad (J'). En diciembre, tampoco se encontraron diferencias espaciales significativas de la diversidad pero si de la equitatividad ($F = 11.79$, $p = 0.00$) (Figura 15). Según la prueba de Tukey, sólo la zona A fue diferente al resto de las zonas ($P < 0.05$).

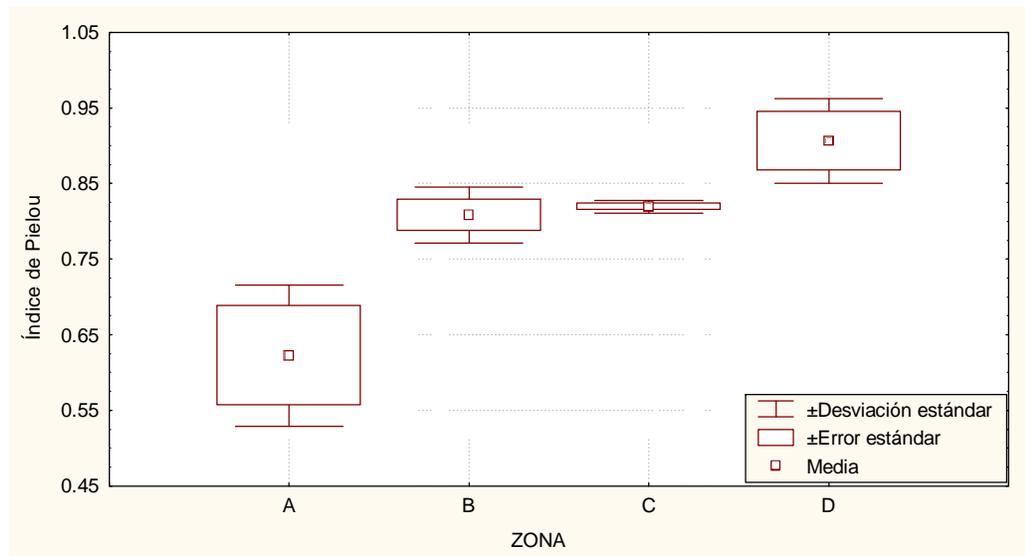


Figura 15. Comparación de la equitatividad (J') entre las zonas ubicadas a lo largo de Estero de Urías en diciembre.

Respecto a la variación temporal, el MANOVA detectó diferencias significativas de la diversidad (H') entre los meses ($F = 10.19$, $p = 0.00$) (Figura 16). De acuerdo con la prueba de Tukey HSD, las diferencias significativas ocurrieron entre febrero y agosto ($p = 0.00$) y entre agosto y diciembre ($p = 0.00$), mientras que febrero y diciembre no mostraron diferencias significativas. El MANOVA no detectó diferencias temporales significativas de la equitatividad (J').

Las curvas de acumulación señalan que en diciembre ocurrió el mayor número de especies ($S = 36$), seguido de febrero ($S = 28$) y agosto ($S = 16$) (Figura 17). También se puede apreciar que estas curvas no alcanzan la asíntota, lo que sugiere que en el Estero de Urías existen más especies aún no registradas. La curva de acumulación de los tres meses juntos, es decir, con 30 muestreos (o unidades de esfuerzo de muestreo) tampoco alcanzó la asíntota ($S = 47$) (Figura 18).

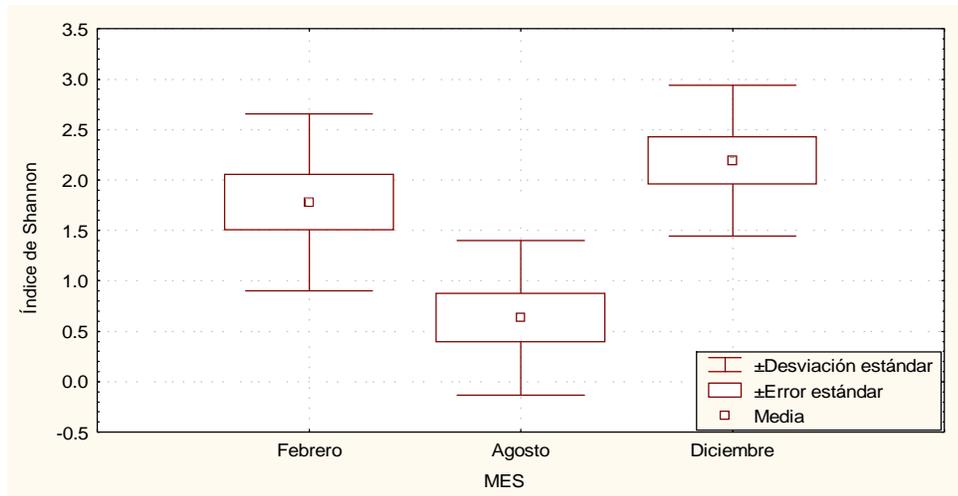


Figura 16. Comparación de la diversidad (H') entre los tres meses del año 2005 en el Estero de Urías.

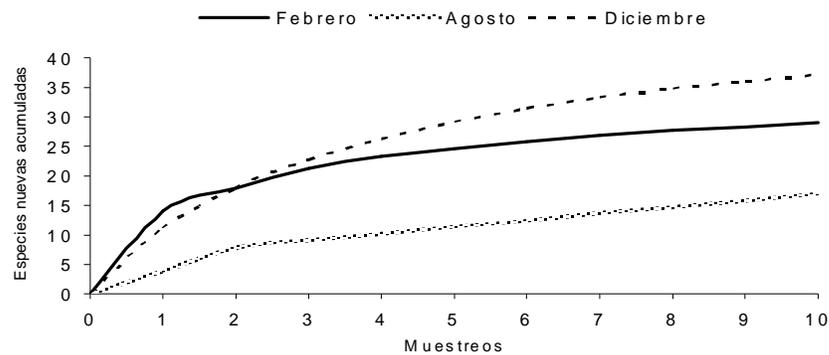


Figura 17. Curva de acumulación de especies de copépodos bentónicos para cada mes, suavizadas con el promedio de 1000 ordenaciones al azar.

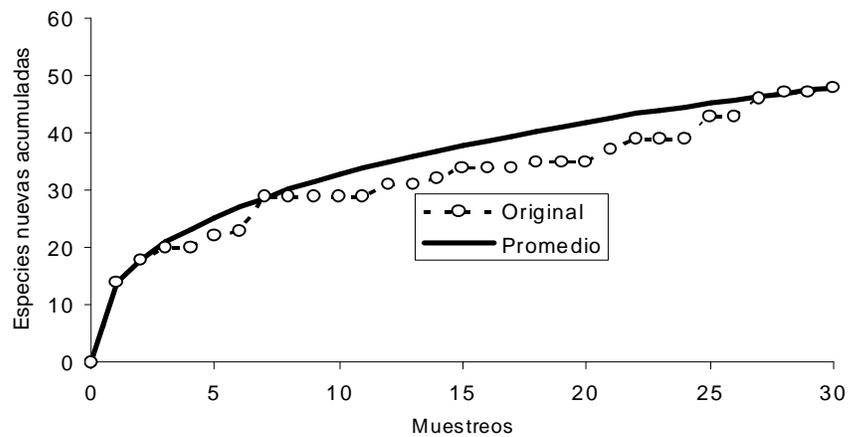


Figura 18. Curva de acumulación de especies de copépodos bentónicos en el Estero de Urías (los tres meses en una sola curva). Se muestra la curva original y la curva suavizada con el promedio de 1000 ordenaciones al azar.

7.2. Variables ambientales

7.2.1. Precipitación pluvial

Los datos de lluvias para Mazatlán fueron proporcionados por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2005). Con base en esos datos, durante el año 2005 se distinguieron dos épocas climáticas (secas y lluvias). La época de secas comprendió los meses de enero a junio y diciembre y la época de lluvias quedó representada por los meses julio a noviembre, siendo más intensa de julio a septiembre (Figura 19). Las condiciones de precipitación observadas en febrero y diciembre son características de la época de secas, mientras que las condiciones observadas durante agosto son características de la época de lluvias.

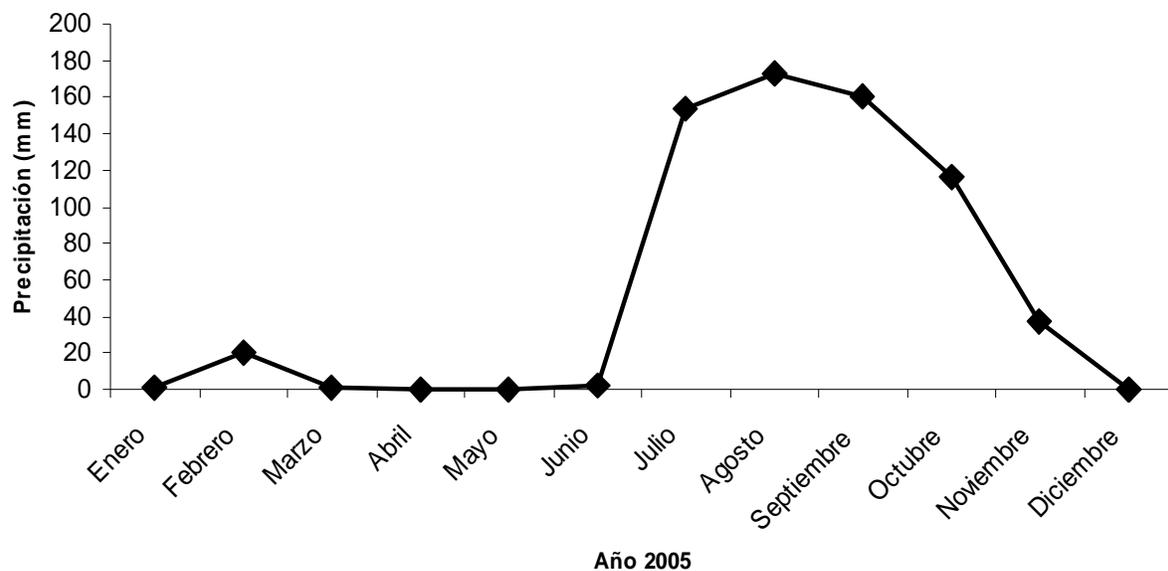


Figura 19. Comportamiento de la precipitación pluvial durante el año 2005 en Mazatlán, Sinaloa, México.

7.2.2. Salinidad del agua de fondo y temperatura del sedimento

En febrero la salinidad del agua de fondo varió entre 37 ‰ y 40 ‰ con un promedio de 37.8 ‰ (Figura 20a, Anexo VII). La mayor salinidad ocurrió en la estación 1 (40 ‰, cabecera lagunar) y disminuyó hacia la boca, donde llegó a ser de 37 ‰. En agosto, el valor promedio de salinidad fue 32.5 ‰ mostrándose así una disminución de 5.3 ‰ con respecto a febrero (Figura 20a, Anexo VIII). Esta vez el valor más bajo fue de 32 ‰ (estaciones 2 y 7-10) y el más alto de 33 ‰ (estaciones 1 y 3-6). Aunque en agosto los valores de salinidad fueron poco variables entre las estaciones de muestreo, nuevamente la salinidad fue más alta en la parte interna de la laguna, de las estaciones 1-6 (con excepción de la estación 2), y disminuyó hacia la boca. En diciembre,

la salinidad promedio fue de 36.1 ‰, registrándose un incremento de 3.6 ‰ con respecto a agosto (Figura 20a, Anexo IX). Aunque con valores más bajos, el comportamiento de la salinidad en diciembre fue similar al de febrero puesto que en diciembre fue mayor en la cabecera lagunar (39 ‰, estación 1) disminuyendo hacia la boca donde llegó a ser de 35 ‰ (estaciones 5, 6, 8 y 10).

Durante febrero la temperatura promedio fue de 22.07° C siendo más alta en la estación 5 (23.4° C), seguida de las estaciones 9 y 10 con 23.3° C y 23.1° C respectivamente, hasta llegar a ser de 20° C en la estación 8 (Figura 20b, Anexo VII). En agosto, la temperatura promedio del sedimento se vio incrementada en 8.23° C y fue más variable con respecto a febrero, registrándose una temperatura máxima de 32.8° C nuevamente en la estación 5 y una mínima de 28° C en la estación 10 (Figura 20b, Anexo VIII). La temperatura promedio en agosto fue de 30.3° C. En diciembre la temperatura promedio fue de 23.29° C, notándose un descenso de 7.01° C respecto a agosto. Al igual que en febrero y agosto, en diciembre la temperatura máxima se

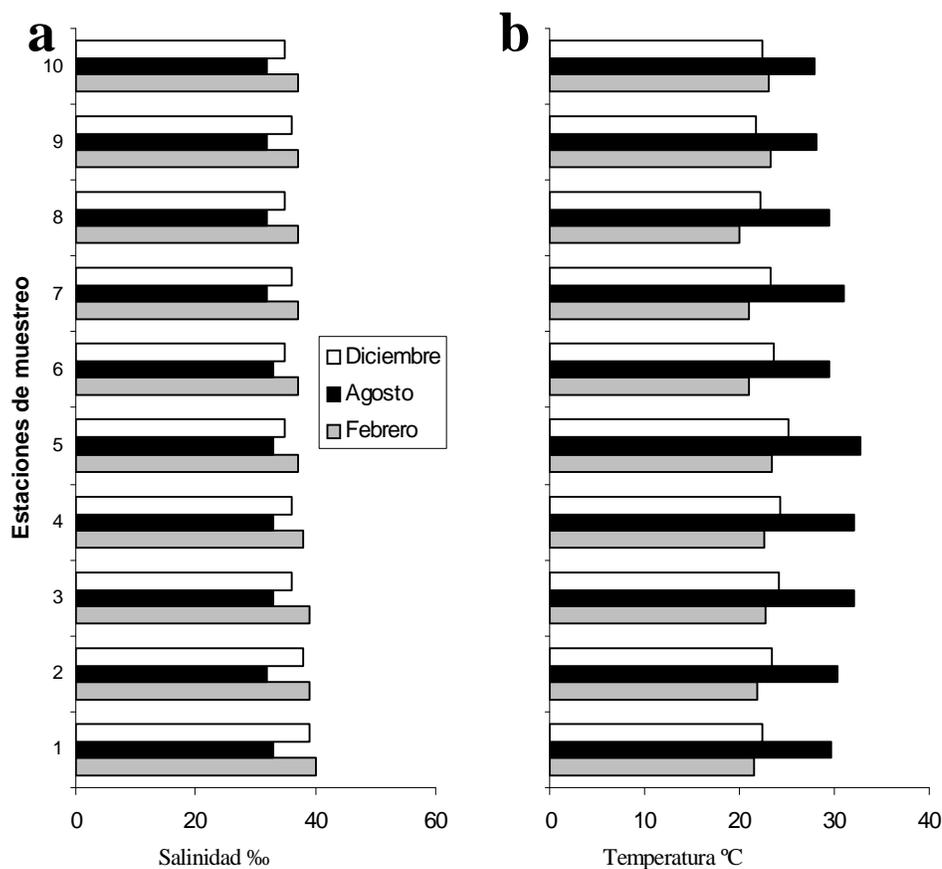


Figura 20. Variación de la salinidad del agua de fondo (a) y la temperatura del sedimento (b) en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo del Estero de Urías durante las tres fechas de muestreo.

presentó en la estación 5 (22.5° C), mientras que la mínima se registró en la estación 9 (21.8° C) (Figura 20b, Anexo IX).

Durante el periodo de estudio se observó que el incremento de la salinidad es inversamente proporcional al incremento de la temperatura (Figura 21), lo que significa que la salinidad fue mayor cuando las temperaturas fueron bajas (época de secas: febrero y diciembre), y tendió a disminuir cuando las temperaturas fueron altas (época de lluvias: agosto). Pero esta es una relación indirecta, pues en realidad la salinidad es controlada por la entrada de agua dulce hacia el interior del sistema, la cual es mayor durante la época de lluvias cuando la temperatura también es mayor.

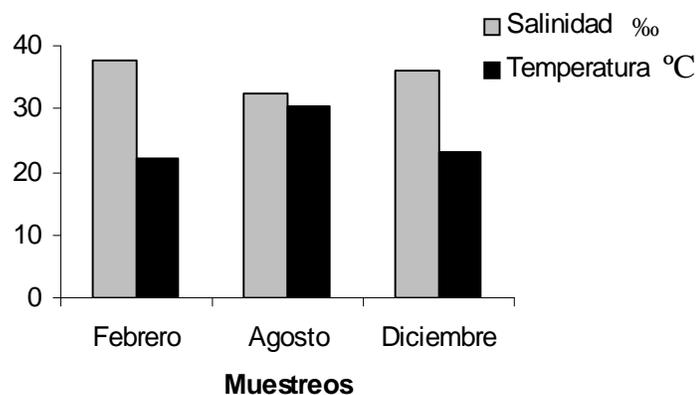


Figura 21. Variación temporal de la salinidad promedio del agua de fondo y temperatura promedio del sedimento en el Estero de Urías.

7.2.3. Granulometría

Según la nomenclatura de Shepard (1973) el tamaño de grano del sedimento varió de totalmente arenoso (estación 7 en los tres muestreos) a arcillo-limoso (estación 8 en agosto) (Figura 22). En las estaciones 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9 y 10 no se observó variación temporal en la composición del sedimento (Figura 23). El sedimento de la estación 2 quedó clasificado como areno-limoso. Las arenas de esta estación en su mayoría fueron arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG), seguido de arenas finas y, en menor cantidad, arenas muy finas. El sedimento de la estación 3 se clasificó como limo-arenoso. El tamaño de las arenas de esta estación varió temporalmente. En la estación 5, a pesar de que el tamaño de las arenas cambió de un mes a otro, se mantuvo como areno-limoso. Las estaciones 6 y 8 se caracterizaron por la abundancia de limos y arcillas, lo que las contrasta notablemente del resto de las estaciones. El sedimento de la estación 7 se clasificó como arenoso (arenas finas). El sedimento de la estación 9

se clasificó como areno-limoso, con las arenas finas y muy finas. En la estación 10 presentó sedimento arenoso con arenas muy finas. Para el caso de las estaciones 1 y 4 se encontró que la composición de sedimentos fue diferente entre los muestreos, y se les clasificó como areno-limoso (ver también Anexos VII, VIII y IX).

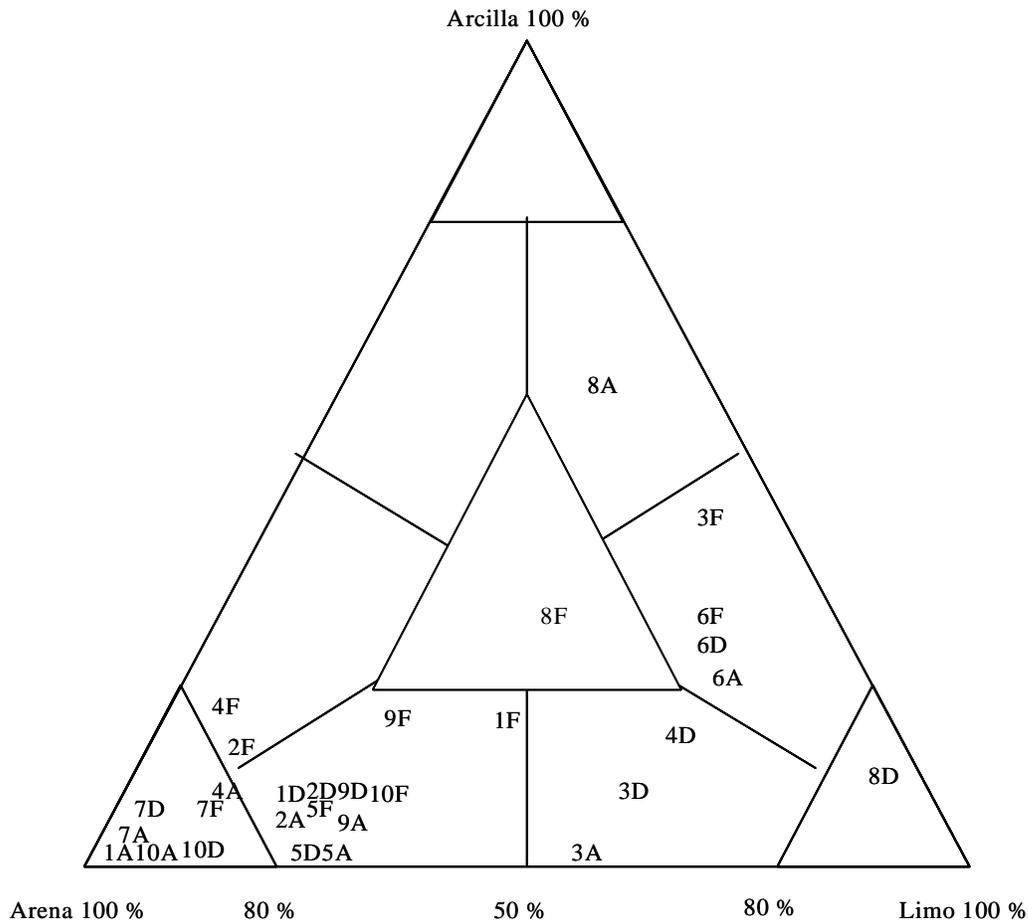


Figura 22. Diagrama ternario en el que se ubican las diferentes estaciones de muestreo de acuerdo con la textura del sedimento (porcentaje de arenas, limos, y arcillas) en febrero (F), agosto (A) y diciembre (D), en el Estero de Urías.

Siguiendo la nomenclatura de Folk y Ward (1957) se observó que el tamaño promedio de grano para cada estación fue congruente con la clasificación dada anteriormente. Por ejemplo, en la estación 6 la media (M_{ϕ}) varió entre 6.11 ϕ y 6.33 ϕ con un grado de clasificación (σ_{ϕ}) entre 1.68 ϕ y 1.95 ϕ clasificándose como limo fino mal clasificado. En la mayoría de las estaciones el sedimento se encontró muy mal clasificado ($\sigma_{\phi} = 2.0-4.0$), mientras que en unas cuantas fue mal clasificado y en otras moderadamente clasificado, lo cual indica que los sedimentos del Estero de Urías son muy heterogéneos (Anexos VII, VIII y IX).

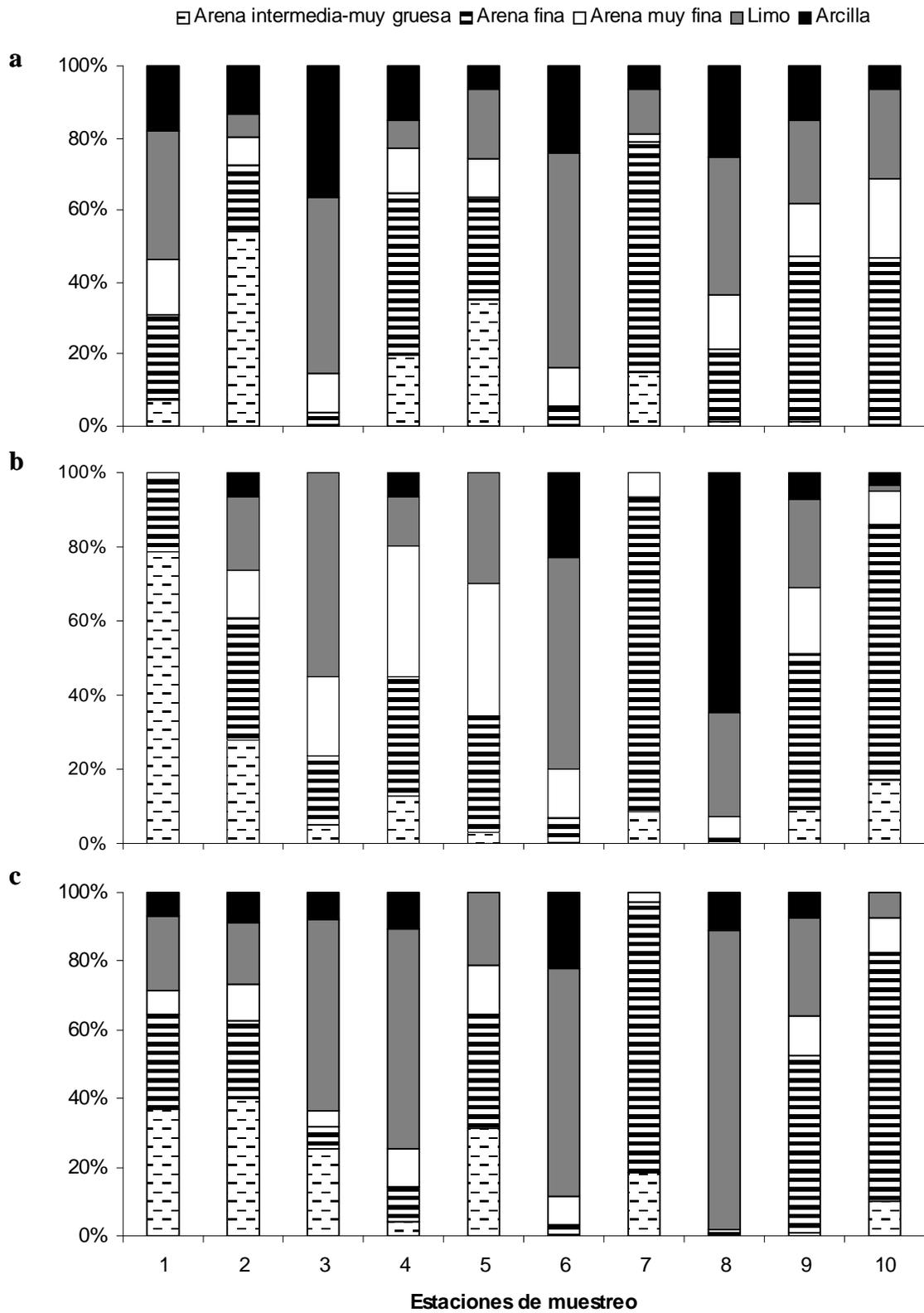


Figura 23. Porcentaje de arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG), arenas finas (AF), arenas muy finas (AMF), limos, y arcillas, en las diferentes estaciones de muestreo en a) febrero, b) agosto, y c) diciembre a lo largo del Estero de Urías.

7.2.4. Concentración de carbono orgánico en el sedimento

La concentración de carbono orgánico (CO) promedio fue de 3.78 % en febrero (Anexo VII), 3.93 % en agosto (Anexo VIII), y 4.05 % en diciembre (Anexo IX). En febrero la mayor concentración de CO se presentó en las estaciones 6 y 8 (4.30 % y 4.39 %, respectivamente) y la menor en la estación 7 (3.23 %) (Figura 24, Anexo VII). En agosto, la concentración de CO nuevamente fue más alta en las estaciones 6 y 8 (4.56 % y 4.41 %, respectivamente) y más baja en las estaciones 7 y 10 (3.48 % y 3.47 %, respectivamente) (Figura 24, Anexo VIII). En diciembre se observó una ligera variación. Esta vez la concentración de CO fue mayor en las

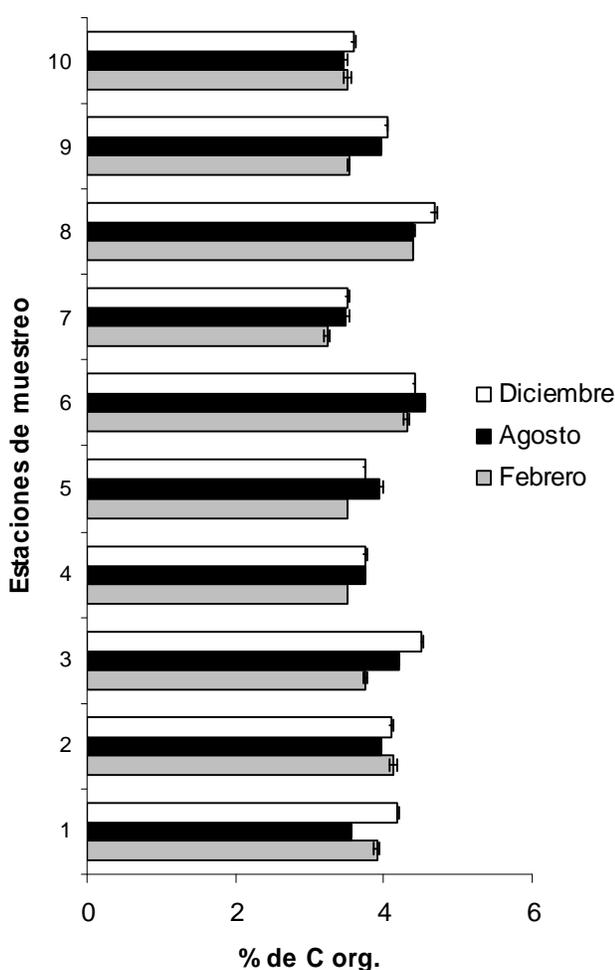


Figura 24. Variación espacial y temporal de la concentración de materia orgánica en el sedimento del Estero de Urías.

estaciones 3 y 8 (4.51 % y 4.68 %, respectivamente). En la estación 6 también se observó uno de los valores más altos (4.41 %) y, al igual que en los otros meses, la concentración de CO más baja ocurrió en la estación 7 (3.51 %) (Figura 24, Anexo IX).

Tomando en cuenta el promedio de los tres muestreos las estaciones 6 y 8, con 4.42 % y 4.49 % de CO, respectivamente, fueron los sitios que presentaron el más alto enriquecimiento orgánico. Por el contrario, las estaciones 7 y 10 (3.40 % y 3.52 % de CO, respectivamente) se caracterizaron por su bajo enriquecimiento orgánico a lo largo del estudio.

7.2.5. Oxígeno disuelto (OD) del agua de fondo

La mayor concentración promedio anual de OD se presentó en la estación 7 (6.53 mg/l), seguida de las estaciones 9 y 10 con 6.01 mg/l y 6.51 mg/l respectivamente y la menor en la estación 2 con un valor promedio de 3.89 mg/l. La concentración de OD del agua de fondo varió entre 2.62 mg/l (estación 2) y 5.15 mg/l (estación 4) durante febrero (Figura 25a, Anexo VII), con un promedio de 4.34 mg/l. En agosto (Figura 25a, Anexo VIII) se registró un valor promedio de 4.69 mg/l. La menor concentración de OD se observó nuevamente en la estación 2 (2.20 mg/l),

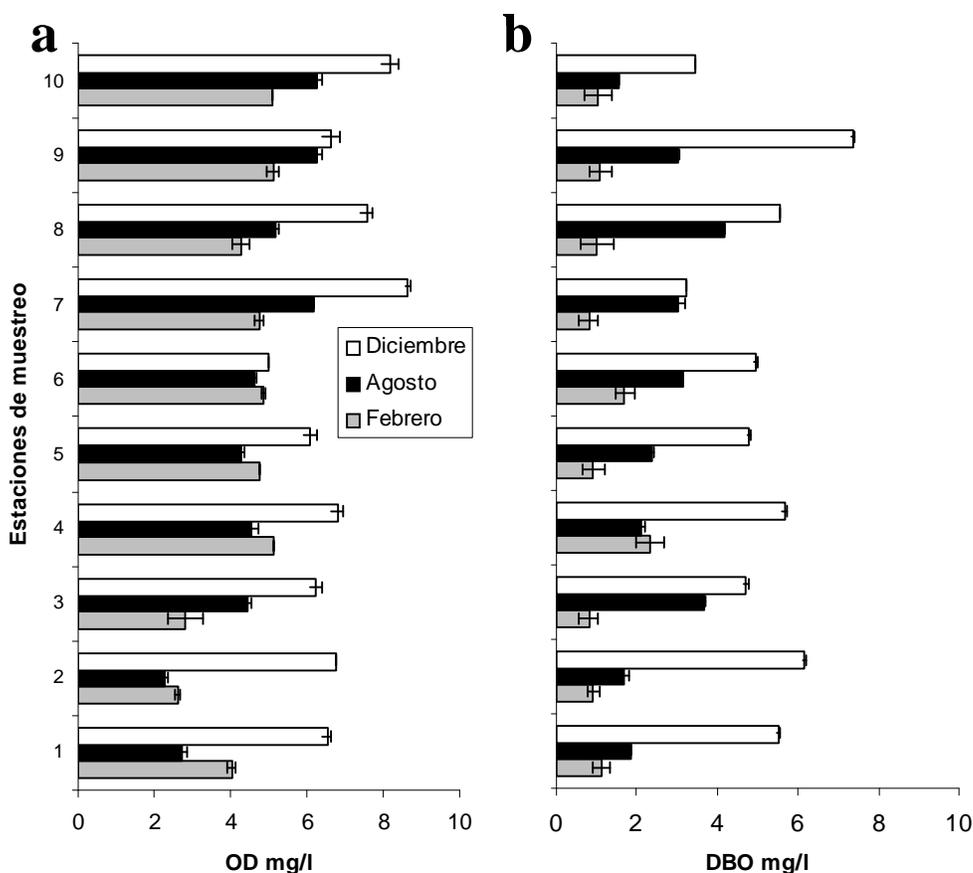


Figura 25. Variación espacial y temporal de la concentración de a) oxígeno disuelto (OD) y b) demanda bioquímica de oxígeno (DBO) en el agua de fondo del Estero de Urías.

mientras que la mayor fue en las estaciones 9 y 10 (6.28 mg/l). En diciembre (Figura 25a, Anexo IX), la concentración de OD varió entre 4.99 mg/l (estación 6) y 8.66 mg/l (estación 7) con un promedio de 6.85 mg/l.

7.2.6. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

En febrero el promedio de la DBO fue de 1.18 mg/l registrándose los valores más bajos en las estaciones 3 y 7 (0.81 mg/l) y el más alto en la estación 4 (2.34 mg/l) (Figura 25b, Anexo VII). En agosto, la DBO promedio se incrementó a 2.66 mg/l. Los valores más bajos se presentaron en las estaciones 2 y 10 (1.69 mg/l y 1.53 mg/l, respectivamente) y el más alto en la estación 8 (4.19 mg/l) (Figura 25b, Anexo VIII). En diciembre, la DBO promedio se incrementó a 5.14 mg/l, observándose los valores más bajos en las estaciones 3 y 10 (3.22 mg/l y 3.46 mg/l, respectivamente) y el más alto en la estación 9 (7.37 mg/l) (Figura 25b, Anexo IX).

Analizando los valores promedio de los tres muestreos en cada estación, se encontró que en la estación 10 fue donde ocurrió la menor DBO (2.01 mg/l). Caso contrario fue la estación 9 (3.82 mg/l).

7.2.7. Relación entre las variables ambientales

Por medio del análisis de Spearman fue posible distinguir algunos pares de variables ambientales correlacionados significativamente ($p < 0.05$). De éstos se analizaron solo aquellos considerados como relevantes o que pudieran tener algún sentido práctico en la explicación de los resultados (Tabla 5).

Respecto a los datos de febrero, la concentración de CO tuvo una correlación significativa positiva con la cantidad de arcilla y una correlación significativa negativa con la cantidad de arena fina, es decir, la concentración de CO fue mayor en sedimentos arcillosos y menor en sedimentos arenosos (Tabla 5).

En agosto la concentración de CO se vio afectada positivamente por la cantidad de limo y arcilla, y negativamente por la cantidad de arenas medias-arenas muy gruesas (AM-AMG) y arenas finas. La concentración de OD resultó afectada negativamente por la temperatura, mientras que la DBO mostró una correlación significativa positiva con la concentración de CO (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados de la correlación de Spearman (r) mostrando el nivel de confianza (p) entre las variables ambientales (CO = carbono orgánico, AM-AMG = arenas medias-arenas muy gruesas, OD = oxígeno disuelto, DBO = demanda bioquímica de oxígeno, ns = no significativo).

Variables	Febrero		Agosto		Diciembre		3 meses	
	r	p	r	p	r	p	r	p
CO vs. Limo	ns	ns	0.851	0.00	0.717	0.01	0.702	0.00
CO vs. Arcilla	0.745	0.01	0.569	0.08	0.707	0.02	0.548	0.00
CO vs. AM-AMG	ns	ns	-0.624	0.05	ns	ns	ns	ns
CO vs. Arena fina	-0.733	0.01	-0.757	0.01	-0.863	0.00	-0.773	0.00
OD vs. Temperatura	ns	ns	-0.611	0.06	ns	ns	ns	ns
DBO vs. CO	ns	ns	0.686	0.02	ns	ns	ns	ns
Temperatura vs. Salinidad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.764	0.00

Los resultados de las correlaciones de Spearman para diciembre guardaron cierta similitud respecto a los otros meses (Tabla 5). En diciembre, la concentración de CO tuvo una correlación significativa positiva con la cantidad de limo y arcilla, y una correlación significativa negativa con la cantidad de arenas finas.

Puede notarse que las concentraciones de CO más elevadas aparecieron en las estaciones donde el limo y/o la arcilla fueron el componente principal. Este es el caso de las estaciones 3, 6 y 8 en los tres muestreos. Por el contrario, el CO disminuyó en aquellas estaciones con sedimentos arenosos, por ejemplo estaciones 4, 5, 7 y 10 en los tres muestreos (Figura 26).

Tanto la concentración de OD como la DBO se correlacionaron significativamente con el tamaño de grano del sedimento, pero esas correlaciones se consideraron como no relevantes porque se cree que son consecuencia de la concentración de CO en el sedimento.

Al realizar correlaciones con los datos de los tres meses juntos se encontró que el CO fue afectado positivamente por la cantidad de limo y arcilla, y negativamente por la cantidad de arena fina. También la salinidad y la temperatura aparecieron mostrando una correlación negativa (Tabla 5).

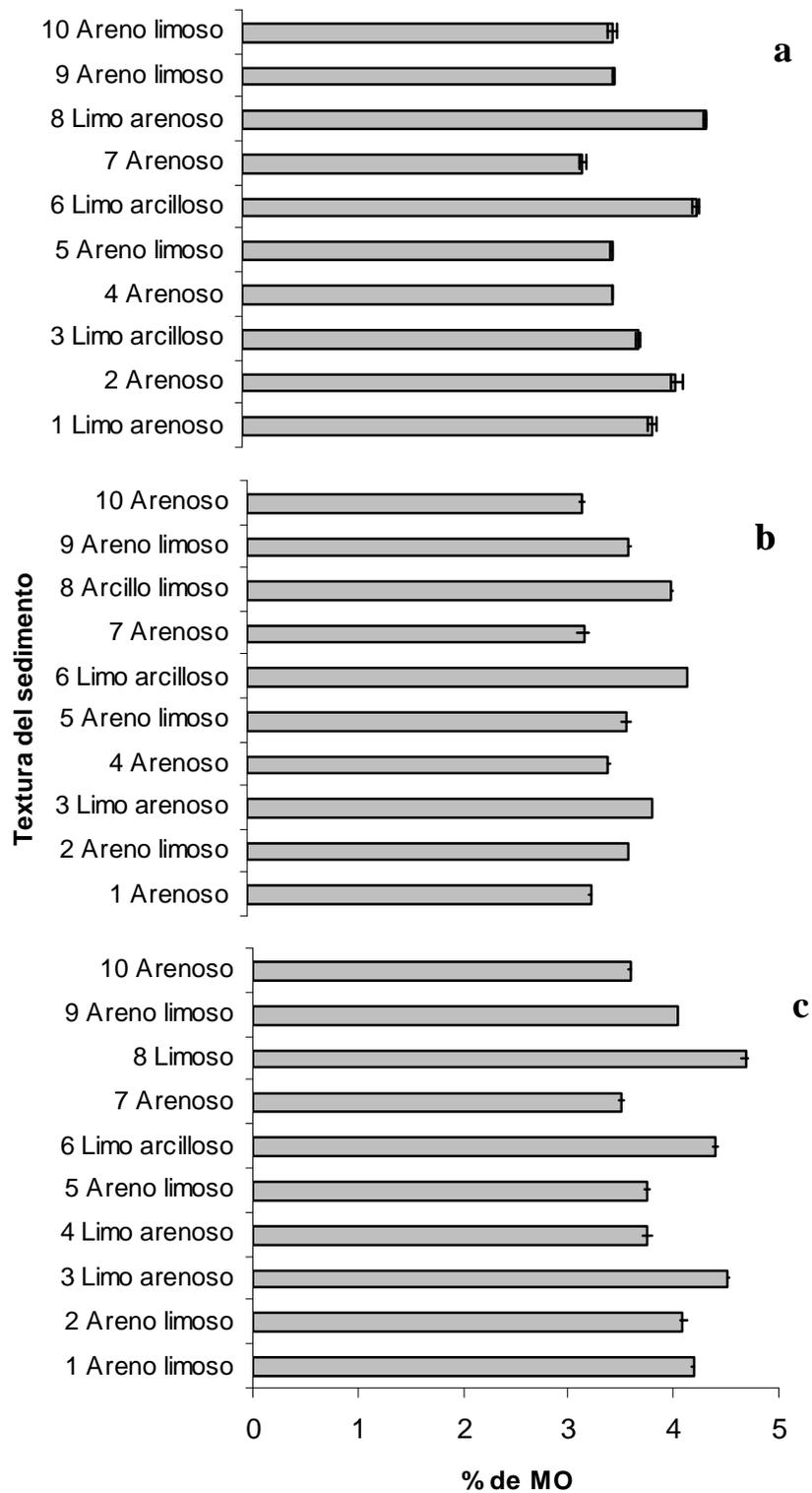


Figura 26. Concentración de materia orgánica y el tipo de sedimento para cada estación de muestreo en a) febrero, b) agosto, y c) diciembre en el Estero de Urías. Los números colocados junto al tipo de sedimento indican la estación de muestreo.

7.3. Relación entre la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos y las variables ambientales

Según el análisis de Spearman, la diversidad (H') observada en febrero (Tabla 6) mostró una correlación significativa positiva con la temperatura del sedimento y negativa con la concentración de CO.

Durante agosto (Tabla 6), la densidad se vio afectada positivamente por la AM-AMG y negativamente por la DBO. Por su parte, el índice de diversidad de Pielou tuvo correlación positiva con la salinidad.

Tabla 6. Resultados de la correlación de Spearman (r) mostrando el nivel de confianza (p) entre las variables ambientales y la densidad y diversidad del Estero de Urías (H' = índice de Shannon, J' = índice de Pielou, $1-\lambda$ = índice de Simpson, CO = materia orgánica, AM-AMG = arenas medias-arenas muy gruesas, DBO = demanda bioquímica de oxígeno, ns = no significativo).

Variables	Febrero		Agosto		Diciembre		3 meses	
	r	p	r	p	r	p	r	p
Densidad vs AM-AMG	ns	ns	0.775	0.00	0.563	0.05	0.581	0.00
Densidad vs DBO	ns	ns	-0.700	0.02	ns	ns	ns	ns
H' vs Temperatura	0.656	0.03	ns	ns	ns	ns	ns	ns
H' vs CO	-0.624	0.05	ns	ns	ns	ns	ns	ns
H' vs Arena muy fina	ns	ns	ns	ns	0.600	0.05	ns	ns
H' vs Salinidad	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.512	0.00
J' vs Salinidad	ns	ns	0.866	0.05	ns	ns	ns	ns

El análisis de Spearman indicó que en diciembre (Tabla 6) la densidad sólo resultó afectada positivamente por AM-AMG, mientras que el índice de diversidad de Shannon se correlacionó positivamente con la cantidad de arena muy fina.

El análisis de Spearman aplicado a una matriz de datos de los tres meses indicó que la densidad estuvo correlacionada fuertemente y de forma positiva, con AM-AMG y que el índice de Shannon tuvo una correlación significativa positiva con la salinidad (Tabla 6).

De acuerdo con los resultados del CCA (Tabla 7), en ambas épocas climáticas, se infiere que el primer eje es un gradiente de limos, sobre el cual las estaciones con sedimento más limoso tienen menor cantidad de arenas y mayor contenido orgánico. Después de análisis previos, se decidió no incluir tres variables ambientales (OD, DBO y grado de clasificación del sedimento) y los tres tamaños de arena fueron agrupados con la finalidad de obtener mayor claridad en la clasificación de los efectos independiente sobre la composición de la comunidad.

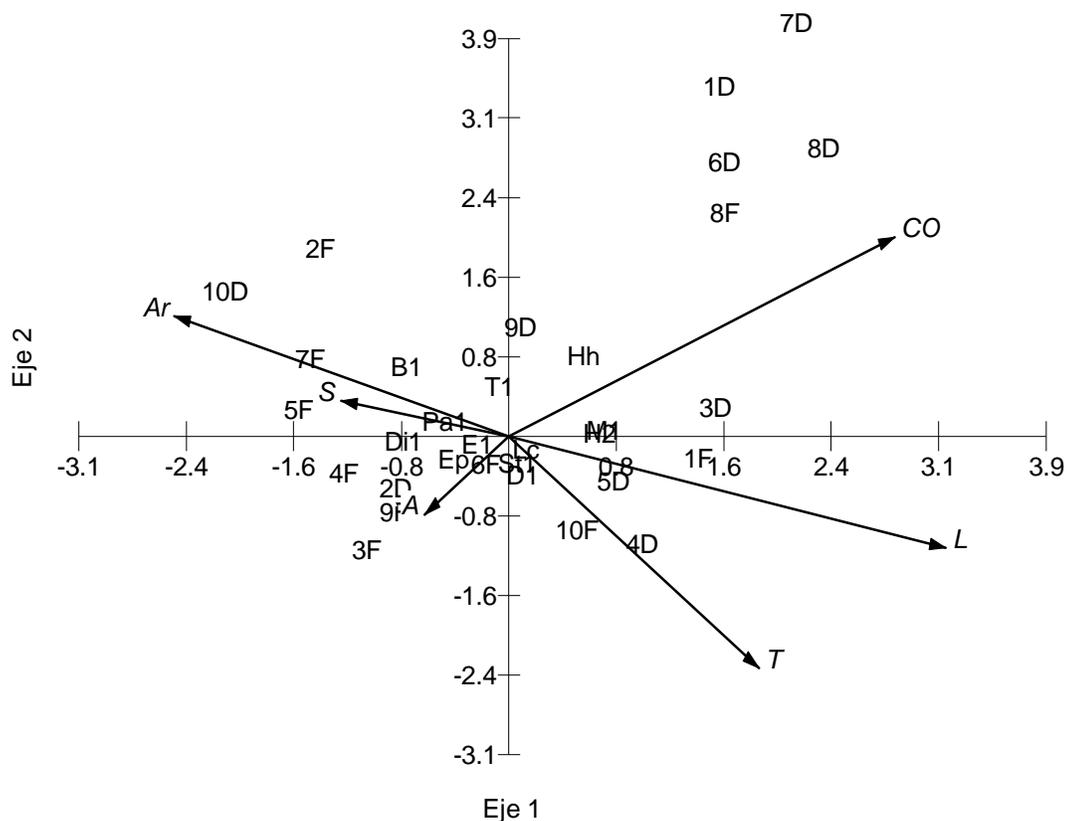
Tabla 7. Coeficientes de correlación *intraset* de las variables ambientales con el primer eje del análisis de correspondencia canónica (CCA), para ambas épocas climáticas (Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, CO = carbono orgánico).

Variable	Secas	Lluvias
	Coeficiente de correlación	Coeficiente de correlación
	Eje 1	Eje 1
Ar	-0.599	-0.862
L	0.783	0.892
A	-0.151	0.377
S	-0.3	-0.123
T	0.448	0.8
CO	0.691	0.778

En la época de secas (febrero y diciembre), a partir de los puntos de las especies y estaciones marcados en el diagrama de ordenación del CCA (Figura 27), se infiere que la mayoría de las 12 especies dominantes y frecuentes alcanzan sus abundancias máximas lejos de las estaciones 6 y 8 donde hay una gran concentración de CO. De acuerdo con los datos de campo y con este análisis, *Bulbamphiascus* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1, *Diarthrodes* sp. 1, *Typhlamphiascus* sp. 1, *Ectinosoma* sp. 1, *E. parapropinquum*, *Stenhelia* sp. 1, *Delavalia* sp. 1 y *L. cortiziensis* fueron encontradas en sedimentos areno-limosos con concentraciones bajas de CO. *Mesochra* sp. 1, *Halectinosoma* sp. 2 y sobre todo *H. hurlberti* son capaces de distribuirse en sedimentos más limosos con porcentajes intermedios de CO. En la Figura 27 también se observa que la mayoría de las especies son más abundantes cuando los valores de temperatura son intermedios. La cantidad de arcillas y la salinidad fueron variables poco influyentes en la distribución de las especies.

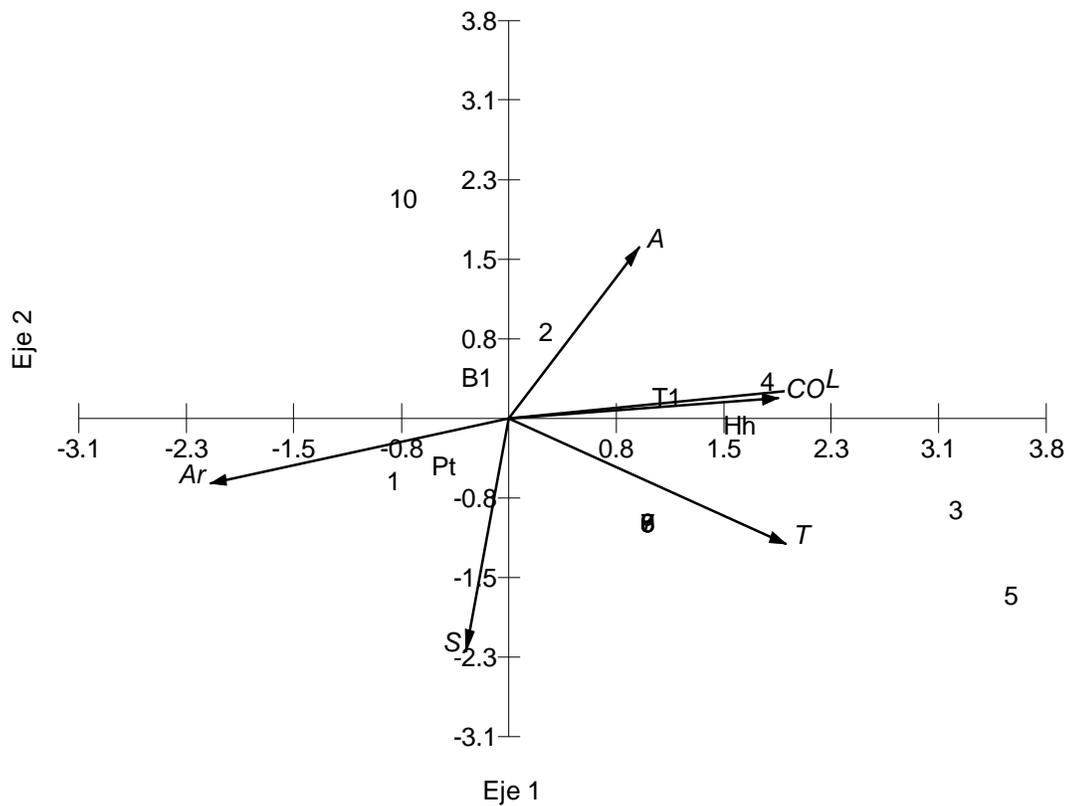
En la época de lluvias (agosto), a partir de los puntos de las especies y estaciones marcados en el diagrama de ordenación del CCA (Figura 28), se infiere que, de las 4 especies

dominantes y frecuentes, *Bulbampfiascus* sp. 1 y *P. tahuesensis* alcanzaron sus abundancias máximas en sedimentos areno-limosos con concentraciones bajas de CO. *Typhlamphiascus* sp. 1 y *H. hurlberti* fueron más abundante en sedimentos limo-arenosos con porcentajes intermedios de CO. Nótese que en el diagrama de la Figura 28, las estaciones 6 a 9 están sobrepuestas debido a que en ellas no se encontraron copépodos durante la época de lluvias. Por otro lado, el CCA detectó que en las estaciones 3 y 5 la influencia de la temperatura fue mayor, y para el caso de la estación 10 lo fue la proporción de arenas.



Vector scalina: 4.07

Figura 27. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la época de secas. Se muestra la distribución de las 12 especies dominantes y frecuentes y las estaciones con respecto a las variables ambientales (Especies: B1 = *Bulbampfiascus* sp. 1, D1 = *Delavalia* sp. 1, Di1 = *Diarthrodes* sp. 1, E1 = *Ectinosoma* sp. 1, Ep = *E. parapropinquum*, H2 = *Halectinosoma* sp. 2, Hh = *H. hurlberti*, Lc = *L. corteziensis*, M1 = *Mesochra* sp. 1, Pa1 = *Paralaophonte* sp. 1, St1 = *Stenhelia* sp. 1 y T1 = *Typhlamphiascus* sp. 1) (Variables ambientales: Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, CO = carbono orgánico). 1F a 10F, estaciones durante febrero; 1D a 10D, estaciones durante diciembre.



Vector scalina: 2.48

Figura 28. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencias canónicas (CCA) de la época de lluvias. Se muestra la distribución de las 4 especies dominantes y frecuentes y las estaciones con respecto a las variables ambientales (Especies: B1 = *Bulbomphiascus* sp. 1, Hh = *H. hurlberti*, Pt = *P. tahuesensis* y T1 = *Typhlamphiascus* sp. 1) (Variables ambientales: Ar = arena, L = limo, A = Arcilla, S = salinidad, T = temperatura, CO = carbono orgánico). 1A a 10A, estaciones durante agosto.

8. DISCUSIÓN

8.1. Variables ambientales

En otros estudios (García-Sañudo, 1985; Ochoa-Izaguirre, 1999; Barranco-Ramírez, 2000; Salgado-Barragán, 2002; Morales-Serna, 2004), al igual que en el presente, se ha observado que a lo largo de un ciclo anual la época de lluvias se extiende de julio a noviembre y el resto de los meses conforman la época de secas (o estiaje). Durante este estudio (año 2005) la máxima precipitación pluvial se registró en agosto (172.9 mm), el cual es representativo de la época de lluvias. En febrero y diciembre (época de secas) la precipitación fue de 40.5 mm y 0 mm respectivamente.

Este régimen climático propicia que en el sistema lagunar Estero de Urías haya cambios temporales en la salinidad (Barnes, 1980; Contreras, 1985). Desde febrero (37.8 ‰) hasta agosto (32.5 ‰) la salinidad del agua de fondo disminuyó en 5.3 ‰, y desde agosto (32.5 ‰) hasta diciembre (36.1 ‰) aumentó en 3.6 ‰, siendo los factores responsables el volumen de agua dulce entrante, la tasa de evaporación y la influencia de las mareas (Barnes, 1980; Doulgeraki *et al.*, 2006). Como los valores de salinidad observados en este estudio se mantuvieron entre 30 ‰ y 40 ‰ tanto espacial como temporalmente, de acuerdo con el sistema de Venecia 1959 (Contreras, 1993) el Estero de Urías puede ser clasificado como una laguna eurihalina. Durante febrero y diciembre la circulación del Estero de Urías fue de tipo antiestuarina o de estuario negativo (Pitchard, 1967), ya que la salinidad de la cabecera fue más alta que la salinidad de la boca. Se esperaba que en agosto hubiera una circulación tipo estuario positivo, donde la salinidad de la cabecera y aguas interiores fuera notablemente menor que la salinidad de la boca (Pitchard, 1967). Sin embargo, la salinidad en este mes se mantuvo prácticamente neutra, y sólo varió de 32 ‰ a 33 ‰. El gradiente negativo en la época de secas también fue apreciado por Barranco-Ramírez (2000) y Salgado-Barragán (2002). Sin embargo estos autores encontraron un gradiente positivo en la época de lluvias, posiblemente porque el volumen de precipitación pluvial fue más alto en esos años.

Contrario a lo sucedido con la salinidad, la temperatura del sedimento aumentó 8.23° C desde febrero (22.07° C) hasta agosto (30.30° C) y disminuyó 7.01° C desde agosto hasta diciembre (23.29° C). No se observó un gradiente espacial bien definido, pero fue notable la influencia de la planta termoeléctrica, ya que la estación 5 ubicada junto a ella siempre mostró los

valores más altos de temperatura. El mismo escenario fue observado por Barranco-Ramírez (2000).

Tanto las corrientes de marea como los escurrimientos continentales aportan sedimentos al sistema, cuya distribución está determinada por las corrientes locales (Contreras, 1993). Así, usualmente el sedimento de zonas protegidas o baja energía estará formado por lodos, mientras que en zonas menos protegidas, de mayor circulación y como consecuencia de una alta energía, estará formado por arenas (Barnes, 1980; Contreras, 1993). El tamaño de grano del sedimento encontrado en este estudio fue variable entre las estaciones. Desde la cabecera hacia el centro (estaciones 1-5) se clasificó como areno-limoso, a excepción de la estación 3 cuyo sedimento se clasificó como limo-arenoso. Se esperaría que esta zona, al estar bordeada por mangle, contara con sedimento lodoso. Sin embargo es posible que la presencia de sedimentos gruesos en esa estación se deba al aporte por parte de escurrimientos continentales y a la baja profundidad, quedando el sedimento expuesto a la erosión provocada por las corrientes, que a su vez evitan la deposición de partículas finas. Las estaciones 6 y 8 se caracterizaron por su sedimento lodoso debido a que se ubican en una zona más profunda (6 m aproximadamente) donde las corrientes pueden tener un menor impacto permitiendo que los granos finos se depositen. En las estaciones 7 y 10, ubicadas en zonas de alta energía, donde las partículas finas no pueden precipitarse, el sedimento es totalmente arenoso (arenas finas en su mayoría). La estación 9, a pesar de ser la más profunda, cuenta con un sedimento areno-limoso, pues se ubica dentro del canal de navegación y próxima a la boca donde las corrientes marinas aportan sedimentos gruesos y los desagües urbanos y de los mismos barcos aportan material fino. Estos resultados son muy parecidos a los de Morales-Serna *et al.* (2006) y son congruentes con aquellos obtenidos por Ochoa-Izaguirre (1999). Soto-Jiménez (1998) encontró arcillas limosas en aguas interiores (estaciones 1 y 2 en este estudio) y arenas arcillosas en la zona industrial (estación 6 en este estudio). Las diferencias entre lo observado por Soto-Jiménez (1998) y en este estudio son debidas, posiblemente, a la distribución en parches del sedimento. Solo se observaron coincidencias en las zonas del Estero del Infiernillo (estación 8 en este estudio), puerto y boca (estaciones 9 y 10 respectivamente). El tamaño medio (M_{ϕ}) de los granos del sedimento observado en este estudio no mostró la tendencia encontrada por Soto-Jiménez (1998), quien halló que los sedimentos gruesos se encuentran en la boca del puerto y en el interior del sistema se encuentran sedimentos de tamaño más pequeño. En este estudio se encontró que, efectivamente, el sedimento de la boca es arenoso, pasando a ser

areno-limoso en el canal, lodoso en la desembocadura del Estero del Infiernillo y zona industrial. Pero desde la estación 5 hasta la 1, el tamaño de grano se incrementa a areno-limoso. En cuanto al grado de clasificación (σ_0) del sedimento, se encontró que en el Estero de Urías el sedimento varía de mal a muy mal clasificado. Esto sugiere que hay una amplia dispersión en el tamaño de las partículas en relación con su diámetro medio, posiblemente debido a la variación de las condiciones hidrodinámicas (Pérez-Rojas *et al.*, 1993).

El sedimento del Estero de Urías tiene materia orgánica procedente de fuentes naturales como: producción primaria dentro del cuerpo de agua, vegetación circundante, biota terrestre, y material erosionado y lixiviado que llega al sistema a través de escurrimientos (De la Lanza, 1981; Contreras, 1993; Müller y Mathesius, 1999). Además, recibe considerables aportes procedentes de diferentes actividades antropogénicas (Soto-Jiménez, 1998; Ochoa-Izaguirre, *et al.*, 2002; Méndez, 2002; Morales-Serna *et al.*, 2006). Esta materia orgánica representa una fuente potencial de nutrientes para los productores primarios y una importante fuente energética para la producción heterotrófica. Además tiene una función reguladora en los procesos de síntesis y degradación que se efectúan dentro del sistema (González-Farías y Hernández-Garza, 1989). Las concentraciones más altas de carbono orgánico (CO) se presentaron en las estaciones 6 y 8. Esta materia orgánica es aportada por los desechos arrojados al sistema por parte del rastro municipal, desagüe urbano, una fábrica procesadora de alimentos (atunera), embarcaciones pesqueras y del Estero del Infiernillo que acarrea una gran cantidad de desechos de la ciudad de Mazatlán. Con un menor enriquecimiento orgánico se encontraron a las estaciones 1, 2, 3, 4 y 5, las cuales se encuentran rodeadas por bosque de mangle que puede aportar aproximadamente el 90 % del detritus total (Flores-Verdugo, 1989). Según Flores-Verdugo (1989), las hojas de mangle que caen al agua son rápidamente degradadas y en sólo cuatro meses se pierde el 63 % del aporte inicial, mientras que las hojas que caen al suelo del bosque de manglar presentan una tasa de degradación muy baja, cinco veces menor a la degradación en el agua. Además, la estación 1, y quizá la 2, reciben cantidades importantes de materia orgánica a través de las aguas residuales ricas en nutrientes, alimento no consumido, fertilizantes, desechos de organismos, productos químicos y, probablemente, especies exóticas (Martínez-Córdova, 1998) provenientes de una granja camaronícola (Salgado-Barragán, 2002). En las estaciones 3 y 4, aunque no hay evidencia, la materia orgánica también puede provenir de la actividad acuícola desarrollada en sus cercanías. El CO de la estación 9 fue mayor que en las estaciones 4 y 5, pero en este caso se

creo que tal enriquecimiento se debe a desagües domésticos e industriales, así como a las embarcaciones que llegan al puerto. Las concentraciones más bajas de CO se encontraron en las estaciones 7 y 10, lugares de alta energía donde las corrientes evitan que partículas finas se depositen en el sedimento. Los porcentajes de CO de este estudio son muy parecidos a los de Morales-Serna *et al.* (2006) y mucho más bajos que los porcentajes de materia orgánica registrados por Méndez (2002), posiblemente debido a diferentes métodos de determinación de la concentración de CO usados por Méndez (2002). Sin embargo, la tendencia es la misma. Los valores más altos se registraron en las estaciones 6 y 8, y los más bajos en las estaciones 7, 9 y 10. Al hacer comparaciones con las concentraciones de CO observadas por Soto-Jiménez (1998) también se encontraron diferencias. La mayoría de sus valores son más bajos, y solo hay coincidencias en la cabecera y Estero del Infiernillo.

El análisis de Spearman arrojó una fuerte correlación entre el tamaño de grano del sedimento y la concentración de CO ($r > 0.7$, $p = 0.00$). Las concentraciones de CO más elevadas aparecieron en las estaciones donde el limo y/o la arcilla fueron el componente principal. Por el contrario, el CO disminuyó en aquellas estaciones con sedimentos arenosos. Esto sucede porque los contaminantes orgánicos (y los metales) se adhieren más fácilmente a las partículas más finas de los sedimentos (limos y arcillas) que a las partículas más gruesas (arena y grava). Esto se debe a que las partículas más finas tienen más área superficial por volumen y, así, más sitios de adhesión (Lamberson *et al.*, 1992), o porque las partículas más finas por su estructura tienen mayor capacidad de intercambio catiónico (Horowitz, 1991).

La descomposición de la materia orgánica dentro del Estero de Urías en cierta medida hace oscilar las concentraciones de oxígeno disuelto (OD), el cual procede principalmente de la atmósfera y de los productores primarios (Contreras, 1993). Durante este estudio, la concentración de oxígeno disuelto osciló desde 3.89 mg/l en la estación 2 hasta 6.53 mg/l en la estación 7. Durante febrero, en las estaciones 2 y 3, y durante agosto en las estaciones 1 y 2, se registraron condiciones de hipoxia (OD menor a 2.8 mg/l (equivalente a 2 ml/l ó 91.4 mM) (Wu, 2002)). La hipoxia es un fenómeno que se ha extendido en aguas marinas estratificadas, probablemente como resultado del incremento de los aportes de nitrógeno y fósforo causando una alta producción de fitoplancton (Rosenberg *et al.*, 1991). En el caso del Sistema de Urías, la hipoxia es, además, una consecuencia de las actividades antropogénicas que aportan cantidades excesivas de nutrientes y materia orgánica al cuerpo de agua (Chapelle *et al.*, 2000; Wu, 2002;

Páez-Osuna, 2005) y de la pobre circulación (Contreras, 1993). Se esperaba que las concentraciones más bajas de OD ocurrieran en las estaciones 6 y 8 por poseer las concentraciones más altas de CO. Sin embargo, es posible que en las estaciones 1, 2 y 3 (donde se registró hipoxia) exista más biota consumidora de oxígeno que en las estaciones 6 y 8, y/o porque en estas últimas existe mayor recambio de agua. En las estaciones donde no se registró hipoxia, la concentración de OD rebasó los 4.0 mg/l, que es el límite mínimo recomendado por los estándares de calidad del agua para esteros (Batelle, 1971) (en México el límite mínimo establecido en los Criterios Ecológicos para la protección de la vida acuática marina es de 5 mg/l (Instituto Nacional de Ecología/SEMARNAP, 2000)). Estos resultados son ligeramente diferentes a los de Ochoa-Izaguirre (1999) y Barranco-Ramírez (2000) para la misma área de estudio, quienes no observaron condiciones de hipoxia, tal vez porque sus análisis se hicieron en aguas más superficiales. Por su parte, Salgado-Barragán (2002) también encontró condiciones de hipoxia en aguas adyacentes a la granja camaronícola “Acuícola San Jorge”.

No se encontró gradiente alguno de la demanda bioquímica de oxígeno, ni el patrón señalado por Barranco-Ramírez (2000). Sólo en agosto se observó que la mayor DBO ocurrió en las estaciones 3, 6 y 8, las cuales registraron las concentraciones más altas de CO, asociación que también fue revelada por el análisis de correlación de Spearman. Por el contrario, en este mismo mes, la menor DBO se presentó en la estación 10, misma que se caracterizó por su bajo enriquecimiento orgánico. Estas asociaciones no se apreciaron en febrero y diciembre.

8.2. Variables bióticas

En este estudio se encontraron 47 especies de copépodos bentónicos, cantidad que resulta superior comparada con las 38 especies encontradas en el mismo lugar durante un estudio previo (Morales-Serna *et al.*, 2006) y con las 15 especies encontradas en el Estero el Verde (Vargas-Arriaga, datos no publicados), ubicado aproximadamente 30 km al norte del Estero de Urías. Pero es inferior a las 63 especies (harpacticoides solamente) encontradas en la laguna costera Ensenada del Pabellón (Gómez, datos no publicados) aproximadamente 200 km al norte del Estero de Urías (Gómez-Noguera y Hendrickx, 1997). Comparando con otras regiones, la riqueza específica de este estudio es igual a la de un sistema tropical en el noreste de Malasia (Gee y Somerfield, 1997), y muy baja si se le compara con las 115 especies (solo de harpacticoides) de una pradera de pastos marinos tropicales en Kenia (De Troch *et al.*, 2003).

La diferencia en el número de especies de un estudio a otro dentro del Estero de Urías se le atribuye principalmente al esfuerzo de muestreo, pues en el año 2002 las muestras de meiofauna se extrajeron con nucleadores de 3.0 cm de diámetro (Morales-Serna, 2004; Morales-Serna *et al.*, 2006), recolectándose así pocos organismos, lo que impidió, entre otras cosas, calcular la diversidad y equitatividad de las especies. La diferencia en el número de especies entre el Estero de Urías y los otros sistemas puede ser resultado de diferencias ambientales como el hidrodinamismo y la disponibilidad de oxígeno en el agua de fondo, y por la distribución de las fuentes de alimento (bacterias, fitodetritus) (Doulgeraki *et al.*, 2006), así como por las particularidades ecológicas de cada sistema (Contreras, 1993).

Cabe mencionar que el 68 % de las especies (equivalente a 32 especies) encontradas en este estudio son especies nuevas para la ciencia y aun no han sido descritas, o bien son nuevos registros que requieren ser verificados. Para diferenciar estas especies se les asignó un número (unidad taxonómica operacional). El 32 % restante (15 especies) ya han sido descritas, siendo la mayoría especies nuevas para el centro y sur de Sinaloa, México (Gómez, 1998; Gómez, 2000 a, b, c; Gómez y Seifried, 2001; Gómez, 2001; Gómez, 2002 a, b; Gómez, 2003; Gómez *et al.*, 2004 a; Gómez *et al.*, 2004 b; Gómez y Martínez-Arbizu, 2004; Gómez y Rocha, 2005; Gómez, 2006).

Halicyclops hurlberti fue una de las especies con mayor dominancia y frecuencia en este estudio. Esta apareció en seis estaciones en febrero, en cinco estaciones en agosto y nueve en diciembre. En el trabajo de Morales-Serna *et al.* (2006) apareció como una de las especies más ocurrentes según la clasificación de Olmstead-Tukey. Se ha encontrado que especies del género *Halicyclops* frecuentemente abundan en sedimentos estuarinos (Wells, 1988) y en todas las zonas profundas intermareales en una marisma salada de Carolina del Sur (Boxshall y Halsey, 2004). Otra especie con mayor dominancia y frecuencia en este estudio fue *Bulbamphiascus* sp. 1 que apareció en seis estaciones en febrero, en cuatro estaciones en agosto y en tres estaciones en diciembre. Este género es uno de los miembros más conspicuos de la fauna en sedimentos compuestos por gravas calcáreas (Boxshall y Halsey, 2004). *Enhydrosoma parapropinquum* también fue considerada como dominante y frecuente por aparecer en seis estaciones en febrero, en una en agosto y en dos estaciones en diciembre. Esta es una especie nueva encontrada por Gómez (2003) en sedimentos compuestos por arenas finas, limos y arcillas en la laguna Ensenada del Pabellón (Sinaloa, México) y en arenas finas en el Estero de Urías. Otras especies que

aparecieron frecuentemente fueron *Ectinosoma* sp. 1 y *Stenhelia* sp. 1, pertenecientes a géneros comunes en hábitats someros con sustratos lodosos (Boxshall y Halsey, 2004).

De las 47 especies de copépodos bentónicos aquí encontradas, sólo ocho fueron comunes en los tres meses, dos aparecieron en febrero y agosto, y una en agosto y diciembre (Anexo X). Quizá estas especies aparecen en ambas épocas climáticas porque toleran cambios de salinidad y temperatura (e.g. *H. hurlberti* (Wells, 1988)), o porque algunas de ellas son capaces de construir tubos que les protegen de las corrientes (Fleeger *et al.*, 1984), y probablemente de depredadores. De las 36 especies restantes, 31 aparecieron en la época de secas (14 fueron comunes en febrero y diciembre, mientras que cuatro sólo aparecieron en febrero y 13 en diciembre) (Anexo X), las cuales, presumiblemente, son especies que no toleran disminuciones de la salinidad o aumentos de la temperatura. Sólo cinco de esas especies aparecieron en la época de lluvias (agosto) (Anexo X).

El efecto de las lluvias (disminución de la salinidad y resuspensión del sedimento) provocó que la densidad de copépodos bentónicos fuera menor que en los meses de secas (febrero y diciembre) en la mayoría de las estaciones. Sin embargo, la densidad promedio total de agosto fue mayor que la densidad de febrero y diciembre, debido, principalmente, a la gran abundancia de *Bulbamphiascus* sp. 1 hallada en la estación 1. De no haberse encontrado este parche abundante de *Bulbamphiascus* sp. 1, la densidad total de agosto hubiera sido notablemente menor que los otros dos meses. A pesar de que la densidad haya sido ligeramente mayor en agosto, el ANOVA de Kruskal-Wallis no detectó diferencias significativas de esta variable biótica. Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002) también observaron que en la época de lluvias un gran número de estaciones carecieron de macroalgas.

Se observó que la diversidad (H') de copépodos bentónicos fue menor en agosto, comparada con febrero y diciembre, debido al efecto de las lluvias (Figura 13). El MANOVA detectó que estas diferencias fueron significativas (Figura 16). Sin embargo, el MANOVA no detectó diferencias significativas del índice de equitatividad de Pielou (J'). La equitatividad no fue muy variable en las estaciones en las que hubo organismos durante los tres meses, al igual que las estaciones en las que solo se encontraron organismos en febrero y diciembre (Figura 14).

Se esperaba que tanto la densidad como la diversidad fuera menor en agosto, pero, como ya se vio, sólo esta última variable fue significativamente diferente. Por lo tanto la hipótesis "a" se rechaza parcialmente.

Los copépodos bentónicos generalmente son tolerantes a fluctuaciones medioambientales, pero están sujetos a salinidades y temperaturas óptimas (Cutts, 2003). De las 47 especies aquí encontradas, la mayoría aparecieron en los meses de secas (28 especies en febrero y 36 especies en diciembre), mientras que en agosto (época de lluvias) sólo se registraron 16 especies (Tabla 3). Esta misma tendencia de los copépodos fue observada por Morales-Serna *et al.* (2006) y ocurre también con algunas especies de macroalgas (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2002). De acuerdo con Ansari y Parulekar (1993) y Goubault *et al.* (1998), la disminución de la riqueza específica de copépodos durante la época de lluvias se debe, en gran medida, a la erosión y resuspensión del sedimento superficial así como a la disminución de la salinidad. Palmer y Brandt (1981), Fleeger *et al.* (1984) y Palmer (1984) observaron que el papel del transporte del sedimento (suspensión-deposición) durante la época de lluvias es de relevancia especial en sedimentos lodosos donde la meiofauna carece de capacidades adhesivas y donde los sedimentos y su fauna asociada (en particular copépodos bentónicos) son fácilmente suspendidas por el movimiento del agua.

De acuerdo con los resultados temporales de densidad, diversidad y riqueza específica derivados de este estudio, en el Estero de Urías, los copépodos bentónicos encuentran las condiciones óptimas de salinidad y temperatura en los meses de secas, pues es cuando alcanzan su mayor diversidad y generalmente altas densidades a lo largo de todo el cuerpo de agua.

Respecto a la variación espacial es difícil determinar cuál o cuáles de los factores ambientales controlan principalmente la estructura comunitaria de los copépodos. El análisis de correlación de Spearman no arrojó información contundente, pues la correlación de alguna variable ambiental con alguna variable biótica no se mantuvo constante durante los tres meses. El análisis de correspondencias canónicas (CCA) indicó que, tanto en la época de secas como en la de lluvias, las arenas, los limos y el CO son las variables que más afectan la distribución de las especies de copépodos bentónicos. La temperatura y la salinidad también muestran gran influencia pero ésta no es constante.

Las variables ambientales a las cuales se enfrentan los copépodos llegan a repercutir en ellos. Sin embargo, se sugiere, de acuerdo con los resultados y las tendencias observadas, que los factores que influyen principalmente en la variación espacial de la densidad y diversidad fueron el tamaño de grano del sedimento y la concentración de CO. En el Estero de Urías no se observó algún gradiente bien definido de las variables ambientales, principalmente de OD y DBO. Lo que se observó fueron fuentes puntuales de contaminación orgánica y zonas con diferente tipo de

sedimento a lo largo del sistema, las cuales se mantuvieron durante todo el estudio. Así, los cambios de densidad y diversidad de copépodos obedecen más a los cambios de CO y tipo de sedimento que a los cambios en OD, DBO, salinidad y temperatura. La concentración de OD y DBO no mostraron ningún gradiente y, contrario a lo que se esperaba, ninguna correlación entre ellas o el CO. La salinidad y temperatura tuvieron poca variación espacial y se piensa que su influencia sobre la comunidad de copépodos bentónicos es más bien temporal. De esta manera, la hipótesis “b” también se rechaza parcialmente pues se esperaba que la concentración de OD y la DBO fueran factores influyentes.

La ausencia de un gradiente también se reflejó en los diagramas MDS, donde algunas estaciones, no continuas, aparecen agrupadas dada su similitud en la composición taxonómica de copépodos y tal vez a sus características ambientales. Tal es el caso de las estaciones 6 y 8 caracterizadas por valores bajos de densidad y diversidad debido a la elevada contaminación orgánica. Por otro lado, este no es el caso del grupo B en febrero (Figura 9), donde la estación 10 se agrupa junto con las estaciones 6 y 8 por poseer una densidad muy baja. Sin embargo, las condiciones ambientales de la estación 10 son muy diferentes y la poca presencia de organismos se debe principalmente al efecto de las corrientes.

Según el ANOVA de Kruskal-Wallis, en el Estero de Urías no hubo diferencias significativas de densidad de copépodos bentónicos entre las zonas. Sin embargo, con el análisis descriptivo fue notable la diferencia de valores de densidad entre las estaciones. La densidad aquí encontrada varió entre 0 ind. 10 cm⁻² y 172.19 ind. 10 cm⁻², cifras que están por debajo de las densidades máximas marcadas para sedimentos intersticiales que son usualmente de 100 ind. 10 cm⁻² a 1000 ind. 10 cm⁻² (Boxshall y Halsey, 2004). Respecto a la diversidad, aunque los valores observados para cada estación fueron diferentes en un mismo mes, el MANOVA no detectó diferencias significativas ni de diversidad ni de equitatividad entre las zonas en febrero y agosto. En diciembre sólo se detectaron diferencias significativas de la equitatividad pero no de la diversidad. En general, el índice de diversidad de Shannon (H') estimado para una comunidad biológica no puede exceder de 5.0 (Washington, 1984). En este estudio la diversidad varió entre 0 y 3.38. Esas variaciones en densidad y diversidad de los copépodos bentónicos son una consecuencia de las zonas con diferente “calidad” ecológica descritas por varios autores (Álvarez-León, 1977; Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2002; Méndez, 2002; Morales-Serna *et al.*, 2006) y demuestran la heterogeneidad de hábitats bentónicos del Estero de Urías.

La densidad más alta de los copépodos bentónicos en el Estero de Urías ocurrió en la parte interna, en sedimentos areno-limosos con concentraciones intermedias de CO. Estas condiciones son características de las estaciones 1-5, ubicadas en una zona somera relativamente menos afectada por la actividad humana. La diversidad también fue mayor en esa zona pero solo en la estación 4. Las estaciones 3 y 5 también tuvieron una diversidad alta pero ésta no fue constante a lo largo del estudio. La materia orgánica en las estaciones 1-4 proviene principalmente del bosque de mangle y de las descargas de aguas residuales de los estanques de camarón. La estación 5 es afectada principalmente por la planta termoeléctrica y muy poco por el bosque de mangle. Otra zona con alta diversidad, al menos durante los meses de secas, fue el canal de navegación (estación 9), donde hay desagües urbanos y grandes embarcaciones, por lo que la materia orgánica ahí concentrada puede ser de calidad diferente comparada con la que se observa en la parte interna (estaciones 1-5). Además, el canal (y la boca) es la parte más profunda y afectada por las corrientes marinas. El CCA (Figura 31) señala que la mayor parte de las especies dominantes y frecuentes se distribuyen hacia sitios con bajas concentraciones de CO. De esas especies, *Delavalia* sp. 1, *Diarthrodes* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1 y *Stenhelia* sp. 1 podrían considerarse como indicadoras de contaminación orgánica baja debido a que en este estudio su presencia se limitó a sedimentos con bajo contenido de CO. Esta alta densidad y diversidad obedece, por un lado, a que sedimentos con un diámetro mediano contienen más espacios entre las partículas adyacentes que los sedimentos más grandes o más pequeños (Marcotte, 1986), y a que el pastoreo de algunas especies de copépodos harpacticoides se ve favorecido cuando el tamaño medio de grano del sedimento se incrementa (De Troch *et al.*, 2006a). Por otro lado, el enriquecimiento orgánico, dependiendo de su calidad, favorece el aumento en el número de especies y disminuye la dominancia de los copépodos harpacticoides (Hockin, 1983) en concentraciones o niveles comunes en la naturaleza (Gee y Warwick, 1985). El mayor contenido de CO es originado por la defoliación de las plantas de mangle (Flores-Verdugo, 1989), provocando aumentos en la diversidad de copépodos (Gee y Somerfield, 1997).

Se esperaba un efecto negativo de la planta termoeléctrica sobre la densidad y diversidad de los copépodos a lo largo del estudio, pues se sabe que sus aguas recalentadas pueden ser catastróficas para la biota que habita en los cuerpos de agua cercanos (Osuna-López y Páez-Osuna, 1986; Hoffmeyer, *et al.*, 2005). Sin embargo, la densidad y diversidad de la estación 5, ubicada frente a la planta termoeléctrica fue de las más altas durante febrero y diciembre (época de

secas). Como se mencionó anteriormente, la planta termoeléctrica influye sobre la temperatura del sistema, pues durante los tres meses la estación 5 tuvo la temperatura más alta. Podría pensarse que la carencia de organismos en la estación 5 en agosto (época de lluvias) se debió a que los copépodos no toleraron la temperatura ahí registrada que fue de 32.8° C (la más alta en todo el estudio). Pero Morales-Serna *et al.* (2006), en esta misma estación, encontraron la densidad más alta durante la época de lluvias, aunque con una riqueza específica muy baja (sólo dos especies: *C. sinaloensis* y *H. hurlberti*). Según Barranco-Ramírez (2000), la influencia térmica pudiera ser comparable con la influencia de los desechos domésticos e industriales registrados en otros sitios debido a la similitud de sus comunidades.

La diversidad de las estaciones 1 y 2 fue menor comparada con aquella de las estaciones 3, 4 y 5, debido a que los estanques de camarón aportan material orgánico de calidad diferente al de las hojas de mangle, ocasionando densidades altas de sólo algunas especies (e.g. *Bulbamphiascus* sp. 1, *Halectinosoma* sp. 2 y *P. tahuesensis*), situación que se vio reflejada en los valores bajos del índice de equitatividad de Pielou (J') indicando que la comunidad se encuentra en desequilibrio (Gray y Mirza, 1979). Estos resultados son congruentes con los de Mirto *et al.* (2000), quienes observaron que en un sitio influenciado directamente por cultivos de mejillón la densidad de turbelarios, quinorrincos y ostrácodos disminuyó mientras que la densidad de copépodos se incrementó. Esto fue debido al aprovechamiento de la biomasa microfítobentónica. Una situación parecida fue descrita por Gee y Warwick (1985), pero ellos observaron que la disminución en la abundancia y diversidad de especies y el aumento en la dominancia fue provocado por concentraciones de materia orgánica más altas que las naturales.

La densidad y diversidad más baja de copépodos bentónicos en el Estero de Urías se encontró frente a la zona industrial (estación 6) y en la desembocadura del Estero el Infiernillo (estación 8). Esta es una zona caracterizada por tener sedimentos lodosos (limos y arcillas) con las más elevadas concentraciones de CO, por lo que Méndez (2002) la ha catalogado como “zona muy contaminada”. En esta zona se esperaba encontrar las concentraciones más bajas de OD y las DBO más altas, pero no fue así. Como se vio anteriormente, estas variables fueron más bajas en la cabecera, alcanzando niveles de hipoxia, y aún así se encontraron comunidades de copépodos bentónicos. Por esto se sugiere que la disponibilidad de oxígeno no es el factor más influyente en determinar la estructura de las comunidades de copépodos bentónicos. El CCA (Figura 31) muestra cómo el incremento de CO aleja a las especies de copépodos dominantes y

frecuentes. Especies como *H. hurlberti* y *Halectinosoma* sp. 2 parecen tolerar altas concentraciones de CO, pero no se pueden considerar como indicadores de contaminación orgánica debido a que son especies capaces de proliferar bajo diferentes circunstancias medioambientales. Tal vez *K. secunda* podría ser considerada como indicadora de contaminación. A esta especie, aunque no es frecuente ni dominante, se le ha encontrado habitando sedimentos lodosos con elevado enriquecimiento orgánico (Morales-Serna *et al.*, 2006). Es probable que parte de su éxito se deba a la forma alargada de su cuerpo, lo que le permite desplazarse por los espacios intersticiales existentes entre los granos del sedimento.

Se ha visto que cuando la materia orgánica es de buena calidad, la diversidad de los copépodos se ve favorecida (Hockin, 1983; Gee y Warwick, 1985), y que cuando existe un enriquecimiento orgánico fuera del normal sólo algunas especies llegan a ser abundantes (Gray y Mirza, 1979; Méndez, 2002), presentándose altas dominancias o valores bajos de equitatividad. Tal es el caso de las estaciones 1 y 2 en este estudio. Sin embargo, como en las estaciones 6 y 8 no hay dominancia de especies y mucho menos una diversidad alta, es probable que el CO ahí depositado sea de muy mala calidad o que exista algún otro contaminante que impide el desarrollo de la comunidad de copépodos bentónicos y quizá de otros organismos.

En las estaciones 7 (ubicada en la orilla) y 10 (ubicada en la boca) la densidad y diversidad no fue alta. Esto no se debe a la contaminación orgánica sino a la energía de las corrientes que, por un lado, evita que los sedimentos sean colonizados abundantemente por copépodos que carecen de capacidades adhesivas (Palmer y Brandt, 1981; Fleeger *et al.* 1984; Palmer, 1984; Thistle, 1988). Por otro lado, la energía de las corrientes también evita que el alimento de los copépodos (e.g. diatomeas y bacterias) se deposite de manera abundante. Así, se sugiere que, ante concentraciones bajas de alimento, la densidad y diversidad de copépodos será baja. La alta equitatividad que se registró en las estaciones 7 y 10 es una prueba de que el sedimento de estas estaciones no está sujeto a contaminación orgánica. El diseño del muestreo también pudo influir en que se encontrara una baja densidad y diversidad en estas estaciones, pues las muestras se extrajeron de los 3 cm más superficiales del sedimento y se sabe que en sedimentos arenosos los copépodos pueden vivir en profundidades mayores (Hicks y Coull, 1983). Cabe mencionar que el sedimento arenoso en estas estaciones indica que se trata de zonas de alta energía por parte de las corrientes.

De acuerdo con los resultados de este estudio y con Coull (1988), el tamaño de grano del sedimento puede ser, la mayoría de las veces, el factor principal en determinar la estructura comunitaria de los copépodos bentónicos y de la meiofauna en general. Sin embargo, se sabe que el efecto del sedimento puede llegar a ser secundario ante otros factores ambientales (Lee y Correa, 2005; Doulgeraki *et al.*, 2006).

Las curvas de acumulación de especies construidas en este estudio, además de ilustrar las variaciones temporales en la riqueza de especies, sugieren que en el Estero de Urías existen aún más especies de copépodos bentónicos por descubrir y describir. Esto se hace evidente ya que las curvas no alcanzaron la asíntota, por lo que se recomienda realizar más muestreos. Cabe mencionar que las curvas de acumulación de especies derivadas de este estudio también pueden servir para hacer comparaciones con otros inventarios una vez que el esfuerzo de muestreo se haya estandarizado.

8.3. Los copépodos bentónicos como herramienta en el biomonitoreo

Con la finalidad de conocer la situación ambiental que prevalece en los sedimentos marinos y estuarinos, se recomienda realizar biomonitoreos empleando el uso del bentos por ser organismos que viven asociados al sedimento, lugar donde se depositan los contaminantes entrantes al ecosistema (Díaz, 1992) y que integra la calidad histórica de la columna de agua (La Point y Fairchild, 1992). Tradicionalmente se usan los invertebrados macrobentónicos debido a su longevidad, estilos de vida sedentaria, proximidad al sedimento, influencia sobre los procesos sedimentarios, e importancia trófica (Díaz, 1992). Sin embargo, la estructura de la macrofauna puede verse más modificada por el hidrodinamismo y cuenta con la desventaja de poseer especies con una fase de dispersión pelágica en su ciclo de vida, las cuales no son expuestas a los contaminantes en el sedimento, que, combinada con el reclutamiento de poblaciones fuera del área afectada, puede enmascarar el impacto que los contaminantes tienen sobre el ambiente (Lee y Correa, 2005). Ante tal circunstancia, el análisis de la meiofauna puede arrojar resultados más confiables, debido a la gran cantidad de organismos que se pueden hallar en un volumen pequeño de sedimento, sus tiempos generacionales cortos, hábitos de vida estacionaria, larvas bentónicas y su asociación íntima con el sedimento (Coull, 1988).

Una de las desventajas de usar a la meiofauna total como una herramienta en el biomonitoreo es que frecuentemente el análisis de las comunidades se realiza a niveles

taxonómicos superiores (clases, órdenes, etc.), por lo que los resultados pueden ser confusos. Para ello se recomienda trabajar sólo con taxón, como los copépodos, dada su importancia numérica y en biomasa, así como por su alta sensibilidad a las perturbaciones y por ser un grupo de animales ligados fuertemente al sedimento (Hicks y Coull, 1983; Wells, 1988; Huys *et al.*, 1996; De Troch *et al.*, 2003). Este grupo de organismos, así como el resto de la meiofauna, a pesar de su utilidad, no se ha usado ampliamente en estudios de monitoreo o impacto ambiental debido a problemas taxonómicos (Herman y Heip, 1988). Al respecto, Herman y Heip (1988) proponen que, desde un punto de vista práctico, puede ser suficiente identificar los copépodos harpacticoides a nivel de género o familia, teniendo en cuenta que la adaptación ecológica se alcanza casi exclusivamente a nivel de especie. Roach *et al.* (2001) mostraron que la resolución taxonómica de niveles superiores puede ser usada para describir variaciones espaciales en la estructura de las comunidades bentónicas. Por su parte, Thompson *et al.* (2003) encontraron que el usar un tamiz de 1.0 mm e identificar la fauna a nivel de familia resulta más rentable en el monitoreo de sedimentos marinos. Dichos criterios han sido propuestos con la finalidad de reducir costos y deben ser tomadas en cuenta dependiendo de los objetivos que se persigan. En el caso particular de este estudio se empleó la resolución taxonómica a nivel de especie porque se considera que géneros de una misma familia o especies de un mismo género pueden tener distintas preferencias de hábitat, dando como resultado poca claridad en la información. Continuando con esta parte de la discusión, Lee y Correa (2005) analizaron la meiofauna a nivel de órdenes bajo la hipótesis de que los análisis a nivel de especie son más afectados por las variables ambientales, como el tipo de sedimento, en comparación con análisis a nivel de familia, orden o phylum, y porque además varios estudios han concluido que no hay pérdida substancial de la información cuando se trabaja con niveles taxonómicos superiores si se consideran todos los efectos de un contaminante sobre el ambiente, particularmente cuando el gradiente de contaminación está bien marcado. Esta justificación puede ser aceptada si se cumplen las condiciones bajo las cuales se basa la hipótesis, pero esto no ocurre en todos los ambientes marinos y estuarinos.

Con el presente trabajo se sugiere que los copépodos bentónicos pueden ser una buena herramienta en el biomonitoreo de sedimentos de lagunas costeras sujetas a contaminación orgánica, pues con sus variaciones en abundancia y diversidad se pueden detectar zonas con mayor o menor contaminación o impactadas por alguna actividad humana. De acuerdo con Lee y

Correa (2005), los copépodos bentónicos son un buen monitor negativo (disminución y/o ausencia de organismos) dada su sensibilidad a los enriquecimientos orgánicos. Las determinaciones de impacto ambiental se pueden complementar con organismos que sirvan como monitor positivo (incremento de organismos), por ejemplo el poliqueto *Capitella capitata*, que ha sido considerado como un indicador de contaminación universal, dada su proliferación en sedimentos con altas concentraciones de materia orgánica (Méndez, 2002).

Con base en los análisis de ordenación y clasificación, correspondencias canónicas y la distribución de la densidad y diversidad, en relación con las variables ambientales, se pudieron detectar tres tipos de zonas con diferente “calidad ecológica” a lo largo del área de estudio (Figura 29) complementando la caracterización dada por Méndez (2002):

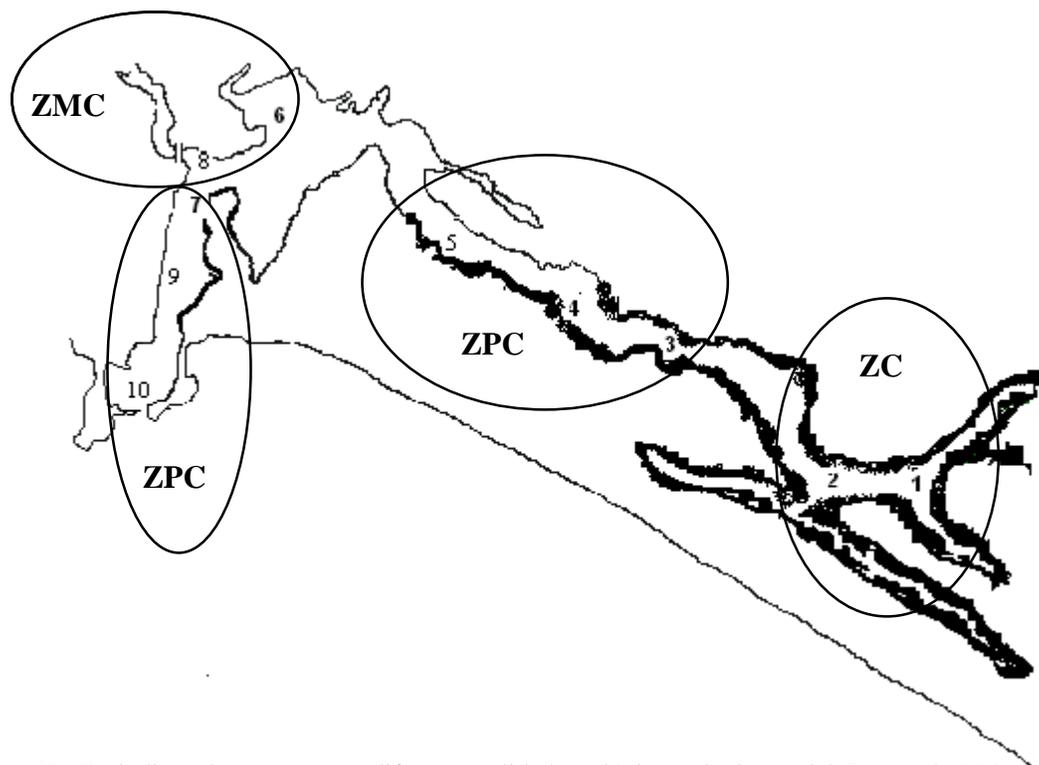


Figura 29. Se indican las zonas con diferente calidad ecológica a lo largo del Estero de Urías: Zona poco contaminada (ZPC), Zona contaminada (ZC) y Zona muy contaminada (ZMC).

- a) Zona Poco Contaminada (ZPC).- Hay dos zonas de este tipo. La primera se encuentra en la parte interna, de la estación 3 a la 5, donde el sedimento es areno-limoso, con concentraciones de CO intermedias proveniente del bosque de mangle y de cultivos de camarón, alta diversidad y sin dominancia de

especies. La segunda se encuentra en el canal y boca, incluyendo las estaciones 7, 9 y 10, donde el sedimento va de arenoso limoso a arenoso, con concentraciones de CO bajas, diversidad alta sin dominancia de especies en la estación 9, y diversidad no tan alta y sin dominancia de especies en las estaciones 7 y 10. Estas coinciden con las zonas no contaminadas de Méndez (2002).

- b) Zona Contaminada (ZC).- Se ubica en la cabecera, donde la influencia de las aguas residuales de los cultivos de camarón son mayores y modifican la calidad de la materia orgánica aportada por el bosque de mangle, el sedimento es arenolimoso, y la diversidad baja con dominancia de *Bulbamphiascus* sp. 1, *Halectinosoma* sp. 2 y *Psyllocamptus tahuesensis*. Esta zona también fue catalogada por Méndez como contaminada.

- c) Zona Muy Contaminada (ZMC).- Se ubica frente a la zona industrial (estación 6) y en la desembocadura del Estero el Infiernillo (estación 8), esta es una zona caracterizada por tener sedimentos lodosos (limos y arcillas) con las más elevadas concentraciones de CO, y la más baja densidad y diversidad de especies. La estación 6 coincide con la zona muy contaminada de Méndez (2002), pero esta autora clasifica a la estación 8 como zona contaminada.

Esta zonación es congruente con la de Ochoa-Izaguirre *et al.*(2002), quienes, por medio de análisis de clasificación basados en las especies de macroalgas, encontraron que el sistema lagunar Estero de Urías puede ser dividido en cuatro zonas con calidad ecológica diferente durante la época de lluvias (durante la época de secas no encontraron claridad en los agrupamientos): zona A, un área de transición entre los medios marino y estuarino; zona B, junto al estero El Infiernillo que está sujeto a la influencia de aguas residuales domésticas; zona C, localizada en el interior del estero y que está afectada por las aguas sobrecalentadas de la termoeléctrica; y zona D, localizada en la parte más interna del sistema con altas densidades de manglar y próxima a una granja de camarón que vierte sus aguas de desecho dentro de este cuerpo de agua.

En la ZPC, Méndez (2002) encontró un contenido bajo de materia orgánica en el sedimento, diversidad alta y sin dominancia de alguna de las especies de anélidos; características muy parecidas a las de este estudio. Aunque en la estación 10 de este estudio los valores de densidad y riqueza de especies no fueron altos, se incluyó en la ZPC porque la equitatividad fue alta, indicando que no hubo dominancia de alguna especie y por lo tanto no hubo o no hay contaminación orgánica en el sedimento. En esta ZPC, ubicada en la boca, Ochoa-Izaguirre *et al.* (2002) encontraron el mayor número de especies de macroalgas en ambas épocas climáticas, argumentando que ese comportamiento indica que las zonas de transición entre diferentes ambientes (estuarino vs. marino) son donde se desarrollan las comunidades más diversas. Por su parte, Soto-Jiménez (1998) encontró en esta zona los niveles más altos de Mn y Pb (metales) y valores de factor de enriquecimiento (EF) de Ag y Pb que corresponden a sitios semicontaminados y de Cd que corresponden a sitios contaminados.

En la ZC, al igual que en el caso de los copépodos, se ha encontrado dominancia de algunas especies de anélidos, como consecuencia de la contaminación orgánica originada por una granja camaronícola (Méndez, 2002). En esta parte del sistema es donde se acentúa la eutrofización, posiblemente debido al impacto de la granja camaronícola, permitiendo que se desarrollen comunidades de algas verdes dada su tolerancia a niveles altos de nutrientes (Ochoa-Izaguirre *et al.*, 2002). También es una zona donde se encontraron valores de metales (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, V y Zn) cercanos a los más altos de todo el puerto de Mazatlán y áreas adyacentes (Soto-Jiménez, 1998).

En la ZMC hay tanta contaminación orgánica que no sólo los copépodos están ausentes, sino también hay ausencia de macrofauna, incluyendo el poliqueto *C. capitata* (habitante de sedimentos con elevado contenido orgánico) (Méndez, 2002). En esta zona también hay escasez o carencia de macroalgas y se pueden observar capas de la microalga verdeazul *Microcoleus lyngbyaceus* (Kützing) Crouan. Además de su elevado enriquecimiento orgánico, la ZMC también se caracteriza por poseer una gran contaminación por metales, encontrándose ahí los niveles más altos de Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, V y Zn de todo el puerto de Mazatlán y áreas adyacentes (Soto-Jiménez, 1998).

De todos los metales analizados en el Estero de Urías, el Cd, Pb, Ag, Zn, Fe, Cu y Co, tienen otras fuentes naturales o antropogénicas además de las del intemperismo de la corteza terrestre (Soto-Jiménez, 1998).

Morales-Serna *et al.* (2006) también dan una zonación basada en la composición de copéodos bentónicos, tipo de sedimento y concentración de CO. Ellos encontraron cinco zonas: zona A, cercana a la boca del sistema (est. 10), con sedimento arenoso, concentración baja de CO y valores bajos de densidad y riqueza de especies; zona B, con sedimento lodoso, concentraciones altas de CO y valores bajos de densidad y riqueza de especies (est. 6 y 8); zona C, con valores de CO similares a los observados en zona A, con sedimento arenoso y valores altos en densidad y riqueza de especies (est. 3, 4 y 5); zona D, con sedimento lodoso, concentraciones altas de CO, densidad baja y un número de especies alto (est. 2); y zona E, con sedimento arenoso, concentraciones bajas de CO y valores altos en densidad y riqueza de especies. Esos resultados, así como todo el proceso que llevó a ellos, constituyeron una buena base de aprendizaje e impulso para la realización del presente trabajo, en el que se analizaron variables tan importantes como el OD y DBO, las cuales no fueron consideradas anteriormente. Además, en el presente trabajo, el esfuerzo de muestreo se incrementó para obtener un mayor número de organismos y poder efectuar cálculos de los índices de diversidad y equitatividad, lo cual fue prácticamente imposible obtener anteriormente (Morales-Serna *et al.*, 2006) debido al tamaño reducido de las muestras. Con el aumento del esfuerzo de muestreo también se consiguió aumentar el inventario de copéodos bentónicos para el área de estudio y/o Golfo de California.

Finalmente, los resultados aquí presentados son solamente una estimación que, como muchas otras, tal vez no refleje enteramente la situación ecológica del Estero de Urías, pero pueden ser tomados en cuenta para la toma de decisiones en pro del beneficio del desarrollo económico, ecológico y social de la localidad.

9. CONCLUSIONES

- No se encontró un gradiente de la concentración de OD, DBO, temperatura, tamaño de grano del sedimento y CO. La salinidad presentó un gradiente típico de un antiestuario durante la época de secas y de un estuario neutro durante la época de lluvias. Durante todo el estudio, las estaciones 6 y 8 se caracterizaron por su sedimento lodoso con los porcentajes más altos de CO. Y la estación 5 se caracterizó porque ahí la temperatura siempre fue más alta.
- Los efectos de las lluvias, como son disminución de la salinidad y resuspensión del sedimento, provocaron que la riqueza de especies y la diversidad se vieran reducidas significativamente durante agosto. El MANOVA no detectó cambios significativos en la equitatividad. En el mes de agosto la densidad también hubiese sido baja, pero un parche abundante de *Bulbamphiascus* sp. 1 hizo que el ANOVA no detectara diferencias significativas de la densidad entre los tres meses.
- De acuerdo con los datos de campo y con el CCA, la variación espacial de la densidad y diversidad de los copépodos bentónicos en el Estero de Urías fue influenciada principalmente por el tamaño de grano del sedimento y por la concentración de materia orgánica. Esas variaciones reflejan la diversidad de hábitats con los que cuenta el sistema.
- Se ha demostrado que los copépodos bentónicos reducen sus poblaciones, llegando a presentarse dominancia de algunas especies, ante enriquecimientos orgánicos fuera de lo normal. Incluso las poblaciones llegan a desaparecer cuando los niveles de CO son muy altos. Contrariamente, la diversidad y equitatividad de estos organismos aumenta conforme los niveles de contaminación orgánica descenden. Por lo tanto, se sugiere que los copépodos bentónicos son una buena herramienta para en monitoreo biológico en sedimentos estuarinos sujetos a contaminación orgánica.
- Con base en estos resultados, en el Estero de Urías se detectaron tres tipos de zonas con diferentes “calidad ecológica”. Éstas son: zona poco contaminada (ZPC), cerca de la planta termoeléctrica y en la boca del sistema; zona contaminada (ZC), en la cabecera, adyacente a una granja camaronícola; y zona muy contaminada (ZMC), en la desembocadura del Estero del Infiernillo y frente a la zona industrial.

10. LITERATURA CITADA

- Adams, V. D. 1990. Water and wastewater examination manual. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 247 p.
- Alduenda R., M. A., Guerrero I., M. A., Zazueta, J. L. 1985. Estudio de contaminación por hidrocarburos y microorganismos patógenos en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. (1984-1985). Tesis Profesional. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa. 64 p.
- Alvarez-León, R. 1977. Estudio hidrobiológico de los Esteros del astillero, Urías y La Sirena, Adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 131 p.
- Amjad, S., Gray, J. S. 1983. Use of the Nematode-Copepod ratio as index of organic pollution. *Marine Pollution Bulletin*. 14: 78-181.
- Ansari, Z. A., Ingole, B. 2002. Effect of an oil spill from *M V Sea Transporter* on intertidal meiofauna at Goa, India. *Marine Pollution Bulletin*. 44: 396-402.
- Ansari, Z. A., Parulekar, A. H. 1993. Distribution, abundance and ecology of the meiofauna in a tropical estuary along the west coast of India. *Hydrobiologia*. 262: 115-126.
- Araújo-Castro, C. M. V., Souza-Santos, L. P. 2005. Are the diatoms *Navicula* sp. and *Thalassiosira fluviatilis* suitable to be fed to the benthic harpacticoid copepod *Tisbe biminiensis*? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 327: 58-69.
- Austen, M. C., Widdicombe, S. 2006. Comparison of the response of meio- and macrobenthos to disturbance and organic enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 330: 96-104.
- Barnes, R. S. K. 1980. Coastal Lagoons, the natural history of a neglected habitat. Cambridge University Press. Great Britain. 106 p.
- Barranco-Ramírez, J. E. 2000. Variación espacio y temporal de la comunidad de copépodos planctónicos en relación con las condiciones ambientales en el estero Urías (1998-1999) Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Mazatlán, Sinaloa. 140 p.
- Batelle. 1971. (Batelle Columbus Laboratories). Water quality criteria data book. Vol. 3. Environmental Protection Agency, Project No. 18050 G. M. V. 68: 1-0007.
- Bejarano, A. C., Pennington, P. L., DeLorenzo, M. E., Chandler, G. T. 2005. Atrazine effects on meiobenthic assemblages of a modular estuarine mesocosm. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 1398-1404.

- Boxshall, G. A., Halsey, S. H. 2004. An introduction to copepod diversity. Part I. The Ray Society. London. 421 p.
- Bustos-Hernández, I. M. 2004. Efectos del enriquecimiento orgánico sobre la diversidad de copépodos harpacticoides en el sistema Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias del Mar, Universidad Autónoma de Sinaloa, Mazatlán, Sinaloa. 107 p.
- Calvo, G. F. 1985. Estadística aplicada. Segunda Edición. Editorial DEUSTO, S. A. España. 596 p.
- Chapelle, A., Ménesguen, A., Deslous-Paoli, J-M., Souchu, P., Mazouni, N., Vaquer, A., Millet, B. 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from watershed. *Ecological Modelling*. 127: 161-181.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council. United Kingdom. 144 p.
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). Servicio Meteorológico Nacional. 2005. Datos estadísticos climatológicos del observatorio meteorológico de Mazatlán, Sinaloa, México.
- Contreras, F. 1985. Las lagunas costeras mexicanas. Centro de Ecodesarrollo, Secretaría de Pesca, México, D. F. 263 p.
- Contreras, F. 1993. Ecosistemas costeros mexicanos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa. México. 415 p.
- Coull, B. C. 1988. Ecology of the marine meiofauna. pp. 18-38. *In*: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.) Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Cutts, C. J. 2003. Culture of harpacticoid copepods: potential as live feed for rearing marine fish. *Advances in Marine Biology*. 44: 295-316.
- Dahms, H. -U. 2004. Exclusion of the Polyarthra from Harpacticoida and its reallocation as an underivatated branch of the Copepoda (Arthropoda, Crustacea). *Invertebrate Zoology*. 1 (1): 29-51.
- Danovaro, R., Fabiano, M., Albertelli, G., Della Croce, N. 1995. Vertical distribution of meiobenthos in bathyal sediments of the Eastern Mediterranean Sea: relationship with labile organic mater and bacterial biomasses. *Marine Ecology*. 16: 103-116.
- Danovaro, R., Gambi, C., Della Croce, N. 2002. Meiofauna hotspot in the Atacama trench, Eastern South Pacific Ocean. *Deep-Sea Research*. 49: 843-857.

- De la Lanza, G. 1981. Importancia de la materia orgánica en los sedimentos de la laguna de Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de Doctorado. UACPyP-CCH-ICMYL, Universidad Nacional Autónoma de México. 93 p.
- De Troch, M., Fiers, F., Vincx, M. 2001. Alpha and beta diversity of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed: the relation between diversity and species' range size distribution. *Marine Ecology Progress Series*. 215: 225-236.
- De Troch, M., Fiers, F., Vincx, M. 2003. Niche segregation and habitat specialisation of harpacticoid copepods in a tropical seagrass bed. *Marine Biology*. 142: 345-355.
- De Troch, M., Gurdebeke, S., Fiers, F., Vincx, M. 2001. Zonation and structuring factors of meiofauna communities in a tropical seagrass bed (Gazi Bay, Kenya). *Journal of Sea Research*. 45: 45-61.
- De Troch, M., Houthoofd, L., Chepurnov, V., Vanreusel, A. 2006 a. Does sediment grain size affect diatom grazing by harpacticoid copepods? *Marine Environmental Research*. 61: 265-277.
- De Troch, M., Van Gansbeke, D., Vincx, M. 2006 b. Resource availability and meiofauna in sediment of tropical seagrass beds: Local versus global trends. *Marine Environmental Research*. 61: 59-73.
- Diaz, R. J. 1992. Ecosystem assessment using estuarine and marine benthic community structure. pp. 67-85. *In*: Burton, G. A. (ed.) *Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., USA. 457 p.
- Doulgeraki, S., Lampadariou, N., Sinis, A. 2006. Meiofaunal community structure in three Mediterranean coastal lagoons (North Aegean Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 86: 209-220.
- Escobar, E., López, M. Soto, L. A., Signoret, M. 1997. Densidad y biomasa de la meiofauna del talud continental superior en dos regiones del Golfo de México. *Ciencias Marinas*. 23 (4): 463-489.
- Escobar, E., Soto, L. A. 1997. Continental shelf benthic biomass in the western Gulf of México. *Continental Shelf Research*. 17 (6): 585-604.
- Fleeger, J. W., Chandler, G. T., Fitzhugh, G. R., Phillips, F. E. 1984. Effects of tidal currents on meiofaunal densities in vegetated salt marsh sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 19: 49-53
- Fleeger, J. W., Palmer, M. A., Moser, E. B. 1990. On the scale of aggregation of meiobenthic copepods on a tidal mudflat. *Marine Ecology*. 11: 227-237.

- Fleeger, J. W., Thistle, D., Thiel, H. 1988. Sampling equipment. pp. 115-125. *In*: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.). Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Flores-Verdugo, F. J. 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. Pp. 21-56. *In*: Rosa-Vélez, J. De la, González-Farías (eds.). Temas de oceanografía biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. 337 p.
- Folk, R. L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphills Pub. Co., Austin, Texas. 151 p.
- Folk, R. L., Ward, M. 1957. Brazos river bar: Study of the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentology and Petrology*. 27 (1): 3-26.
- Galindo-Reyes, J. G. 1986. Contaminación por hidrocarburos de petróleo en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Ciencias Marinas*. 8: 38-43.
- Galindo-Reyes, J. G. 2000. Condiciones ambientales y de contaminación en los ecosistemas costeros. SEMARNAP-Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 158 p.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México. 264 p.
- García-Sañudo, S. 1985. Abundancia, distribución, algunas interacciones de cuatro grupos Zooplanctónicos (Ctenófora, Cladóceras, Larvacea Chaetognata) y su relación con los parámetros Hidrológicos (T °C, S ‰) en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis profesional. Universidad Autónoma de Sinaloa. Escuela de Ciencias del Mar. Mazatlán, Sinaloa, México. 65 p.
- Gee, J. M., Somerfield, P. J. 1997. Do mangrove diversity and leaf litter decay promote meiofaunal diversity? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 218: 13-33.
- Gee J. M., Warwick, R. M. 1985. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 91: 247-262.
- Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J. M., Scapini, F., Degraer, S. 2005. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*. 60: 245-265.
- Giere, O., Eleftheriou, A., Murison, D. J. 1988. Abiotic factors. pp. 61-78. *In*: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.) Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Glémarec, M. 1964. Bionomie benthique de la partie orientale du golfe du Morbihan. *Cahiers de Biologie Marine*. 5: 33-96.

- Golterman, H. L., Clymo, R. S., Ohnstad, M. A. M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. IBP Handbook No. 8. Blackwell Scientific Publication, Oxford. 213 p.
- Gómez, S. 1998. Systematics and some data on the ecology of the harpacticoid fauna (Copepoda, Harpacticoida) from a subtropical coastal lagoon in the south-eastern Gulf of California (Mexico). Dr. Sc. Thesis. Limburgs Universitair Centrum; Diepenbeek, Bélgica. 171 p.
- Gómez, S. 2000 a. Redescription of *Pseudostenheli wellsi* Coull y Fleeger, 1977 (Copepoda, Harpacticoida) from a tropical coastal lagoon in SouthEastern Gulf of California (Mexico). *Crustaceana*. 73 (1): 69-82.
- Gómez, S. 2000 b. A new genus, a new species, a new record of the family Darcythompsoniidae Lang, 1936 (Copepoda, Harpacticoida), from the Gulf of California, Mexico. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 129: 515-536.
- Gómez, S. 2000 c. *Cletodes confusum* sp. nov., *C. pseudodissimilisoris* sp. nov., and *Stylicletodes longicaudatus* (Copepoda, Harpacticoida, Cletodidae) from a coastal lagoon in South-eastern Gulf of California (Mexico). *Cahiers de Biologie Marine*. 41: 265-280.
- Gómez, S. 2001. *Longipedia corteziensis* sp. nov. (Copepoda, Harpacticoida, Longipediidae) from a coastal lagoon in northwestern Mexico, with the definition of the *helgolandica* species-group of the genus *Longipedia* Claus, 1863. pp. 483-496. *In*: Lopes, R. M., Reid, J. W., Rocha, C. E. F. (eds.) *Developments in Hydrobiology. Copepoda: Developments in ecology, biology and systematics. Hydrobiologia*. 453/454: 483-496.
- Gómez, S. 2002 a. Some additions to the Mexican fauna: the family Paramesochridae (Copepoda: Harpacticoida). *Journal of Crustacean Biology*. 22: 627-641.
- Gómez, S. 2002 b. Additions to the Mexican harpacticoid fauna: the genus *Psyllocamptus* T. Scott, 1899 (Copepoda: Harpacticoida: Ameiridae). pp. 61-87. *In*: Hendrickx, M. E. (ed.) *Contributions to the study of East Pacific Crustaceans. Vol. 1. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México*. 383 p.
- Gómez, S. 2003. Three new species of *Enhydrosoma* and a new record of *Enhydrosoma lacunae* (Copepoda Harpacticoida) from the Eastern Tropical Pacific. *Journal of Crustacean Biology*. 23: 94-118.
- Gómez, S. 2004. A new species of *Enhydrosoma* Boeck, 1872 (Copepoda: Harpacticoida: Cletodidae) from the Eastern Tropical Pacific. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 117 (4): 529-540.
- Gómez, S. 2006. Description of *Kelleria reducta* sp. nov. (Copepoda, Cyclopoida, Kelleriidae) from a brackish system in northwestern Mexico. *Crustaceana*. 00 (0): 1-14.
- Gómez, S., Fiers, F. 1997. Two new species of *Mesochra* Boeck, 18654 (Copepoda: Harpacticoida) from a coastal lagoon in Sinaloa State, Mexico. *Biologie*. 67: 39-56.

- Gómez, S., Fleeger, J. W., Rocha-Olivares, A., Foltz, D. 2004 a. Four new species of *Cletocamptus* Schmankewitsch, 1875, closely related to *Cletocamptus deitersi* (Richard, 1897) (Copepoda: Harpacticoida). *Journal of Natural History*. 38: 2669-2732.
- Gómez, S., Hendrickx, M. E. 1997. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the south-eastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 34: 582-587.
- Gómez, S., Martínez-Arbizu, P. 2004. First record of the genus *Cyclopina* Claus, 1863 (Copepoda: Cyclopoida), and fully illustrated redescription of *Cyclopina caissara* from north-western Mexico. *Anales del Instituto de Biología (Serie Zoología)*, Universidad Nacional Autónoma de México. 75(1): 121-134.
- Gómez, S., Puello-Cruz, A. C., Gonzáles-Rodríguez, B. 2004 b. Three new species of *Tisbe* (Copepoda: Harpacticoida) and a new record with complete description of *Tisbe monozota* from north-western Mexico. *Cahiers de Biologie Marine*. 45: 9-47.
- Gómez, S., Rocha, C. E. F. 2005. A new species of *Kristensenia* Por, 1983 and new record and illustrated supplementary description of *Halicyclops hurlberti* Rocha, 1991 from Mexico. *Journal of Natural History*. 39(2): 133-152.
- Gómez, S., Seifried, S. 2001. A new species of *Ectinosoma* Boeck, 1865 (Copepoda: Harpacticoida: Ectinosomatidae) from North-western Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington*. 114 (1): 207-218.
- Gonzáles-Farias, F., Hernández-Garza, M. 1989. Aspectos ecológicos de la materia orgánica en lagunas costeras de México. pp. 79-105. *In*: Rosa-Vélez, J. de la, Gonzáles-Farias (eds.). *Temas de oceanografía biológica en México*. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada. 337 p.
- Gourbault, N., Warwick, R. M., Helléouet, M. N. 1998. Spatial and temporal variability in the composition and structure of meiobenthic assemblages (especially nematodes) in tropical beaches (Guadeloupe, FWI). *Cahiers de Biologie Marine*. 39: 29-39.
- Gray, J. S. 2002. Species richness of marine soft sediments. *Marine Ecology Progress Series*. 244: 285-297.
- Gray, J. S., Mirza, F. B. 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*. 10: 142-146.
- Herman, P. M. J., Heip, C. 1988. On the use of meiofauna in ecological monitoring: who needs taxonomy? *Marine Pollution Bulletin*. 19: 665-668.
- Hicks, G. R. F., Coull, B. C. 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*. 21: 67-175.

- Hockin, D. C. 1983. The effects of organic enrichment upon a community of meiobenthic harpacticoid copepods. *Marine Environmental Research*. 10: 45-58.
- Hoffmeyer, M. S., Biancalana, F., Berasategui, A. 2005. Impact of a power plant cooling system on copepod and meroplankton survival (Bahía Blanca estuary, Argentina). *Iheringia, Serie Zoologia*. 95 (3): 311-318.
- Horowitz, A. J. 1991. A primer on sediment-trace element chemistry. Second edition. Chelsea, Michigan: Lewis publishers. 136 p.
- Huys, R., Boxshall, G. A. 1991. Copepod evolution. The Royal Society. London. 468 p.
- Huys, R., Gee, J. M., Moore, C. G., Hamond, R. 1996. Marine and brackish water harpacticoid copepods. Part 1. Published for The Linnaea Society of London and The Estuarine and Coastal Sciences Association by Field Studies Council. Great Britain. 352 p.
- Ingole, B., Sivadas, S., Goltekar, R., Clemente, S., Nanajkar, R., Sawant, C., D'Silva, C, Sarkar, A., Ansari, Z. 2006. Ecotoxicological effect of grounded *MV River Princess* on the intertidal benthic organisms off Goa. *Environmental International*. 32: 284-291.
- Instituto Nacional de Ecología/SEMARNAP. 2000. La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México.
- Iwasaki, N. 1993. Distribution of meiobenthic copepods from various habitats in Pauatahanui Inlet, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 27: 399-405.
- Iwasaki, N. 1995. Small-scale spatial patterns and intra- and interspecific relationship of meiobenthic harpacticoid copepods. *Benthos Research*. 49: 39-50.
- Jiménez-Valverde, A., Hortal, J. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*. 8: 151-161.
- Krumbein, W., Pettijohn, F. 1938. Manual of sedimentary petrography. D. Appleton-Century. New York. 549 p.
- Lamberson, J. O., DeWitt, T. H., Swartz, R. C. 1992. Assessment of sediment toxicity to marine benthos. pp. 183-211. *In: Burton, G. A. (ed.) Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., USA. 457 p.
- Lamshead, P. J. D. 1984. The nematode/copepod ratio: some anomalous results from the firth cycle. *Marine Pollution Bulletin*. 15 (7): 256-259.
- La Point, T. W., Fairchild, J. F. 1992. Evaluation of sediment contaminant toxicity: the use of freshwater community structure. pp. 87-110. *In: Burton, G. A. (ed.) Sediment toxicity assessment*. Lewis Publishers, Inc., USA. 457 p.

- Lankford, R. R. 1977. Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification. pp. 182-215. *In: Wiley, R. (ed.) Estuarine processes. Academic Press, New York. 428 p.*
- Lee, M. R., Correa, J. A. 2005. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Marine Environmental Research. 59: 1-18.*
- Levin, L. A., Etter, R. J., Rex, M. A., Gooday, A. J., Smith, C. R., Pineda, J., Stuart, C. T., Hessler, R. R., Pawson, D. 2001. Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics. 32: 51-93.*
- Libes, S. M. 1992. An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley y sons, Inc., USA. 734 P.
- Loring, D. H., Rantala, R. T. T. 1977. Geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. Technical report. 700: 58.
- Marcotte, B. M. 1986. Sedimentary particle sizes and the ecological grain de food resources for meiobenthic copepods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science. 23: 423-427.*
- Martínez-Córdova, L. R. 1998. Acuicultura e impacto ambiental. pp. 139-158. *In: Martínez-Córdova, L. R. (comp.). Ecología de los sistemas acuícolas. A. G. T. Editor, S. A. México. 227 p.*
- Mazzola, A., Mirto, S., Danovaro, R. 1999. Initial fish-farming impact on meiofaunal assemblages in coastal sediments of the western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin. 38: 1126-1133.*
- Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Danovaro, R. 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofauna recovery. *Journal of Marine Science. 57: 1454-1461.*
- Méndez, N. 2002. Annelid assemblages in soft bottoms subjected to human impact in the Urías estuary (Sinaloa, Mexico). *Oceanologica Acta. 25: 139-147.*
- Merino-Ibarra, M. 2000. Muestreo en oceanografía química. pp. 155-175. *In: Granados Barba, A., Solís Weiss, V., Bernal Ramírez, R. G. (eds.). Métodos de muestreo en la investigación oceanográfica. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. México. 448 p.*
- Millward, R. N., Carman, K. R., Fleeger, J. W., Gambrell, R. P., Portier, R. 2004. Mixtures of metals and hydrocarbons elicit complex responses by a benthic invertebrate community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 310: 115-130.*
- Mirto, S., Danovaro, R. 2004. Meiofauna colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Marine Pollution Bulletin. 48: 919-926.*

- Mirto, S., La Rosa, T., Danovaro, R., Mazzola, A. 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 244-252.
- Montagna, P. A., Carey, A. G. Jr. 1978. Distributional notes on Harpacticoida (Crustacea: Copepoda) collected from the Beaufort Sea (Arctic Ocean). *Astarte*. 11: 117-122.
- Morales-Serna, F. N. 2004. Estructura de la meiofauna en relación a la contaminación del sistema Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Instituto Tecnológico Agropecuario de Oaxaca 23. Nazareno, Xoxocotlán, Oaxaca. 114 p.
- Morales-Serna, F. N., Gómez, S., Bustos-Hernández, I. M. 2006. Spatial and temporal variation of taxonomic composition and species richness of benthic copepods (Cyclopoida and Harpacticoida) along a polluted coastal system from north-western Mexico during two contrasting months. pp. 41-59. *In: Hendrickx, M. E. (ed.). Contribuciones to the Study of East Pacific Crustaceans 4 (1) {Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans 4 (1)}*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 158 p.
- Moreno, C. E., Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using speies accumulation curves. *Journal of Applied Ecology*. 37: 149-158.
- Müller, A., Malthesius, U. 1999. The palaeoenvironments of coastal lagoons in the southern Baltic Sea, I. The aplication of sedimentary C_{org}/N ratios as source indicators of organic matter. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 145: 1-16.
- Ndaro, S. G. M., Ólafsson, E. 1999. Soft-bottom fauna with emphasis on nematode assemblage structure in a tropical intertidal lagoon in Zanzibar, eastern Africa: I. Spatial variability. *Hydrobiologia*. 405: 133-148.
- Neira, C., Sellanes, J., Levin, L. A., Arntz, W. E. 2001a. Meiofaunal distribution on the Peru margin: relationship to oxygen and organic matter availability. *Deep-Sea Research*. 48: 2453-2472.
- Neira, C., Sellanes, J., Soto. A., Gutiérrez, D., Gallardo, V. A. 2001b. Meiofauna and sedimentary organic matter off Central Chile: response to changes caused by the 1997-1998 El niño. *Oceanologica Acta*. 24: 313-328.
- Neumann, G., Pierson, W. J. Jr. 1966. Principles of physical oceanography. Prentice-Hall, Inc., USA. 545 p.
- Ochoa-Izaguirre, M. J. 1999. Composición y distribución de macroalgas en el sistema Lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Mazatlán, Sinaloa. 99 p.

- Ochoa-Izaguirre, M. J., Carballo, J. L., Páez-Osuna, F. 2002. Qualitative changes in macroalgal assemblages under two contrasting climatic conditions in a subtropical estuary. *Botanica Marina*. 45: 130-138.
- Osuna-López, I., Páez-Osuna, F. 1986. Contaminación térmica, un peligro potencial. *Ciencias Marinas*. 8: 44-49.
- Páez-Osuna, F. 2005. Retos y perspectivas de la camaricultura en la zona costera. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*. 1: 21-31.
- Páez-Osuna, F., Gracia, A., Flores-Verdugo, F., Lyle-Fritch, L. P., Alonso-Rodríguez, R., Roque, A., Ruiz-Fernández, A. C. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 806-815.
- Páez-Osuna, F., Montañón-Ley, Y., Bojorquez-Leyva, H. 1990. Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Revista Internacional de Contaminación ambiental*. 6: 19-32.
- Páez-Osuna, F., Ruiz-Fernández, A. C. 2001. La calidad del agua en la camaricultura: concepto, manejo y normatividad. pp. 101-134. *In: Páez-Osuna, F. (ed.) Camaricultura y medio ambiente*. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Programa Universitario de Alimentos, El Colegio de Sinaloa, Universidad Nacional Autónoma de México. 452 p.
- Palmer, M. A. 1984. Invertebrate drift: behavioral experiments with intertidal meiobenthos. *Marine and Freshwater Behavior and Physiology*. 10: 235-253.
- Palmer, M. A., Brandt, R. R. 1981. Tidal variation in sediment densities of marine benthic copepods. *Marine Ecology Progress Series*. 4: 207-212.
- Pérez-Rojas, A., Torres-Orozco, R., Márquez-García, A. Z. 1993. Los sedimentos recientes del lago de Catemaco, Veracruz, México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*.
- Pfannkuche, O., Thiel, H. 1988. Sample processing. pp. 134-145. *In: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.) Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Picard, 1965. Recherches qualitatives sur les biocénoses marines des substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*. 36: 1-160.
- Pielou, E. U. 1969. *An Introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York. 125 p.
- Pitchard, D. W. 1967. What is an estuary: Physical viewpoint. *Estuaries, American Association of Advances of Science*. 83: 3-5.

- Raffaelli, D., Mason, C. F. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. *Marine Pollution Bulletin*. 12 (5): 158-163.
- Ramírez-Zavala, R. J. 1998. Estimación de las tendencias de cambio ambiental en el estero de Uriás, Sinaloa, México por medio de un análisis multitemporal (1973-1997) con imágenes LANDSAT. Tesis de Maestría, Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo, A. C. Unidad Mazatlán. 85 p.
- Roach, A. C., Jones, A. R., Murray, A. 2001. Using benthic recruitment to assess the significance of contaminated sediments: the influence of taxonomic resolution. *Environmental Pollution*. 112: 131-143.
- Robles-Valencia, M. R. 1986. Determinación de los niveles de contaminación fecal y materia orgánica en el estero de Uriás, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Guadalajara, Escuela de Biología, Guadalajara, Jalisco. 130 p.
- Rosales-Hoz, L. 1979. Manual de laboratorio de oceanografía química. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México. 203 p.
- Rosenberg, R., Hellman, B., Johansson, B. 1991. Hypoxic tolerance of marine benthic fauna. *Marine Ecology Progress Series*. 79: 127-131.
- Ruppert, E. E., Barnes, R. D. 1996. Zoología de los invertebrados. Sexta edición. MacGraw-Hill Interamericana. México. 1114 p.
- Salgado-Barragán, J. 2002. Evaluación del impacto de las descargas de una granja camaronícola sobre la fauna de invertebrados asociada a un ecosistema lagunar adyacente. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. Posgrado en Ciencias Biológicas. México, D. F. 213 p.
- Secretaría de Marina. 1974. Estudio geográfico de la región de Mazatlán, Sinaloa. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. México, D. F. 353 p.
- Shannon, C. E., Wiener, N. 1963. The mathematical theory of communication. Urban University of Illinois Press, Illinois. 117 p.
- Shepard, F. 1973. Submarine geology. Harper and Row. New York. 517 p.
- Soto-Jiménez, M. F. 1998. Distribución y concentración de los metales pesados en los sedimentos del puerto de Mazatlán y áreas adyacentes: su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de Maestría, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mazatlán, Sin. 245 p.
- Soto-Jiménez, M, Páez-Osuna, F. 2001. Cd, Cu, Pb, and Zn in lagoonal sediments from Mazatlán harbor (SE Gulf of California): Bioavailability and geochemical fractioning. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 66: 350-356.

- Suderman, K., Thistle, D. 2003. Spills of fuel oil #6 and Orimulsion can have indistinguishable effects on the benthic meiofauna. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 49-55.
- Thistle, D. 1988. A temporal difference in harpacticoid-copepod abundance at a deep-sea site: caused by benthic storms? *Deep-Sea Research*. 35 (6): 1015-1020.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*. 67 (5): 1167-1179.
- Thistle, D. 1998. Harpacticoid copepod diversity at two physically reworked sites in the deep sea. *Deep-Sea Research II*. 45: 13-24.
- Thompson, B. W., Riddle, M. J., Stark, J. S. (2003). Cost-efficient methods for marine pollution monitoring at Casey Station, East Antarctica: the choice of sieve mesh-size and taxonomic resolution. *Marine Pollution Bulletin*. 46: 232-243.
- Villalba-Loera, A. 1986. Descripción general del estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. *Revista de Ciencias del Mar*. 8: 32-37.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research*. 18: 653-694.
- Wells, J. B. J. 1988. Copepoda. pp. 380-388. *In*: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.) *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Westheide, W, Purschke, G. 1988. Organism processing. pp. 146-160. *In*: Higgins, R. P., Thiel, H. (eds.) *Introduction to the study of meiofauna*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. 488 p.
- Widdicombe, S., Austen, M. C. 2001. The interaction between physical disturbance and organic enrichment: an important element in structuring benthic communities. *Limnology and Oceanography*. 46: 1720-1733.
- Wu, R. S. S. 2002. Hypoxia: from molecular responses to ecosystem responses. *Marine Pollution Bulletin*. 45: 35-45.
- Zar, J. H. 1996. *Biostatistical analysis*. Third edition. Prentice Hall, U. S. A. 662 p.

A N E X O S

Anexo I. Densidad de cada especie (ind. 10 cm⁻²) en cada estación de muestreo en febrero.

Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	Tot
<i>Afrosenia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Alteutha</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Alteuthellopsis</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Amphiascoides</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Bulbamphiascus</i> sp. 1	0.00	13.39	0.18	0.70	2.47	0.00	11.81	0.00	3.35	0.00	31.9
<i>Cletocamptus sinaloensis</i>	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.3
<i>Cyclopina</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Delavalia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.82	0.70	3.5
<i>Diarthrodes</i> sp. 1	0.18	0.35	0.35	2.11	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.3
<i>Ectinosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	1.23	1.76	2.47	0.00	2.64	0.00	0.35	0.18	8.6
<i>Ectinosoma</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Enhydrosoma brevipodum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Enhydrosoma lacunae</i>	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.3
<i>Enhydrosoma paraproinquum</i>	0.88	0.18	2.64	0.53	0.18	0.00	0.00	0.00	0.70	0.00	5.1
<i>Enhydrosoma solitarium</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Enhydrosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.1
<i>Euterpina acutifrons</i>	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.1
<i>Giardella</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Halectinosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Halectinosoma</i> sp. 2	25.03	0.53	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.9
<i>Halectinosoma</i> sp. 3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Halicyclops hurlberti</i>	2.82	0.53	0.00	0.18	0.00	0.00	0.35	0.70	0.00	0.18	4.7
<i>Kelleria reducta</i>	0.00	0.00	0.70	0.18	0.18	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	1.2
<i>Kristensenia secunda</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Laophonte</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Longipedia corteziensis</i>	0.18	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.18	0.18	0.00	0.00	0.8
<i>Mesochra</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.1
<i>Mesochra</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
<i>Metis</i> sp. 1	0.18	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.5
<i>Microsetella</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.3
<i>Nannopus</i> sp. 1	1.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.0
Normanellidae subfam 1 gen1 sp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.88	1.0

continuación Anexo I. Densidad de cada especie (ind. 10 cm⁻²) en cada estación de muestreo en febrero.

Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	Total
<i>Oithona</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paradactylopodia</i> sp. 1	0.18	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Paralaophonte</i> sp.1	0.18	0.35	0.18	0.18	0.70	0.00	8.81	0.00	0.18	0.00	10.57
<i>Ponticyclops</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	0.00	0.00	0.00	0.53
<i>Pontoclausia</i> sp. 1	0.88	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.23
<i>Pseudostenhelium wellsi</i>	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Psyllocamptus tahuesensis</i>	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Robertgurneya</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Scottolana</i> sp. 1	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.53
<i>Stenhelium</i> sp. 1	1.06	0.18	1.94	2.47	0.00	0.00	2.29	0.00	1.76	0.00	9.69
<i>Stenhelium</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tisbe brigitttevolkmannae</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tisbella pulchella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Typhlamphiascus</i> sp. 1	0.00	0.88	0.35	0.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.76
<i>Zausodes septimus</i>	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.70
Copepoditos No Identificados	0.00	0.00	0.53	0.70	0.00	0.00	2.29	0.00	0.18	0.18	3.88
Total	33.49	17.80	8.64	9.52	6.70	0.00	29.43	0.88	10.57	2.11	119.14

Continuación Anexo II. Densidad de cada especie (ind. 10 cm⁻²) en cada estación de muestreo en agosto.

Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	Total
<i>Oithona</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Paradactylopodia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Paralaophonte</i> sp.1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ponticyclops</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pontoclausia</i> sp. 1	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Pseudostenhelia wellsi</i>	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Psyllocamptus tahuesensis</i>	48.11	0.53	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	48.64
<i>Robertgurneya</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Scottolana</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stenhelia</i> sp. 1	0.00	0.18	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Stenhelia</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.35	3.35
<i>Tisbe brigittetvolkmannae</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tisbella pulchella</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Typhlamphiascus</i> sp. 1	0.18	2.29	0.18	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00
<i>Zausodes septimus</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Copepoditos No Identificados	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.41	1.41
Total	172.19	40.36	1.41	0.70	0.18	0.18	0.18	0.00	0.00	31.55	246.74

Anexo III. Densidad de cada especie (ind. 10 cm⁻²) en cada estación de muestreo en diciembre.

Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	Total
<i>Afrosenia</i> sp. 1	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.53
<i>Alteutha</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Alteuthellopsis</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Amphiascoides</i> sp. 1	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Bulbamphiascus</i> sp. 1	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.06	1.23	2.47
<i>Cletocamptus sinaloensis</i>	5.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.64
<i>Cyclopina</i> sp. 2	0.00	4.58	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.93
<i>Delavalia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	2.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	3.17
<i>Diarthrodes</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ectinosoma</i> sp. 1	0.00	9.34	0.00	3.70	3.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70	17.10
<i>Ectinosoma</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.88
<i>Enhydrosoma brevipodum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.06	1.06	0.00	2.11
<i>Enhydrosoma lacunae</i>	0.18	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Enhydrosoma parapropinquum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	2.11	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	2.29
<i>Enhydrosoma solitarium</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.53	2.29	0.00	2.82
<i>Enhydrosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Euterpina acutifrons</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.18	0.00	0.35	0.00	0.70
<i>Giardella</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Halectinosoma</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	1.41	0.00	0.00	0.70	0.00	0.18	0.00	2.29
<i>Halectinosoma</i> sp. 2	0.18	0.00	3.35	7.23	7.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17.80
<i>Halectinosoma</i> sp. 3	0.00	0.00	0.00	0.18	1.06	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	1.59
<i>Halicyclops hurlberti</i>	5.64	0.18	1.23	1.59	5.99	1.23	0.53	2.29	0.70	0.00	19.39
<i>Kelleria reducta</i>	0.00	0.18	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Kristensenia secunda</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Laophonte</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Longipedia corteziensis</i>	0.00	0.00	0.00	1.23	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.59
<i>Mesochra</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	3.17	4.58	0.18	0.00	0.35	0.53	0.00	8.81
<i>Mesochra</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Metis</i> sp. 1	0.70	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	1.06
<i>Microsetella</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.35
<i>Nannopus</i> sp. 1	1.59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.59
Normanellidae subfam 1 gen1 sp1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.18

continuación Anexo III. Densidad de cada especie (ind. 10 cm⁻²) en cada estación de muestreo en diciembre.

Especies	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	Total
<i>Oithona</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.11	0.00	0.00	0.00	2.11
<i>Paradactylopodia</i> sp. 1	0.00	0.53	0.00	0.00	0.35	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	1.23
<i>Paralaophonte</i> sp.1	0.00	0.88	0.00	0.35	2.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.88
<i>Ponticyclops</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pontoclausia</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Pseudostenhelia wellsi</i>	1.76	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.94
<i>Psyllocamptus tahuesensis</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Robertgurneya</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Scottolana</i> sp. 1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Stenhelia</i> sp. 1	0.00	0.00	1.76	9.69	9.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	20.97
<i>Stenhelia</i> sp. 2	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tisbe brigittetvolkmannae</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.35	0.00	0.35
<i>Tisbella pulchella</i>	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.18
<i>Typhlamphiascus</i> sp. 1	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.35	0.00	0.00	0.00	0.00	0.70
<i>Zausodes septimus</i>	0.00	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.88	0.00	0.18	0.00	1.23
Copepoditos No Identificados	1.23	1.94	0.35	3.00	1.76	1.94	0.00	0.18	2.29	0.00	12.69
Total	17.45	18.33	7.05	34.90	40.18	4.23	5.11	4.41	10.57	1.94	144.17

Anexo IV. Valores de las diferentes variables bióticas en cada estación de muestreo del Estero de Urías en febrero.

Estación	D (ind. 10 cm⁻²)	S	H'	J'
1	33.49	14	1.58	0.41
2	17.80	13	1.60	0.43
3	8.64	10	2.69	0.81
4	9.52	10	2.70	0.81
5	6.70	7	2.12	0.75
6	0.00	0	0	#
7	29.43	9	2.04	0.64
8	0.88	2	0.72	0.72
9	10.57	11	2.62	0.76
10	2.11	4	1.67	0.83

Anexo V. Valores de las diferentes variables bióticas en cada estación de muestreo del Estero de Urías en agosto.

Estación	D (ind. 10 cm⁻²)	S	H'	J'
1	172.19	4	0.87	0.43
2	40.36	8	0.89	0.29
3	1.41	5	2.15	0.92
4	0.70	3	1.5	0.94
5	0.18	1	0	0
6	0.18	1	0	0
7	0.18	1	0	0
8	0.00	0	0	0
9	0.00	0	0	0
10	31.55	5	0.91	0.39

Anexo VI. Valores de las diferentes variables bióticas en cada estación de muestreo del Estero de Urías en diciembre.

Estación	D (ind. 10 cm²)	S	H'	J'
1	17.45	10	2.28	0.68
2	18.33	9	1.76	0.55
3	7.05	4	1.67	0.83
4	34.90	13	2.84	0.76
5	40.18	13	3.02	0.81
6	4.23	5	1.88	0.81
7	5.11	8	2.46	0.82
8	4.41	4	1.65	0.82
9	10.57	15	3.38	0.86
10	1.94	2	0.94	0.94

Anexo X. Se enlistan las especies comunes en los tres meses, comunes en febrero y agosto, comunes en agosto y diciembre, comunes en febrero y diciembre, y las especies que aparecieron en un solo mes; dando un descripción de las condiciones ambientales bajo las cuales se encontraron.

Las siguientes ocho especies de copépodos bentónicos fueron comunes en los tres meses:

Bulbamphiascus sp. 1, *E. parapropinquum* y *Stenhelia* sp. 1.- Encontradas en sitios tanto profundos como someros, en sedimentos que van de areno-limosos a arenosos con concentraciones de materia orgánica de bajas a intermedias. Son especies que toleran condiciones de hipoxia.

Delavalia sp. 1.- Apareció en el canal y boca del sistema (estaciones 9 y 10), zonas profundas, donde el sedimento es arenoso con bajas concentraciones de materia orgánica y el agua de fondo es de las más oxigenadas.

Halicyclops hurlberti, *Paradactylopodia* sp. 1 y *Typhlamphiascus* sp. 1.- Encontradas en sitios tanto profundos como someros, en sedimentos que van de lodosos a arenosos con concentraciones de materia orgánica de las más bajas a las más altas resistiendo en algunos casos condiciones de hipoxia.

Pseudostenhelia wellsi.- Apareció en la parte interna del sistema, zona poco profunda, rodeada por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con valores intermedios de materia orgánica (del mangle y de la camaronicultura) y el agua de fondo es relativamente bien oxigenada.

En febrero y agosto fueron comunes dos especies:

Pontoclausia sp. 1 y *P. tahuesensis*.- Aparecieron en la parte interna del sistema, zona poco profunda, rodeada por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con valores intermedios de materia orgánica (del mangle y de la camaronicultura) y el agua de fondo bien oxigenada.

En agosto y diciembre sólo hubo una especie en común:

Halectinosoma sp. 3.- Apareció tanto en aguas someras como profundas bien oxigenadas, en sedimento arenoso y lodoso con concentraciones de materia orgánica (de origen urbano) de la más baja a la más alta.

Las especies exclusivas de febrero fueron las siguientes cuatro:

Diarthrodes sp. 1.- Apareció en la parte interna del sistema, zona poco profunda, rodeada por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con valores intermedios de materia orgánica (del mangle y de la camaronicultura), resistiendo en algunos casos condiciones de hipoxia.

Enhydrosoma sp. 1.- Fue hallada en el canal (estación 9), sitio profundo, donde el sedimento es arenoso con concentraciones bajas de materia orgánica y el agua de fondo bien oxigenada.

Ponticyclops sp. 1.- Se encontró en la estación 7, ubicada en la orilla del sistema lagunar donde el sedimento es arenoso con la concentración de materia orgánica más baja, zona poco profunda (aproximadamente 30 cm) expuesta a la erosión del sedimento por parte de las corrientes.

Scottolana sp. 1.- Encontrada en sitios tanto profundos como someros, en sedimentos que van de areno-limosos a arenosos con concentraciones de materia orgánica de bajas a intermedias. Es una especie que tolera condiciones de hipoxia.

Las especies exclusivas de agosto fueron las siguientes cinco:

Alteutha sp. 1 y *Laophonte* sp. 1.- Fueron halladas en la cabecera (estación 2) en condiciones de hipoxia, en un sitio somero rodeado por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con concentraciones intermedias de materia orgánica (proveniente principalmente del mangle y de la camaronicultura).

Giardella sp. 1.- Fue hallada en la cabecera (estación 3), en un sitio somero rodeado por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con concentraciones intermedias de materia orgánica y el agua de fondo relativamente bien oxigenada.

Kristensenia secunda.- Se encontró frente a la zona industrial, zona profunda donde se tienen las más grandes concentraciones de materia orgánica (de origen urbano e industrial) en sedimento lodoso y el agua de fondo cuenta con concentraciones de oxígeno disuelto intermedias.

Stenhelia sp. 2.- Apareció en la boca del sistema (estación 10), sitio profundo, donde el sedimento es arenoso con concentraciones bajas de materia orgánica y el agua de fondo bien oxigenada.

Diciembre destacó por contar con las siguientes trece especies exclusivas de copépodos:

Afrosenia sp. 1 y *Halectinosoma* sp. 1.- Se encontraron tanto en la parte somera como en la profunda, en un sedimento areno-limoso y arenoso con concentraciones intermedias de materia orgánica y el agua de fondo bien oxigenada.

Alteuthellopsis sp. 1, *Amphiascoides* sp. 1, *Cyclopina* sp. 2, *Ectinosoma* sp. 2 y *T. pulchella*.- Aparecieron en la parte interna del sistema, zona poco profunda, rodeada por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con valores intermedios de materia orgánica (del mangle y de la camaronicultura) y el agua de fondo bien oxigenada.

Enhydrosoma brevipodum y *E. solitarium*.- Halladas en zonas profundas donde el agua de fondo está bien oxigenada, en sedimento arenoso y lodoso con concentraciones de materia orgánica (de origen urbano) de intermedias a la más alta.

Mesochra sp. 2, *Oithona* sp. 1 y *Robertgurneya* sp. 1.- Se encontraron en la estación 7, ubicada en la orilla del sistema lagunar donde el sedimento es arenoso con la concentración de materia orgánica más baja, zona poco profunda (aproximadamente 30 cm) expuesta a la erosión del sedimento por parte de las corrientes.

Tisbe brigittevolkmannae.- Fue hallada en el canal (estación 9), sitio profundo, donde el sedimento es arenoso con concentraciones bajas de materia orgánica y el agua de fondo bien oxigenada.

Las siguientes catorce especies fueron comunes en febrero y diciembre (época de secas):

Cletocamptus sinaloensis, *E. lacunae* y *Nannopus* sp. 1.- Fueron halladas en la cabecera, en sitios someros rodeados por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con concentraciones intermedias de materia orgánica y el agua de fondo relativamente bien oxigenada.

Ectinosoma sp. 1, *Metis* sp. 1, *Paralaophonte* sp. 1 y *Z. septimus*.- Encontradas en sitios tanto profundos como someros, en sedimentos que van de areno-limosos a arenosos con concentraciones de materia orgánica de bajas a intermedias, además son especies que toleran condiciones de hipoxia.

Euterpina acutifrons, *L. cortziensis* y *Mesochra* sp. 1.- Halladas tanto en aguas someras como profundas, donde el agua de fondo está bien oxigenada, en sedimento arenoso y lodoso con concentraciones de materia orgánica (de origen urbano) de la más baja a la más alta.

Halectinosoma sp. 2 y *K. reducta*.- Aparecieron en la parte interna del sistema, zona poco profunda, rodeada por mangle, donde el sedimento es areno-limoso con valores intermedios de materia orgánica (del mangle y de la camaronicultura) y el agua de fondo bien oxigenada.

Microsetella sp. 1.- Se encontró hacia la boca del sistema, en aguas someras y profundas bien oxigenadas, donde el sedimento es arenoso con concentraciones de materia orgánica de bajas a intermedias.

Normanellidae subfam. 1 gen. 1 sp. 1.- Apareció en el canal y boca del sistema (estaciones 9 y 10), zonas profundas, donde el sedimento es arenoso con bajas concentraciones de materia orgánica y el agua de fondo es de las más oxigenadas.