



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Facultad de Ciencias

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL Y
TEMPORAL DE LA ICTIOFAUNA DEL
ESTERO DE SANTA ANA,
MICHOACÁN, MÉXICO.

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

XAVIER MADRIGAL GURIDI

DIRECTOR DE TESIS: DR. CARLOS ANTONIO MARTÍNEZ PALACIOS

MÉXICO, D.F.

MARZO, 2006.



Universidad Nacional
Autónoma de México



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.

AGRADECIMIENTOS

Deseo agradecer a mi asesor, el Doctor Carlos A. Martínez Palacios, a los Doctores Luis Zambrano González y Javier Alcocer Durand; miembros del Comité Tutorial, así como al Doctor Edmundo Díaz Pardo y a la Doctora Andrea Raz-Guzmán Macbeth, las valiosas observaciones y sugerencias que amablemente realizaron a este proyecto, así como su interés y disposición para formar parte de él y ser miembros del Jurado.

A la Doctora Dení C. Rodríguez Vargas, Jefe de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ciencias de la UNAM, por su apoyo, sin el cual no habría sido posible concluir este proyecto.

A todos mis profesores del Centro de Investigaciones en Ecosistemas de la UNAM Campus Morelia, por sus enseñanzas y conocimientos compartidos tanto dentro como fuera de clases.

A Héctor S. Espinosa Pérez del Instituto de Biología de la UNAM y Albert van der Heiden del CIAD-Mazatlán, por su ayuda en la identificación taxonómica de los ejemplares colectados.

A Arturo Chacón Torres y Martha B. Rendón López del INIRENA-UMSNH, por su apoyo y el material proporcionado para los muestreos de campo.

A Javier Ponce Saavedra de la Facultad de Biología de la UMSNH, por su asesoría en el análisis estadístico de los datos.

A Gerardo Ruiz Sevilla por su valiosa colaboración en la elaboración de los mapas.

De manera muy especial a Edgar Pérez-Negrón Souza, Luis H. Escalera Vázquez y Lázaro Cruz Aguilar, por su invaluable y desinteresado apoyo durante las colectas de campo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por haberme otorgado la beca No. 1672 82 para la realización de este proyecto.

Y finalmente a Víctor H. García Garrido de la Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente del Estado de Michoacán, con quien de manera conjunta recopilamos la información que se utilizó para que este ecosistema quedara incluido dentro del sitio **RAMSAR** “Laguna Costera el Caimán” y fuera decretado Humedal Prioritario de México el 2 de febrero de 2005.

Dedico esta Tesis a mi esposa Ma. del Rocío L. Llanes, quien con amor y paciencia ha seguido mis pasos.

A mis padres Xavier Madrigal Sánchez y Lydia I. Guridi Gómez, así como a mi hermana Lila Madrigal Guridi, quienes han estado a mi lado desde que tengo memoria.

A las familias Madrigal y Guridi.

RESUMEN

Se muestreó la ictiofauna del Estero de Santa Ana durante dos temporadas (lluvias y estiaje) con condiciones ambientales contrastantes, para determinar la influencia de diversos factores ambientales (corrientes, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) sobre las variaciones espaciales y temporales en la distribución y estructura de la comunidad íctica. Se describe el ecosistema en función de sus parámetros morfométricos y gradientes ambientales registrados, los cuales permitieron clasificar al Estero de Santa Ana como un estuario positivo. Se utilizaron diversas artes de pesca (agallera, atarraya, chinchorro, red de cuchara, nasa y anzuelos) que permitieron capturar un total de 24 especies, 17 habitantes temporales del componente estuarino, cuatro habitantes permanentes del componente estuarino y tres especies eurihalinas del componente marino. La riqueza de especies se incrementó como resultado de la apertura de la boca del estero al final de la temporada de lluvias; sin embargo *Dormitator latifrons* y *Poecilia butleri* fueron las especies más abundantes durante ambas temporadas. La distribución vertical de los peces en el ecosistema estuvo estrechamente asociada con la estratificación producida por el gradiente vertical de la salinidad y su influencia sobre la concentración del oxígeno disuelto en la columna de agua. A pesar de que los gradientes ambientales mostraron variaciones horizontales menos marcadas, se observó un reemplazo de especies desde la boca hacia la cabeza del ecosistema.

ABSTRACT

The ichthyofauna of Santa Ana Estuary was sampled during two seasons (rainy and dry) with contrasting environmental conditions, to investigate the influence of several environmental factors (currents, transparency, dissolved oxygen, temperature, salinity and pH) on the spatial and temporal variations in fish distribution and community structure. The ecosystem is described according to its morphometric parameters and the environmental gradients registered, which classify Santa Ana Estuary as a positive estuary. Several fishing devices were used (gill net, casting net, drag net, landing net, bask net and hooks) to catch a total of 24 species, 17 temporal inhabitants of the estuarine del component, four permanent inhabitants of the estuarine component and three eurihaline species of the marine component. The species richness increased as the result of the estuary mouth opening at the end of the rainy season; nevertheless *Dormitator latifrons* and *Poecilia butleri* were the most abundant species during both seasons. The vertical distribution of the fish in the ecosystem was vertical closely associated with the stratification produced by the salinity gradient and its influence on the dissolved oxygen concentration in the water column. In spite of the slight horizontal environmental gradients, a species replacement was observed from the mouth to the head of the estuary.

ÍNDICE	Pág.
LISTA DE TABLAS Y FIGURAS	4
I INTRODUCCIÓN	7
II OBJETIVOS	11
III DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	12
IV MATERIALES Y MÉTODOS	14
4.1 Actividades de campo.....	14
4.2 Trabajo de gabinete.....	17
V RESULTADOS	24
5.1 Caracterización hidrológica del ecosistema.....	24
5.2 Comunidad íctica.....	43
5.3 Influencia de los factores ambientales sobre la comunidad íctica.....	59
VI DISCUSIÓN	64
7.1 Caracterización hidrológica del ecosistema.....	64
7.2 Comunidad íctica.....	68
7.3 Influencia de los factores ambientales sobre la comunidad íctica.....	72
VII CONCLUSIONES	76
VIII LITERATURA CITADA	77

LISTA DE TABLAS Y FIGURAS

TABLAS

- Tabla 1. Artes de pesca y esfuerzo de captura.
- Tabla 2. Parámetros morfométricos del Estero de Santa Ana.
- Tabla 3. Ubicación, profundidad máxima y distancia desde la boca a los sitios de muestreo.
- Tabla 4. Velocidad y dirección de las veletas.
- Tabla 5. Tabla de ANOVA velocidad de la corriente.
- Tabla 6. Tabla de ANOVA transparencia.
- Tabla 7. Tabla de ANOVA oxígeno disuelto.
- Tabla 8. Tabla de ANOVA temperatura.
- Tabla 9. Tabla de ANOVA salinidad.
- Tabla 10. Tabla de ANOVA pH.
- Tabla 11. Correlación entre factores físico-químicos durante agosto de 2002.
- Tabla 12. Correlación entre factores físico-químicos durante enero de 2003.
- Tabla 13. Matriz de similitud entre sitios de muestreo en función de los factores ambientales registrados en agosto de 2002 y enero 2003.
- Tabla 14. Clasificación ecológica, meses de captura, hábitos alimentarios, artes de pesca y número de catálogo por especie.
- Tabla 15. Talla registrada para adultos, talla promedio de captura, peso promedio de captura y número de organismos capturados por especie.
- Tabla 16. Número de organismos capturados con agallera por estación y durante ambas épocas de muestreo.
- Tabla 17. Peso en gramos registrado por los organismos capturados con agallera por estación y durante ambas épocas de muestreo.
- Tabla 18. Porcentaje de las especies en función de la abundancia y biomasa durante agosto de 2002.
- Tabla 19. Porcentaje de las especies en función de la abundancia y biomasa durante enero de 2003.
- Tabla 20. Número de especies esperadas en función del tamaño de muestra.

Tabla 21. Índice de Shannon y Simpson en función del número de organismos y biomasa registrada durante agosto de 2002 y enero de 2003.

Tabla 22. Coeficientes de similitud de Jaccard obtenidos en agosto de 2002 y enero 2003.

Tabla 23. Matriz de similitud entre sitios de muestreo en función de la riqueza y abundancia de organismos en agosto de 2002 y enero 2003.

Tabla 24. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la riqueza de especies.

Tabla 25. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la abundancia.

Tabla 26. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la biomasa.

Tabla 27. Distribución horizontal de las especies desde la boca a la cabeza del estero durante agosto de 2002.

Tabla 28. Distribución horizontal de las especies desde la boca a la cabeza del estero durante enero de 2003.

FIGURAS

Figura 1. Estero de Santa Ana, Lázaro Cárdenas, Michoacán.

Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en el Estero de Santa Ana.

Figura 3. Espejo de agua del Estero de Santa Ana.

Figura 4. Perfil longitudinal W-E del Estero de Santa Ana.

Figura 5. Mapa batimétrico del Estero de Santa Ana.

Figura 6. Variación espacial y temporal de la transparencia.

Figura 7. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto.

Figura 8. Variación espacial y temporal de la temperatura.

Figura 9. Variación espacial y temporal de la salinidad.

Figura 10. Variación espacial y temporal del pH.

Figura 11. Corte transversal Estación 1.

Figura 12. Corte transversal Estación 2.

Figura 13. Corte transversal Estación 3.

Figura 14. Corte transversal Estación 4.

Figura 15. Similitud entre sitios de muestreo con base en los factores ambientales registrados durante agosto de 2002.

Figura 16. Similitud entre sitios de muestreo con base en los factores ambientales registrados durante enero de 2003.

Figura 17. Orden de las especies durante agosto de 2002 en función de la abundancia.

Figura 18. Orden de las especies durante enero de 2003 en función de la abundancia.

Figura 19. Orden de las especies durante agosto de 2002 en función de la biomasa.

Figura 20. Orden de las especies durante enero de 2003 en función de la biomasa.

Figura 21. Rarefacción de la diversidad de peces en agosto de 2002 y enero de 2003.

Figura 22. Porcentaje de similitud registrado entre sitios de muestreo con base en la riqueza y abundancia de organismos durante agosto de 2002.

Figura 23. Porcentaje de similitud registrado entre sitios de muestreo con base en la riqueza y abundancia de organismos durante enero de 2003.

Figura 24. Correlación entre especies y factores ambientales.

Figura 25. Porcentaje de similitud entre especies colectadas con agallera, en función de los factores ambientales del sitio de colecta.

I INTRODUCCIÓN

Los estuarios positivos son cuerpos de agua de mar marginales, semicerrados, donde la salinidad es sensiblemente diluida por las descargas fluviales (Álvarez y Gaitán, 1994). Tanto los esteros como las lagunas costeras comparten esta característica, además de tener una comunicación temporal ó permanente con el mar. Sin embargo, un estero posee su eje principal perpendicular a la línea de costa, mientras que la laguna costera presenta dicho eje de forma paralela y con una barrera arenosa como frontera entre la laguna y el mar (Aldeco y Salas de León, 1994). En ambos ecosistemas generalmente ocurre la mezcla de dos masas de agua, una marina y otra continental, por lo que ecológicamente pueden ser muy semejantes y se ha sugerido tratarlos en conjunto como sistemas estuarino-lagunares ó simplemente sistemas estuarinos (Torres-Orozco, 1994).

Los sistemas estuarinos reciben influencia del mar y de las aguas dulces epicontinentales generalmente de forma constante, por lo que poseen gradientes ambientales numerosos y dinámicos. Los factores físicos y químicos del agua presentan variaciones espaciales y temporales importantes en esteros y lagunas costeras, determinadas por sus características morfológicas y las condiciones ambientales de la zona. La salinidad es uno de los factores ambientales que presenta variaciones verticales y horizontales más importantes, como resultado de los procesos de mezcla y dilución. El agua dulce es menos densa que el agua de mar, por lo que permanece en la parte superior cuando entran en contacto, lo que puede producir una marcada estratificación en la columna de agua y determinar los patrones de circulación y características generales del ecosistema (Dobson y Frid, 1998). El gradiente horizontal que presenta la salinidad en los sistemas estuarinos, generalmente es resultado de la alta influencia marina en la boca y el aporte de agua dulce en la cabeza. El gradiente vertical y horizontal de la salinidad puede a su vez influir en los gradientes de otros factores ambientales como turbidez, oxígeno disuelto, temperatura y pH (De la Lanza, 1994).

Los gradientes ambientales de esteros y lagunas costeras también pueden presentar variaciones temporales de carácter estacional, principalmente asociadas al régimen fluvial de la zona, al aumento en los escurrimientos epicontinentales y a las temporadas de

tormentas ó sequías. Por lo anterior, la salinidad puede registrar una disminución durante la temporada de lluvias y un incremento en la época de secas (De la Lanza, 1994).

Los esteros y lagunas costeras tropicales conforman un hábitat crítico para diversas especies de mangle, moluscos, crustáceos, aves, mamíferos y particularmente peces que utilizan los recursos de estos ecosistemas durante parte ó todo su ciclo de vida (Lara-Domínguez y Yáñez-Arancibia, 1999). Los peces que habitan estos ecosistemas han sido clasificados con base en su historia de vida en tres grandes grupos: residentes permanentes, representados por las especies que realizan de manera completa su ciclo de vida en ellos, residentes temporales, principalmente son organismos juveniles que utilizan estos ecosistemas como áreas de protección y alimentación, y finalmente los visitantes ocasionales, que generalmente son organismos adultos de procedencia marina (Ley *et al.*, 1999).

La ictiofauna de los esteros y lagunas costeras, sobre todo de las zonas tropicales y subtropicales es bastante rica en especies provenientes del medio marino (talasogénicas) y dulceacuícola (limnogénicas). Por lo que las especies de peces de estos ecosistemas están representadas por organismos talasogénicos y limnogénicos con una capacidad osmótica desarrollada que les permite ingresar de modo ocasional, estacional y en algunos casos de forma permanente a los sistemas estuarinos (Castro-Aguirre *et al.* 1999).

Tanto en esteros como en lagunas costeras, los peces son los representantes más importantes del necton (Torres-Orozco, 1994), término que se le da al conjunto de organismos acuáticos que nadan libre y voluntariamente, capaces de determinar la dirección y velocidad de sus movimientos mediante la actividad natatoria (De la Lanza *et al.* 1999). Esta capacidad, aunada al gran número de gradientes ambientales a los cuales necesitan hacer frente en estos ecosistemas, genera movimientos migratorios a diversas escalas que determinan la distribución y estructura de la comunidad, a pesar de la alta capacidad de respuesta fisiológica que poseen las especies estuarinas para enfrentar condiciones ambientales adversas (Torres-Orozco, 1994).

La influencia de los gradientes ambientales es fuerte en los sistemas estuarinos, por lo que puede restringir la distribución de las especies que integran la comunidad de peces a determinadas zonas y crear un marcado patrón de zonación (Jaureguizar *et al.*, 2003). La distribución horizontal de diversas especies de peces ha sido asociada con la variación

espacial de diferentes factores físico-químicos del agua, como salinidad, pH, temperatura, transparencia y oxígeno disuelto, a lo largo de la zona de transición que existe de la boca hacia la cabeza de estos ecosistemas (Martino y Able, 2003). La influencia de los gradientes ambientales también puede manifestarse de forma vertical sobre la distribución de la ictiofauna, resultado del proceso de estratificación termohalina (Abookire *et al.*, 2000).

La variación estacional en la temperatura, salinidad y transparencia han sido relacionadas con el patrón de distribución, riqueza y abundancia de la comunidad íctica en ambientes estuarinos. Sin embargo, los hábitos reproductivos, migratorios y alimenticios de algunas especies pueden influir fuertemente sobre la distribución y estructura de la comunidad (Hagan y Able, 2003). La composición de la ictiofauna también puede presentar cambios como resultado de las mareas, el tiempo y la amplitud con la cual los sistemas estuarinos permanecen en contacto con el mar (Young *et al.* 1997).

Los sistemas estuarinos y zonas de manglar han sido identificados como áreas de importancia para la reproducción de peces que residen temporal ó permanentemente en ellos (Chaves y Bouchereau, 1999). Al menos unas 200 especies de peces utilizan esteros y lagunas costeras en el Pacífico Tropical Mexicano. Un gran número de especies pertenecientes a las familias Clupeidae, Engraulidae, Mugilidae, Gerreidae, Carangidae, Lutjanidae y Ariidae dependen de estos ecosistemas para poder completar su ciclo de vida, y hacen posible la actividad pesquera que se realiza en la zona costera (Madrid *et al.* 1997).

La ictiofauna de esteros y lagunas costeras es importante, ya que puede influir sobre la estructura y funcionamiento de todo el ecosistema, además del gran interés económico que posee. Por tal razón, es necesario profundizar en el conocimiento de las relaciones que existen entre los peces y la dinámica del ambiente en que viven, para realizar políticas apropiadas de protección y manejo de estos ecosistemas (Torres-Orozco, 1994).

Numerosos estudios se han realizado acerca de la ictiofauna estuarina y el efecto que poseen diversas variables ambientales sobre ella. Sin embargo, la mayoría hacen referencia a ecosistemas ubicados en zonas templadas. En México destacan los trabajos de Yáñez-Arancibia (1978) quien realizó un estudio taxonómico y ecológico de las comunidades de peces en las lagunas costeras del Pacífico tropical en el Estado de Guerrero. El autor describe estos ecosistemas en diferentes épocas del año desde una

perspectiva física, química y biológica. El mismo Yáñez-Arancibia (1985) editó una monografía ecológica que presenta trabajos realizados en nuestro país y el extranjero por diversos autores, donde se abordan aspectos referentes a taxonomía, diversidad, distribución, abundancia y reproducción de peces estuarinos. Para Michoacán destacan los trabajos de Fuentes y Gaspar (1981) quienes determinaron la composición, distribución y abundancia de la comunidad de peces en la desembocadura del Río Balsas durante diferentes épocas del año. Por su parte González (2000) describió taxonómicamente la ictiofauna de la Laguna de Maquili, también conocida como Salinas del Padre y realizó una clave para las especies encontradas. La mayoría de los trabajos citados para México no son recientes y aunque describen los ecosistemas estuarinos y las características de la comunidad de peces presente en ellos, no hacen énfasis sobre la influencia que tienen los factores y gradientes ambientales sobre la ictiofauna.

Michoacán posee más de 260 km de litoral (Antaramián y Correa, 2003), pero solo cuenta con algunos pequeños sistemas estuarinos, que además han sido poco estudiados. La información existente es escasa, particularmente con relación a sus condiciones ambientales, así como a la distribución y estructura de las comunidades presentes, la influencia de los factores ambientales sobre los organismos y los servicios ambientales que realizan estos ecosistemas. Por tal motivo, surge el interés de realizar el presente estudio en el Estero de Santa Ana, uno de los ecosistemas estuarinos de mayor extensión en el Estado. Se presentan sus parámetros morfométricos, se describe el gradiente vertical y horizontal que presentan el oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH; factores físico-químicos estudiados por diversos autores por su influencia sobre la distribución y estructura de la comunidad de peces y se analiza la influencia de éstos sobre la ictiofauna en dos épocas del año con condiciones ambientales contrastantes. De esta manera se determinan la dinámica y algunas de las características particulares de un sistema estuarino del Pacífico tropical en nuestro país, las especies de peces que en están presentes en él y la forma en que responden a los cambios del medio, información necesaria para lograr un mejor entendimiento de estos ecosistemas y fomentar su conservación y manejo apropiado.

II OBJETIVOS

2.1 Objetivo general

- Describir la distribución y estructura de la ictiofauna en el Estero de Santa Ana, Michoacán, en dos épocas del año con condiciones ambientales contrastantes (lluvias y estiaje).

2.2 Objetivos particulares

- Caracterizar el Estero de Santa Ana desde la boca hacia la cabeza, con base en sus principales parámetros morfométricos (longitud, ancho máximo, área, perímetro, volumen, profundidad máxima y profundidad media) y algunas variables ambientales (corrientes, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) durante lluvias y estiaje.
- Describir la influencia de la profundidad, corrientes, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH sobre la comunidad de peces del Estero de Santa Ana durante lluvias y estiaje.

III DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El Estero de Santa Ana (Figura 1) se localiza a 5 km al oeste del puerto de Lázaro Cárdenas, Michoacán, dentro del municipio del mismo nombre. Este ecosistema se ubica entre las coordenadas 17°57'50.42'' - 17°58'30.82'' N y 102°16'18.15'' - 102°17'40.69'' W (1988000 - 1989500 N y 216500 - 219500 E de la Cuadrícula Universal Transversa de Mercator). El Estero de Santa Ana se encuentra dentro de la Zona "A" "Río Nexpa y otros" que abarca una superficie de 4950 km², dentro de la región hidrológica No. 17 "Costa de Michoacán" (INEGI, 1985).



INEGI V.E. EDO. MICHOACÁN ESC. 1:25 000 R.626/91 DIC/90 D.F 153.38 L-39 E13D19N*02 ROLLO 626/91

Figura 1. Estero de Santa Ana, Lázaro Cárdenas, Mich.

Este ecosistema se localiza en la provincia fisiográfica denominada Planicie Costera del Pacífico, conformada por una estrecha franja discontinua entre el Océano Pacífico y la Sierra Madre del Sur. Esta provincia presenta pequeñas planicies costeras, separadas por sierras transversas de origen sedimentario, volcánico y metamórfico de la Sierra Madre del

Sur, que en múltiples puntos penetran al mar. Las planicies están formadas por materiales aluviales (Antaramián y Correa, 2003).

La planicie costera de Michoacán es una región muy cálida, con temperatura media anual mayor a 26 °C. El clima ha sido clasificado como Aw “o(w)(in)g”: cálido, el más seco de los subhúmedos con lluvias en verano, con canícula intraestival y porcentaje bajo de lluvia invernal, con oscilación térmica media anual entre 5 y 7 °C. La precipitación anual es de 600 a 800 mm. La época de lluvias corresponde a los meses de mayo a octubre. Enero es el mes de menor precipitación y julio el de mayor (Correa 1979 *In* Domínguez 1998).

La corriente principal de la cuenca es el Río Nexpa. El drenaje es de tipo dendrítico en su mayoría, bien definido y uniforme. En la porción sur de la cuenca el drenaje es dendrítico, pero de tipo paralelo. Este patrón se presenta en las estribaciones de la sierra y se acentúa al llegar a la planicie costera. La cuenca presenta gran actividad tectónica, que se manifiesta por la presencia de numerosas fallas y fracturas que determinan el patrón de drenaje (INEGI, 1985).

El régimen de marea registrado en la estación de Lázaro Cárdenas es de tipo mixto semidiurno, en el cual las aguas marinas ascienden y descienden dos veces al día, con una pequeña diferencia en la altura tanto en pleamar como en bajamar, con un intervalo de marea de $0.25 < 1.50$ m. (Correa y Gómez, 2003).

El Estero de Santa Ana está rodeado por manglar, descrito para el litoral michoacano como un matorral bajo, siempre verde, denso, propio de lugares cercanos al litoral, a orillas de lagunas costeras y esteros, donde el agua carece de oleaje fuerte y es moderadamente salina. La especie dominante es *Rhizophora mangle* L., otro componente común es *Laguncularia racemosa* (L.)F. Gaertner, mientras que *Avicennia germinans* (L.)L suele formar masas puras en lugares menos inundados (Rzedowski, 2003).

La población más importante próxima al área de estudio es el Puerto de Lázaro Cárdenas, que de acuerdo al XII Censo General de Población y Vivienda 2000 posee 171, 100 habitantes (INEGI, 2003).

IV MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Actividades de campo

4.1.1 Muestreos

Se realizaron cuatro muestreos en el Estero de Santa Ana, cada uno con duración de cinco días. Durante agosto de 2001 se realizó un reconocimiento general, para determinar la ubicación de los sitios de colecta y probar la efectividad de las artes de pesca elegidas. Se ubicaron cuatro sitios o estaciones de muestreo (E 1, E 2, E 3 y E 4) desde la boca hacia la cabeza, de forma que permitieran realizar un muestreo sistemático (Figura 2). En mayo de 2002 se realizó la toma de datos para obtener los parámetros morfométricos y batimetría del estero. Durante los muestreos de agosto de 2002 y enero de 2003 se midieron los parámetros físico-químicos y se realizaron las colectas de material biológico. En los muestreos se utilizó una embarcación de aluminio con motor fuera de borda de 6 hp.

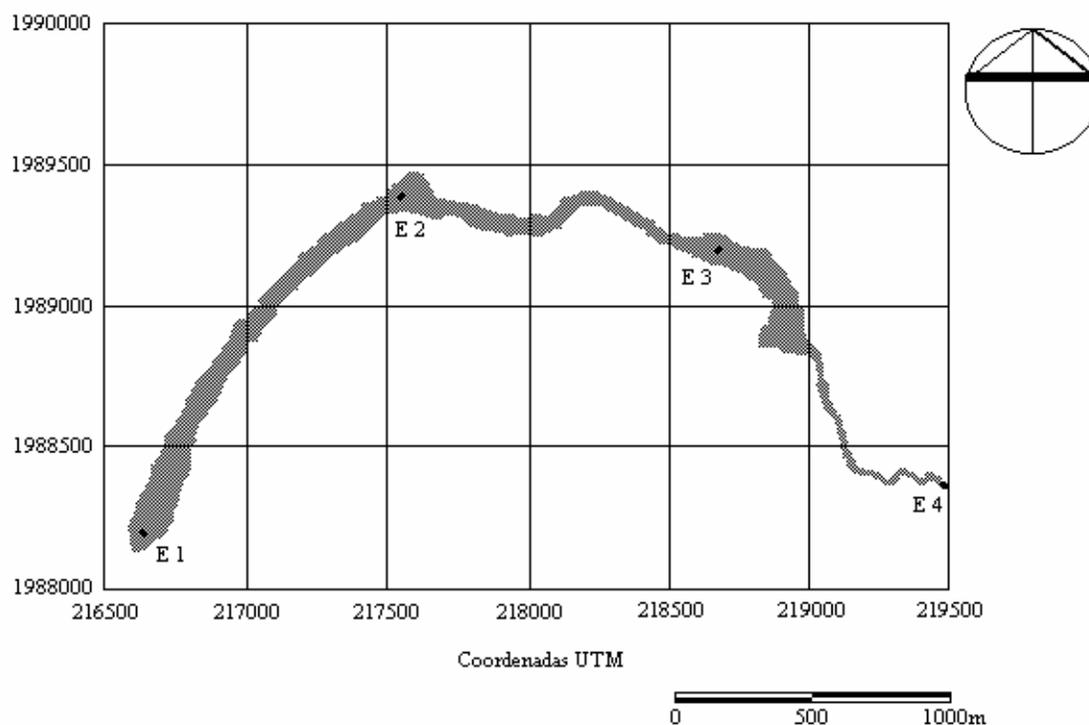


Figura 2. Ubicación de los sitios de muestreo en el Estero de Santa Ana.

4.1.2 Parámetros morfométricos y batimetría

Los datos de campo empleados para obtener los parámetros morfométricos y la batimetría se tomaron de acuerdo con los métodos propuestos por Wetzel y Likens (2000). Para obtener el contorno se navegó por las orillas del área abierta del cuerpo de agua y se georreferenciaron 117 puntos en unidades UTM, con un geoposicionador Garmin modelo 45. La batimetría se obtuvo a partir de 47 transectos realizados en distintas direcciones respecto a la línea de costa, con 165 lecturas simultáneas de profundidad y posición tomadas con una ecosonda SEAFARER y geoposicionador.

4.1.3 Corrientes

La dirección y velocidad de las corrientes (agosto 2002 y enero 2003) se determinaron de acuerdo al método propuesto por Campos *et al.* (1997). Se emplearon dos veletas metálicas a 1 y 3 m de profundidad. Ambas con 0.45 m de lado y atadas a flotadores. Se les dejó a la deriva por espacio de una hora. Ambas veletas se liberaron a las 12:00 PM en cada sitio de muestreo. Las posiciones iniciales y finales fueron ubicadas en unidades UTM.

4.1.4 Factores físico-químicos del agua

Los factores físico-químicos se tomaron en ambas épocas (agosto 2002 y enero 2003) y en tres puntos (extremo izquierdo, centro y extremo derecho) de un transecto perpendicular a la línea de costa de cada sitio de muestreo, con excepción de la Estación 4 donde su escasa amplitud solo permitió muestrear en un punto. La toma de muestras de agua se realizó de acuerdo a los métodos propuestos por Wetzel y Likens (2000). Se utilizó una botella van Dorn desde la superficie y a cada metro de profundidad hasta el fondo. La salinidad se registró con un refractómetro de mano marca ATAGO, modelo S/Mill-E. Las lecturas de temperatura y oxígeno disuelto se obtuvieron con un oxímetro de campo marca YSI, modelo 51B. El pH se registró con un potenciómetro de campo marca CONDUCTRONIC, modelo PC18. La transparencia se midió con disco de Secchi.

4.1.5 Necton

La captura de peces se efectuó en los cuatro sitios de muestreo, durante los meses de agosto de 2002 y enero de 2003. Se realizó un muestreo de tipo sistemático y se utilizaron diferentes artes de pesca de acuerdo con los criterios propuestos por Bernal y Mena (2000), con la finalidad de ubicar estaciones de muestreo en toda el área de estudio e incrementar la representatividad de las colectas. Se emplearon las siguientes artes de pesca con diferentes aberturas de malla para reducir el sesgo de captura: tres agalleras de 6 x 2 m con 0.5, 1.0 y 2.0 pulgadas de abertura de malla, colocadas de forma perpendicular al borde del manglar y a 50 m una de otra, una atarraya de 4 m de diámetro y 1.5 pulgadas de abertura de malla, un chinchorro de 6 x 1.5 m y 2 cm de abertura de malla, una nasa con boca de 10 cm de diámetro y abertura de malla de 1 cm, palangre de 25 anzuelos No. 8 a un metro de distancia cada uno y con camarón de río como carnada, así como una red de cuchara de 40 x 30 cm y 0.5 cm de abertura de malla. Las diferentes artes de pesca se utilizaron en todos los sitios de muestreo, a excepción del chinchorro que solo se empleó en la boca del estero, donde la escasa profundidad y la ausencia de hojas y raíces de mangle permitieron su arrastre.

El esfuerzo de captura para las diferentes artes de pesca se muestra en la tabla 1. Los periodos de 15 horas de colecta para anzuelos, nasa y agalleras comprendieron de 6:00 PM a 9:00 AM. Los ejemplares colectados se inyectaron y preservaron *in situ* con alcohol de 96°, para posteriormente ser conservados temporalmente en congelación a -10 °C y garantizar la correcta preservación de los organismos de mayor talla, esto en las instalaciones del Instituto de Investigaciones Sobre los Recursos Naturales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Tabla 1. Artes de pesca y esfuerzo de captura.

Arte de pesca	Esfuerzo de captura
Agalleras	15 horas
Atarraya	10 lances
Chinchorro	Un arrastre de 100 m
Nasa	15 horas
Palangre	15 horas
Red de cuchara	5 lances

4.2 Trabajo de gabinete

4.2.1 Parámetros morfométricos y batimetría

Los parámetros morfométricos (longitud, ancho máximo, área, perímetro, profundidad máxima, profundidad promedio y volumen) y batimetría se obtuvieron mediante la información registrada en campo y la ortofoto digital A, número 95, escala 1: 20000 de la carta E13D19, zona 13 del datum 27 del sistema de referencia UTM, tomada en diciembre de 1990. La información se procesó con los programas Arch View[®], Idrisi[®] y Surfer[®].

4.2.2 Análisis de las variables ambientales

El efecto espacial, temporal y de la profundidad sobre las diferentes variables ambientales se determinó mediante un análisis de regresión lineal. La distancia desde la boca hasta la cabeza, las temporadas de muestreo (agosto 2002 y enero 2003) y la profundidad en metros se utilizaron como variables explicativas. La velocidad de la corriente, transparencia, concentración de oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH se utilizaron como variables de respuesta. El efecto de la profundidad sobre la transparencia no se analizó ya que este parámetro solo se midió en superficie. El análisis de regresión lineal se eligió porque permite analizar el efecto de una variable explicativa (X) sobre una variable de respuesta (Y) y determinar si existe una relación entre estas (Zuur e Ieno, 2005). El efecto se

determinó con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Los datos fueron procesados mediante el programa JMP[®].

La relación entre los diferentes factores físico-químicos (oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) se determinó mediante el coeficiente de correlación de Pearson, que permite cuantificar el grado de relación lineal que existe entre dos variables (Pagano y Gauvreau, 2001). El nivel de significancia fue de $\alpha = 0.05$ y los datos se procesaron con el programa JMP[®]. Se obtuvieron los coeficientes para cada sitio y ambas épocas de muestreo.

La similitud entre estaciones de muestreo se determinó con base en las variables ambientales registradas en cada sitio. Para ello se utilizó un análisis de grupos (cluster), el cual permite la clasificación de objetos en conglomerados de acuerdo a un conjunto de variables ó características, de tal forma que cada conglomerado muestra un alto grado de homogeneidad interna ó dentro del conglomerado y un alto grado de heterogeneidad externa ó entre conglomerados, con base en el criterio de selección utilizado (Hair *et al.* 1999). El criterio de clasificación fue el de Bray-Curtis de liga simple. Este método busca el valor de similitud más alto posible entre objetos, los cuales se ubican en una línea cuyo valor es la unidad. Para determinar la similitud entre éstos y un tercer objeto se calculan dos circunferencias, las cuales corresponden a las distancias entre los objetos y su valor se determina mediante una proyección vertical y su intersección sobre la línea. El mismo proceso se repite para el resto de los objetos (Zuur e Ieno, 2005).

4.2.3 Identificación de los ejemplares biológicos

Los organismos se identificaron con las claves propuestas por Castro-Aguirre *et al.* (1999) y González (2000) y las diagnosis realizadas por Amezcua (1996) y Allen y Robertson (1998). Una vez identificados, pesados y medida su longitud total, se extrajeron del alcohol de 96° para ser tratados con formol al 4 % y posteriormente ser preservados de forma definitiva en alcohol al 70 %. Los ejemplares fueron depositados en la Colección Nacional de Peces del Instituto de Biología, de la Universidad Nacional Autónoma de México, la Colección de Peces del Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo - Mazatlán y en el Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales de la Universidad Michoacana

de San Nicolás de Hidalgo. Para su clasificación taxonómica se siguieron los criterios propuestos por Lagler *et al.* (1990) y Nelson (1994).

Las especies se ubicaron ecológicamente de acuerdo a los criterios de Myers (1963 *In* Castro-Aguirre, 1978) quien considera las siguientes categorías:

Peces primarios o dulceacuícolas obligados: especies restringidas absolutamente al agua dulce y que no poseen mecanismos osmorreguladores para invadir el medio marino.

Peces secundarios: especies de agua dulce que tienen capacidad osmorreguladora, en diversos grados, que les permite tolerar aguas marinas o de cierta salinidad.

Peces vicarios: especies de origen marino actualmente restringidas a aguas continentales.

Peces diádromos: especies que realizan migraciones del medio marino a las aguas dulces (anádromos) y viceversa (catadromos).

Peces que esporádicamente se dirigen hacia las aguas dulces provenientes del medio marino: especies que penetran al agua dulce de manera ocasional.

Peces complementarios (periféricos): especies fundamentalmente marinas, capaces de penetrar a las aguas continentales tropicales.

De manera adicional se utilizó la clasificación propuesta por Day (1951 *In* Castro-Aguirre, 1978) para ictiofauna de zonas estuarinas; que es la siguiente:

Habitantes temporales del componente estuarino: Presentan una fase estuarina y otra marina o dulceacuícola en su ciclo de vida.

Habitantes permanentes del componente estuarino: especies con mecanismos osmorreguladores muy desarrollados que pueden vivir en un ambiente de grandes cambios salinos.

Especies eurialinas del componente marino: formas marinas capaces de tolerar grandes cambios en la salinidad.

Especies estenohalinas del componente marino: Formas que habitan aguas de tipo euhalino (≥ 30 ‰).

Especies anádromas del componente migratorio: aquellas que habitan el medio marino, pero que migran al agua dulce con fines reproductivos.

Especies catádromas del componente migratorio: organismos que habitan las aguas dulces y migran al mar para su reproducción.

Las especies colectadas se ubicaron en cada una de estas categorías con base en su biología, tallas y hábitos registrados por Amezcua (1996), Allen y Robertson (1998), Torres-Orozco (1991) y González (2000).

4.2.4 Medición de la diversidad

La diversidad de la comunidad se evaluó mediante la riqueza (número de especies), abundancia (número de organismos) y biomasa por especie. Se emplearon únicamente los organismos capturados con agallera, para realizar la comparación de muestras obtenidas con el mismo esfuerzo de captura. Además porque fue el único arte de pesca que se pudo utilizar con la misma efectividad en los cuatro sitios de muestreo.

4.2.4.1 Medición de la diversidad *alfa*

La riqueza específica o número total de especies se determinó mediante un censo de la comunidad. La diversidad de especies dentro de la comunidad se evaluó con los índices de Simpson y Shannon–Wiener, citados por Moreno (2001). Los índices se eligieron de acuerdo a los criterios propuestos por Magurran (1988) con base en su habilidad discriminatoria, sensibilidad al tamaño de muestra y frecuencia de uso. La comparación del número esperado de especies para cada época del año se realizó mediante el análisis de rarefacción. Los datos fueron procesados con el programa BioDiversityPro[®].

Rarefacción: permite comparar el número de especies entre comunidades, cuando el tamaño de muestra es diferente. Calcula el número esperado de especies en cada muestra si todas las muestras fueran estandarizadas a un mismo tamaño (Moreno, 2001).

$$E(S) = \sum 1 - \frac{(N - N_i) / n}{N / n}$$

donde

$E(S)$ = número esperado de especies

N = número total de individuos en la muestra

N_i = número de individuos de la i ésima especie

n = tamaño estandarizado de la muestra

Índice de dominancia de Simpson: toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia. Manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie, por lo que está fuertemente influido por la importancia de las especies más dominantes (Moreno, 2001).

$$\lambda = \sum p_i^2$$

donde

p_i = abundancia proporcional de la especie i , ó número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Índice de equidad de Shannon–Wiener: expresa la uniformidad de los valores de importancia de todas las especies muestreadas. Mide el grado promedio de incertidumbre al predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar. Asume que todos los individuos son muestreados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno, 2001).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

donde

p_i = abundancia proporcional de la especie i

4.2.4.2 Medición de la diversidad *beta*

La diversidad *beta* es esencialmente el grado de diferencia ó similitud entre un conjunto de hábitats ó muestras en términos de la riqueza y en ocasiones de la abundancia de las especies encontradas en ellos (Magurran, 1988). Para evaluar la diversidad *beta* se utilizó el índice de Jaccard citado por Moreno (2001).

Índice de similitud de Jaccard: expresa el grado de similitud entre sitios con base en el número de especies compartidas entre éstos (Moreno 2001).

$$I_j = \frac{c}{(a + b - c)}$$

donde

a = número de especies presentes en el sitio A

b = número de especies presentes en el sitio B

c = número de especies presentes en ambos sitios A y B

La similitud entre sitios con base en las especies presentes y su abundancia se determinó mediante el análisis de grupos de liga simple y la ecuación de Bray–Curtis citados por Hair *et al.* (1999) y Zuur e Ieno (2005). Los datos fueron procesados con el programa BioDiversityPro[®].

4.2.5 Influencia de las variables ambientales sobre la ictiofauna

El efecto de las variables ambientales (corriente, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) sobre la riqueza, abundancia y biomasa de los organismos colectados con agallera se determinó mediante el análisis de regresión lineal, citado por Zuur e Ieno (2005). El efecto se determinó con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$. Los datos fueron procesados mediante el programa JMP[®]. En este análisis se consideraron a los factores ambientales como variables explicativas y la riqueza, abundancia y biomasa como variables de respuesta.

El efecto de las variables ambientales (corriente, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) sobre las especies colectadas con agallera se determinó mediante el análisis de correspondencia canónica. En este análisis las especies y su abundancia numérica se consideraron como variables de respuesta y los factores ambientales como variables explicativas. El análisis de correspondencia canónica crea combinaciones lineales de los datos, representados como vectores ó ejes perpendiculares que conservan las características más importantes de las variables. La cantidad de

información que cada vector contiene en términos de la variación total de los datos es dada en eigenvalores. El análisis de correspondencia canónica en Ecología permite determinar la relación entre especies y variables ambientales (Zuur e Ieno, 2005). Los datos fueron procesados con los programas Brodgar[®] y R[®].

La similitud entre especies con base en las características ambientales de los sitios donde fueron colectadas se determinó mediante el análisis de grupos de liga simple y la ecuación de Bray–Curtis citados por Hair *et al.* (1999) y Zuur e Ieno 2005. Los datos fueron procesados con el programa BioDiversityPro[®].

Tanto para el análisis de correspondencia canónica, como para el análisis de grupos, se utilizaron únicamente los valores registrados por los factores ambientales entre 0 y 1 m de profundidad, donde se colectaron la gran mayoría de los organismos, ya que solo se registraron unas cuantas capturas por debajo de esa profundidad, sin superar los 1.5 m.

V RESULTADOS

5.1 Caracterización hidrológica del ecosistema

5.1.1 Parámetros morfométricos y batimetría

El Estero de Santa Ana es un cuerpo de agua de pequeñas dimensiones, estrecho y de poca profundidad. Los parámetros morfométricos obtenidos durante mayo de 2002 se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Parámetros morfométricos del Estero de Santa Ana.

Longitud	4015.62 m
Ancho máximo	125.30 m
Área	0.20 km ²
Perímetro	9.77 km
Volumen	874,000 m ³
Profundidad máxima	9.50 m
Profundidad media	4.37 m

El espejo de agua del Estero de Santa Ana (Figura 3) posee un contorno irregular y presenta tres porciones principales. La primera de ellas desde la boca hacia la cabeza posee una orientación perpendicular a la playa, con dirección noreste. La segunda porción registra un cambio en la dirección del eje principal hacia el este. La tercera y última presenta su eje principal orientado en dirección sureste y es notablemente más estrecha.

El relieve del fondo entre la boca y la cabeza (Figura 4) muestra un incremento inicial en la profundidad cerca de la boca, posteriormente se reduce de forma gradual y con algunas irregularidades hacia la porción media del perfil, que presenta una pequeña zona con un incremento drástico en la profundidad donde ésta alcanza su valor máximo. La profundidad se reduce después de ese punto, posteriormente muestra un nuevo incremento en un área de poca extensión. Finalmente ésta se mantiene sin variaciones importantes

hacia la cabeza. La escala vertical en la figura 4 se ha exagerado para hacer más evidentes las variaciones en el contorno del fondo.

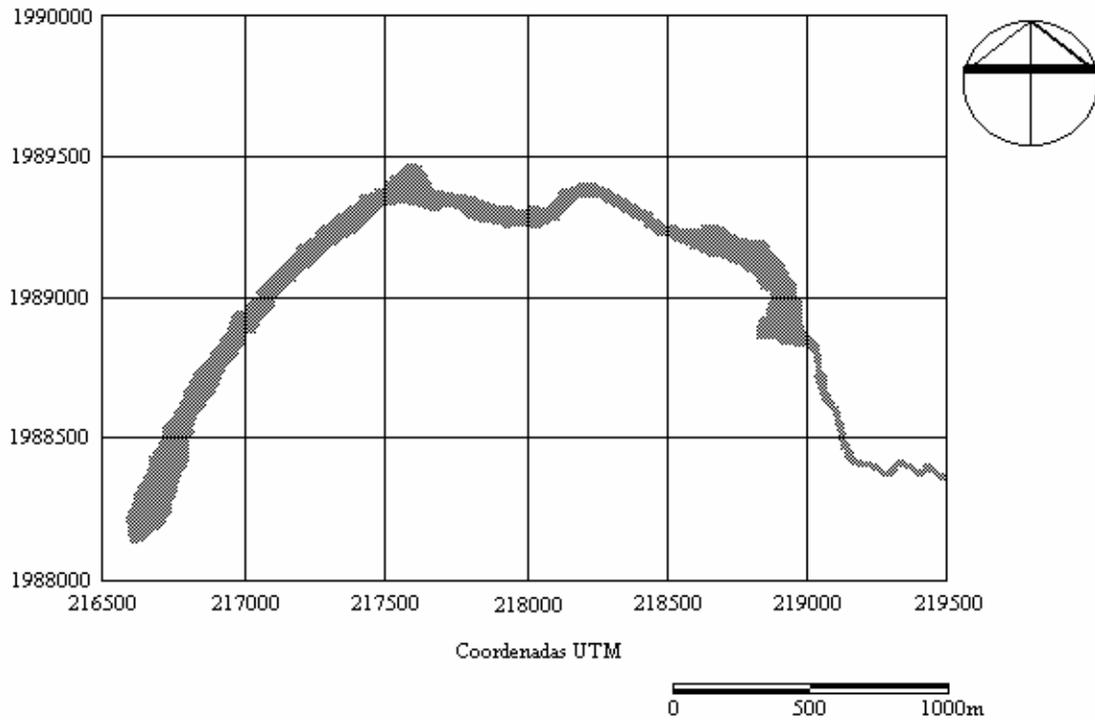


Figura 3. Espejo de agua del Estero de Santa Ana.

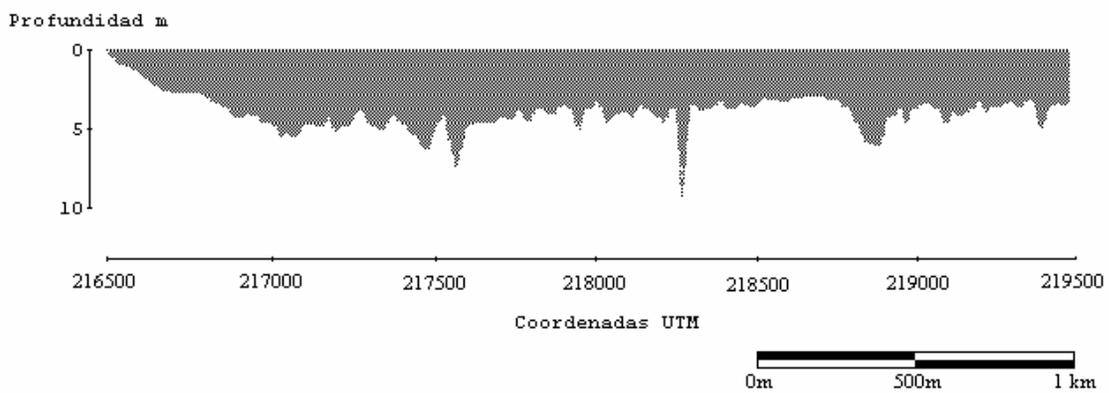


Figura 4. Perfil longitudinal W-E del Estero de Santa Ana.

El mapa batimétrico del Estero de Santa Ana (Figura 5) incluye las áreas cubiertas por manglar y vegetación acuática. Las curvas de nivel se ubican a cada metro de profundidad.

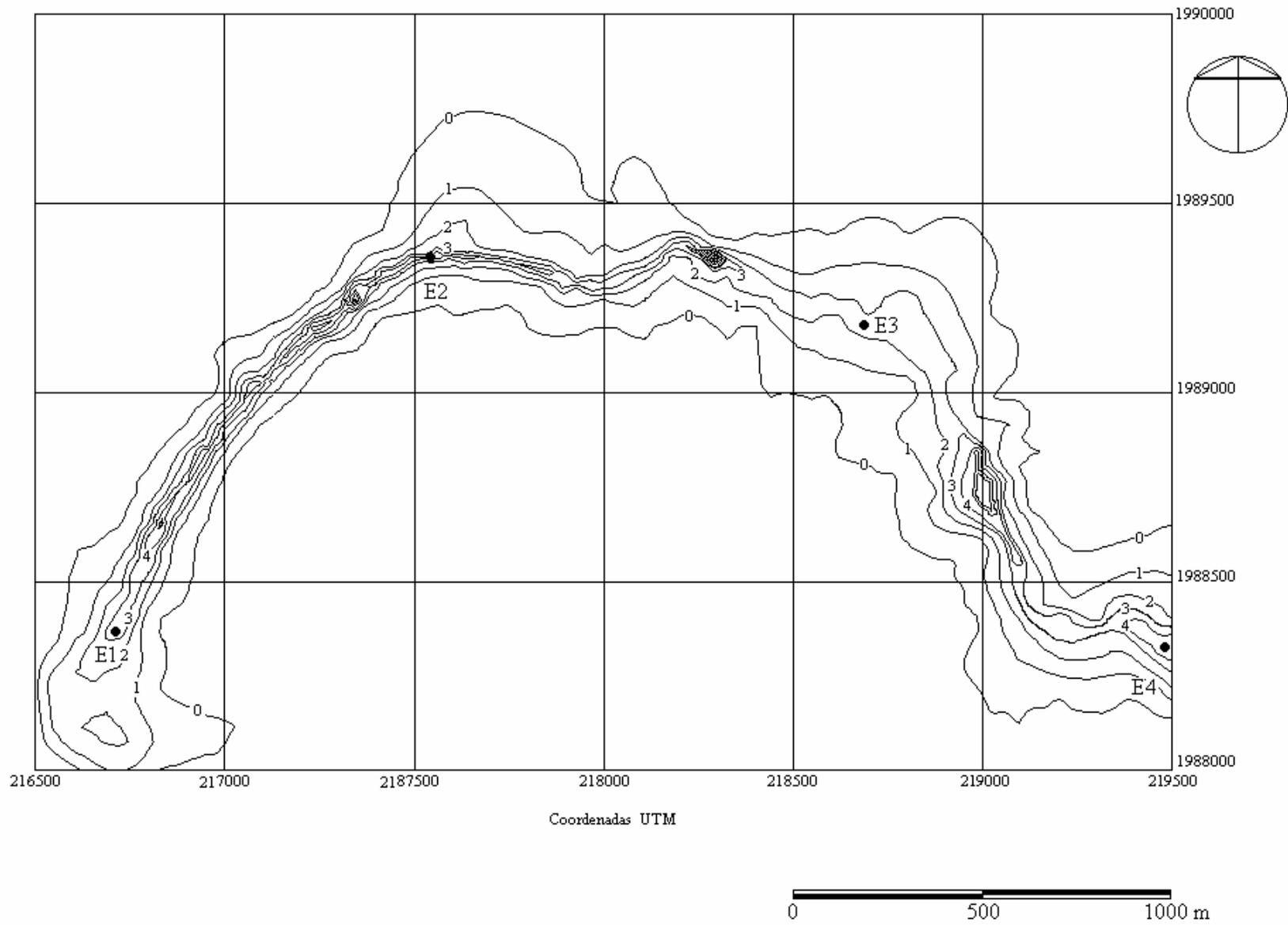
La batimetría muestra un canal angosto y sinuoso con una longitud de 4.01 km, con profundidades de 3 a 4 m prácticamente en toda su extensión. Los primeros 1.5 km desde la boca, registran profundidades que en algunos puntos alcanzan los 5 y 6 m. Entre las estaciones 2 y 3 se observa una disminución general en la profundidad. Sin embargo, entre estos sitios existe una depresión muy localizada, con una profundidad de 9.5 m. Entre las estaciones 3 y 4 se mantiene una profundidad cercana a los 3 m, con excepción de una depresión localizada en una zona de extensión reducida donde alcanza los 6 m.

La tabla 3 muestra la ubicación de cada una de las estaciones de muestreo en coordenadas UTM, profundidad máxima y la distancia a la que se encuentran desde la boca del estero.

Tabla 3. Ubicación, profundidad máxima y distancia desde la boca a los sitios de muestreo.

	Coordenadas UTM	Profundidad máxima	Distancia
Estación 1	1988331 N – 216727 E	3.6 m	375.0 m
Estación 2	1989342 N – 217577 E	4.5 m	1703.12 m
Estación 3	1989099 N – 218760 E	2.6 m	2859.37 m
Estación 4	1988339 N – 219677 E	3.5 m	4015.62 m

Figura 5. Mapa batimétrico del Estero de Santa Ana.



5.1.2 Corrientes

El desplazamiento de las veletas coincidió con la dirección del viento, en todos los sitios y en ambas épocas de muestreo. Las dos veletas se desplazaron en dirección norte en las estaciones 1, 2 y 3. La velocidad máxima fue registrada por la veleta suspendida a 1 m de profundidad, cerca de la boca del estero con 81 m/h. En la Estación 3 la escasa profundidad sólo permitió el uso de la veleta a 1 m de profundidad, que registró su máxima velocidad en agosto de 2002 con 36 m/h. En la Estación 4 ambas veletas se mantuvieron a la deriva entre 10 y 15 minutos, antes de quedar atrapadas en los mangles. La tabla 4 muestra la velocidad y dirección de las veletas a 1 y 3 m de profundidad, en las cuatro estaciones y durante ambas épocas de muestreo.

Tabla 4. Velocidad y dirección de las veletas.

	Agosto 2002		Enero 2003	
	1m	3m	1m	3m
Estación 1	81 m/h N	75 m/h N	77 m/h N	68 m/h N
Estación 2	47 m/h N	43 m/h N	42 m/h N	39 m/h N
Estación 3	36 m/h N	-	24 m/h N	-
Estación 4	18 m/h NE	18 m/h NE	12 m/h NE	12 m/h NE

La tabla de ANOVA (Tabla 5) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la profundidad, distancia y temporada sobre la velocidad de la corriente.

Tabla 5. Tabla de ANOVA velocidad de la corriente.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
Corriente	Profundidad	0.000	1	0.482	0.000	0.978
Corriente	Distancia	0.933	1	7337.409	169.504	0.000
Corriente	Temporada	0.017	1	138.285	0.215	0.651

Los resultados de la tabla 5 muestran que la distancia influye de forma significativa sobre la velocidad de la corriente, ya que esta disminuye conforme se incrementa la distancia de las estaciones en dirección a la cabeza. Por el contrario, los resultados obtenidos en relación a la profundidad y temporada de muestreo, indican que estas no influyen sobre la velocidad de la corriente.

5.1.3 Transparencia

La transparencia registró su valor más alto cerca de la boca del estero (Estación 1), con 0.76 m en enero de 2003. Por el contrario, el valor más bajo se registró en la cabeza (Estación 4), con 0.30 m en agosto de 2002. En ninguno de los sitios de muestreo fue posible observar el fondo, dada su profundidad y escasa transparencia.

La tabla de ANOVA (Tabla 6) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la distancia y temporada sobre la transparencia.

Tabla 6. Tabla de ANOVA transparencia.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
Transparencia	Distancia	0.601	1	0.218	27.218	0.000
Transparencia	Temporada	0.281	1	0.102	7.056	0.016

Los resultados de la tabla 6 indican que tanto la distancia como la temporada de muestreo influyen de forma significativa sobre la transparencia. La transparencia disminuyó conforme se incrementó la distancia desde la boca hacia la cabeza, y su valor se redujo de forma significativa durante agosto de 2002 con relación a enero de 2003.

La figura 6 muestra las variaciones espaciales (entre sitios o estaciones) y temporales (épocas de muestreo) de la transparencia. Ésta se reduce desde la boca hacia la cabeza en ambas épocas de muestreo. Los valores promedio más altos para este parámetro se registraron durante enero de 2003.

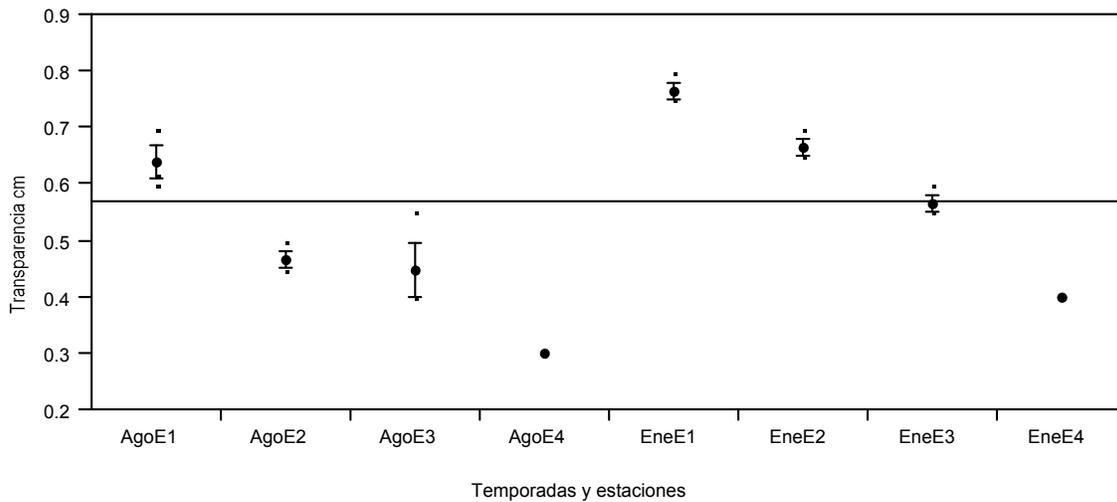


Figura 6. Variación espacial y temporal de la transparencia.

5.1.4 Oxígeno disuelto

La concentración de oxígeno disuelto disminuyó conforme aumentó la profundidad, con la presencia de condiciones hipóxicas cerca del fondo, donde se registraron valores de hasta 0.7 mg/l, que equivale al 16.47 % de saturación. El valor más alto se registró en superficie en la Estación 1, con 4.8 mg/l que equivalen al 87.27 % de saturación. En ambas épocas y todos los sitios de muestreo, las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto se registraron cerca del fondo, mientras que las más altas se obtuvieron en superficie. Las figuras 11, 12, 13 y 14 muestran los valores registrados por este parámetro a diferentes profundidades, en las cuatro estaciones y en ambas temporadas de muestreo.

La tabla de ANOVA (Tabla 7) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la profundidad, distancia y temporada sobre la concentración de oxígeno disuelto.

Tabla 7. Tabla de ANOVA oxígeno disuelto.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
Oxígeno disuelto	Profundidad	0.463	1	22.407	54.400	0.000
Oxígeno disuelto	Distancia	0.025	1	1.229	1.643	0.204
Oxígeno disuelto	Temporada	0.034	1	1.659	2.239	0.139

Los resultados de la tabla 7 indican que la profundidad influye de forma significativa sobre la concentración de oxígeno disuelto, no así la distancia y la temporada de muestreo. La figura 7 muestra las variaciones espaciales y temporales registradas para este parámetro. La Estación 4 registró bajas concentraciones de oxígeno disuelto durante ambas épocas de muestreo tanto en superficie como en fondo. El oxígeno disuelto presentó los valores promedio más altos durante enero de 2003.

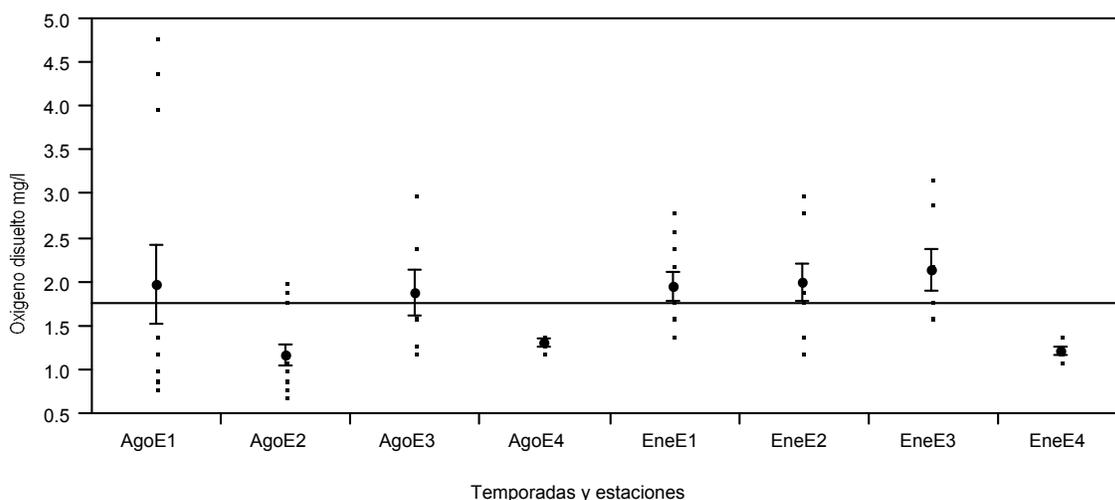


Figura 7. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto.

5.1.5 Temperatura

La temperatura registró su valor más alto en superficie con 32.2 °C durante agosto de 2002 en la Estación 1. El valor más bajo se registró a 3 m de profundidad en la Estación 4 con 27 °C durante la misma temporada de muestreo. Las figuras 11, 12, 13 y 14 muestran los

valores registrados por este parámetro a diferentes profundidades, en los cuatro sitios de muestreo y ambas temporadas.

La tabla de ANOVA (Tabla 8) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la profundidad, distancia y temporada sobre la temperatura.

Tabla 8. Tabla de ANOVA temperatura.

Variable de Respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
Temperatura	Profundidad	0.198	1	15.376	15.644	0.000
Temperatura	Distancia	0.063	1	4.875	4.241	0.043
Temperatura	Temporada	0.149	1	11.528	11.042	0.001

Los resultados de la tabla 8 muestran que tanto la profundidad, distancia y temporada influyen significativamente sobre la temperatura. La figura 8 muestra las variaciones espaciales y temporales registradas por este parámetro. Los valores promedio registrados por la temperatura en las estaciones 2 y 3 fueron similares en ambas épocas de muestreo. Este parámetro registró su valor promedio más alto durante agosto de 2002 y más bajo durante enero de 2003 en la Estación 1.

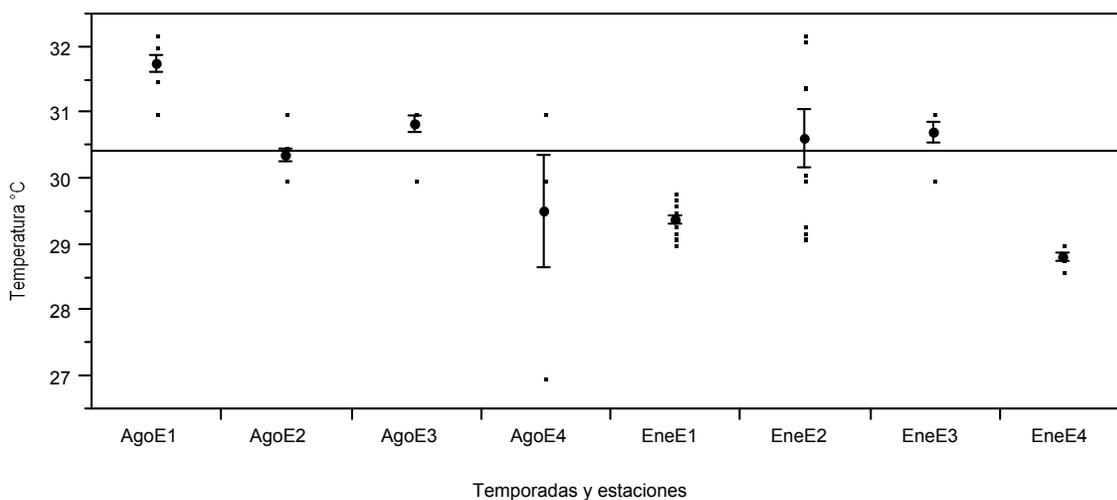


Figura 8. Variación espacial y temporal de la temperatura.

5.1.6 Salinidad

La salinidad registró un incremento al aumentar la profundidad, en todos los sitios de muestreo y en ambas épocas. Este incremento fue muy marcado entre 1 y 2 m de profundidad. El valor más alto para este parámetro se registró en la Estación 2 durante agosto de 2002 con un valor de 25 ‰ a 4 m de profundidad. Los valores más bajos se registraron en superficie con una concentración < 0.5 ‰ en las estaciones 3 y 4 en ambas épocas de muestreo. Las figuras 11, 12, 13 y 14 muestran los valores registrados por este parámetro a diferentes profundidades, en los cuatro sitios de muestreo y ambas temporadas.

La tabla de ANOVA (Tabla 9) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la profundidad, distancia y temporada sobre la salinidad.

Tabla 9. Tabla de ANOVA salinidad.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
Salinidad	Profundidad	0.808	1	4228.672	266.069	0.000
Salinidad	Distancia	0.053	1	279.627	3.558	0.063
Salinidad	Temporada	0.004	1	25.548	0.309	0.580

Los resultados de la tabla 9 indican que la profundidad influye de manera significativa sobre la salinidad, ya que ésta se incrementa conforme la profundidad aumenta. Por el contrario, la distancia y la temporada no presentan un efecto significativo sobre ésta.

La figura 9 muestra las variaciones espaciales y temporales registradas por este parámetro. Los valores promedio más bajos se presentaron en la Estación 3, para posteriormente incrementarse en la Estación 4. Este patrón se observó durante ambas épocas de muestreo.

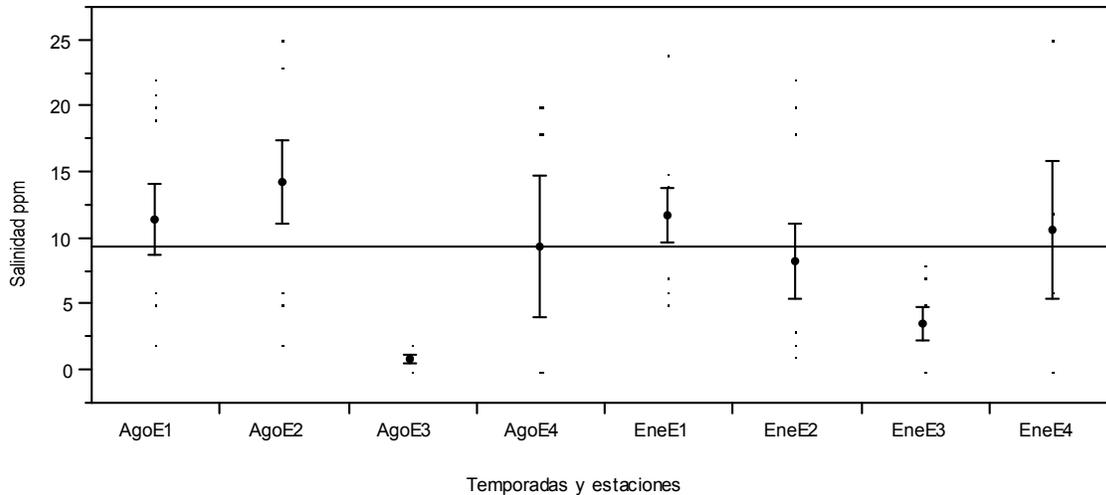


Figura 9. Variación espacial y temporal de la salinidad.

5.1.7 pH

El pH mostró una reducción conforme se incrementó la profundidad en todos los sitios de muestreo y en ambas temporadas. El valor más alto se registró en superficie cerca de la boca del estero (Estación 1) con un valor de 7.5. El valor más bajo se registró a cuatro metros de profundidad, en la Estación 2 con un valor de 5.9. Las figuras 11, 12, 13 y 14 muestran los valores registrados por este parámetro a diferentes profundidades, en los cuatro sitios y ambas temporadas de muestreo.

La tabla de ANOVA (Tabla 10) muestra los resultados obtenidos al realizar los análisis de regresión para evaluar el efecto de la profundidad, distancia y temporada sobre el pH.

Tabla 10. Tabla de ANOVA pH.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L	S.C.	F	P
pH	Profundidad	0.040	1	0.812	2.687	0.106
pH	Distancia	0.038	1	0.764	2.522	0.117
pH	Temporada	0.442	1	8.789	49.992	0.000

Los resultados de la tabla 10 indican que la temporada influyó de forma significativa sobre los valores registrados por este parámetro, que presentó sus valores más altos durante enero de 2003. Por el contrario, la profundidad y la distancia no mostraron influencia significativa sobre el pH.

La figura 10 muestra las variaciones espaciales y temporales registradas por este parámetro. El pH registró una disminución desde la boca hacia la cabeza, sin embargo al llegar a ésta mostró un incremento. Este patrón se observó durante ambas épocas de muestreo.

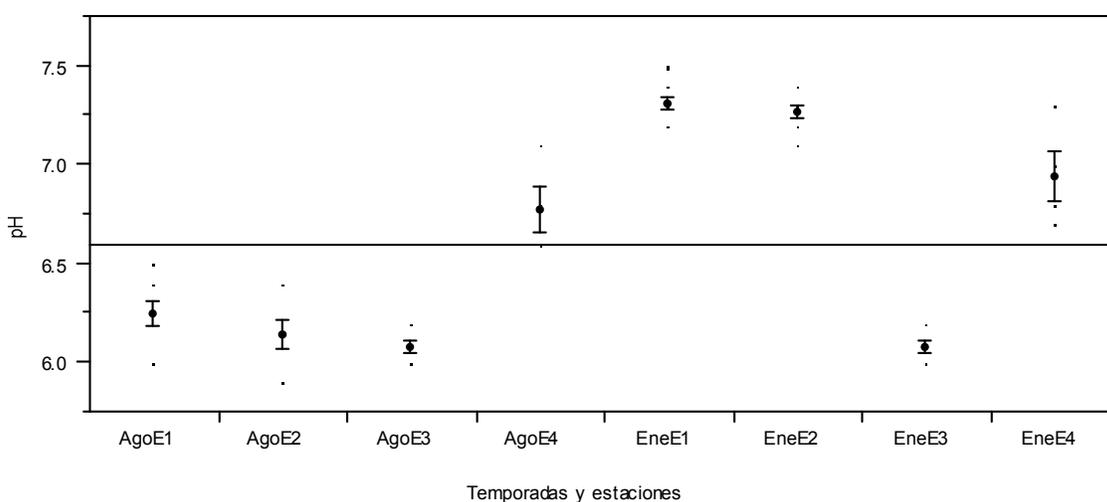


Figura 10. Variación espacial y temporal del pH.

5.1.8. Correlación entre factores físico-químicos

Las tablas 11 y 12 muestran los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos al determinar la relación entre oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH, durante agosto de 2002 y enero de 2003 respectivamente.

Los resultados de la tabla 11 muestran que durante agosto de 2002 se presentó una correlación positiva y significativa entre la temperatura y el oxígeno disuelto, así como entre el pH y el oxígeno disuelto. La salinidad y el oxígeno disuelto, así como el pH y la salinidad mostraron una correlación negativa. La salinidad y la temperatura, lo mismo que el pH y la temperatura no registraron correlaciones significativas.

Los resultados de la tabla 12 indican que durante enero de 2003 hubo correlación positiva y significativa entre la temperatura y el oxígeno disuelto. Por su parte la salinidad y el oxígeno disuelto, así como la salinidad y la temperatura mostraron una correlación negativa y significativa. Las correlaciones entre el pH con relación al oxígeno disuelto, temperatura y salinidad no registraron correlaciones significativas.

A pesar de que el valor de los coeficientes de correlación mostraron variaciones entre épocas de muestreo, la correlación temperatura-oxígeno y pH-oxígeno en ambos casos fue positiva, mientras que la correlación salinidad-oxígeno, salinidad-temperatura, pH-temperatura fue negativa. Únicamente la correlación pH-salinidad pasó de ser negativa durante agosto de 2002 a positiva durante enero de 2003, pero sin ser significativa para éste último.

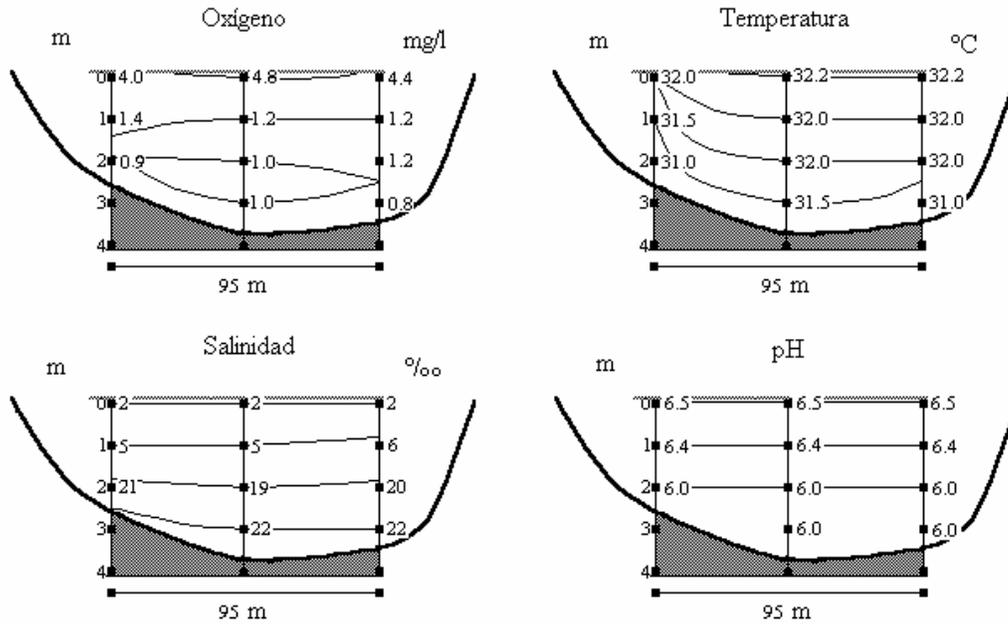
Tabla 11. Correlación entre factores físico-químicos durante agosto de 2002.

Variables	C.C.	n	P
Temperatura vs. Oxígeno	0.427	34	0.011
Salinidad vs. Oxígeno	-0.532	34	0.001
Salinidad vs. Temperatura	-0.316	34	0.067
pH vs. Oxígeno	0.365	34	0.033
pH vs. Temperatura	-0.013	34	0.941
pH vs. Salinidad	-0.559	34	0.000

Tabla 12. Correlación entre factores físico-químicos durante enero de 2003.

Variables	C.C.	n	P
Temperatura vs. Oxígeno	0.633	31	0.000
Salinidad vs. Oxígeno	-0.683	31	0.000
Salinidad vs. Temperatura	-0.601	31	0.000
pH vs. Oxígeno	0.058	31	0.755
pH vs. Temperatura	-0.199	31	0.282
pH vs. Salinidad	0.168	31	0.366

Agosto 2002



Enero 2003

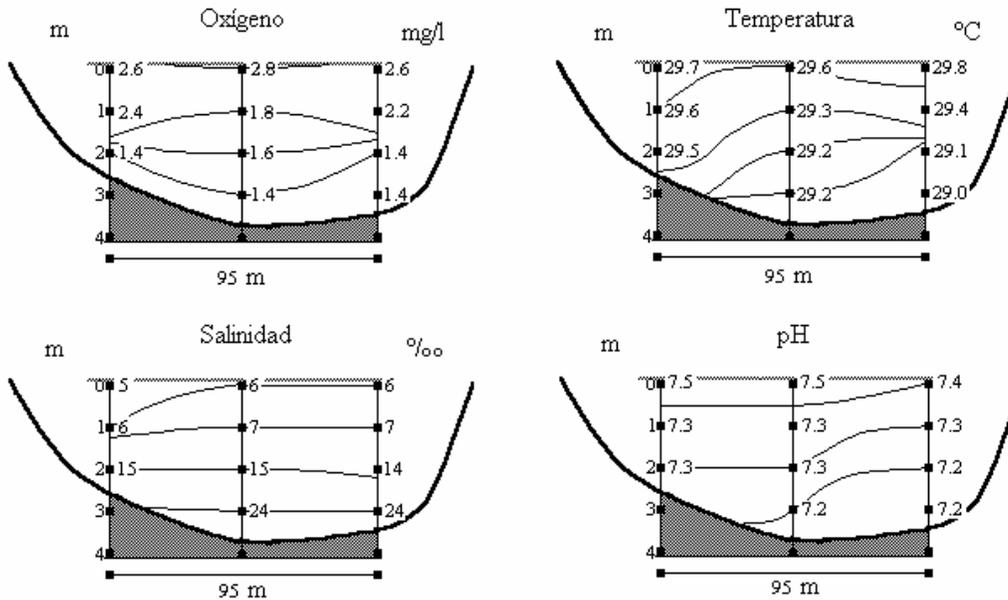
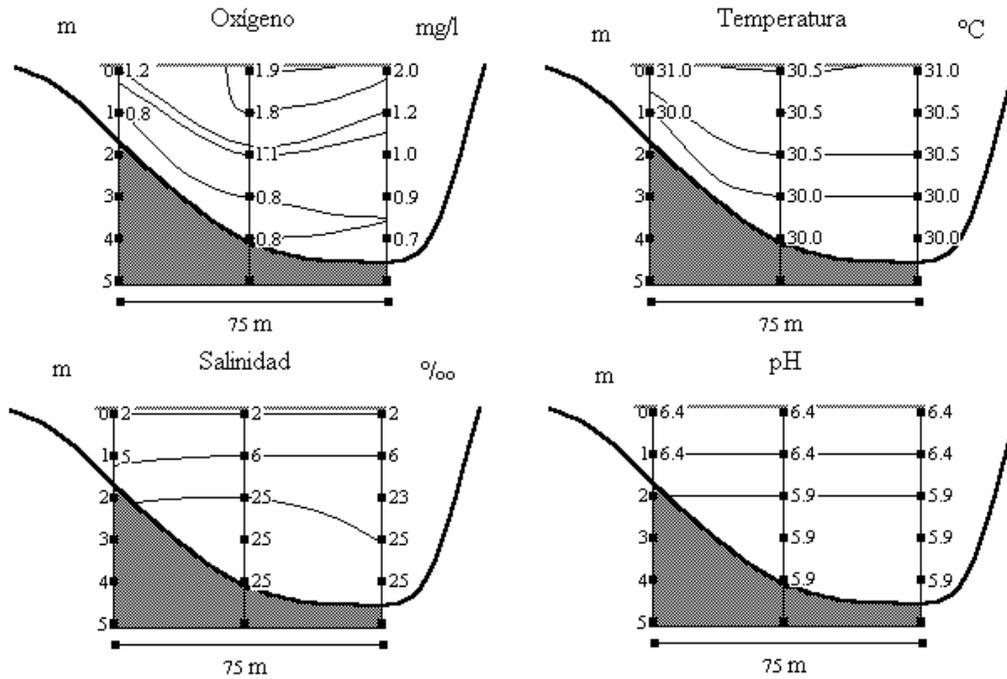


Figura 11. Corte transversal Estación 1. Sobre cada corte se indica el parámetro y a la derecha las unidades correspondientes. La escala vertical se ha exagerado y la profundidad se muestra a la izquierda en metros. La amplitud del corte se indica en la base.

Agosto 2002



Enero 2003

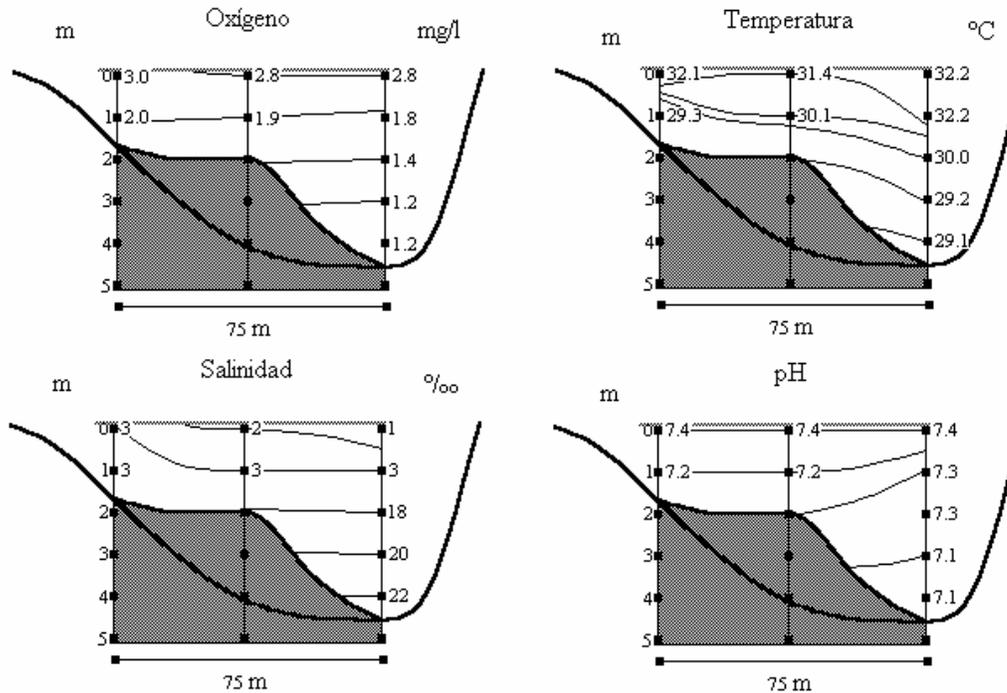
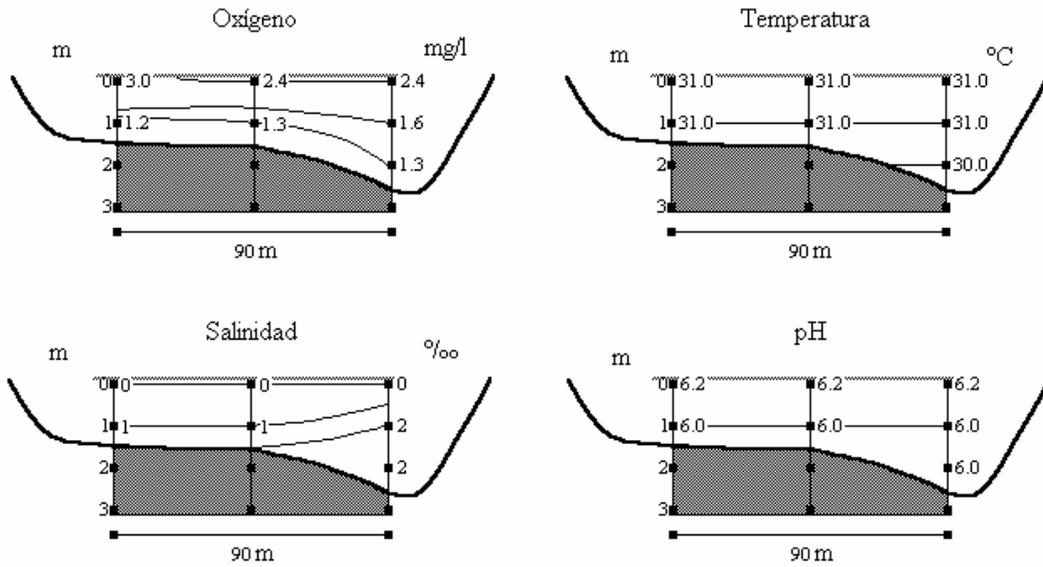


Figura 12. Corte transversal Estación 2. Sobre cada corte se indica el parámetro y a la derecha las unidades correspondientes. La escala vertical se ha exagerado y la profundidad se muestra a la izquierda en metros. La amplitud del corte se indica en la base.

Agosto 2002



Enero 2003

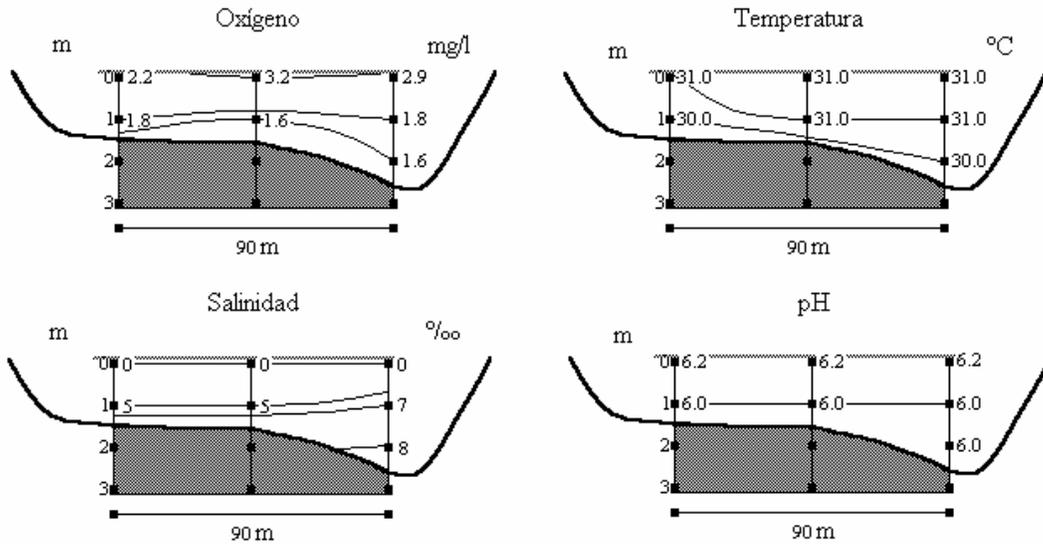
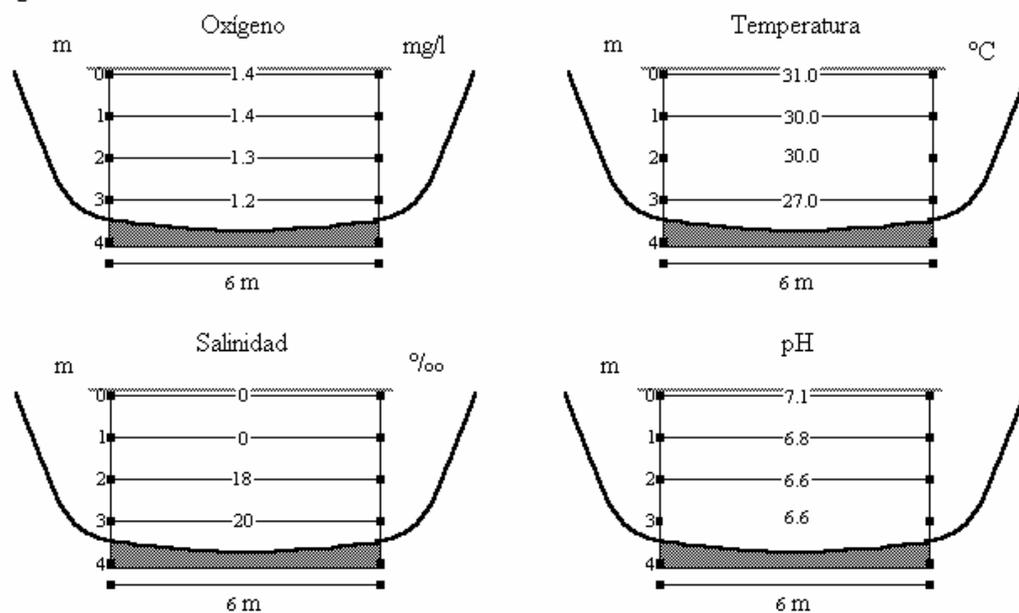


Figura 13. Corte transversal Estación 3. Sobre cada corte se indica el parámetro y a la derecha las unidades correspondientes. La escala vertical se ha exagerado y la profundidad se muestra a la izquierda en metros. La amplitud del corte se indica en la base.

Agosto 2002



Enero 2003

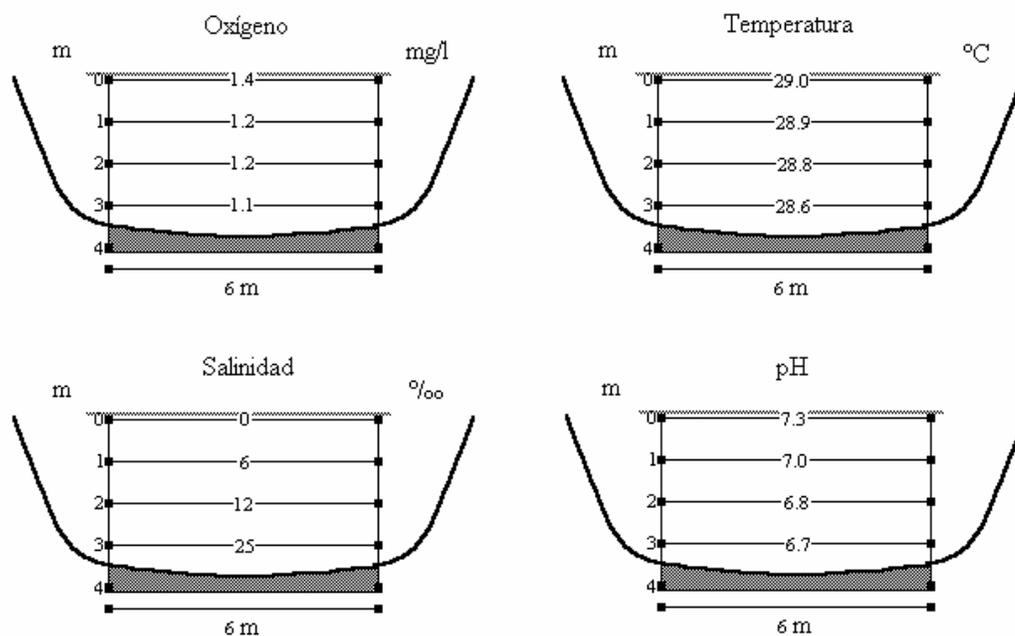


Figura 14. Corte transversal Estación 4. Sobre cada corte se indica el parámetro y a la derecha las unidades correspondientes. La escala vertical se ha exagerado y la profundidad se muestra a la izquierda en metros. La amplitud del corte se indica en la base.

5.1.9 Similitud entre sitios

El porcentaje de similitud mostrado por las estaciones de muestreo durante agosto de 2002 y enero de 2003, con base en los factores ambientales registrados (velocidad de la corriente, transparencia, oxígeno disuelto, temperatura, salinidad y pH) se muestra en las figuras 15 y 16 y la tabla 13.

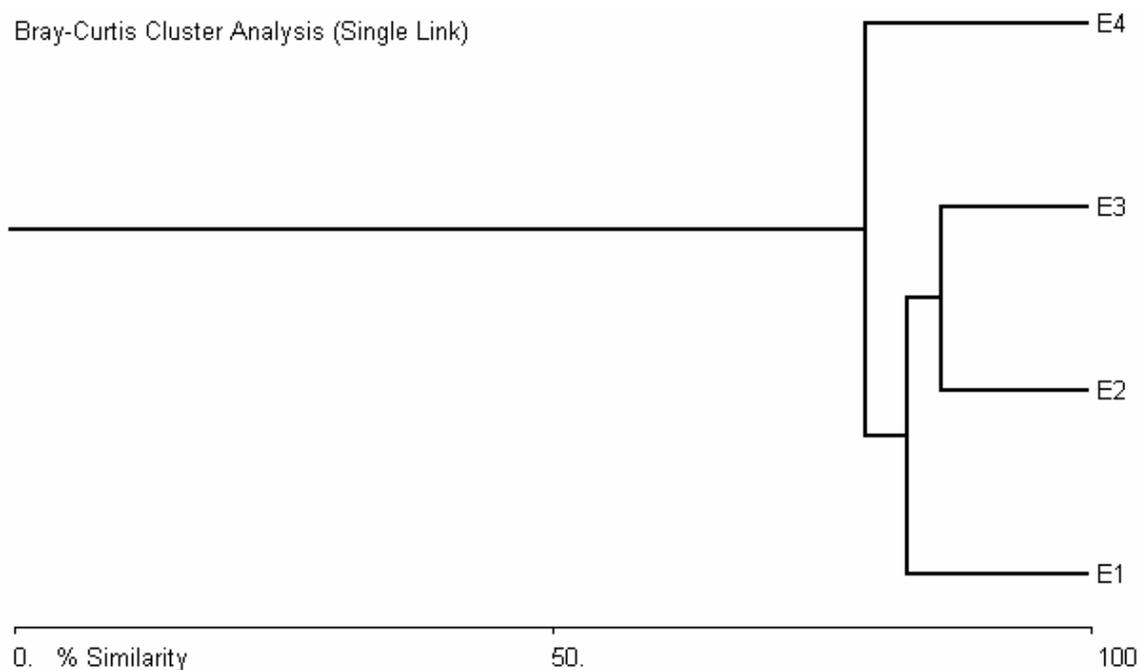


Figura 15. Similitud entre sitios de muestreo con base en los factores ambientales registrados durante agosto de 2002.

Tabla 13. Matriz de similitud entre sitios de muestreo en función de los factores ambientales registrados en agosto de 2002 y enero 2003.

	Agosto 2002				Enero 2003			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
E1	-	83.17	73.82	66.36	-	82.72	68.76	65.44
E2		-	86.36	79.39		-	85.44	77.20
E3			-	79.22			-	81.89
E4				-				-

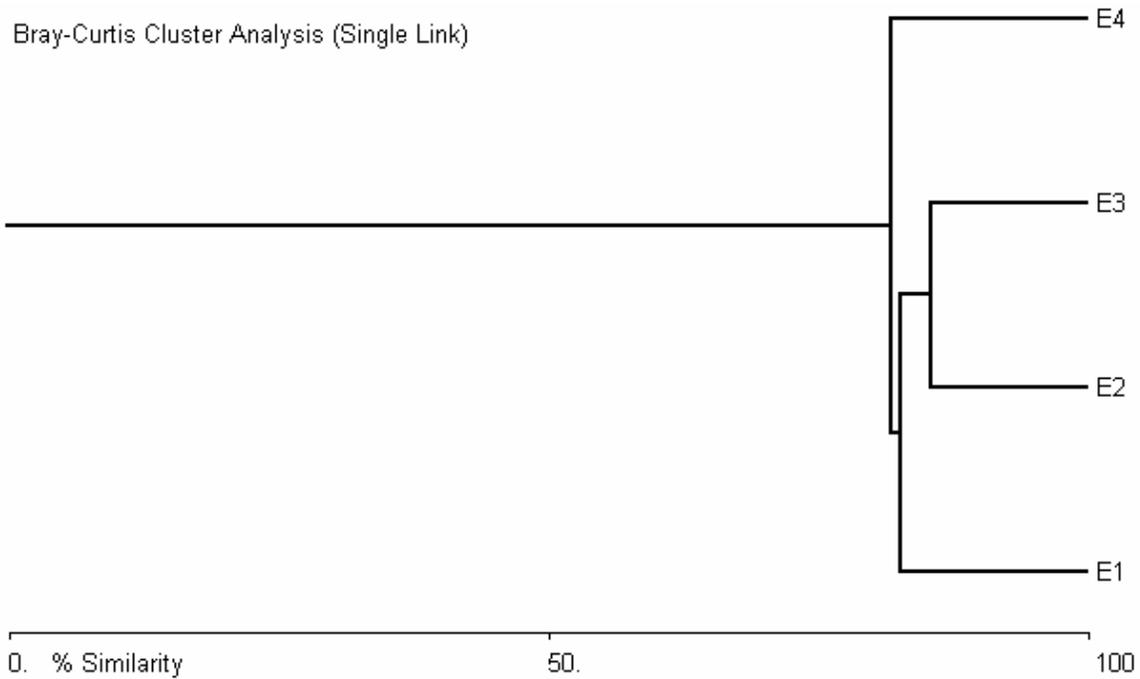


Figura 16. Similitud entre sitios de muestreo con base en los factores ambientales registrados durante enero de 2003.

Tanto las figuras como la tabla indican que el porcentaje de similitud entre sitios muestra un patrón similar durante ambas épocas de muestreo. El mayor porcentaje de semejanza se observó entre las estaciones 2 y 3, mientras que la Estación 4 mostró la menor similitud con relación a todos los sitios de muestreo. Los dendrogramas muestran la separación de sitios a partir del 79.39 % durante agosto de 2002 y del 81.89 % para enero de 2003.

5.2 Comunidad íctica

5.2.1 Catálogo sistemático y clasificación

Se capturaron 24 especies correspondientes a 23 géneros, agrupados en 18 familias y siete órdenes, todas ellas pertenecientes a la Clase Actinopterygii.

Clase Actinopterygii

Orden Clupeiformes

Familia Clupeidae

Opisthonema libertate (Günther, 1867)

Familia Pristigasteridae

Opisthopterus dovii (Günther, 1868)

Pliosteostoma lutipinnis (Jordan & Gilbert, 1881)

Orden Siluriformes

Familia Ariidae

Arius platypogon Günther, 1864

Orden Mugiliformes

Familia Mugilidae

Mugil curema Valenciennes, 1836

Familia Polynemidae

Polydactylus opercularis (Gill, 1863)

Orden Cyprinodontiformes

Familia Poeciliidae

Poecilia butleri Jordan, 1889

Orden Perciformes

Familia Centropomidae

Centropomus armatus Gill, 1863

Centropomus viridis Lockington, 1877

Familia Carangidae

Caranx sexfaciatus Quoy & Gaimard, 1824

Hemicaranx zelotes Gilbert, 1898

Selar crumenophthalmus (Bloch, 1793)

Familia Lutjanidae

Lutjanus colorado Jordan & Gilbert, 1882

Familia Gerreidae

Eucinostomus currani Yáñez-Arancibia, 1978

Familia Haemulidae

Pomadasys leuciscus (Günther, 1864)

Familia Cichlidae

Tilapia sp1.

Familia Ephippidae

Chaetodipterus zonatus (Girard, 1858)

Familia Eleotridae

Dormitator latifrons (Richardson, 1837)

Eleotris picta Kner y Steindachner, 1863

Gobiomorus maculatus Günther, 1859

Orden Pleuronectiformes

Familia Paralichthyidae

Citharichthys gilberti Jenkins & Evermann, 1889

Orden Tetraodontiformes

Familia Balistidae

Pseudobalistes naufragium (Jordan & Starks, 1895)

Familia Tetraodontidae

Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1843)

Familia Diodontidae

Diodon holocanthus Linnaeus, 1758

La Tabla 14 muestra la clasificación ecológica de las especies, meses en que fueron colectadas, los hábitos alimentarios registrados para cada una de ellas, las artes de pesca con las que fueron capturadas y el número de catálogo asignado (IBUNAM). Para la elaboración de la tabla se utilizó la siguiente clave:

- 1 Especies primarias
- 2 Especies secundarias
- 3 Especies vicarias
- 4 Especies díadromas
- 5 Especies que penetran al agua dulce de manera ocasional
- 6 Especies complementarias
- A Habitantes temporales del componente estuarino
- B Habitantes permanentes del componente estuarino
- C Especies eurihalinas del componente marino
- D Especies estenohalinas del componente marino
- E Especies anádromas del componente migratorio
- F Especies catádromas del componente migratorio

La tabla 14 muestra que 16 de las especies colectadas corresponden a especies complementarias que habitan temporalmente en sistemas estuarinos, tres especies complementarias eurihalinas del componente marino, tres especies vicarias que residen permanentemente en sistemas estuarinos, una especie secundaria que habita permanentemente en estos ecosistemas y finalmente una especie secundaria introducida que reside temporalmente en sistemas estuarinos. De las 24 especies, tres se capturaron únicamente en agosto de 2002, 13 durante enero de 2003 y ocho en ambas épocas. Con relación a los hábitos alimentarios reportados para las diferentes especies, 12 de ellas se consideran carnívoras, seis bentófagas, tres omnívoras, dos planctófagas y únicamente una detritívora. El chinchorro fue el arte de pesca que mayor número de especies capturó, con un total de 13, seguido por la red agallera con 11 especies, 10 con atarralla y únicamente dos con red de cuchara. Ninguna especie fue capturada con nasa ó palangre.

Tabla 14. Clasificación ecológica, meses de captura (Agosto = Ago, Enero = Ene), hábitos alimentarios, artes de pesca (Agallera = Ag, Atarraya = At, Chinchorro = Ch, Red de cuchara = Rc.) y número de catálogo (IBUNAM) por especie.

Especie	Clasificación Ecológica	Mes de colecta	Hábitos alimenticios	Arte de pesca	No. catálogo
<i>Opisthonema libertate</i>	6, A	Ene	planctófaga	Ag-At	13953
<i>Opisthopterus dovii</i>	6, A	Ene	planctófaga	Ch-Ag	13957
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	6, A	Ene	carnívora	Ch	13958
<i>Arius platypogon</i>	6, A	Ene	carnívora	Ch-Ag-At	13946
<i>Mugil curema</i>	6, A	Ago, Ene	detritívora	At-Ag	13940
<i>Polydactylus opercularis</i>	6, A	Ago	bentófaga	Ag	13949
<i>Poecilia butleri</i>	2, B	Ago, Ene	omnívora	Ag-Rc	13944
<i>Centropomus armatus</i>	6, A	Ago, Ene	carnívora	Ag	13947
<i>Centropomus viridis</i>	6, A	Ene	carnívora	Ag	13948
<i>Caranx sexfaciatus</i>	6, A	Ago, Ene	carnívora	Ch-At	13942
<i>Hemicaranx zelotes</i>	6, A	Ene	carnívora	Ch	13943
<i>Selar crumenophthalmus</i>	6, A	Ene	carnívora	Ch	13952
<i>Lutjanus colorado</i>	6, A	Ene	carnívora	Ch-Ag	13950
<i>Eucinostomus currani</i>	6, A	Ene	omnívora	At	13939
<i>Pomadasyus leuciscus</i>	6, A	Ene	bentófaga	At	13954
<i>Tilapia</i> sp1.	2, A	Ago	omnívora	At	13938
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	6, C	Ene	bentófaga	Ch	13955
<i>Dormitator latifrons</i>	3, B	Ago, Ene	bentófaga	Ch-At-Ag	13936
<i>Eleotris picta</i>	3, B	Ago, Ene	bentófaga	Rc	13945
<i>Gobiomorus maculatus</i>	3, B	Ago, Ene	bentófaga	Ch-Ag-At	13941
<i>Citharichthys gilberti</i>	6, A	Ago	carnívora	At	13937
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	6, C	Ene	carnívora	Ch	13956
<i>Sphoeroides annulatus</i>	6, A	Ago, Ene	carnívora	Ch	13935
<i>Diodon holocanthus</i>	6, C	Ene	carnívora	Ch	13951

Tabla 15. Talla registrada para adultos (longitud total, mm.), talla promedio de captura (longitud total, mm.), peso promedio de captura (g) y número de organismos capturados por especie.

Especie	Talla adulto	Talla de captura	Peso de captura	No. de organismos
<i>Opisthonema libertate</i>	120 -180	171 ± 28	81.9 ± 35.5	15
<i>Opisthopterus dovii</i>	190 - 210	135	30.5	1
<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	140 -160	124 ± 2	7.5 ± 0.8	5
<i>Arius platypogon</i>	290 - 450	156 ± 8	22.7 ± 9.6	8
<i>Mugil curema</i>	320 - 450	141 ± 16	39.9 ± 11.9	2
<i>Polydactylus opercularis</i>	280 - 450	145 ± 6	28.6 ± 5.1	36
<i>Poecilia butleri</i>	50 - 70	63 ± 2	1.8 ± 0.3	141
<i>Centropomus armatus</i>	370	155 ± 21	40.1 ± 28.9	21
<i>Centropomus viridis</i>	580	139	24.5	1
<i>Caranx sexfaciatus</i>	780	105 ± 18	10.5 ± 7.7	90
<i>Hemicaranx zelotes</i>	270 - 320	166	50.8	1
<i>Selar crumenophtalmus</i>	220 - 270	150	12.8	1
<i>Lutjanus colorado</i>	450 - 900	124 ± 41	74.5 ± 49.1	3
<i>Eucinostomus currani</i>	170 - 220	128	44.5	1
<i>Pomadasys leuciscus</i>	260 - 350	155	62.3	1
<i>Tilapia spl.</i>	300	182	100.6	1
<i>Chaetodipterus zonatus</i>	280 - 650	69	4.4	1
<i>Dormitator latifrons</i>	220 - 350	125 ± 34	31.7 ± 26.2	261
<i>Eleotris picta</i>	70	48 ± 5	1.3 ± 0.3	2
<i>Gobiomorus maculatus</i>	170 - 200	145 ± 19	18.8 ± 9.2	35
<i>Citharichthys gilberti</i>	260 - 300	195	65.6	1
<i>Pseudobalistes naufragium</i>	420 - 550	77	10.7	1
<i>Sphoeroides annulatus</i>	350 - 370	233 ± 82	42.4 ± 20.4	3
<i>Diodon holocanthus</i>	290	204	432.5	1

La tabla 15 muestra la longitud total reportada para los adultos, la longitud total promedio de captura, peso promedio de captura y número de organismos capturados por especie. En ella se muestra que solamente *Opisthonema libertate* y *Poecilia butleri* registraron tallas promedio de captura dentro del intervalo reportado para los adultos de estas especies, mientras que especies como *Chaetodipterus zonatus* y *Pseudobalistes naufragium* registraron tallas que corresponden a juveniles poco desarrollados. Las tallas de captura entre organismos de la misma especie fueron muy similares para *Pliosteostoma lutipinis* y *Polydactylus opercularis*. Por el contrario, para *Lutjanus colorado* y *Sphoeroides annulatus* las tallas difirieron de manera importante entre los organismos de la misma especie. *Diodon holocantus* registró el mayor peso de captura, mientras que *Eleotris picta* registró el menor.

El número de organismos capturados difirió de forma importante en función de la especie. *Dormitatos latifrons* y *Poecilia butleri* registraron una marcada abundancia, mientras que 11 de las especies colectadas estuvieron representadas por un solo individuo.

5.2.2 Abundancia

El muestreo realizado con agallera capturó organismos únicamente cerca de la superficie, entre 0 y 1.5 m de profundidad. Se obtuvieron 203 organismos pertenecientes a cinco especies durante agosto de 2002 y 219 organismos correspondientes a 10 especies durante enero de 2003, con un total de 422 organismos agrupados en 11 especies. El número de individuos capturados por especie en cada estación, durante agosto de 2002 y enero de 2003 se muestra en la tabla 16.

Tabla 16. Número de organismos capturados con agallera por estación y durante ambas épocas de muestreo.

Especies	Agosto 2002				Enero 2003				Total
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	
<i>Arius platypogon</i>	-	-	-	-	1	2	-	-	3
<i>Centropomus armatus</i>	2	1	-	-	5	-	13	-	21
<i>Centropomus viridis</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Dormitator latifrons</i>	40	53	33	6	-	15	29	-	176
<i>Gobiomorus maculatus</i>	8	7	14	1	-	1	2	-	33
<i>Lutjanus colorado</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Mugil curema</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1
<i>Opisthonema libertate</i>	-	-	-	-	12	1	-	-	13
<i>Opisthopterus dovii</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Poecilia butleri</i>	-	-	-	2	-	-	-	134	136
<i>Polydactylus opercularis</i>	33	3	-	-	-	-	-	-	36
Total	83	64	47	9	18	20	46	135	422

La especie que registró el mayor número de individuos capturados durante agosto de 2002 fue *Dormitator latifrons* con 132 organismos, mientras que durante enero de 2003 fue *Poecilia butleri* con 134. La captura más numerosa durante agosto de 2002 se realizó en la Estación 1. Durante enero de 2003 el mayor número de organismos se capturó en la Estación 4.

Los organismos capturados con agallera registraron un peso total de 8972.4 g, 5493.9 g en agosto de 2002 y 3478.5 g en enero de 2003. El peso registrado por especie en cada sitio de colecta, durante agosto de 2002 y enero de 2003 se muestra en la tabla 17. La especie que registró la mayor biomasa durante ambas épocas de muestreo fue *D. latifrons* con 3800.5 g en agosto de 2002 y 1266.9 g en enero de 2003.

Tabla 17. Peso en gramos registrado por los organismos capturados con agallera por estación y durante ambas épocas de muestreo.

Especies	Agosto 2002				Enero 2003				Total
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	
<i>Arius platypogon</i>	-	-	-	-	27.9	55.8	-	-	83.7
<i>Centropomus armatus</i>	72.0	36.0	-	-	180.2	-	468.5	-	756.7
<i>Centropomus viridis</i>	-	-	-	-	-	-	28.2	-	28.2
<i>Dormitator latifrons</i>	1151.7	1526.0	950.1	172.7	-	431.9	835.0	-	5067.4
<i>Gobiomorus maculatus</i>	151.7	132.7	265.5	18.9	-	19.0	37.9	-	625.7
<i>Lutjanus colorado</i>	-	-	-	-	-	-	144.0	-	144.0
<i>Mugil curema</i>	-	-	-	-	-	-	-	8.8	8.8
<i>Opisthonema libertate</i>	-	-	-	-	906.7	75.5	-	-	982.2
<i>Opisthopterus dovii</i>	-	-	-	-	-	10.4	-	-	10.4
<i>Poecilia butleri</i>	-	-	-	3.7	-	-	-	248.7	252.4
<i>Polydactylus opercularis</i>	928.5	84.4	-	-	-	-	-	-	1012.9
Total	2303.9	1779.1	1215.6	195.3	1114.8	592.6	1513.6	257.5	8972.4

Las figuras 17 y 18 muestran el orden de las especies en función de la abundancia de organismos capturados durante agosto de 2002 y enero de 2003 respectivamente.

Al comparar ambas figuras se observa un incremento en la riqueza de especies durante enero de 2003, además del cambio en el orden de las especies que se comparten. Durante agosto de 2002 *Dormitator latifrons* fue la especie de mayor abundancia y *Poecilia butleri* la de menor, mientras que durante enero de 2003, *P. butleri* registró la mayor abundancia y *Mugil curema* la menor.

Las gráficas muestran que la riqueza y el orden de las especies difieren entre temporadas; sin embargo, en ambos casos una sola especie es particularmente numerosa, mientras que las demás se encuentran representadas por un número pequeño de individuos.

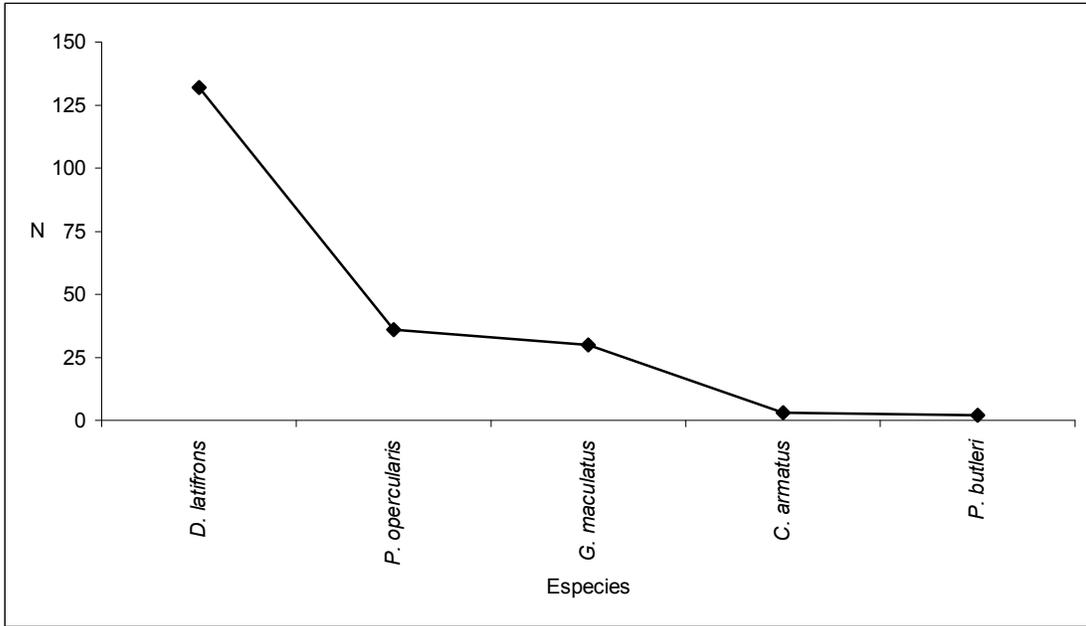


Figura 17. Orden de las especies durante agosto de 2002 en función de la abundancia.

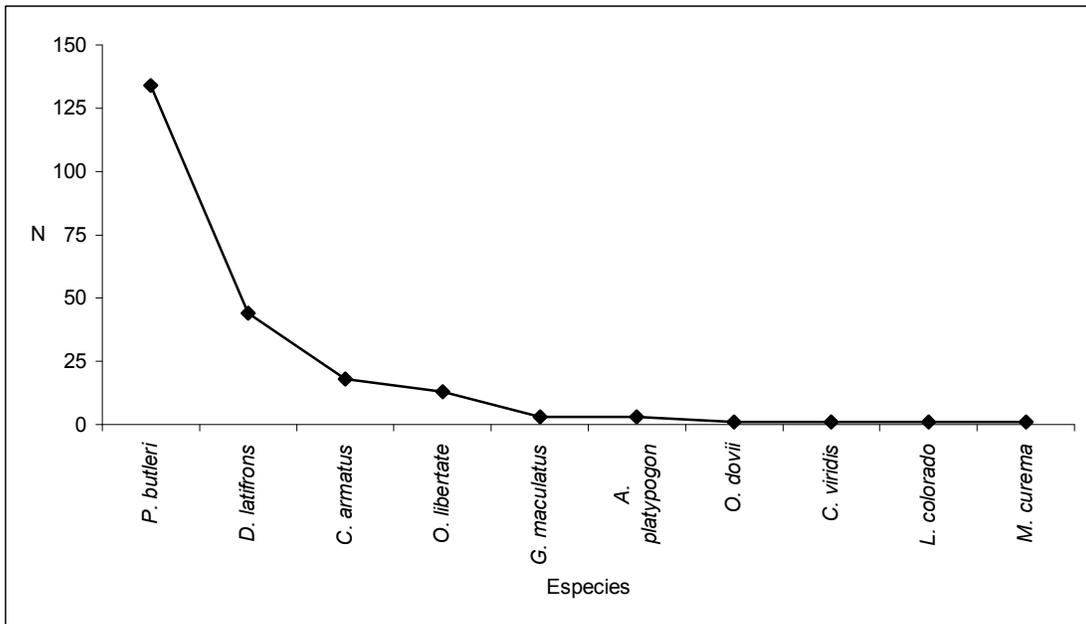


Figura 18. Orden de las especies durante enero de 2003 en función de la abundancia.

Las figuras 19 y 20 muestran el orden de las especies con relación a la biomasa registrada por cada una durante agosto de 2002 y enero de 2003 respectivamente.

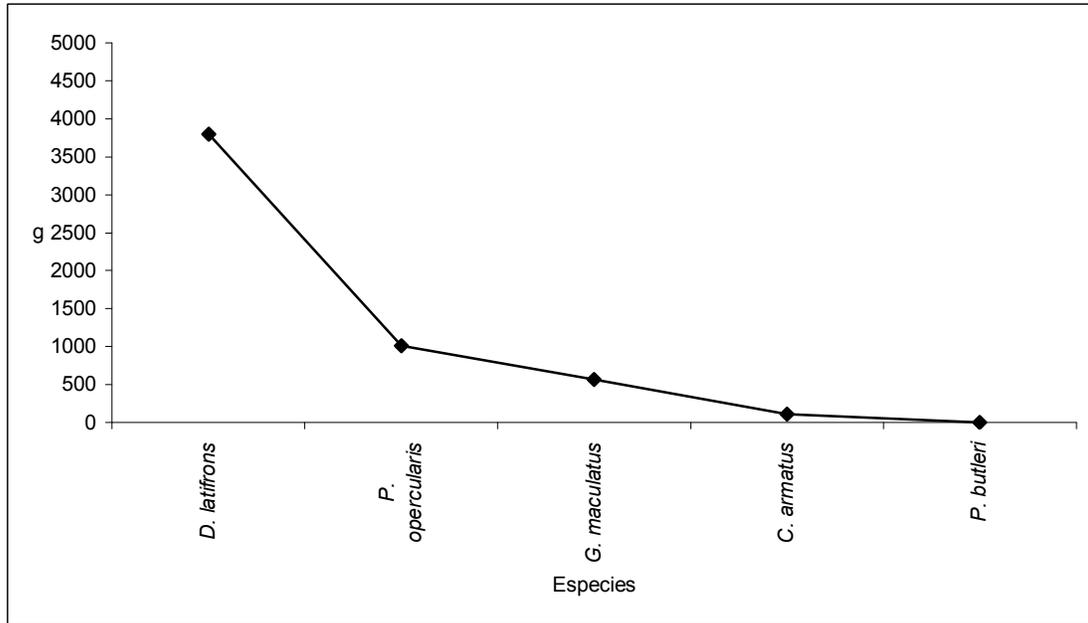


Figura 19. Orden de las especies durante agosto de 2002 en función de la biomasa.

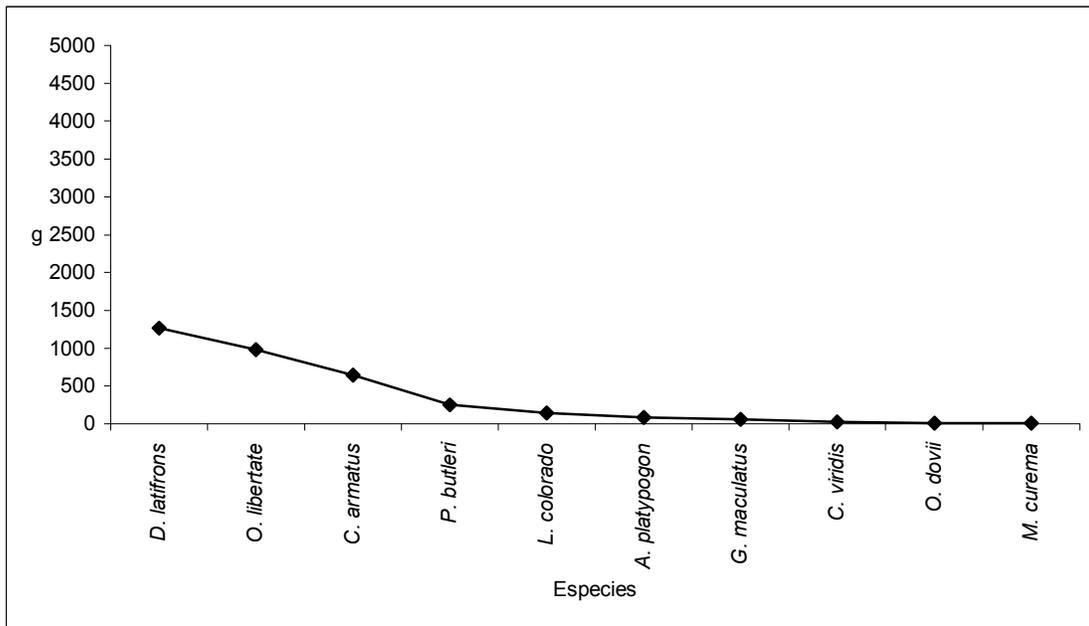


Figura 20. Orden de las especies durante enero de 2003 en función de la biomasa.

Al comparar las figuras 19 y 20 se observa un incremento en la riqueza durante enero de 2003 a pesar de la disminución en la biomasa registrada, así como un cambio en el orden de las especies que se comparten. En ambas épocas de muestreo *Dormitator latifrons* fue la especie con mayor biomasa, aunque en proporción, su presencia fue marcadamente superior durante agosto de 2002.

Durante agosto de 2002 una sola especie registró una biomasa particularmente alta, mientras que las demás registraron una biomasa comparativamente menor. En enero de 2003 la diferencia no fue tan marcada, aunque se observa una clara dominancia de unas pocas especies respecto a las demás.

La tabla 18 muestra el porcentaje para cada especie, en función de la abundancia y biomasa registradas durante agosto de 2002.

Tabla 18. Porcentaje de las especies en función de la abundancia y biomasa durante agosto de 2002.

Especie	% Abundancia	% Biomasa
<i>Dormitator latifrons</i>	65.02	69.17
<i>Polydactylus opercularis</i>	17.73	18.43
<i>Gobiomorus maculatus</i>	14.77	10.35
<i>Centropomus armatus</i>	1.47	1.96
<i>Poecilia butleri</i>	0.98	0.06

La tabla 18 muestra que los porcentajes del número de organismos y biomasa son similares y muestran el mismo patrón, donde *D. latifrons* es la especie con mayor porcentaje en abundancia y biomasa, mientras que *Poecilia butleri* tiene la menor.

La tabla 19 muestra el porcentaje por especie, en función de la abundancia y biomasa registradas durante enero de 2003.

Tabla 19. Porcentaje de las especies en función de la abundancia y biomasa durante enero de 2003.

Especie	% Abundancia	% Biomasa
<i>Poecilia butleri</i>	61.18	7.14
<i>Dormitator latifrons</i>	20.09	36.41
<i>Centropomus armatus</i>	8.21	18.64
<i>Opisthonema libertate</i>	5.93	28.23
<i>Gobiomorus maculatus</i>	1.36	1.63
<i>Arius platipogon</i>	1.36	2.40
<i>Opisthopterus dovii</i>	0.45	0.29
<i>Centropomus viridis</i>	0.45	0.81
<i>Lutjanus colorado</i>	0.45	4.13
<i>Mugil curema</i>	0.45	0.25

La tabla 19 muestra que los porcentajes de abundancia y biomasa no son similares entre sí y muestran patrones distintos. En este caso la mayor abundancia de organismos no corresponde a una mayor biomasa.

5.2.3 Medición de la diversidad *alfa*

Los resultados obtenidos mediante el análisis de rarefacción se ilustran en la tabla 20 y la figura 21. Se muestra el número esperado de especies para agosto de 2002 y enero de 2003 en función del tamaño de muestra.

Los resultados de la tabla 20 registran un mayor número esperado de especies en función del tamaño de muestra durante enero de 2003, sin que el número de especies adquiera un valor constante, ya que éste se incrementa conforme aumenta el tamaño de muestra. Por el contrario, el número esperado de especies para agosto de 2002 adquiere un valor constante cuando $N \geq 201$. La figura 21 muestra de forma gráfica el patrón antes descrito por los valores obtenidos.

Tabla 20. Número de especies esperadas en función del tamaño de muestra.

Tamaño de muestra	No. esperado de especies agosto 2002	No. esperado de especies enero 2003
1	1.00	1.00
21	3.44	4.49
41	3.86	5.60
61	4.17	6.35
81	4.43	6.98
101	4.62	7.54
121	4.77	8.03
141	4.88	8.49
161	4.95	8.90
181	4.99	9.30
201	5.00	9.67
221	5.00	10.00

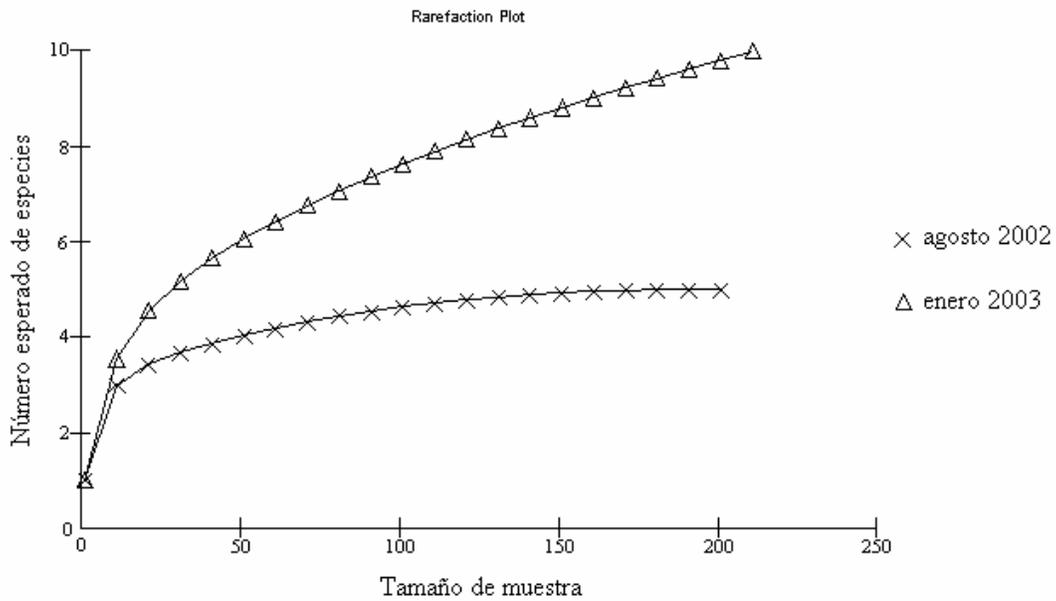


Figura 21. Rarefacción de la diversidad de peces en agosto de 2002 y enero de 2003.

La tabla 21 muestra el valor obtenido al calcular los índices de Shannon y Simpson en función del número de individuos y biomasa registrada durante agosto de 2002 y enero de 2003.

El índice de Shannon registró sus valores más altos durante enero de 2003, tanto para el número de organismos como para la biomasa. Lo anterior sugiere que durante esta época se presentó una mayor equidad entre las especies.

El índice de Simpson presentó los valores máximos en el número de organismos y en la biomasa durante agosto de 2002, como resultado de una mayor dominancia por parte de algunas especies y la biomasa registrada durante esta época.

Tabla 21. Índice de Shannon (H') y Simpson (λ) en función del número de organismos y la biomasa registrada durante agosto de 2002 y enero de 2003.

Índice	Agosto 2002		Enero 2003	
	No. Organismos	Biomasa	No. Organismos	Biomasa
H'	0.42	0.38	0.52	0.68
λ	0.47	0.52	0.42	0.25

5.2.4 Medición de la diversidad *beta*

El coeficiente de similitud de Jaccard registró los siguientes valores entre sitios de muestreo durante agosto de 2002 y enero de 2003 (Tabla 22):

Tabla 22. Coeficientes de similitud de Jaccard obtenidos en agosto de 2002 y enero 2003.

	Agosto 2002				Enero 2003			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
E1	-	1	0.50	0.40	-	0.33	0.14	0.00
E2		-	0.50	0.40		-	0.25	0.00
E3			-	0.66			-	0.00
E4				-				-

Los coeficientes de similitud de Jaccard obtenidos para agosto de 2002 registraron valores más altos, lo que indica un mayor número de especies compartidas entre estaciones respecto a enero de 2003.

El resultado del análisis de grupos ó dendrograma se presenta en las figuras 22 y 23. Se muestra el porcentaje de similitud entre sitios de muestreo, con base en las especies presentes en cada sitio y su abundancia, durante agosto de 2002 y enero de 2003 respectivamente. Las tabla 23 muestra los porcentajes de similitud entre sitios de muestreo durante agosto de 2002 y enero de 2003.

Bray-Curtis Cluster Analysis (Single Link)

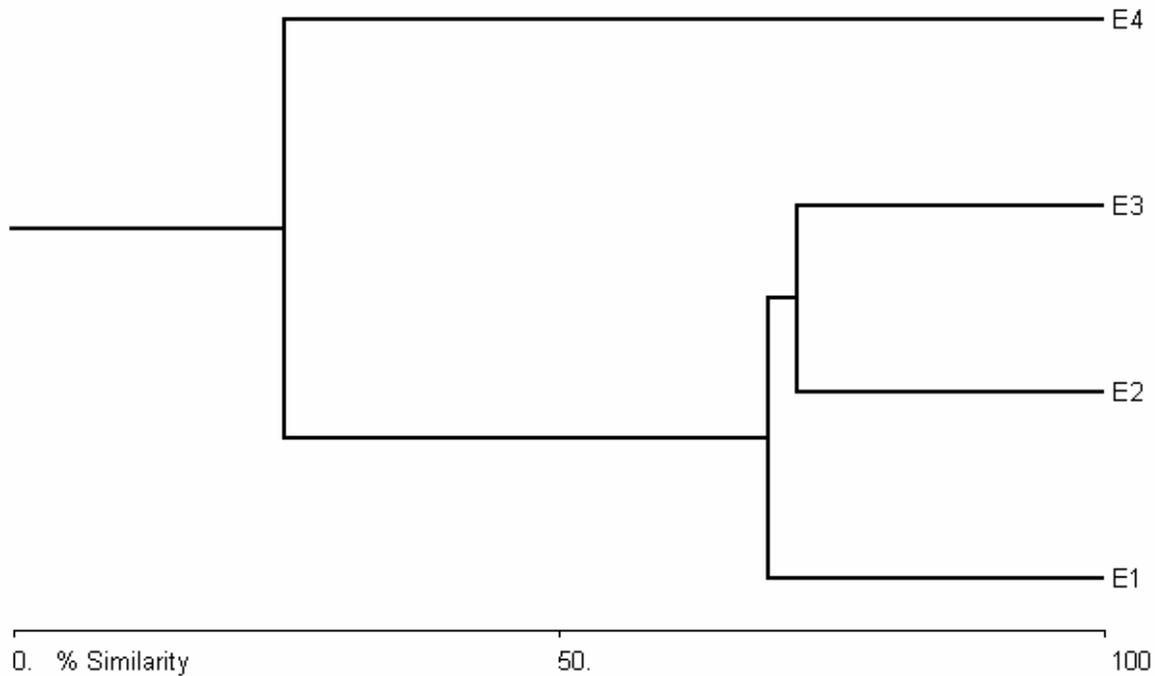


Figura 22. Porcentaje de similitud registrado entre sitios de muestreo con base en la riqueza y abundancia de organismos durante agosto de 2002.

Bray-Curtis Cluster Analysis (Single Link)

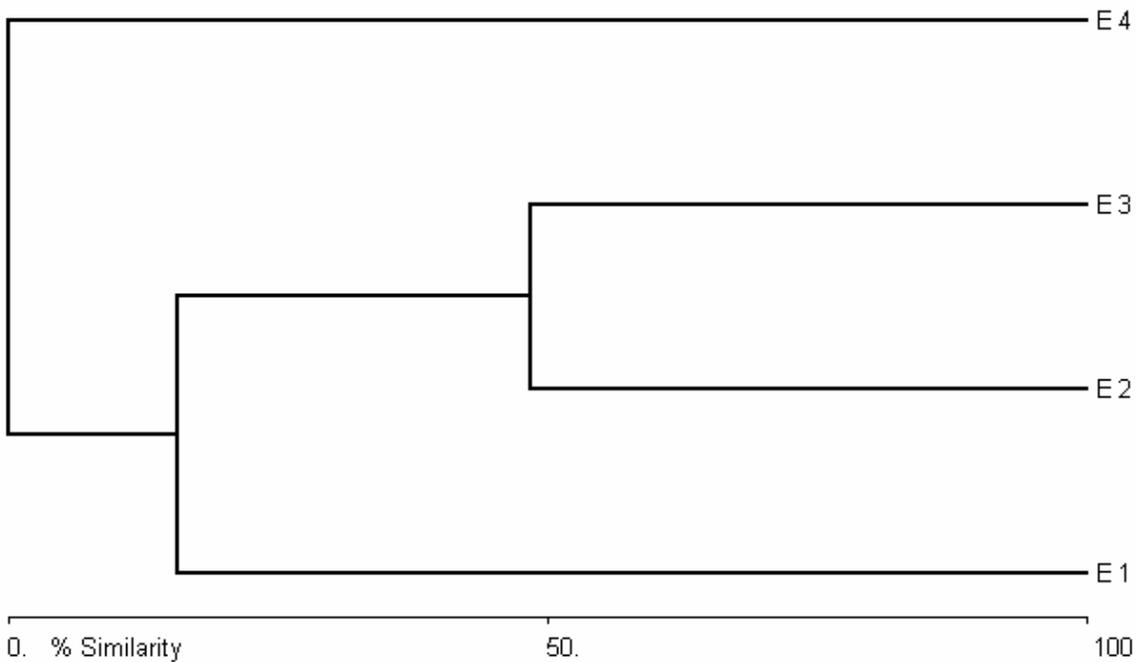


Figura 23. Porcentaje de similitud registrado entre sitios de muestreo con base en la riqueza y abundancia de organismos durante enero de 2003.

Tabla 23. Matriz de similitud entre sitios de muestreo en función de la riqueza y abundancia de organismos en agosto de 2002 y enero 2003.

	Agosto 2002				Enero 2003			
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
E1	-	69.38	63.07	15.21	-	10.52	15.62	0.00
E2		-	72.07	19.17		-	48.48	0.00
E3			-	25.00			-	0.00
E4				-				-

En ambas gráficas es posible observar un patrón similar, en el que las estaciones 1, 2 y 3 presentan mayor similitud entre sí con relación a la Estación 4. Sin embargo los porcentajes de similitud entre sitios de muestreo son mayores durante agosto de 2002 con relación a enero de 2003 (Tabla 23).

5.2.5. Influencia de los factores ambientales sobre la comunidad íctica

Las tablas 24, 25 y 26 muestran la influencia de los factores ambientales sobre la riqueza, abundancia y biomasa respectivamente.

Tabla 24. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la riqueza de especies.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L.	S.C.	F	P
Riqueza	Corriente	0.041	1	0.821	0.599	0.451
Riqueza	Trasporencia	0.201	1	4.034	3.538	0.080
Riqueza	Oxígeno disuelto	0.098	1	1.964	1.525	0.237
Riqueza	Temperatura	0.432	1	8.643	10.655	0.005
Riqueza	Salinidad	0.015	1	0.300	0.213	0.651
Riqueza	pH	0.008	1	0.176	0.124	0.729

Los resultados de la tabla 24 muestran que la única variable que registró un efecto significativo sobre la riqueza fue la temperatura, ya que el número de especies se incrementó conforme aumentó la temperatura.

Tabla 25. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la abundancia.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L.	S.C.	F	P
Abundancia	Corriente	0.027	1	669.409	0.399	0.537
Abundancia	Trasporencia	0.051	1	1240.568	0.757	0.398
Abundancia	Oxígeno disuelto	0.021	1	516.969	0.306	0.588
Abundancia	Temperatura	0.104	1	2529.764	1.637	0.221
Abundancia	Salinidad	0.010	1	282.133	0.165	0.690
Abundancia	pH	0.018	1	440.635	0.260	0.618

Los resultados de la tabla 25 indican que ninguna de las variables ambientales registró un efecto significativo sobre la abundancia de organismos.

Tabla 26. Tabla de ANOVA influencia de los factores ambientales sobre la biomasa.

Variable de respuesta	Variable explicativa	R ²	G.L.	S.C.	F	P
Biomasa	Corriente	0.450	1	3492569.200	11.472	0.004
Biomasa	Traspacidad	0.185	1	1438371.200	3.188	0.095
Biomasa	Oxígeno disuelto	0.155	1	1203074.500	2.570	0.131
Biomasa	Temperatura	0.215	1	1667678.400	3.835	0.070
Biomasa	Salinidad	0.113	1	877879.920	1.787	0.202
Biomasa	pH	0.380	1	3002527.500	8.846	0.010

La tabla 26 muestra que la corriente y el pH son las variables que poseen un efecto significativo sobre la biomasa registrada, donde ésta disminuye conforme se reduce la velocidad de la corriente y el pH.

El análisis de correspondencia canónica (Figura 24) muestra la correlación entre las especies capturadas con agallera y los factores ambientales. El vector 1 reportó un eigenvalor = 0.879, que explica 39.67 % de la variación. El vector 2 registró un eigenvalor de 0.539, que explica 23.83 % de la variación. El total de la variación explicada por ambos vectores fue de 63.50 %.

La figura 24 muestra que *Opisthonema libertate*, *Arius platypogon* y *Centropomus armatus* muestran una correlación positiva con la salinidad. *Mugil curema* y *Poecilia butleri* presentan una correlación negativa respecto a la transparencia, velocidad de la corriente, oxígeno disuelto y temperatura. *Dormitator latifrons* y *Gobiomorus maculatus* muestran una moderada correlación negativa en relación al pH. *Polydactylus opercularis* mostró una correlación positiva y estrecha con la velocidad de la corriente y la concentración de oxígeno disuelto. *Opisthopterus dovii*, *Centropomus viridis* y *Lutjanus colorado* no mostraron ninguna correlación importante respecto a los factores ambientales, ya que las tres especies se situaron prácticamente en la intersección de los ejes.

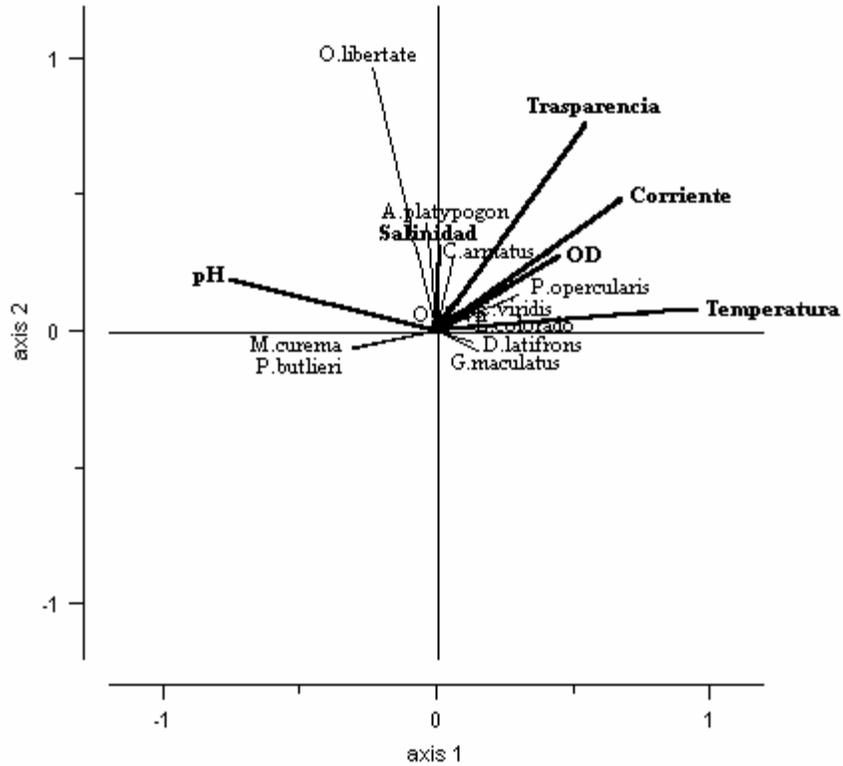


Figura 24. Correlación entre especies y factores ambientales.

La figura 25 muestra el porcentaje de similitud entre las especies colectadas con agallera, en función de los factores ambientales registrados en el sitio de su captura. El porcentaje de similitud entre las especies es alto, ya que la formación de grupos comienza a partir del 87.11%. Los pares de *Lutjanu colorado* y *Centropomus viridis*, *Gobiomorus maculatus* y *Dormitator latifrons* y finalmente *Opisthonema libertate* y *Arius platypogon* registraron un porcentaje de similitud del 100% entre sí, ya que cada par de especies fue colectado en el mismo sitio y temporada de muestreo.

Las tablas 27 y 28 muestran la distribución horizontal de las especies a lo largo de las cuatro estaciones de muestreo, desde la cabecera a la boca y durante ambas épocas de muestreo. Los recuadros sombreados indican la presencia de las especies.

Tabla 28. Distribución horizontal de las especies desde la boca a la cabeza del estero durante enero de 2003.

Especies	E1	E2	E3	E4
<i>Arius platypogon</i>	■	■		
<i>Opisthonema libertate</i>	■	■		
<i>Centropomus armatus</i>	■		■	
<i>Dormitator latifrons</i>		■	■	
<i>Gobiomorus maculatus</i>		■	■	
<i>Opisthopecterus dovii</i>		■		
<i>Centropomus viridis</i>			■	
<i>Lutjanus colorado</i>			■	
<i>Mugil curema</i>				■
<i>Poecilia butleri</i>				■

La tabla 28 muestra que *Arius platypogon*, *Opisthonema libertate* y *Centropomus armatus* fueron registrados cerca de la boca del estero. *Dormitator latifrons*, *Gobiomorus maculatus* y *Opisthopecterus dovii* fueron capturados en la parte media del ecosistema. Por su parte *Centropomus viridis* y *Lutjanus colorado* se encontraron en la parte interna del estero, pero sin llegar a la cabeza. Finalmente *Mugil curema* y *Poecilia butleri* únicamente se capturaron en la cabeza del ecosistema.

VI DISCUSIÓN

6.1. Caracterización hidrológica del ecosistema

Los parámetros morfométricos registrados en el Estero de Santa Ana describen un sistema estuarino de pequeñas dimensiones, resultado de la angosta planicie costera que se presenta a lo largo de toda la costa michoacana (Álvarez y Gaitán, 1994) y de la existencia de pequeñas llanuras aluviales (Antaramián y Correa, 2003) que limitan la presencia de sistemas estuarinos de mayor extensión.

La batimetría del Estero de Santa Ana muestra cambios drásticos, con isóbatas próximas entre sí y zonas relativamente profundas en comparación con algunos esteros de mayor extensión del Pacífico Mexicano descritos por Álvarez y Gaitán (1994). Se sugiere que esto es consecuencia de la proximidad de la Sierra Madre del Sur con el mar en la costa michoacana y su influencia geológica sobre la llanura aluvial donde se localiza este ecosistema.

La disminución que registró la profundidad en la porción norte de la Estación 2, puede ser resultado de la influencia de afluentes no identificados en esta zona. La existencia de estos afluentes explicaría la reducción general de la profundidad entre las estaciones 2 y 3, como resultado de la acumulación de sedimentos acarreados y depositados en la porción media del estero. De la Lanza (1998) menciona que la acumulación de sedimentos puede reducir de forma importante la profundidad en sistemas acuáticos, particularmente en esteros y lagunas costeras de latitudes tropicales del Pacífico mexicano, donde las lluvias extremas pueden generar tasas de sedimentación del orden de 10 a 15 cm/año.

La dirección y velocidad de movimiento de las veletas indican que su desplazamiento estuvo fuertemente influido por el viento, ya que la profundidad a la que se colocaron no influyó sobre éstas y su velocidad se redujo en las zonas más protegidas del viento. Campos *et al.* (1997) identifican al viento como el factor más importante en la formación de corrientes en aguas superficiales. Esto sugiere que el desplazamiento de las veletas durante el presente estudio estuvo determinado por la deriva superficial.

El gradiente registrado por la transparencia desde la boca del estero hacia la cabeza, coincide con el patrón descrito por de la Lanza (1994), quien menciona que los sistemas

estuarinos generalmente mantienen una turbidez alta, resultado de las partículas suspendidas como limos y arcillas, así como de sustancias húmicas disueltas. Éstas se encuentran en menor concentración cerca de la boca y se incrementan hacia la cabeza. Este mismo patrón es descrito por Martino y Able (2003) al graficar las lecturas obtenidas con disco de Secchi en un transecto longitudinal, desde la boca hacia la cabeza del Estero Great Bay. La reducción general que registró la transparencia en el Estero de Santa Ana durante la temporada de lluvias, sugiere un incremento en el aporte de sedimentos y nutrientes acarreados por los ríos en esa época del año. De la Lanza (1998) menciona que las sequías y lluvias extremas, favorecen la erosión y el transporte de material suspendido de forma importante en las lagunas costeras de la vertiente pacífica de México, lo cual coincide con lo observado en el Estero de Santa Ana.

El oxígeno disuelto registró un gradiente vertical en el que su concentración disminuyó al aumentar la profundidad. Dobson y Frid (1998) explican que este fenómeno ocurre generalmente como resultado de las altas concentraciones de detrito presente en el fondo de los sistemas estuarinos, lo que permite el desarrollo de microorganismos que durante la degradación de la materia orgánica demandan gran cantidad de oxígeno. La degradación de la materia orgánica, aunada al proceso de estratificación que mantiene la masa de agua de mayor densidad en el fondo sin entrar en contacto con la atmósfera, que es la fuente principal de oxígeno del agua, así como la mayor salinidad que reduce la capacidad de disolución de este gas (De la Lanza, 1998), explican la presencia de condiciones hipóxicas en el fondo del Estero de Santa Ana.

La temperatura del agua se redujo al aumentar la profundidad, de forma gradual y sin formar termoclina. De acuerdo con Aldeco y Salas de León (1994), si la diferencia de temperatura entre las masas de agua es pequeña, la salinidad es el factor que determina el proceso de circulación y estratificación. Esto sugiere que el proceso de estratificación en el Estero de Santa Ana estuvo principalmente determinado por el gradiente de salinidad y en menor grado por la temperatura durante ambas épocas de muestreo.

La variación horizontal que registró la temperatura pone de manifiesto el mayor grado de influencia marina que se presenta en la boca del estero, donde se registraron las variaciones más importantes de este parámetro. La variación de la temperatura cerca de la boca del Estero de Santa Ana coincide con el patrón de variación térmica descrito por

Domínguez (1998) para la costa michoacana, que presenta corrientes cálidas durante verano y frías en invierno, determinadas por el grado de influencia que ejercen la Corriente de California, la Corriente Nor-ecuatorial y la Contracorriente Nor-ecuatorial (Madrid *et al.*, 1997).

El gradiente vertical que registró la salinidad pone de manifiesto el proceso de estratificación y formación de haloclina. La masa de agua superficial con menor salinidad y mayor temperatura, posee menor densidad y permanece sobre la masa de agua de mayor salinidad y menor temperatura que es más densa. Este proceso es descrito como estratificación termohalina por Aldeco y Salas del León (1994) y determina el tipo de circulación en estos ecosistemas, que para el Estero de Santa Ana es de tipo estuarino.

Los gradientes verticales y horizontales registrados por la salinidad permiten clasificar al Estero de Santa Ana como un estuario positivo. En éste, el aporte de agua dulce es suficiente para mantener un patrón donde la salinidad se incrementa de la cabeza hacia la boca y el agua más densa, en este caso el agua de mar, ingresa y se mantiene en el fondo mientras que el agua dulce o menos densa permanece en la superficie (De la Lanza 1994).

Los valores registrados por la salinidad en la masa de agua superior en su mayoría corresponden a un sistema de tipo oligohalino, mientras que en la masa inferior corresponden a un sistema polihalino, al ser clasificadas con el Sistema de Venecia propuesto por Carriker (1967).

El grado y patrón de mezcla entre el agua dulce y el agua de mar en el Estero de Santa Ana permiten clasificar a este sistema como “estuario de cuña salina”, en el que el agua dulce se mantiene sobre el agua marina y el movimiento diferencial entre ambas masas de agua genera turbulencia a través de la interfase con mezcla parcial limitada, que resulta en una zona de cambio drástico de salinidad o haloclina (Dobson y Frid, 1998). La presencia de cuña salina y el patrón de circulación estuarina se presentaron en el Estero de Santa Ana durante ambas épocas de muestreo.

La boca del Estero de Santa Ana estuvo abierta durante un mes aproximadamente a finales de la temporada de lluvias; sin embargo, la salinidad del fondo permaneció alta y relativamente constante. Kitheka (1998) describe la forma en que las mareas y la consecuente diferencia de presión hidráulica que generan entre el mar y los estuarios, pueden producir un flujo de agua subterráneo en una u otra dirección, con la consecuente

mezcla e interacción de las aguas epicontinentales y marinas. Este proceso influye de forma importante sobre la salinidad de los sistemas estuarinos y puede explicar la permanencia de salinidades altas, particularmente en el fondo del Estero de Santa Ana, a pesar del constante flujo de agua dulce y el corto tiempo que la boca permaneció abierta.

El pH registró un gradiente vertical en el que su valor se redujo gradualmente conforme aumentó la profundidad, por lo que presentó sus valores más bajos en el fondo. A pesar de que la masa de agua inferior es predominantemente marina, como su salinidad lo indica, y que el agua de mar registra valores de pH ligeramente alcalinos, consecuencia de la dominancia de los carbonatos (De la Lanza, 1998), los pH ácidos pueden presentarse en lagunas costeras y esteros, resultado de la descomposición de la materia orgánica en el fondo. Además, la influencia de los ríos que generalmente contienen menor concentración de iones alcalinos que el agua de mar y el aporte de materia orgánica en diferentes estados de descomposición, son capaces de crear amplios intervalos en el pH de estos ecosistemas, particularmente en latitudes tropicales (De la Lanza, 1994). La reducción general que registró este parámetro durante la temporada de lluvias, se sugiere es resultado del incremento en la descarga del afluente y un consecuente aumento en el aporte de materia orgánica al ecosistema.

El gradiente horizontal del pH durante el presente estudio coincide parcialmente con el descrito por de la Lanza (1998) para sistemas estuarinos, que presentan un gradiente que va de un pH alcalino en la boca a un pH ácido en la cabeza. Sin embargo, este patrón no se conserva al llegar a la cabeza del Estero de Santa Ana, donde el pH registró un incremento contrario a lo esperado. Esto podría ser resultado de una segunda zona de alta influencia marina, consecuencia del flujo subterráneo de agua de mar similar al descrito por Kitheka (1998), ya que la salinidad del fondo en este sitio permaneció alta en ambas épocas de muestreo. Sin embargo, este incremento en la salinidad también puede ser resultado de la evapotranspiración realizada por el manglar de la zona. El mismo Kitheka (1996) describe la forma en que la evapotranspiración del manglar puede incrementar la salinidad en algunas zonas de la Bahía Gazi, a pesar del constante aporte de agua dulce.

El conjunto de variables ambientales, a pesar de que mostró variaciones espaciales y temporales, conservó el mismo patrón durante ambas épocas de muestreo, y no fue tan marcado como el descrito por de la Lanza (1994) para otros sistemas estuarinos de México.

Esto posiblemente sea consecuencia del corto tiempo que la boca del estero permaneció abierta, la reducida amplitud de las mareas, la baja oscilación térmica media anual, así como el constante aporte de agua dulce y el posible flujo subterráneo de agua salada. Lo anterior permitiría que las condiciones ambientales en el ecosistema se mantuvieran relativamente estables y que permaneciera el patrón de circulación estuarino y la presencia de cuña salina.

6.2 Comunidad Íctica

El Estero de Santa Ana registró una menor riqueza de especies, géneros, familias y órdenes en relación al catálogo de Fuentes y Gaspar (1981) referente a la ictiofauna de la desembocadura del Río Balsas, Mich., mientras que superó en número a los mismos taxa que aparecen en el catálogo de González (2000) realizado para la laguna de Maquili, Mich. Los taxa compartidos entre los catálogos hacen evidente la proximidad entre ecosistemas y su carácter estuarino. Por el contrario, los taxa que no se comparten, aún cuando corresponden a organismos registrados en esteros y lagunas costeras por Castro-Aguirre *et al.* (1999), corresponden principalmente a visitantes ocasionales de procedencia marina. Las diferencias entre los catálogos pueden ser el resultado de las disimilitudes ecológicas entre los ecosistemas, las distintas artes de pesca utilizadas, diferente esfuerzo de captura y las diferentes épocas de colecta.

La clasificación ecológica de los organismos capturados en el Estero de Santa Ana pone de manifiesto la dominancia de especies complementarias que residen temporalmente en el ecosistema. Castro-Aguirre *et al.* (1999) consideran que la ictiofauna de los sistemas estuarinos, particularmente en regiones tropicales y subtropicales, deben su riqueza a los organismos provenientes de ambientes marinos, y que el escaso número de especies que residen permanentemente en ellos es resultado del alto costo fisiológico que implica sobrevivir y completar el ciclo biológico en ecosistemas tan dinámicos.

Lara-Domínguez y Yáñez-Arancibia (1999) consideran que el detrito es una de las principales fuentes de alimento en los sistemas estuarinos, ya sea directa ó indirectamente. De esta manera, numerosas especies incorporan de forma indirecta el detrito a su dieta, al capturar presas que se alimentan directamente de éste, como camarones, cangrejos,

isópodos y anfípodos. La mayoría de las especies capturadas en el Estero de Santa Ana han sido reportadas por Amezcua (1996) y Allen y Robertson (1998) como carnívoras, con una dieta principalmente compuesta por crustáceos y moluscos. Lo anterior pone de manifiesto la importancia de este ecosistema como área de alimentación para los juveniles de las especies complementarias registradas y por lo tanto una de las razones de su presencia en el ecosistema.

Las artes de pesca utilizadas durante el presente estudio mostraron diversos grados de selectividad, ya que mientras algunas especies fueron capturadas hasta con tres tipos, otras fueron capturadas solo con uno, mientras que otras artes no fueron efectivas como la nasa y el palangre. Hagan y Able (2003) consideran que la riqueza específica, las tallas y la biomasa registrada en ocasiones no son representativas de la comunidad, sino resultado de la selectividad y eficiencia del arte de pesca utilizada. Para el caso particular del chinchorro y de las agalleras, Bernal y Mena (2000) mencionan que estos tipos de artes de pesca pueden ser altamente selectivos principalmente en función del tamaño de luz de malla, las condiciones ambientales y el coeficiente de armado. Por lo tanto, es posible que la comunidad de peces del Estero de Santa Ana no esté representada en su totalidad, a pesar de que se utilizaron diferentes artes de pesca y agalleras con distintas aberturas de malla.

Las tallas y pesos promedio que registraron algunas de las especies capturadas en el presente estudio, al ser comparadas con las tallas y pesos de los adultos registrados por Amezcua (1996) y Allen y Robertson (1998), sugieren que en su mayoría se trata de organismos juveniles. Torres-Orozco (1994) menciona que las especies de peces que residen permanentemente en los ecosistemas estuarinos, son relativamente chicas, y que las especies transitorias están generalmente representadas por larvas y juveniles de peces que pasan su vida en el mar y emplean los esteros y lagunas costeras como áreas de crianza. Lo anterior explica la razón por la cual la mayoría de los organismos capturados en el Estero de Santa Ana son relativamente pequeños. Sin embargo, es necesario considerar la posibilidad del sesgo producido por las aberturas de malla seleccionadas.

El orden de importancia de las especies cambió únicamente durante enero de 2003 cuando *Poecilia butleri* superó en número a *Dormitator latifrons*. De estas especies, la primera es dulceacuícola secundaria y la segunda es vicaria. Esto sugiere que a pesar del gran número de especies complementarias registradas, la mayor abundancia y biomasa está

determinado por las especies que habitan permanentemente estos ecosistemas. Griffiths (2001) describe la estructura de la comunidad de peces en un estuario cuya boca se abre de forma intermitente, donde la comunidad permanece relativamente estable en comparación con las comunidades de peces de ecosistemas estuarinos cuyas bocas se mantienen abiertas. Es posible que esta situación se presente en el Estero de Santa Ana y explique la relativa estabilidad de la comunidad íctica durante el presente estudio.

Sólo *Dormitator latifrons* y *Poecilia butleri* permanecieron bien representadas en las muestras, mientras que la mayoría de las especies estuvieron representadas por uno o algunos pocos individuos. Magurran (1988) considera que en ecosistemas donde el arribo de especies ocurre de forma irregular y uno o unos cuantos factores dominan en la comunidad, generalmente se presenta un número pequeño de especies abundantes y una gran proporción de especies “raras”. La estructura de la comunidad de peces del Estero de Santa Ana presentó estas características, las cuales estarían determinadas por el tiempo que la boca permanece abierta y la posibilidad de ingreso para muchas especies, así como por los gradientes de algunos factores ambientales que pueden determinar la abundancia de éstas.

D. latifrons fue la especie que registró el mayor número de individuos y biomasa durante agosto de 2002, y aunque fue superado por *P. butleri* en número durante enero de 2003, permaneció bien representada. Smith y Smith (2001) consideran que dentro de una comunidad, una o algunas pocas especies pueden ejercer mayor influencia sobre las demás, resultado del gran número de individuos que conforman su población ó su elevada biomasa, con una mayor contribución en los procesos de flujo de energía y ciclo de nutrientes. Por lo tanto, *D. latifrons* presenta características que le permiten ser considerada especie dominante dentro de la comunidad de peces en el Estero de Santa Ana.

El análisis de rarefacción muestra un mayor número esperado de especies para enero de 2003, que coincide con el incremento de la riqueza durante esta época, resultado de la presencia de especies de procedencia marina que residen temporalmente en el ecosistema y que ingresaron durante el corto tiempo que la boca permaneció abierta. Gray (2000) considera que el análisis de rarefacción puede sobreestimar la riqueza, particularmente en muestras pequeñas y con una dominancia alta por parte de unas cuantas especies. Los muestreos realizados durante el presente estudio poseen estas características, y aunque es

muy probable que no se hayan colectado todas las especies presentes, es posible que la riqueza, particularmente para enero de 2003, no sea tan alta como lo sugiere el análisis de rarefacción.

Los valores obtenidos con los índices de Shannon y Simpson sugieren que durante agosto de 2002 se presentó una menor equidad y mayor dominancia en la estructura de la comunidad, mientras que durante enero de 2003 la situación se invirtió. Este patrón se presentó tanto para abundancia como biomasa, pero para esta última fue más marcado. Moreno (2001) menciona que es posible comparar estadísticamente la diversidad de un hábitat a través del tiempo, mediante el uso de índices y su análisis con pruebas paramétricas robustas. Sin embargo, la cantidad de muestreos realizados durante el presente estudio, a pesar de que brinda información sobre los cambios observados en la estructura de la comunidad, no es suficiente para realizar una comparación más completa.

Los valores registrados por el coeficiente de similitud de Jaccard muestran un reemplazo de especies desde la boca hacia la cabeza del Estero de Santa Ana. Este patrón se observó durante ambas épocas de muestreo, aunque las especies compartidas y el número de éstas difirieron entre temporadas. Los valores muestran que durante enero de 2003 se registró un menor número de especies compartidas entre sitios, posiblemente como resultado del mayor número de residentes temporales en el ecosistema. Balvanera *et al.* (2002) mencionan que en ambientes con condiciones ambientales heterogéneas, las especies con diferentes intervalos de tolerancia muestran distintos patrones de distribución espacial, y que estos se presentan en respuesta a los gradientes ambientales. El reemplazo de especies en el Estero de Santa Ana desde la boca hacia la cabeza, pone de manifiesto la existencia de gradientes ambientales en la misma dirección.

El análisis de grupos basado en la riqueza y abundancia de especies por estación, a pesar de que registró diferentes porcentajes de similitud entre sitios de muestreo durante agosto de 2002 y enero de 2003, conservó el mismo patrón, en el que las estaciones 2 y 3 registraron el mayor porcentaje de similitud, mientras la Estación 4 registró el menor. Ley *et al.* (1999) mencionan que las condiciones ambientales y sus gradientes inducen cambios en la composición de especies de peces estuarinos en sistemas de manglar, y que los gradientes ambientales pueden generar distintos tipos de congregaciones de peces desde la boca hacia la cabeza. Este patrón se observó en el Estero de Santa Ana, como lo demuestra

la menor similitud entre las estaciones 1 y 4 que corresponden a la boca y a la cabeza respectivamente. El menor porcentaje de similitud durante enero de 2003 se presentó como resultado del mayor número de especies presentes en el ecosistema y de su captura únicamente en algunos sitios de muestreo.

6.3 Influencia de los factores ambientales sobre la comunidad íctica

Los gradientes espaciales y temporales de los factores ambientales registrados en el Estero de Santa Ana, determinaron en mayor ó menor grado la preferencia de hábitat por parte de algunos organismos, así como el reemplazo de especies desde la boca hacia la cabeza del ecosistema. Además de determinar de manera muy marcada la distribución vertical de los peces en la columna de agua.

La velocidad de la corriente mostró una influencia positiva con relación a la biomasa. Sin embargo, las corrientes en el Estero de Santa Ana estuvieron estrechamente asociadas a la influencia del viento y ubicación de los sitios de colecta desde la boca hacia la cabeza. Por lo que el incremento de la biomasa y la velocidad de la corriente pudieran en realidad no estar estrechamente asociados, y que otros factores como la proximidad de los sitios de colecta a la boca del estero y los gradientes ambientales que se presentan en esta dirección sean los que determinen el incremento en la biomasa.

La transparencia no mostró influencia con relación a la riqueza, abundancia y biomasa de las especies. Power *et al.* (2000) mencionan que la alta turbidez en ecosistemas estuarinos puede estar asociada con una reducción en la abundancia y diversidad de peces, ya que las zonas de menor transparencia generalmente presentan menores concentraciones de oxígeno disuelto y mayor concentración de materia orgánica. Sin embargo, de la Lanza (1994) menciona que tanto esteros como lagunas costeras son ecosistemas que presentan turbidez alta, resultado de la presencia de limos, arcillas y materia orgánica disuelta y particulada, lo cual podría explicar la escasa influencia de este factor sobre la riqueza, abundancia y biomasa en el Estero de Santa Ana.

El oxígeno disuelto es uno de los factores abióticos que influyen de forma más drástica en la sobrevivencia de los peces en los sistemas estuarinos, por lo que estos se desplazan activamente para evitar las condiciones de hipoxia (Taylor y Miller, 2001), y

aunque la concentración mínima de oxígeno requerida varía según la especie, los organismos pueden morir si se exponen de forma prolongada a concentraciones inferiores a 1.0 mg/l, por lo que este factor determina de manera importante la distribución y movimiento de los peces en su hábitat (De la Lanza, 1998). Esto coincide con la distribución vertical de la ictiofauna en el Estero de Santa Ana, ya que la mayoría de los organismos se capturaron entre 0 y 1 m de profundidad, y solo en algunas ocasiones a una profundidad máxima de 1.5 m, lo cual sugiere que los peces permanecen por encima de la haloclina, para evitar las condiciones de hipoxia por debajo de ella. El oxígeno disuelto no registró influencia horizontal significativa sobre la riqueza, abundancia y biomasa de las especies, esto como resultado de la permanencia de los organismos cerca de la superficie donde la concentración de este gas registró sus concentraciones más altas en todo el ecosistema.

La temperatura por sí misma puede determinar la distribución de los peces en los sistemas estuarinos, ya que estos se mantienen dentro de sus zonas de tolerancia mediante movimientos migratorios. Sin embargo, este fenómeno es menos marcado en regiones tropicales que en zonas templadas (Rajaguru y Ramachandran, 2001). Las variaciones que registró la temperatura durante el presente estudio, en ningún caso se encontraron más allá de los límites de tolerancia citados por Amezcua (1996) para las especies colectadas, por lo que su relación horizontal con el incremento en la riqueza puede ser en realidad resultado de la presencia de un mayor número de especies cerca de la boca ó la influencia de otros factores ambientales.

La salinidad es el factor que determina con mayor frecuencia las fluctuaciones en la riqueza y abundancia de los organismos en esteros y lagunas costeras, especialmente en ecosistemas tropicales, donde las variaciones de temperatura son pequeñas (Torres-Orozco, 1994). Sin embargo, en el Estero de Santa Ana la variación horizontal y temporal de éste factor no presentó cambios tan drásticos como ocurre en otros estuarios. Griffiths (2001) menciona que las variaciones menos marcadas en la salinidad de los sistemas estuarinos en los cuales se abre la boca de forma intermitente, limita la influencia de las mareas y genera una relativa estabilidad ambiental y de la ictiofauna, en comparación con otros ecosistemas donde los organismos se encuentran sujetos a un mayor estrés osmótico y pueden ingresar y salir libremente del ecosistema. Lo anterior explica el porqué este factor presenta una

escasa influencia horizontal sobre la riqueza, abundancia y biomasa de organismos capturados. Sin embargo, es importante considerar el reemplazo de especies que se presenta desde la boca hacia la cabeza, lo cual pone de manifiesto una preferencia de hábitat por parte de los organismos, donde las especies complementarias permanecen cerca de la boca, las especies del componente estuarino entre la boca y la segunda porción del estero y por último destaca la presencia de una especie secundaria en la cabeza.

Los organismos se capturaron exclusivamente cerca de la superficie y en ninguna ocasión más allá de los 1.5 m de profundidad por debajo de la haloclina. Abookire *et al.* (2000) concluyen que la distribución y abundancia de peces estuarinos se relaciona directamente con la estratificación termohalina y la influencia de este proceso sobre la concentración de oxígeno disuelto. Lo anterior coincide con el patrón de distribución vertical de los peces en el Estero de Santa Ana y pone de manifiesto la preferencia de los organismos por permanecer cerca de la superficie, donde las concentraciones de este gas son mayores.

El gradiente horizontal del pH influyó de forma directa sobre la biomasa registrada en el Estero de Santa Ana. De la Lanza (1998) menciona que los organismos son capaces de tolerar cambios de pH en intervalos de 6.0 a 9.0, pero niveles extremos de condiciones ácidas o alcalinas pueden ser letales. Sin embargo, las variaciones registradas por el pH en el Estero de Santa Ana no excedieron los intervalos de tolerancia de ninguna de las especies, aunque pone de manifiesto la preferencia de los organismos de menor talla, que corresponden a *Poecilia butleri* por permanecer alejados de la boca del estero.

Como nota particular, durante enero de 2003 se capturaron 134 individuos de *P. butleri* en la Estación 4. Esta captura fue particularmente alta para este sitio de muestreo y puede no estar estrechamente relacionada con los factores ambientales registrados. Además es importante considerar la influencia de este valor atípico sobre los tratamientos estadísticos realizados. Martino y Able (2003) indican que la estructura de la comunidad de peces estuarinos, así como sus variaciones espaciales y temporales, no resultan exclusivamente de la respuesta de cada especie a los gradientes ambientales, ya que también están determinados por las interacciones bióticas y el comportamiento de los organismos. Por lo anterior, es posible que esta colecta en particular numerosa sea resultado del comportamiento gregario de esta especie que se reúne en cardúmenes cerca de la

superficie. Sin embargo, a pesar de que *P. butleri* reside de forma permanente en sistemas estuarinos y posee amplia tolerancia a las condiciones ambientales adversas de estos ecosistemas, sus capturas se realizaron únicamente cerca de la cabeza del estero, lo cual pone de manifiesto su carácter de especie secundaria.

El análisis de correspondencia canónica mostró como *Opisthonema libertate* registró una marcada correlación positiva respecto a la salinidad, *Mugil curema* y *P. butleri* registraron una marcada correlación negativa con relación a la temperatura, mientras que *Opisthopterus dovii* y *Lutjanus colorado* no mostraron ninguna correlación aparente con los factores ambientales registrados. Martino y Able (2003) concluyen que la distribución de los organismos en sistemas estuarinos resulta principalmente de la respuesta de cada especie a su ambiente físico, ya que las variables abióticas dominantes desempeñan un papel determinante al estructurar la comunidad. Esto sugiere que algunas de las especies muestran cierta preferencia por determinadas condiciones ambientales, lo cual determina la distribución de los organismos en el Estero de Santa Ana, particularmente en función de la especie a la que pertenecen y sus requerimientos particulares.

El análisis de grupos sugiere que algunas especies como *Gobiomorus maculatus* y *Dormitator latifrons* muestran una preferencia de hábitat similar, resultado del escaso grado de variación espacial y temporal de las condiciones ambientales en los sitios donde fueron colectadas, así como los requerimientos semejantes de ambas especies. Esta situación coincide con la descrita por Giffits (2001) para estuarios con condiciones ambientales relativamente estables, donde la influencia de los factores abióticos no resulta tan marcada. Además, pone de manifiesto el carácter vicario de ambas especies y su condición de habitantes permanentes del componente estuarino.

Los gradientes ambientales registrados en el Estero de Santa Ana influyeron de forma distinta sobre la distribución y estructura de la comunidad de peces. Sin embargo, para describir por completo la influencia de los factores ambientales sobre la ictiofauna, es necesario realizar muestreos intensivos por periodos de tiempo más extensos. Además, existen muchos otros factores ambientales como tipo de sustrato, heterogeneidad de hábitat y nutrientes, no incluidos en el presente estudio, que influyen sobre la distribución de los organismos y que actúan de forma simultánea con los factores bióticos, que en conjunto determinan la distribución de los peces en estos ecosistemas (Wootton, 1999).

VII CONCLUSIONES

El Estero de Santa Ana es un sistema estuarino relativamente profundo, a pesar de sus reducidas dimensiones en comparación con otros estuarios del Pacífico Mexicano.

El gradiente vertical y horizontal que registró la salinidad, permiten clasificar al Estero de Santa Ana como un estuario positivo.

En este ecosistema los factores ambientales mostraron gradientes similares durante ambas épocas de muestreo, por lo que las variaciones temporales fueron poco marcadas.

La estratificación y presencia de cuña salina influyeron de forma importante sobre el gradiente vertical del oxígeno disuelto, que a su vez determinó la distribución de los organismos en la columna de agua.

La riqueza y diversidad se incrementaron durante enero de 2003, lo que hace evidente la capacidad de los organismos de procedencia marina para ingresar al ecosistema en el corto tiempo que la boca permaneció abierta al final de la temporada de lluvias.

La riqueza de especies estuvo determinada por la presencia de habitantes temporales del componente estuarino, mientras que los organismos más abundantes estuvieron representados por *Dormitator latifrons* y *Poecilia butleri*, ambas especies pertenecientes al componente estuarino que reside permanentemente en el ecosistema.

El reemplazo de especies que se presentó desde la boca del estero hacia la cabeza, pone de manifiesto la preferencia de hábitat resultado de los gradientes ambientales y el carácter secundario, vicario y complementario de las especies capturadas.

La influencia horizontal de los gradientes ambientales sobre la riqueza, abundancia y biomasa fue menos evidente, como resultado del reemplazo de especies y la influencia de factores bióticos ó abióticos no incluidos durante el presente trabajo.

IX LITERATURA CITADA

Abookire, A. A., J. F. Piatt and M. D. Robards. 2000. Nearshore Fish Distribution in an Alaskan Estuary in Relation to Stratification, Temperature and Salinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 51: 45-59.

Aldeco, J. y D. A. Salas de León. 1994. Física. *In: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Eds.). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México: 26 – 75.*

Allen, G. R. y R. Robertson. 1998. Peces del Pacífico Oriental Tropical. CONABIO / Agrupación Sierra Madre / CEMEX. México D.F. 327 pp.

Álvarez, A. y J. Gaitán. 1994. Geología. *In: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Eds.). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México: 13-74.*

Amezcu, L. F. 1996. Peces Demersales de la Plataforma Continental del Pacífico Central de México. UNAM / ICMYL / CONABIO. México D.F. 184 pp.

Antaramián, H. E. y G. Correa P. 2003. Fisiografía. *In: Antaramián, H. E. (Coord.) Geografía Física. Atlas Geográfico del Estado de Michoacán. SEEM / U.M.S.N.H. / EDISSA, S.A. de C.V. México: 42 – 46.*

Balvanera, P., E. Lott, G. Segura, C. Siebe and A. Islas. 2002. Patterns of β -diversity in a Mexican Tropical Dry Forest. *Journal of Vegetation Science*. 13:145-158.

Bernal, B. A. y L. Mena A. 2000. Muestreo del Nécton. *In: Granados B. A., V. Solís W. y R. Bernal R. (Eds.). Métodos de Muestreo en la Investigación Oceanográfica. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.: 287-335.*

Campos, M. A., A. Gutierrez H. e I. Hernández D. 1997. Limnología Física del Lago de Zirahuén, Michoacán, México. Tesis Profesional. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich. México. 97 pp.

Castro-Aguirre, J. L., H. S. Espinosa P. y J. J. Schmitter-Soto. 1999. Ictiofauna estuarino-lagunar y vicaria de México. Colección de Textos Politécnicos. Instituto Politécnico Nacional y Limusa Noriega Editores. México D.F. 711 pp.

Castro-Aguirre, J. L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Ed. Del Departamento de Pesca. México D.F.

Carriker, M. R. 1967. Estuaries. *In*: De la Lanza, E. G. 1994. Química *In*: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Eds.). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México: 127-198.

Chaves, P. and J. Bouchereau. 1999. Use of mangrove habitat for reproductive activity by the fish assemblage in the Guaratuba Bay, Brazil. *Oceanologica Acta*. 23: 273-280.

Correa, G. P. y M. Gómez R. 2003. Litoral. *In*: Antaramián, H. E. (Coord.) Geografía Física. Atlas Geográfico del Estado de Michoacán. SEEM / U.M.S.N.H. / EDISSA, S.A. de C.V. México. pp. 42 – 46.

Day, Jr. J. W., C. A. S. Hall., W. M. Kemp., and A. Yáñez-Arancibia, 1989. Estuarine Ecology *in*: Ley, J. A., C. C. McIvor and C. L. Montague. 1999. Fishes in Mangrove Prop-root Habitats of Northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48: 701–723.

Day, J. H. 1951. The ecology of South African estuaries *in*: Castro-Aguirre, J. L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Ed. Del Departamento de Pesca. México D.F.

De la Lanza, E. G. 1994. Química. *In*: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Ed.). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. 1994. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. pp. 127-198.

De la Lanza, E. G. 1998. Aspectos fisicoquímicos que determinan la calidad del agua *In*: Martínez C. L. R. (Ed.). Ecología de los Sistemas Acuícolas. AGT Editor, S.A. México. pp. 1-26.

De la Lanza, E. G., C. Cáceres M., S. Adame M. y S. Hernández P. 1998. Diccionario de Hidrología y Ciencias Afines. Plaza y Valdés S.A de C.V. México D. F. 286 pp.

Dobson, M. and C. Frid. 1998. Ecology of Aquatic Systems. Longman. U.K. 222 pp.

Domínguez, D. O. 1998. Listado preliminar y guía ilustrada de la ictiofauna arrecifal de la zona de reserva Colola-Maruata, Mpio. de Aquila, Michoacán, México. Tesis Profesional. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich., México. 290 pp.

Fuentes, M. P. y M. T. Gaspar D. 1981. Aspectos Biológicos y Ecológicos de la Ictiofauna de la Desembocadura del Río Balsas, Mich.-Gro. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México D.F. 192 pp.

González, L. E. 2000. Ictiofauna de la Laguna de Maquilí, Michoacán, México. Tesis Profesional. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, Mich., México. 62 pp.

Gray, J. S. 2000. The measurement of marine species diversity, with an application to benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 250: 23-49.

Griffiths, S. P. 2001. Factors Influencing Fish Composition in an Australian Intermittently Open Estuary. Is Stability Salinity-Dependent? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 52: 739-751.

Hagan, S. M. and K. W. Able. 2003. Seasonal changes of the pelagic fish assemblage in a temperate estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56: 15-29.

Hair, J. F., R. E. Anderson, R. L. Tatham y W. C. Black. 1999. *Análisis Multivariante*. Prentice Hall. Madrid. 832 pp.

INEGI, 1985. *Síntesis Geográfica del Estado de Michoacán*. Secretaría de Programación y Presupuesto. México. 361 pp.

INEGI, 2003. INTERNET. (www.inegi.gob.mx)

Jaureguizar, A. J., R. Menni, C. Bremen, H. Mianzan and C. Lasta. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56: 921-933.

Kitheka, J. U. 1998. Groundwater Outflow and its Linkage to Coastal Circulation in a Mangrove-fringed Creek in Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 47: 63-75.

Kitheka, J. U. 1996. Water circulation and coastal trapping of brackish water in a tropical mangrove-dominated bay in Kenya. *Limnol. Oceanogr.*, 41(1): 169-176.

Lagler, K. F., J. E. Bardach, R. R. Miller y D. R. May Passino. 1990. Ictiología. AGT Editor, S.A. México, D. F. 489 pp.

Lara-Domínguez, A. L. y A. Yáñez-Arancibia. 1999. Productividad secundaria, utilización del hábitat y estructura trófica. *In*: A. Yáñez-Arancibia y A.L. Lara-Domínguez (Eds.) Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología, A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD. USA. 153-166 pp.

Ley, J. A., C. C. McIvor and C. L. Montague. 1999. Fishes in Mangrove Prop-root Habitats of Northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48: 701–723.

Madrid, J., P. Sánchez and A. A. Ruíz. 1997. Diversity and Abundance of a Tropical Fishery on the Pacific Shelf of Michoacán, México. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 45: 485-495.

Magurran, A. E. 1988. Ecology diversity and its measurement. Princeton University Press. U.S.A. 179 pp.

Martino, E. J. and K. W. Able. 2003. Fish Assemblages Across the Marine to Low Salinity Transition Zone of a Temperate Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 56: 969–987.

Moreno, C. E. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Textos Universitarios. Universidad Veracruzana. Xalapa, Ver. México. 49 pp.

Myers, G. S. 1963. The Freshwater fish fauna of North America *in*: Castro-Aguirre, J. L. 1978. Catálogo sistemático de los peces marinos que penetran a las aguas continentales de México con aspectos zoogeográficos y ecológicos. Ed. Del Departamento de Pesca. México D.F.

Nelson, J. S. 1994. Fishes of the world *In*: Bond, C. E. 1996. Biology of Fishes. Saunders College Publishing. U.S.A. 750 pp.

Pagano, M. y K. Gauvreau. 2001. Fundamentos de Bioestadística. Thomson Learning. México D.F. 525 pp.

Power, M., M.J. Attrill and R.M. Thomas. 2000. Environmental factors and interactions affecting the temporal abundance of juvenile flatfish in the Thames Estuary. *Journal of Sea Research*. 43: 135-149.

Rajaguru, S. and S. Ramachandran. 2001. Temperature Tolerance of Some Estuarine Fishes. *Journal of Thermal Biology*. 26: 41-45.

Rzedowski, J. 2003. Flora y Vegetación Silvestres. *In*: Madrigal, S. X. (Coord.) Geografía de Plantas y Animales. Atlas Geográfico del Estado de Michoacán. SEEM / U.M.S.N.H. / EDISSA, S.A. de C.V. México. pp. 61-66.

Smith, R. L. y T. M. Smith. 2001. Ecología. Pearson Educación. Madrid. 664 pp.

Taylor, J. C. and J. M. Miller. 2001. Physiological Performance of Juvenile Southern Flounder, *Paralichthys lethostigma* (Jordan and Gibert, 1884), in Chronic and Episodic Hypoxia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 258: 195-214.

Torres-Orozco, R. 1991. Los Peces de México. AGT Editor. México D.F. 235 pp.

Torres-Orozco, R. 1994. Los peces. *In*: De la Lanza E. G. y C. Cáceres M. (Eds.). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. pp. 269-304.

Wetzel, G. R. and G. E. Likens. 2000. Limnological Analyses. Springer. U.S.A. 428 pp.

Wootton, R. J. 1999. Ecology of Teleost Fishes. Kluwer Academic Publishers. UK. 386 pp.

Yáñez-Arancibia, A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México, Publ. Esp. 2: 1-306.

Yáñez-Arancibia, A. (Ed.). 1985. Ecología de comunidades de peces en estuarios y lagunas costeras: hacia una integración de ecosistemas. UNAM. México, D.F. 654 pp.

Young, G. C., I. C. Potter, G. A. Hyndes and S. de Lestang. 1997 The Ichthyofauna of an Intermittently Open Estuary: Implications of Bar Breaching and Low Salinities on Faunal Composition. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 45: 53-68.

Zuur, A. F. and E. N. Ieno. 2005. Statistics Course: Analysing Biological and Environmental Data. Highland Statistics Ltd. UK. 340 pp.