

03096



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología

Universidad Nacional Autónoma de México



Impacto de la Descarga de Efluentes de los Estanques de Cultivo de Camarón en un Complejo Lagunar (Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México) con y sin Influencia del Dragado.

TESIS

que para obtener el grado académico de

Maestro en Ciencias (Química Acuática)

Presenta

José Gilberto Cardoso Mohedano

Director de Tesis: Dr. Federico Páez Osuna

Comité Tutorial: Dra. Blanca Elena Jiménez Cisneros
Dr. Francisco Flores Verdugo
Dra. Ma. T. Leticia Rosales Hoz
Dr. Jorge R. Ruelas Inzunza

México, D. F. 2004





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Este trabajo de tesis se realizó bajo la dirección del Dr. Federico Páez Osuna, en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera de la Unidad Mazatlán, del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, con el apoyo parcial del Instituto Sinaloense de Acuacultura (ISA) y el apoyo parcial del proyecto CONACYT-SEMARNAT 2002-C01-0161 titulado "Dinámica de los nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa: flujos, transporte, interacciones con sedimentos y organismos".

A mis Papás por su apoyo incondicional

Agradecimientos

Al Dr. Páez por haberme permitido participar en este proyecto bajo su asesoría.

A los miembros del jurado por la revisión de esta tesis.

Al Q. Humberto Bojorquez Leyva por su valiosa ayuda durante los muestreos y por enseñarme algunas de las técnicas analíticas utilizadas en esta tesis y por su amistad.

A la M. en C. Rebeca Garay por haberme enseñado algunas de las técnicas utilizadas.

Al Biol. Alejandro del Río por su ayuda en la determinación de clorofila *a*.

Al Biol. Martin Wilibaldo Watson por los datos proporcionados en el manejo de la granja.

Al Mat. Germán Ramírez por su ayuda en la interpretación de los análisis estadísticos y la elaboración de gráficas, pero sobre todo por su amistad.

A la Sra. Clara Ramírez y al Lic. Pedro Allende por su ayuda en la en la búsqueda de material bibliográfico.

Al Dr. Felipe Amezcua por su ayuda en la realización e interpretación del análisis multivariado.

A las Sras. Norma Suazo, Margarita Cordero y Guadalupe Godoy por su ayuda en los trámites administrativos.

A la Dra. Rosalba Alonso por sus sabios consejos y observaciones dentro y fuera de lo académico y por su amistad.

A Nat por ser tan buena amiga y cocinera.

A Carmen, Magaly, Nuri, Nat, y Carlos Green por las gratas comidas y los buenos ratos compartidos.

A todos mis compañeros de Mazatlán y de Ciudad Universitaria.

A Cecilia y Alejandro por ser buenos amigos.

A Ivette por quererme mucho y cuidarme más

ÍNDICE

Resumen	1
1. Introducción	2
2. Antecedentes	4
2.1. La camaronicultura	4
2.2. La camaronicultura en México	5
2.3. Características de la camaronicultura en la región del Golfo de California	8
2.4. Nutrientes	10
2.5. La eutrofización	13
2.6. Concepto de la calidad del agua y normatividad	16
2.7. Importancia del manejo de la calidad del agua en la camaronicultura	20
2.8. Impacto ambiental de la camaronicultura	21
2.9. Calidad del agua en las lagunas y esteros receptores de descargas de granjas camaronícolas	23
2.10. El dragado	29
3. Objetivos	32
3.1. Objetivo general	32
3.2. Objetivos Particulares	32
3.3. Hipótesis	32
4. Área de estudio	34
4.1. Clima y marco geológico.....	34
4.2. Clasificación geomorfológica e hipótesis de su origen...	35
4.3. Clasificación fisiográfica e hidrográfica	36
4.4. Clasificación del régimen de salinidad y basada en el rango de mareas	36
4.5. Actividad antropogénica	37
4.6. Datos de la granja	39
5. Metodología	42
5.1. Trabajo de campo	42
5.2. Técnicas Analíticas	46
5.2.1. Análisis de oxígeno disuelto y temperatura superficial	46
5.2.2. Determinación de la clorinidad	46
5.2.3. Determinación de los sólidos suspendidos totales	47
5.2.4. Cuantificación de la materia orgánica particulada	47
5.2.5. Análisis de fosfato disuelto reactivo	47
5.2.6. Determinación de fósforo total	48
5.2.7. Análisis de nitrógeno amoniacal	48
5.2.8. Determinación de los nitritos	48
5.2.9. Determinación de los nitratos	48
5.2.10. Determinación de nitrógeno total	49

5.2.11. Análisis de Clorofila <i>a</i>	49
5.3. Tratamiento de los datos	50
5.3.1. Análisis unilateral de la varianza por jerarquías de Kruskal-Wallis (ANOVA de una vía)	51
5.3.2. Análisis de clasificación jerarquizada (Cluster)	52
5.3.3. Análisis de ordenación MDS.....	53
5.3.4. Análisis ANOSIM	53
6. Resultados y discusión	55
6.1. Estado trófico del complejo lagunar.....	55
6.2. Climatología	57
6.3. Temperatura y salinidad	58
6.4. Oxígeno disuelto (OD)	61
6.5. Sólidos totales suspendidos (STS)	63
6.6. Materia orgánica particulada (MOP).....	66
6.7. Fósforo inorgánico (FI)	68
6.8. Fósforo total (FT)	70
6.9. Amonio	72
6.10. Nitrito	74
6.11 Nitrato.....	76
6.12 Nitrógeno total (NT)	78
6.13 Clorofila <i>a</i>	80
6.14 Análisis multivariado	82
6.14.1 Escenario UNO	83
6.14.2 Escenario DOS	85
6.14.3 Escenario TRES.....	86
7. Conclusiones	88
8. Literatura citada	91
Anexo 1	103
Anexo 2	152
Anexo 3	161
Anexo 4	171

Resumen

En este trabajo se determinó cuantitativamente el impacto en los parámetros de la calidad de agua del cuerpo receptor de efluentes procedentes de una granja de cultivo semi-intensivo de camarón en el complejo lagunar Estero de Urías en Mazatlán, Sinaloa, México, con la presencia de actividades de dragado en el puerto. Se analizaron los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura superficial, salinidad, sólidos totales suspendidos, materia orgánica particulada, oxígeno disuelto, fósforo inorgánico, fósforo total, amonio/amoniaco, nitrito, nitrato, nitrógeno total y clorofila *a*. Se realizaron 15, los primeros 10 muestreos con 13 estaciones, estos muestreos comprenden las etapas de la granja: Sin operación, inicial, intermedia y cosecha, los restantes 5 muestreos en la poscosecha, en estos sólo se tomaron muestras del estero receptor y del estero de referencia. Los resultados indican que el complejo lagunar fue hipertrófico tomando como referencia el nitrógeno total y el fósforo total; con respecto al promedio total de clorofila *a* el complejo lagunar fue eutrófico. Las variables en las cuales fue más claro el efecto del dragado fueron el nitrito y el oxígeno disuelto y con las descargas de la granja fueron los sólidos totales suspendidos, la materia orgánica particulada y la clorofila *a*. El estero receptor de las descargas de la granja recupera los valores de calidad del agua registrados antes de la cosecha aproximadamente 10 días después de terminada la cosecha. La importancia de este estudio radica en que es uno de los pocos trabajos que hay en el mundo en los cuales se toma en cuenta el impacto en aguas receptoras de los drenes de granjas camaronícolas, además de ser el único que toma en cuenta también la influencia del dragado de manera simultánea.

1. Introducción

En el ámbito internacional hay un consenso de que las capturas de camarón silvestre de bahía y de alta mar han alcanzado ya su máximo sostenible, bajo este panorama la demanda de camarón sólo puede ser satisfecha con la camaronicultura, dicha actividad ha crecido, de manera importante en los países tropicales y subtropicales. En México la producción para el año 2002 fue de 45 853 ton con 52 648 ha destinadas a la camaronicultura (SAGARPA, 2003), ocupando el segundo lugar en producción de camarón cultivado en el hemisferio occidental, predominado el sistema de cultivo semi-intensivo. Esta actividad ha generado preocupación sobre los posibles efectos relacionados con la instalación, operación y abandono de las granjas de camarón, ya que son instaladas en ecosistemas relativamente frágiles, como esteros, lagunas costeras con bosque de mangle, marismas, etc.

Ninguna actividad económica, ha alcanzado en estos últimos 10-15 años tan acelerado desarrollo como la camaronicultura en las áreas tropicales y subtropicales costeras del mundo. A diferencia de períodos previos de aceleramiento de otras actividades como la agricultura y el turismo, el desarrollo de la camaronicultura, paralelamente ha estado acompañado por un debate controvertido y cada vez mayor sobre los impactos ambientales, económicos y sociales (Páez-Osuna, 2001).

Entre las causas que permiten explicar los elevados índices de crecimiento de la camaronicultura, sobresalen los siguientes (FAO, 1999):

- La alta demanda del mercado, especialmente de Japón, Estados Unidos y Europa
- El progreso tecnológico
- La reducción de los suministros procedentes de las aguas silvestres (pesquerías tradicionales), muchas de las cuales se hallan sobre explotadas

Esta expansión ha sido posible también debido a dos factores: (1) que muchos gobiernos, ayudados por organismos multilaterales, han apoyado activamente el desarrollo del cultivo de camarón orientados a la exportación para obtener divisas. Este apoyo ha sido a través de créditos subvencionados, planes de extensión y capacitación patrocinados por el gobierno. (2) en donde existían ya estas actividades, se han realizado y acelerado las actividades de planificación y la concesión de permisos para la instalación y operación de las granjas de camarón en las zonas costeras.

La misma FAO (1999), reconoce que aunque es posible considerar estas condiciones como signos saludables del desarrollo económico, hay pruebas de que la planificación y los marcos de regulación gubernamentales han sido en varios casos insuficientes para garantizar la sustentabilidad de los beneficios del cultivo del camarón y para conseguir plenamente los beneficios sociales previstos.

Uno de los aspectos que requiere mayor atención es la descarga de materia orgánica y nutrientes por los efluentes de las granjas en los cuerpos de agua receptores, ya que éstos pueden generar un aumento en la biomasa fitoplanctónica y en los casos extremos, modificar el estado trófico del cuerpo de agua receptor, repercutiendo no sólo en la calidad del agua del sistema receptor sino también en la producción de camarón, que para su manejo la granja toma el agua del cuerpo al que descarga. En este trabajo se pretende evaluar el grado de impacto por nutrientes y materia orgánica, y como éstos se modifican con respecto al régimen de mareas, estado de producción de la granja y como se distribuyen espacialmente por el estero, para este propósito se planteo estudiar una granja de camarón que descarga sus efluentes en el estero de Urías, localizado en Mazatlán, Sinaloa, México.

2. Antecedentes

2.1. La camaronicultura

El cultivo de camarón se inició en el Sureste de Asia, hace más de cinco siglos, utilizando métodos rudimentarios, mediante los cuales las postlarvas eran atrapadas en campos de arroz, lechos salados y estuarios para ser cosechados tres o cuatro meses después. En el año de 1959, Motosaki Fujinaga establece un criadero, y una granja piloto, en el cual se logra por primera vez la reproducción y crianza parcial del camarón Kuruna (*Penaeus japonicus*) en cautiverio, hecho de gran trascendencia ya que permitió dominar casi por completo la biotecnología de cultivo y su consecuente propagación en los años 60 (Shigueno, 1975).

En la actualidad, la Camaronicultura se ha establecido aproximadamente en 40 países, a través del cultivo de 5 especies, que en orden de abundancia son el camarón chino tigre (*Penaeus monodon*), que contribuye con el 52%, el camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) con el 24%, el camarón chino blanco (*Fenneropenaeus chinensis*) con el 20%, el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) con el 3% y el camarón Kurama *Marsupenaeus japonicus* >1% (Rosenberry, 1998).

Se estima que entre 1-1.5 millones de ha de la zona costera del mundo han sido convertidas en granjas camaronícolas, principalmente en países como China, Tailandia, India, Indonesia, Filipinas, Malasia, Ecuador, Honduras, Panamá, Nicaragua y México. En algunas localidades de estos países el crecimiento de la industria acuícola ha alcanzado un desarrollo tal, que se ha manifestado mediante diferentes síntomas de impacto ambiental. Los impactos han provocado caídas significantes en la producción, brote de enfermedades, y la complementación de regulaciones sobre sus propias operaciones, además de diversas preocupaciones relacionadas con la salud y uso de la zona costera (Paez-Osuna, 2001b).

Por razones obvias, la camaronicultura se centró en sus inicios en las especies nativas de los países tropicales. Según Lawrence (1985), las especies nativas del hemisferio occidental, por orden decreciente de rendimiento en cultivo de estanquerías son: *Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris*, *L. setiferus*, *L. occidentalis*, *Farfantepenaeus aztecus*, *F. californiensis* y *F. duorarum*. El uso de especies alóctonas, necesario en países que no cuentan con especies nativas adecuadas, tiene como consecuencia un

incremento considerable en los costos de operación debido a los controles necesarios para evitar la introducción accidental de especies en los ecosistemas naturales. Algunas especies nativas de la región asiática han sido introducidas de manera prudente y con resultados poco convincentes en la acuicultura de países americanos (e.g., *Marsupenaeus japonicus* en Brasil y *Litopenaeus monodon* de manera experimental en diversos países), pero en la actualidad, más del 80% de la producción de camarones de cultivo en el hemisferio occidental corresponde a *L. vannamei* (Lawrence, 1985). A su vez, *L. vannamei* representaba, en 1989, el 10% de la producción mundial de camarones, tercero en importancia después de *Litopenaeus monodon* (33%) y de *Fenneropenaeus chinensis* (28%) (Bailey-Brosk y Moos, 1992). En la actualidad pasó al segundo en importancia con el 24% después de *Penaeus monodon* (Rosenberry, 1998).

En el ámbito internacional, hay un consenso de que las capturas de camarón silvestre tanto de bahía y de alta mar han alcanzado ya su máximo sostenible del orden de 1.6-2.2 millones de toneladas, y que la demanda de camarón puede solamente ser satisfecha a través de la camaronicultura (Fast, 1991; Rosenberry, 1998). En 1998, la producción de camarón de granja fue de ca. 850,000 ton, obtenidas a partir de un área de operación de 999,350 ha registradas, produciendo la región Asiática la mayor proporción, seguida por Latinoamérica. De 1975 a 1985, la producción de camarón de granja se incrementó en un 200%, y de 1985 a 1995, en 250%; si para la década de 1995 a 2005 la producción se incrementara en un 200%, se tendría una producción de algo así como 2.1 millones de toneladas (Rosenberry, 1998), una cantidad comparable a la producción de las pesquerías comerciales.

2.2. La camaronicultura en México

México no cuenta con una práctica tradicional en acuicultura, a pesar de que algunos autores señalan que el cultivo del camarón se inició desde épocas prehispánicas, con la construcción por parte de los indígenas de encierros en las lagunas de Sinaloa y Nayarit (Cifuentes *et al.*, 1990).

Una etapa previa al cultivo de camarón, es el manejo ambiental sustentado con bases técnicas que se inicia a mediados de los años 60 gracias al esfuerzo de las cooperativas de Sinaloa, quienes empleando métodos rudimentarios se dedicaron a mejorar las condiciones de las lagunas litorales de Caimanero y Huizache, en Sinaloa,

abriendo las bocas, conectando los ríos Presidio y Baluarte y canalizando los esteros; lo cual permitió que la producción se elevara considerablemente (Gamez-Eternod y de la Lanza, 1992).

A escala experimental, se continuó toda una línea de investigación encabezada por la Universidad de Sonora, que en 1972 inició en su centro de experimentación de Puerto Peñasco, logrando tener éxito en el cultivo de camarón azul, *Penaeus stylirostris*, con el método de estanques de corriente rápida (Cifuentes *et al.*, 1990).

En el ámbito experimental, en los años setenta, se establecieron dos modelos técnicos de desarrollo. Uno de ellos, orientado hacia el cultivo semi-intensivo y el otro al intensivo. El primero nació de la concepción del grupo de técnicos en 1972, ubicados en el Campamento de Camaronicultura de Villa Unión, Sinaloa, pertenecientes al Departamento de Propagación de Cultivos del Instituto Nacional de la Pesca, quienes diseñaron y construyeron con apoyo de la SARH los primeros estanques de cultivo en Walamo, hasta su terminación y operación ocho años después. En lo que se refiere al cultivo hiperintensivo, éste se inició mediante la colaboración del Centro de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Sonora, CICTUS, quienes comenzaron estudios para lograr el cultivo intensivo de *Penaeus stylirostris*, construyendo una unidad experimental en Puerto Peñasco, Sonora, y posteriormente Bahía Kino. En este centro de investigaciones se ha trabajado en forma continua en todos los aspectos relacionados con el cultivo de esta especie, no obstante todavía en 1993 presentaba dificultades como para ser considerada como sustituta del camarón blanco (Gamez-Eternod y de la Lanza, 1992).

Corresponde a la sociedad cooperativa "Acuacultores del Norte de Sinaloa" S.C.L., ser los primeros en instalar en el año de 1984 una granja a nivel comercial, donde, utilizando técnicas acuaculturales, logran obtener buenos resultados técnicos y económicos (Anónimo, 1990).

El despertar de la acuicultura en el Pacífico Mexicano puede ser atribuido a dos causas principales: al éxito obtenido en otros países de América Latina, principalmente Ecuador, lo cual sirvió como un atractivo y redituable ejemplo empresarial con niveles de inversión limitados, y el desplome en la rentabilidad de la producción de pesca del camarón en los cuerpos de agua costeros asociados con altos costos de la explotación de este recurso pesquero en la plataforma continental. Ecuador, el ejemplo citado

anteriormente, tenía en 1983-84 la producción más alta de camarones de cultivo en el hemisferio occidental, con un valor comercial alcanzando los \$ 200,000 USD al año (Lawrence, 1985). Sin embargo, el costo ecológico era muy alto debido al uso descontrolado de ecosistemas frágiles (esteros y lagunas costeras con bosque de mangle) que fueron usados para la instalación de granjas.

La situación actual de la camaronicultura en nuestro país es compleja y presenta posibilidades de desarrollo limitados debido a razones diversas que van desde el ámbito cultural hasta el técnico-científico. Aproximadamente el 97% de los estanques de cultivo de camarón en México se localiza en los alrededores del Golfo de California en los estados de Baja California, y Baja California Sur, Sonora, Sinaloa y Nayarit (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Desde 1985, que se ha dado la expansión de la camaronicultura, México pasó a ocupar el segundo lugar como el más grande productor de camarón cultivado en el hemisferio occidental (Páez-Osuna, 2001a), con un volumen de producción de 45 853 ton para el año de 2002 (SAGARPA, 2003). No obstante que esta expansión ha sido relativamente moderada, la camaronicultura en México como en otros países ha provocado preocupación sobre los posibles efectos relacionados con la instalación, operación y abandono de las granjas. Esta expansión, aparentemente sin control, ha entrado en conflicto con otras actividades, tales como las pesquerías tradicionales, la agricultura y el turismo.

En los años de 1995 al 1999, la producción combinada en la plataforma continental (flota pesquera) y en aguas costeras de Sinaloa ha sumado (desembarques) entre 15,000 y 25,000 toneladas de producto fresco (SEMARNAP, 1999). Comparativamente, una evaluación conservadora en el ámbito de la producción de camarones de acuicultura proporciona valores globales entre 55,000 y 85,000 toneladas por año, o sea menos del 5% de la producción global (Sribhibhadh, 1985). Las fluctuaciones anuales en las capturas de camarones son en el Pacífico Americano, probablemente en gran parte atribuible a modificaciones en las condiciones del medio ambiente (*e.g.*, fenómeno de El Niño); aún así, los datos disponibles indican claramente que la producción pesquera en el medio natural no crecerá de manera significativa en el futuro, sino todo lo contrario, debido a un acelerado deterioro de los cuerpos de agua costeros por las diversas actividades antropogénicas y el daño ocasionado a los fondos marinos con las artes de pesca y a la fauna de la plataforma continental (Rosenberry,

1998). Prueba de ello, son las bajas capturas obtenidas a pesar del incremento en el esfuerzo pesquero, como ejemplo en las dos últimas décadas las capturas de camarón en Sinaloa y Sonora han disminuido considerablemente, en la década de los 80s se contaba con un promedio anual de captura de 24,316 ton y 15,718 ton, para los estados de Sinaloa y Sonora respectivamente, para la década de los 90s el promedio anual fue de 17,587 ton y 11,012, esto representa una reducción del 28-30% (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

2.3. Características de la camaronicultura en la región del Golfo de California

SAGARPA (2003) informa que hay en México una área total de 52,648 ha dedicada a la camaronicultura, de las cuales 51,059 ha (~97%) se localiza alrededor del Golfo de California; Baja California, 190 ha; Baja California Sur, 128 ha; Sonora, 9,951 ha; Sinaloa, 37,390 ha; y Nayarit, 3,400 ha. Ambos estados, Sinaloa y Sonora poseen los más elevados números tanto en términos de área como de producción en comparación con los otros tres estados del noroeste. El desarrollo de la camaronicultura se ha concentrado sobre la parte norte y centro de Sinaloa y en el sur y centro de Sonora. Los siguientes sistemas costeros son los que poseen el mayor número de granjas camaronícolas (Páez-Osuna *et al.*, 2003): Los Mélagos (1), La Atanasia (2), El Tóbari (3), El Siari (4), Navachiste-Macapule (5), Santa María-La Reforma (6), y Altata-Ensenada del Pabellón (7) (Fig 1).

El tamaño de las granjas varía ampliamente en la región (4 y 600 ha), con un promedio estimado en 150 ha. El tamaño de los estanques también es variable (<2 y 40 ha), siendo de 2-15 el predominante. El sistema de manejo más común en la región es el semi-intensivo 89% de las granjas, mientras que el intensivo y extensivo comprende 2% y 9%, respectivamente. La densidad promedio de siembra para los estanques de tipo intensivo es de 58 postlarvas/m² (PL/m²), para los de tipo semi-intensivo, 13 PL/m² y para los extensivos 7 PL/m², 39% de las granjas siembran camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), 37% camarón blanco (*Litopenaeus vannamei*) y 24% ambas especies (Páez-Osuna *et al.*, 2003). Durante 1999, en Sinaloa 74% de las granjas operaron dos ciclos por año, y el resto solamente uno. Sin embargo, en 2001 y 2002 la tendencia ha sido la de reducir el número de ciclos por año debido al decremento de las cosechas durante los meses fríos. La duración de los ciclos es variable, fluctuando entre los 110 y 150 días

dependido de la estación, demanda del mercado, y la presencia de enfermedades. Más detalles sobre el manejo y las características pueden ser consultados en la Tabla 1 (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

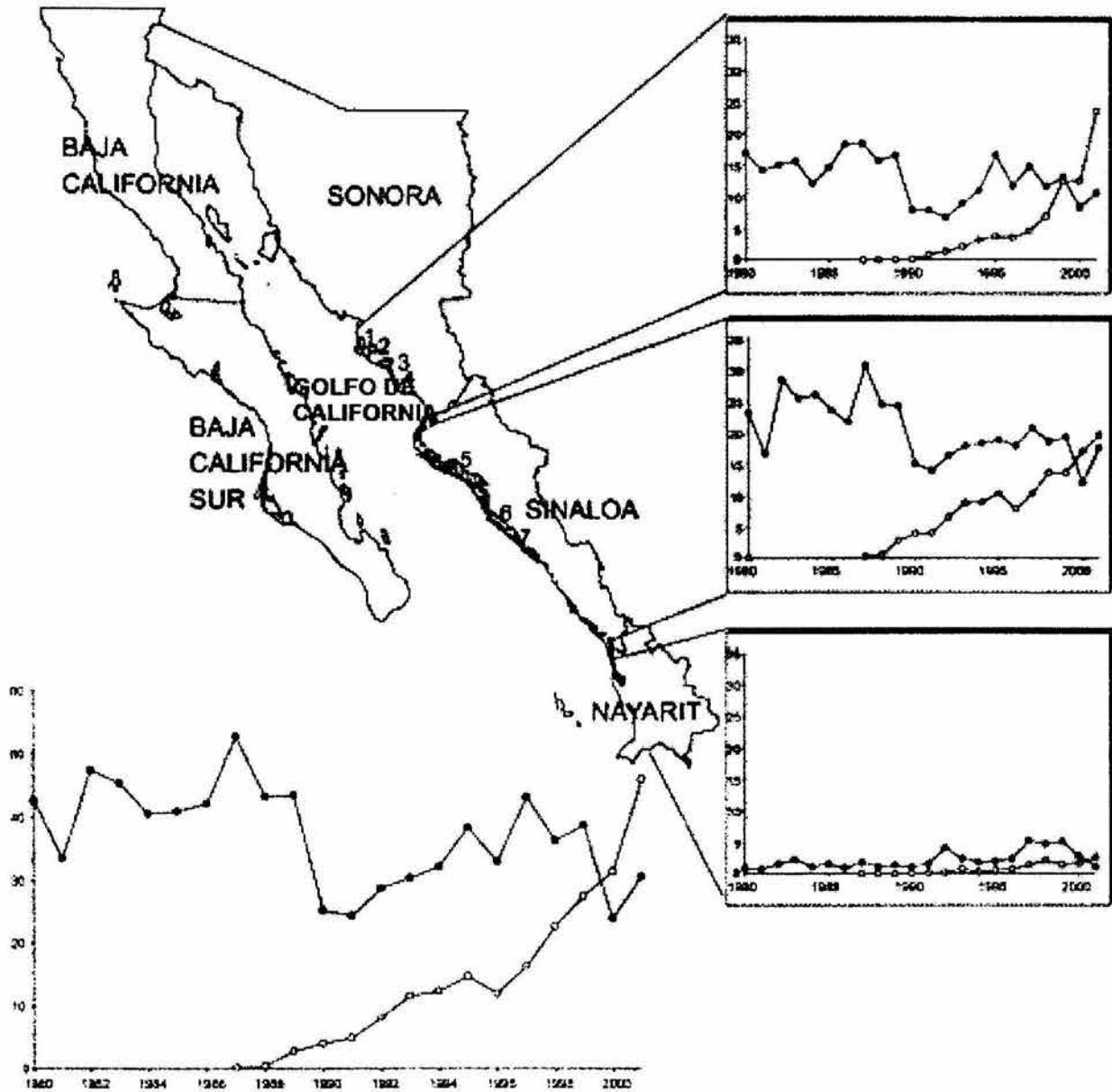


Figura 1. La ecorregion del Golfo de California, las zonas sombreadas indican las zonas con mayor densidad de granjas, en las gráficas se indican las tendencias de la captura de camarón silvestre (—●—) y el camarón cultivado (—○—) en $\text{ton} \times 10^3$ (Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Tabla 1. Características de los diferentes tipos de estanques de cultivo de camarón en el noreste de México (Tomado de Páez-Osuna *et al.*, 2003).

Características	Nivel de intensidad		
	Extensivo	Semi-intensivo	Intensivo
Tamaño (ha)	5-100	2-25	1-4
Tamaño de la granja (ha)	2- >300	5-360	3-100
Forma de los estanques	Irregular	Rectangular o semi-rectangular	Rectangular
Construcción	Tierra/suelos	Tierra/suelos	Tierra o liner*
Profundidad	0.4-1.0	0.7-1.5	1.0-2.0
Intercambio de agua	Natural	Bombeo y gravedad	Bombeo y gravedad
Aereación	Natural	Natural y recambio de agua	Aereadores, recambio de agua y natural
Origen de semilla	Silvestre	Silvestre y de criadero	De criadero
Siembra (PL/m ²)**	2-10	5-25	25-60
Alimento	Natural (Ocasionalmente suplementario)	Natural + suplementario	Natural + suplementario
Producción (ton/ha/ciclo)	<1	0.7-2.1	2.5-6
Coefficiente de alimentación***	No evaluada	0.7-2.0	1.3-1.8
Fertilización	Nula o muy limitada	Urea + superfosfato triple	Urea + superfosfato triple
Ciclos/año	1-2	1-2	1-2
Duración de los ciclos (meses)	4-5	3-5	3-5
Manejo y atención	Mínima	Continuo	Continuo
Labor (ha/persona)	6-10	2-7	2-7

* generalmente polietileno, ** número de postlarvas por m², *** Alimento añadido/peso húmedo del camarón cosechado.

2.4. Nutrientes

Los nutrientes son importantes para el control de la producción primaria y secundaria de los cuerpos de agua. Entre los más importantes elementos químicos requeridos para el funcionamiento de los ecosistemas son los nutrientes autótrofos que sirven como materiales brutos para la producción primaria de la materia orgánica. Los organismos autótrofos para su desarrollo necesitan diferentes elementos como: C, N, Si,

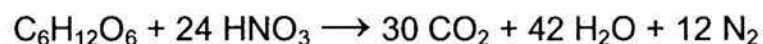
S, K, Mg, Na, Ca, Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo y Co además de algunas vitaminas (Libes, 1992). El C, N, P son los más utilizados en el crecimiento de las algas y el Si por las diatomeas. El C es muy abundante en las aguas de los estuarios, y los nutrientes minoritarios se encuentran en adecuado suministro. El N, P y Si son encontrados en cantidades suficientes para los requerimientos algales y algunos autores les denominan macronutrientes limitantes. Las concentraciones en los estuarios varían constantemente en el tiempo y en el espacio debido a los aportes de los ríos y otros aportes continentales, y por las salidas debidas al intercambio oceánico y la regeneración biológica. Los nutrientes constantemente se encuentran dentro de un ciclo en formas químicas orgánicas e inorgánicas. La transformación de los nutrientes y los ciclos son fundamentales para el entendimiento de la ecología marina o costera de esos ecosistemas. El N y P pueden ser descritos en términos de estados de oxidación, fase sólida-líquida-gas y estructura química. Las formas son muy variadas, abarcan desde un estado oxidado NO_3^{1-} , NO_2^{1-} a NH_4^+ (Weeb, 1981). El P inorgánico se encuentra frecuentemente como ión fosfato (PO_4^{3-}), en configuraciones orto, meta y para.

El ciclo del fósforo es considerado como el factor más crítico y complejo en los ciclos biogeoquímicos, forma parte de compuestos vitales como fosfonucleótidos, fosfoaminoazúcares, fosfolípidos y de los sistemas energéticos en la célula (ADP,ATP). Este nutriente se encuentra tanto disuelto como particulado, sea orgánico o inorgánico, según Kester y Pytkowics (1967) en la forma disuelta inorgánica predomina el fosfato monoácido (HPO_4^{2-}) con un 87%, el fosfato (PO_4^{3-}) en un 12% y el diácido (H_2PO_4) con un 1% en las aguas marinas, a 20 °C de temperatura y un pH de 8.0. El pH del agua determina ampliamente la concentración de la sal de fósforo; para condiciones moderadamente alcalinas prevalece el fosfato de calcio, mientras que a pH alcalinos se asocia el fosfato de sodio en aguas ácidas en forma de fosfato férrico (Reid y Wood, 1976). El ortofosfato inorgánico fluvial proviene principalmente de la intemperización de las rocas de la erosión de los suelos, adicionalmente de las descargas industriales y domésticas en forma de desechos orgánicos y fertilizantes. Dentro de los desechos se encuentran los polifosfatos contenidos en los detergentes que por hidrólisis y por actividad bacteriana redisponen al fósforo. Los compuestos orgánicos pueden presentarse en altas concentraciones en las capas superficiales y proceder de la

descomposición de la materia orgánica y productos de excreción de los organismos acuáticos.

El fósforo particulado puede provenir de las heces fecales de los organismos y del detritus en diversos estados de descomposición, incluyendo la biomasa bacteriana; el fósforo inorgánico particulado es de naturaleza diversa y puede ser desde flóculos de fosfato férrico, hasta el adsorbido de la materia orgánica particulada y arcillas. Dada la variedad de formas de este nutriente, es común cuantificarlo como ortofosfato o fósforo total. La forma predominante de asimilación por los productores primarios son los ortofosfatos, pero el fósforo inorgánico de bajo peso molecular puede ser removido por el fitoplancton (Hopkins *et al.*, 1993).

Para el ciclo del nitrógeno, tres sales inorgánicas disueltas están involucradas y dos formas gaseosas, las cuales son sustraídas y producidas por procesos metabólicos. También existen en forma de sales orgánicas incluyendo la urea, ácido úrico y los aminoácidos. El nitrógeno entra de fuentes difusas desde los continentes, por difusión atmosférica y por surgencias y a través de la fijación biológica. Las sales orgánicas e inorgánicas disueltas son asimiladas por el fitoplancton y bacterias tomando preferentemente el NH_4^+ . Pequeñas cantidades de NH_4^+ entran al sistema vía fijación del nitrógeno, mientras que grandes cantidades se escapan por vía de la denitrificación (oxidación de la materia orgánica de manera aeróbica usando el NO_3^- como un aceptor de electrones liberando N_2 por la siguiente reacción (Libes, 1992):



Los NO_3^{1-} entran vía drenes y son producidos en el agua o en los sedimentos por nitrificación que es la oxidación del amonio a nitrato en condiciones aeróbicas. El nitrógeno es regenerado principalmente como NH_4^+ por la excreción de organismos superiores en la columna de agua y por la descomposición bacteriana de la materia orgánica en la columna de agua y los sedimentos, este proceso lo realizan las bacterias del ciclo del azufre las cuales utilizan al nitrato como agente oxidante, para oxidar el azufre hasta sulfato. El nitrato puede seguir otro proceso conocido como denitrificación hasta nitrógeno molecular (Day *et al.*, 1989).

Las actividades volcánicas liberan ciertas cantidades de nitrógeno a la atmósfera pero se desconoce lo significativo del aporte. El nitrógeno molecular se encuentra en un

estado que pocos organismos lo pueden inmovilizar. Las cianofitas y las bacterias simbióticas de las leguminosas son las únicas capaces de utilizar el nitrógeno gaseoso (Garay-Morán, 2002).

2.5. La eutrofización

Existen numerosas definiciones de eutrofización, las cuales toman en cuenta las causas o los efectos del fenómeno y ambos. De acuerdo con la definición que presenta el diccionario enciclopédico Larousse (1998), eutrofización se refiere al enriquecimiento artificial del agua en materias nutritivas, mientras que eutrofización, se refiere al enriquecimiento natural o artificial del agua dulce, sin embargo en los últimos años se han incrementado los estudios a las aguas costeras y el término eutrofización se ha incorporado con sus acepciones. Los ecosistemas pueden ser descritos utilizando términos respecto al suministro de los nutrientes biolimitantes, de allí que diversos autores han insistido en emplear tanto en lagos, ríos y las aguas costeras, los términos oligotrófico, mesotrófico y eutrófico para referirse a sistemas que reciben bajo, intermedio, y alto suministro de nutrientes. Hipertrófico se refiere a aquellos sistemas que reciben excesivos aportes de nutrientes (Tabla 2). A partir de esto, Smith *et al.* (1999) definen la eutrofización como el proceso por el cual los cuerpos de agua se vuelven más eutróficos a través de un incremento en su suministro de nutrientes.

Tabla 2. Características promedio de lagos, ríos y aguas costeras marinas de diferentes estados tróficos (Modificado de Smith *et al.*, 1999)

	Estado Trófico	TN (mg/m ³)	TP (mg/m ³)	Clorofila a (mg/m ³)
Lagos	Oligotrófico	<350	<10	<3.5
	Mesotrófico	305-650	10-30	3.5-9
	Eutrófico	650-1200	30-100	9-25
	Hipertrófico	> 1200	>100	>25
Ríos	Oligotrófico	<700	<25	<10
	Mesotrófico	700-1500	25-75	10-30
	Eutrófico	>1500	>75	>30
Aguas Costeras	Oligotrófico	<260	<10	<1
	Mesotrófico	260-350	10-30	1-3
	Eutrófico	350-400	30-40	3-5
	Hipertrófico	>400	>40	>5

Mee (1988), señala que la eutrofización crítica en las aguas marinas, particularmente en las costeras, debido a la influencia del hombre, ocurre por un incremento en la concentración de uno o varios nutrientes y esto provoca cambios en la composición biótica y abiótica del agua, a este fenómeno se le denomina eutrofización. Libes (1992), con este término, se refiere al sobre-crecimiento de algas en las aguas dulces y marinas provocado por una sobreabundancia de nutrientes. Las algas forman una capa en la superficie del agua que retarda el intercambio de gases en la interfase aire-agua. Algunos problemas causados por las malezas acuáticas son (Jiménez-Cisneros, 2001):

- Pérdida de agua a causa de la evapotranspiración de las plantas.
- Deterioro de la calidad del agua.
- Pérdida de la biodiversidad de los cuerpos de agua por el desplazamiento de las especies nativas.
- Riesgos para la salud pública por la proliferación de fauna nociva, causa potencial de enfermedades.
- Obstrucción de canales y drenes en zonas de riego y tomas de plantas hidroeléctricas.
- Restricción al uso turístico, a las actividades recreativas y pesqueras.
- Reducción de la vida útil de los cuerpos de agua a causa del aumento de los sedimentos.

Vollenweider (1992) explica que eutrofización es un término que se aplica tanto a las aguas dulces y marinas y que se refiere al proceso de enriquecimiento de las aguas con nutrientes de plantas (primordialmente N y P) que estimula la producción acuática primaria y en sus más severas manifestaciones da lugar a los “blooms” o florecimientos algales, natas algales, aumentando la tasa de crecimiento algal béntico y a veces un crecimiento masivo de macrófitas sumergidas y flotantes. Algunas veces estas manifestaciones son acompañadas por una alternancia con ciclos de florecimientos de bacterias visibles y desarrollo fungal.

Nixon (1995) resume el concepto de **eutrofización** señalando que es el incremento en la tasa de suministro de materia orgánica en un ecosistema, eutrofización es un proceso no un estado trófico, Heip (1995) explica que la **eutrofización** es

usualmente definida como un complejo de fenómenos que se disparan por el incremento de nutrientes limitantes, especialmente N y P, provenientes de las fuentes terrestres. A corto plazo el incremento de nutrientes produce un aumento en la producción primaria por medio de las algas bénticas y pelágicas. El incremento de las cantidades de materia orgánica subsecuentemente depositada en los sedimentos es a su vez asimilada por un incremento en el metabolismo heterotrófico de bacterias, pastoreo y animales que se alimentan de detritus, esto puede conducir eventualmente a incrementos en la biomasa béntica y también a condiciones de anoxia en los sedimentos y la muerte masiva de animales bénticos.

Nixon (1995) presenta un esquema trófico simple, el cual resulta útil en ecosistemas estuarinos y costeros, considerando el suministro de carbono orgánico propone los siguientes tipos de sistemas:

Oligotrófico	<100 gC / m ² año
Mesotrófico	100-300
Eutrófico	301-500
Hipertrófico	>500

Se reconoce que la fuente de carbono puede ser por fijación mediante los productores primarios (carbono orgánico autóctono) o por medio de la materia orgánica directa que procede del exterior del sistema (carbono orgánico alóctono). La definición de Nixon sobre la eutrofización tiene diversos rasgos, es corta, simple y no es confusa en cuanto a las causas o consecuencias del fenómeno. Ésta también se enfoca sobre los principales procesos de interés, en los cambios de los recursos metabólicos y potencialmente, el status trófico del ecosistema. Nixon (1995) explica que si en una bahía o estuario se demuestra que la producción primaria está incrementándose, se puede decir que el sistema está sufriendo una eutrofización, la causa puede ser un incremento en el aporte de nutrientes, un decremento en la turbidez del agua, un cambio en el tiempo de residencia del agua, una disminución en la presión del pastoreo, etc. Todos estos factores pueden provocar la eutrofización, pero ellos en sí, no son el fenómeno mismo.

2.6. Conc pto de la calidad del agua y normatividad

El agua tiene una composición precisa (H_2O) y por lo tanto, es fácil identificar los compuestos ajenos a ella. Sin embargo, la definición de cuáles son contaminantes es difícil. Es un hecho que rara vez se encuentra en forma pura y, afortunadamente, no se requiere así o no importa que contenga otros compuestos; todo depende del uso que se le dé (Jiménez-Cisneros, 2001).

Tradicionalmente, la calidad del agua se define en términos de parámetros físicos, químicos y bacteriológicos. Existe una gran variedad de criterios para establecer la calidad del agua, dependiendo de: uso al que se destina, (i.e. consumo humano, riego agrícola, acuicultura, recreación), las características que se desean conservar o manejar, las condiciones ambientales particulares del sistema en cuestión (i.e. el clima). Por lo tanto, las normas de la calidad del agua establecen los niveles tolerables, permisibles o deseables de las variables de la calidad de agua, de acuerdo a cualidades requeridas para cada caso en particular. Evaluar la calidad del agua no es fácil, porque la relación que existe entre la composición de la misma y el deterioro ambiental no es fácilmente observable, además es difícil definir un estado de referencia de las condiciones de origen del agua de ríos, lagos, lagunas, estuarios, etc., debido a su gran variabilidad natural (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001).

La clasificación de los parámetros indicadores de la calidad del agua, depende del propósito del estudio, i.e. limnológico, oceanográfico e impacto ambiental, así como una combinación de estos (Arredondo-Figueroa y Ponce-Palafox, 1998). También se puede clasificar la calidad del agua considerando sus componentes mayoritarios, minoritarios y los oligocomponentes o componentes "traza". Tanto el agua de mar como el agua dulce (de río y de lluvia) están constituidos por un medio complejo, compuesto por una mezcla de fases (sólida, gaseosa, coloidal y líquida) y una solución de múltiples componentes que comprende a los sólidos disueltos (inorgánico y orgánico) clasificados comúnmente de acuerdo a su abundancia y forma química (especiación). Tanto para las aguas dulces como para el agua marina, existen listas que incluyen ya las principales especies químicas, donde se señala el promedio y el intervalo de concentración de cada uno de los elementos (e.g., Chester, 1990; Millero, 1996).

En general, se considera como "contaminante" al exceso de materia o energía (calor) que provoque un daño a los humanos, animales, plantas y bienes, que perturbe

negativamente las actividades que normalmente se desarrollan cerca o dentro del agua, de esta forma no existe una división precisa entre las aguas contaminadas y las no contaminadas; este calificativo se atribuye en función del uso, las exigencias higiénicas y del grado de avance de la ciencia y tecnología para determinar los efectos y medir contaminantes (Jiménez-Cisneros, 2001).

Existen varias formas de clasificación de los contaminantes, Jiménez-Cisneros (2001) menciona que se pueden agrupar de acuerdo a su naturaleza en: químicos, biológicos y físicos.

- Químicos. Los compuestos que provienen de los drenados de minas, desechos solubilizados de la agricultura, derrames de petróleo, pesticidas, aguas residuales municipales, desechos líquidos industriales y compuestos radiactivos. Producen efectos diversos y pueden ser de origen natural o sintético. Algunos compuestos son desechados directamente, otros, se forman por la reacción entre diferentes compuesto en el agua.
- Biológicos. Son seres vivos que provocan enfermedades en el hombre y otras especies.
- Físicos. Son alteraciones a las propiedades físicas del agua, tales como la temperatura, color, etc. Su origen y efectos son diversos.

Los contaminantes también pueden ser clasificados de acuerdo al tamaño (Jiménez-Cisneros, 2001):

- Materia suspendida. Corresponden a moléculas en fase dispersa con diámetro equivalente entre 1 y 100 μm .
- Materia coloidal. Es materia suspendida con características similares a la materia disuelta. Tiene un diámetro equivalente entre 1×10^{-3} y 1 μm y se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.
- Materia disuelta. Son Moléculas o iones disueltos con diámetro equivalente entre 1×10^{-5} y 1×10^{-3} μm .

Un criterio para examinar la calidad del agua, es considerar la utilización práctica de los parámetros en la acuicultura y que algunos autores separan en dos grupos (Stickney, 1979):

- Variables o parámetros conservativos, que son independientes de la actividad biológica y que son afectados sólo por procesos físicos (*e.g.*, temperatura, salinidad, alcalinidad) y,
- Variables o parámetros no-conservativos que se alteran por la actividad biológica (*e.g.*, productividad primaria, oxígeno disuelto, nitrógeno total disuelto, amonio, fósforo).

En el contexto de la acuicultura, la calidad del agua se refiere al conjunto de variables fisicoquímicas y biológicas que regulan directamente o influyen en el éxito de la operación de los cultivos y que puede ser el detonador de desastres inesperados, tales como enfermedades, florecimientos algales tóxicos, anoxias episódicas, entre otros (Páez-Osuna, 2001e). Entre estas variables se incluyen el pH, temperatura, salinidad, oxígeno disuelto, amonio, ácido sulfhídrico, nitritos, nitratos, fosfatos, materia orgánica, y salinidad, estando relacionados muy estrechamente con la época del año y la localización geográfica del cultivo, *e.g.*, en verano las temperaturas del agua, la evapotranspiración y la salinidad se incrementa, mientras que el contenido de nutrientes, de pigmentos fotosintéticos y de sólidos sedimentables sufren variaciones que están reguladas principalmente por el manejo del sistema de cultivo.

En México, así como en diversos países las normas de calidad del agua establecen límites, tanto cuantitativos como cualitativos para mantener y mejorar la calidad de agua de los cuerpos de agua. Por ejemplo, la Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996 publicada en el Diario Oficial de la Federación (D. O. F.) del 6 de enero de 1997, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de agua residuales en aguas y bienes nacionales, cuya administración esta a cargo de la Comisión Nacional del Agua (CNA), de conformidad con el artículo 113 de la Ley de Aguas Nacionales. En esta norma se establecen los límites máximos permisibles para parámetros básicos (Tabla 3). Asimismo, establece que los responsables de todo tipo de descargas residuales están obligados a presentar a CNA un programa para el control de calidad de agua de sus descargas (Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001).

Tabla 3. Algunos valores límite de la Norma NOM-001-ECOL-1996 (modificado de Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001).

Límites Máximos Permisibles para Contaminantes Básicos.																
Parámetros (Miligramos por litro, excepto cuando se especifique)	Ríos						Aguas Costeras						Suelo		Humedales Naturales (B)	
	Uso En riego agrícola (A)		Uso público urbano (B)		Protección de la vida acuática (C)		Explotación de pesquería, navegación y otros usos (A)		Recreación (B)		Estuarios (b)		Uso en riego agrícola (A)			
	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D	P.M:	P.D
Temperatura °C	N.A 15	N.A; 25	40 15	40 25	40 15	40 25	40 15	40 25	40 15	40 25	40 15	40 25	N.A. 15	N.A. 25	40 15	40 25
Grasas y aceites (2) materia orgánica flotante (3)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	X	x	x	x	x	x
Sólidos sedimentables (mL/L)	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	N.A.	N.A.	1	2
Sólidos suspendidos totales	150	200	75	125	40	60	100	175	75	125	75	125	N.A.	N.A.	75	125
Demanda Bioquímica de Oxígeno	150	200	75	150	30	60	100	200	75	150	75	150	N.A.	N.A.	75	150
Nitrógeno total	40	60	40	60	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	15	25	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Fósforo Total	20	30	20	30	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	5	10	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

(1) Instantáneo.

(2) Muestra simple promedio ponderado.

(3) x = Ausente según el método de prueba definido en la NMX-AA-006.

P.D. Promedio diario.

P.M. Promedio Mensual.

N.A. No es aplicable.

(A), (B), y (C): Tipo de cuerpo receptor según la Ley Federal de Derechos.

En los términos de la norma, los estuarios se definen como el tramo del curso de agua bajo la influencia de las mareas que se extiende desde la línea de costa hasta el punto donde la concentración de cloruros en el agua es de 250 mg/L (salinidad ~0.45 ‰); con lo cual se incluye a una gran parte de los sistemas lagunares de México. Los límites máximos permisibles establecidos para los estuarios (Tabla 3) son muy elevados con

relación a los niveles de concentraciones observados para tales parámetros en las condiciones de rutina de las granjas camaronícolas del sur de Sinaloa (Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001). Sólo los remanentes del agua de cultivo durante la cosecha podrían alcanzar niveles comparables, aunque tales condiciones tendrían una duración muy corta, mientras ocurre la cosecha (se vacían los estanques) (Páez-Osuna y Ruíz-Fernández, 2001).

En el presente trabajo, se compararon los límites máximos para el promedio diario para los estuarios de la norma NOM-001-ECOL-1996; adicionalmente y a pesar de no tener carácter normativo se compararon los parámetros con los valores de referencia (Tabla 4) establecidos en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CE-CCA-001/89, los cuales establecen entre otros los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática (SEMARNAP, 2000),

Tabla 4. Criterios Ecológicos de la Calidad del Agua (D. O. F. 13 de diciembre de 1989) (modificada de SEMARNAP, 2000).

Parámetros (unidades en mg/L si no se indican otras)	Protección Vida Acuática:
	Agua Marina
Fosfatos (como PO_4^{3-})	0.002
Nitratos (NO_3^-) (como N)	0.04
Nitritos (NO_2^-) (como N)	0.002
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.01
Oxígeno disuelto*	5

* Valores mínimos admisibles.

2.7. Importancia del manejo de la calidad del agua en la Camaronicultura

El propósito principal del manejo de la calidad del agua de cualquier sistema de cultivo es regular y mantener las condiciones óptimas para el crecimiento de los organismos. La calidad del agua es un factor determinante en la sobrevivencia y crecimiento de los camarones de cultivo; todas las actividades de los organismos (e.g., alimentación, respiración, reproducción, crecimiento, estado inmune) están influenciadas por las condiciones fisicoquímicas del estanque y la producción está correlacionada

directamente con el manejo de los parámetros hidrológicos más que por cualquier otro factor (Villalón, 1991).

Los estanques camaronícolas generalmente reciben grandes cantidades de alimento, del cual una porción es asimilada como biomasa del camarón, pero otra porción alcanza el agua y el fondo del estanque, en forma de desperdicio metabólico que enriquece el agua, fomentando el crecimiento de las poblaciones de fitoplancton y a veces de algunas macroalgas, además del aumento de detritus orgánico suspendido en la columna de agua provocando turbidez. Los problemas de la calidad del agua se hacen más complejos cuando se aplica en forma continua alimento balanceado y cuando la densidad de los organismos de cultivo es muy elevada. El desecho metabólico incluye entre otros al CO_2 , amonio (NH_4^+ y NH_3), fósforo y otros componentes que estimulan el crecimiento del fitoplancton (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001).

Los cambios en la calidad del agua que ocurren durante el cultivo del camarón se deben a la influencia directa o indirecta; por una lado, de las condiciones climáticas, y por el otro, del manejo del cultivo, es decir, de las tasas de alimentación y consumo de alimento, tasas de fertilización y de las tasas de recambio que eventualmente se ajustan con el fin de obtener un mejor rendimiento (Páez-Osuna y Ruiz-Fernández, 2001). Para valorar la calidad del agua es necesario definir índices ó relaciones de las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos y biológicos en la situación real con respecto a otra que se considera admisible o deseable y que está definida por ciertos estándares o criterios (SEMARNAP, 2000).

2.8. Impacto ambiental de la camaronicultura

Los efectos provocados por la camaronicultura en general son diversos y pueden ser agrupados considerando tres etapas; durante el asentamiento e instalación de las granjas, durante su operación y cuando las granjas son abandonadas. En cada etapa existe una larga lista de efectos que han sido numerados y discutidos ampliamente en la literatura (e.g., Trott y Alongi, 2000, Alongi *et al.* 1999, Jackson *et al.*, 2003, Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003)

Diferentes y numerosos impactos ambientales de la camaronicultura han sido discutidos ampliamente en la literatura en años recientes (Hopkins *et al.*, 1993; de Walt *et al.*, 1996; Dierberg y Kiattisimkul, 1996, Primavera, 1997;1998; Beveridge *et al.*, 1997;

Phillips, 1998, Páez-Osuna *et al.* 1998;1999). Globalmente, tales impactos pueden ser resumidos en causas y efectos que ocurren durante el asentamiento y operación de los estanques camaronícolas, y cuando las granjas son abandonadas (Tabla 5) (Paez-Osuna 2001f).

Tabla 5. Causas, efectos y acciones de mitigación del impacto ambiental relacionadas con la camaronicultura durante la construcción, operación y abandono de las estanquerías (Paez-Osuna, 2001f).

Causa	Efecto	Acción Mitigadora
Durante la construcción de los estanques		
Destrucción de Manglares y marismas	Perdida de hábitats y áreas de crianza; erosión costera; reducción de la biodiversidad; reducción de las capturas de especies comercialmente importantes; acidificación; y alteración de los patrones de drenaje	Asentamiento en las áreas adecuadas considerando la topografía, el régimen de mareas, el tiempo de residencia del agua, tamaño del cuerpo de agua y capacidad para asimilar efluentes; incluir zonas buffer o de amortiguamiento, y zonas separando las granjas; mantener un balance aceptable de los manglares y el área de estanquería y/o estanques buffer y el área de estanquería camaronícola.
Conversión de tierras agrícolas (arrozales y cocoteros)	Producción de suelo salino y alteración del patrón de drenaje	Requiere justificación socioeconómica y considerar el patrón de drenaje.
Conversión de salitrales	Alteración del patrón de drenaje (?)	Considerar el papel ecológico de estos sistemas y el patrón de drenaje de la región (?)
Durante la operación de los estanques		
Captura de postlarva	Reducción en la postlarva silvestre y de la biodiversidad; reducción de la captura de especies comercialmente importantes	Utilizar postlarva de laboratorio; definir áreas específicas y regular las épocas y cantidades estrictamente
Descarga de los efluentes camaronícolas	Deterioro de la calidad del agua en las aguas receptoras (disminución del oxígeno disuelto, reducción en la penetración de luz y cambios en la macrofauna béntica),	Policultivos incluyendo peces, moluscos, manglares halófitas, artemia; eliminación o reducción de la tasa de recambio; utilización de estanque de sedimentación-oxidación; mejoramiento en el suministro y composición del alimento.

	eutrofización (?), mareas rojas (?)	
Escape de postlarva acuícola a las poblaciones silvestres.	"Contaminación Biológica"	Optimización en el manejo e incluir nueva tecnología.
Proliferación de enfermedades	Brotos de enfermedades infección de las poblaciones silvestres	Buena calidad de agua y bajas densidades de siembra; control ambiental (postlarva altamente sana y control de enfermedades, buen alimento con agentes profilácticos e incluyendo probióticos)
Descarga de sustancias químicas	Desarrollo de resistencia entre los organismos patógenos y efectos desconocidos sobre otros organismos	Las sustancias químicas deberán ser seguras; aplicación efectiva de los antibacterianos y prevenir las descargas de los efluentes con niveles tóxicos en los cuerpos de agua adyacentes.
Intrusión de agua salina	Contaminación de acuíferos	Evitar el bombeo de agua subterránea para los estanques, reducir o evitar el empleo de agua dulce; utilizar liners (fondo de plástico).
Disposición de los sedimentos	Liberación posterior r nutrientes, materia orgánica y sustancias	Usar liner y probióticos, utilizar áreas de descarga de sedimentos; esparcir el sedimento seco que fue aireado otra vez en los estanques; recolectar el sedimento y utilizarlo par ala plantación de manglar.
Excesivo uso de agua	Competencia con otros usuarios del agua (?)	Reducir o eliminar la tasa de recambio de agua
Granjas camarónicas abandonadas		
Estanque abandonados	Competencia con otros usuarios por espacio (?)	Utilizar halófitas y/o restaurar para reforestar mangle; rehabilitar para estanquerías de camarón u otras especies, para estanques "buffer".

(?) Desconocido o hay una gran incertidumbre.

2.9. Calidad del agua en las lagunas y esteros receptores de descargas de granjas camarónicas

A pesar de su importancia poco se conoce sobre la calidad de agua en las áreas costeras del estado de Sinaloa y Sonora, y en este sentido hay dos grandes problemas, uno, tiene que ver con los pesticidas y el otro, que tiene que ver con la carga de nutrientes, siendo este último relacionado con la agricultura y las descargas de aguas municipales (Páez-Osuna *et al.*, 1998). El enriquecimiento por nutrientes contribuye a la degradación de los ecosistemas costeros. El grado de impacto varía dependiendo de

factores como la profundidad, estratificación, y el tiempo de residencia o tasa de renovación que pueden o no incrementar la vulnerabilidad de los ecosistemas a la eutrofización. La agricultura, la camaronicultura y los desechos humanos, son las principales fuentes terrestres en la región; Páez-Osuna *et al.* (1999) encontraron que la agricultura es la fuente dominante, con una descarga anual estimada de 26,119 ton de P y 49,356 ton de N derivados principalmente de las tierras de cultivo de Sonora y Sinaloa, además Páez-Osuna *et al.* (1998) estimaron para las costas mexicanas que la carga anual que procede de las aguas municipales sería del orden de 5,475 ton de N y 1900 ton de P. En este mismo contexto, se añade recientemente la camaronicultura, cuyas descargas van directamente a los esteros y a las lagunas costeras.

El suministro de agua a las granjas de camarón puede ser efectuado de dos maneras en la región; (a) por medio de una estructura conectada a mar abierto sobre el litoral; o bien (b) a través de pequeños canales naturales o esteros que conectan a las granjas con las lagunas costeras, como frecuentemente ocurre en Sinaloa. El agua de los estanques es continuamente intercambiada (3-20%) y drenada a través de compuertas alcanzando luego a los cuerpos de agua receptores (Páez-Osuna *et al.*, 1997). Considerando un escenario de ca. 26,050 ha de estanquerías en 1998, Páez-Osuna *et al.* (1999) estimaron una carga de 834 ton P/año y 2,900 ton N/año. Ahora considerando un escenario de 51,059 ha (SAGARPA, 2003) para la región completa alrededor de Golfo de California y tomando en cuenta las mismas suposiciones contenidas en el modelo de granja semi-intensiva (Páez-Osuna *et al.*, 1997), puede ser estimado un aporte de las granjas camaronícolas del orden de 1,600 ton P/año y 5,700 ton N/Año (Páez-Osuna *et al.*, 2003), el cual representa una cantidad comparable a la carga municipal pero significativamente menor al asociado a la descarga agrícola.

Páez-Osuna (2001c) ha estimado los aportes individuales de nutrientes que proceden de las granjas camaronícolas, estos se ha hecho a partir de un balance de masas considerando las condiciones en que operan los estanques en Sinaloa. Para estos estanques de tipo extensivo se estima que la descarga por ciclo arroja 15.0 Kg/ha de N y 12.9 Kg/ha de P, mientras que para el tipo semi-intensivo, que es el más común en la región se estima que la descarga es de 45 Kg/ha de N y 12.9 Kg/ha de P, mientras que para los estanques de tipo intensivo, estos arrojan 65.7 Kg/ha de N y 24.9 Kg/ha de P.

El efecto adverso provocado por los efluentes de los estanques camaronícolas sobre la calidad del agua de las lagunas y esteros receptores depende de los siguientes factores (Páez-Osuna, 2001d):

- (1) De la magnitud de la descarga, entre mayor es la descarga mayor será el aporte o carga de los distintos componentes del efluente camaronícola.
- (2) La composición química de los efluentes (sólidos suspendidos, nutrientes, materia orgánica), entre más enriquecidos estén los efluentes camaronícolas mayor será el aporte y consecuentemente más alto el grado de impacto. Aunque es semejante la composición química de los efluentes entre las diferentes granjas, y en general, aquellas que se manejan más intensivas arrojan efluentes más enriquecidos que las menos intensivas.
- (3) Las características de las aguas receptoras (*e.g.*, tasa de dilución, tiempo de residencia y calidad del agua). Este factor es clave, debido a que las aguas receptoras van a tener una distinta capacidad de asimilación de las descargas. Por ejemplo, donde se tienen aguas que previamente ha recibido aportes de nutrientes y materia orgánica, obviamente ello va a volverlas más susceptibles a las descargas de las granjas, pues parte de su capacidad asimilativa ha sido ya utilizada. Por otra parte, entre mayor es la tasa de renovación del agua (o menor su tiempo de residencia), las aguas receptoras tendrán mayor capacidad de asimilación de nutrientes y de materia orgánica.

Los efluentes o aguas de los estanques camaronícolas, típicamente se caracterizan por poseer concentraciones relativamente moderadas de sólidos suspendidos, nutrientes, materia orgánica con concentraciones que dependen del manejo (Tabla 6), cuando se comparan estos efluentes con los de los desechos municipales, los efluentes camaronícolas resultan menores; para el nitrógeno resultan 5 a 15 veces más bajos y para el fósforo también resultan 15 a 40 veces más bajos. Esto revela la peculiaridad de los efluentes camaronícolas.

Tabla 6. Características de la calidad del agua (mg/L) de efluentes municipales y de estanquerías camaronícolas. Para comparación se presenta el intervalo de valores de las aguas estuarinas de manglares prístinos.

Variable	Estanque semi-intensivo ¹	Estanque intensivo ² Asia	Estanque intensivo ³ Asia	Estanque intensivo ⁴ Tailandia	Aguas de manglar ³	Efluente municipal ⁵ Asia
N-NO ₂ ⁻	<0.01	0.01-0.08	-	<0.01-0.010	-	-
N-NO ₃ ⁻	<0.01-0.04	0.07-0.15	0.003-0.1	<0.04-0.3	0.0-0.17	-
N-NH ₃	0.1-0.53	0.98-7.87	0.03-1.02	<0.21-2.0	0.01-0.02	-
N-Total	-	3.55-20.9	-	0.57-5.14	-	-
P-PO ₄ ⁻³	<0.1-0.5	-	0.02-0.13	<0.1-0.09	0.0-0.16	-
P-Total	0.06-0.31	0.18-0.53	-	0.10-0.69	-	20
DBO-	0.15-7.4	10.0-33.9	-	2.1-13.2	-	300
STS	16-98	92-797	119-225	43-258	67-3312	500
Chl a-	3.8-58	70-460	20-250	<10-313	0.2-5.1	-

DBO- Chl a, clorofila a en µg/L;

¹ Páez-Osuna et al. (1994), ²Tunvilai et al. (1993), ³Robertson y Philips (1995), ⁴Brigg y Funge-Smith (1994) y ⁵Beveridge et al. (1997). (Tomado de Páez-Osuna, 2001c).

En el caso particular de los efectos que provoca la descarga de efluentes camaronícolas sobre la calidad del agua de los cuerpos agua receptores, entre los más frecuentes y que son mejor conocidos están (Páez-Osuna, 2001e).

- (1) Disminución del oxígeno disuelto de las aguas receptoras. Entre mayor es la magnitud de la descarga y más concentrada en materia orgánica, mayor es el efecto que provoca sobre el contenido de oxígeno. Esto es más notorio en aquellas aguas de pobre circulación y cuando se presentan las mareas “muertas” con nublados y vientos en calma. La disminución del oxígeno disuelto ha sido observado en diferentes esteros de Sinaloa, provocando hipoxias y anoxias episódicas que han llegado a provocar incluso mortandades de peces.
- (2) Eutrofización. Aunado a otros aportes de nutrientes y materia orgánica, los efluentes camaronícolas provocan primero, un enriquecimiento o hipernutricación de las aguas receptoras, e inmediatamente después, este enriquecimiento se traduce en una mayor tasa de producción primaria

llegándose incluso a romper el equilibrio fotosíntesis / respiración. Al ocurrir todos estos cambios se presentan también una serie de cambios bióticos y abióticos en los que la fauna más tolerante sobrevive y luego tiende a predominar. Es sus manifestaciones más severas la eutrofización se evidencia por los florecimientos algales (macro y micro algales) y las anoxias llegándose a tener mortandades masivas de todo tipo de organismos.

- (3) Reducción de la penetración de la luz y por ende reducción de la tasa de producción primaria. De manera directa algunos efluentes de granjas contienen un mayor contenido de sólidos suspendidos que provoca una reducción en la penetración de la luz, sin embargo, el efecto mayor esta relacionado con los “blooms” o florecimientos algales.
- (4) La ocurrencia de “mareas rojas” o florecimientos algales es uno de los síntomas más comunes en los cuerpos de agua eutroficados. Las lagunas y esteros que reciben una elevada carga de nutrientes y materia orgánica son candidatos a presentar este fenómeno (Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003).
- (5) Hipersalinidad de las aguas. Unos de los efectos más comunes y quizás más imperceptible es el incremento de la salinidad provocado por las descargas de las granjas en las aguas receptoras; en comparación con los humedales naturales, se estima una tasa de evapotranspiración superior al 50% en las aguas de los estanques camaronícolas (Twilley, 1991). Esto implica que las granjas arrojan grandes volúmenes de aguas hipersalinas a los sistemas lagunares adyacentes. Este efecto va a ser más pronunciado en aquellas lagunas donde se encuentra una mayor densidad de granjas y en donde se hace un mayor uso del agua lagunar o estuarina. El incremento de la salinidad tiene efectos muy diversos, pero sobretodo muy notorios en la composición de la fauna y flora de las lagunas costeras (Agraz-Hernández *et al.*, 2001).
- (6) Descarga de antibióticos a los cuerpos de agua receptores: Con el advenimiento del empleo de antibióticos y otras sustancias químicas en la camaronicultura, los efluentes camaronícolas vienen a presentar un riesgo

difícil de evaluar a la fecha, en cuanto a la descarga de sustancias químicas. Lo previsible en este sentido, es que tales sustancias químicas desarrollen la resistencia de organismos patógenos y efectos desconocidos sobre todo en los organismos.

Con el desarrollo de la camaronicultura en el mundo, se han generado varios estudios que tratan de la calidad del agua, sobre todo dentro de los estanques, ya que ésta es clave para el desarrollo del camarón (Boyd, 1989; Boyd y Daniels, 1993; Guerrero-Galván, 1993; Briggs y Funge-Smith 1994; Páez-Osuna *et al.*, 1997), y estudios del desarrollo de microalgas nocivas para este cultivo (Cortés-Altamirano y Alonso-Rodríguez, 1997; Alonso-Rodríguez y Páez-Osuna, 2003). También se han hecho investigaciones del impacto de las descargas de los efluentes de las granjas en los cuerpos de agua receptores, desde modelos teóricos (Gowen *et al.*, 1989) y estudios en los cuales se miden los nutrientes, la materia orgánica disuelta y particulada, la clorofila a y el fitoplancton, en estos trabajos se ha encontrado que el impacto en las concentraciones de estos parámetros, es apreciable, cerca de la granja y conforme se toman las muestras más alejadas (la zona de influencia es de 2 a 3 Km estuario abajo), estos parámetros se ven mitigados por la dilución (Wolanski *et al.*, 2000), otros estudios toman en cuenta la interacción de las descargas con los sedimentos, en estos casos la conclusión es la misma, los cambios más marcados se encuentran cerca de la salida de los drenes y de la capacidad que tienen algunos estuarios en asimilar las descargas de los efluentes después de cierto tiempo, este comportamiento es atribuido a la presencia de los manglares (Daniel *et al.*, 1999; Trott y Alongi, 2000), además se explica que los valores más altos de la descarga de nutrientes y materia orgánica se presentaron cuando la granja tiene la tasa de recambio más alta, esto es en la etapa de la cosecha. Por otro lado, comentan que el comportamiento de las mareas es importante para la dilución y la mitigación del impacto, cabe mencionar que la mayoría de los trabajos realizados son en mareas muertas (Robertson and Phillips., 1995; Jones *et al.*, 2001), y no toman en cuenta el escenario con mareas vivas.

2.10. El dragado

El proceso de mezclado estuarino crea una circulación tal (un patrón) que tiende a retener desechos, especialmente desechos sólidos en el estuario. Este patrón puede ser establecido en un estuario típico por los movimientos del agua promedio sobre muchos ciclos de marea. Existe un flujo neto hacia el mar de aguas menos salinas cerca de la superficie y un flujo neto en la profundidad de aguas más salinas desde el océano hacia la cabeza del estuario. También se presenta un flujo neto desde las capas más profundas a las capas superficiales el cual mezcla las aguas salinas con las aguas dulces (Stickney y Perlmutter, 1975).

El material dragado en general son sólidos de lodos, generalmente extraídos para mejorar la navegación, típicamente consiste de arenas, limos o arcillas mezclado con desechos descargados por las plantas industriales o las descargas municipales y con un contenido de materia orgánica producida localmente.

El material movido durante las operaciones de dragado de mantenimiento, generalmente, es pobremente caracterizado. Las principales fuentes de los materiales removidos durante el dragado en áreas urbanas vienen a ser la carga natural de los sedimentos de los ríos o de la deriva litoral. Parte de este sedimento está contaminado debido a que las descargas de desperdicios de las ciudades o escurrimientos de la agricultura y/o algunas minerías.

En áreas donde se han descargado grandes volúmenes de contaminantes, han sido transformados substancialmente (abundancia y número), y se presentan tres tipos de efectos:

(a) Efectos físicos:

- Cambios en la topografía del fondo.
- Cambios en el tipo de fondo (cambio en el sustrato para los organismos bentónicos).
- Incremento en la turbidez, que reduce la fotosíntesis.

(b) Efectos químicos:

- Adición de nutrientes (NH_3) y otras sustancias (Mn^{2+} , NH_4^+) al agua.
- Reacciones con partículas suspendidas
 - remoción de materiales desde el agua por ab y adsorción sobre partículas
 - disminución del contenido del oxígeno disuelto.

(c) Efectos biológicos:

- Nuevos hábitats se crean, comunidades previas bénticas son destruidas.
- Decesos
 - erosión de las cáscaras de crustáceos
 - liberación y/o proliferación de organismos patógenos

Tipos de áreas de disposición o de desecho donde se depositan los materiales de dragado:

- Tierras arriba, arriba de la zona intermareal, tierras agrícolas.
- Áreas intermareales.
- Áreas subacuosas, por debajo del nivel de la baja mar, incluye a la plataforma continental.
- Áreas del subfondo, excavaciones en el océano profundo o agujeros naturales que pueden ser rellenados.

No todas las regiones poseen la capacidad de acomodar el rango completo de opciones de desecho. Algunas áreas son más apropiadas que otras para depositar desperdicios y minimizar los riesgos para la salud. El costo de transportar material dragado desde el sitio de dragado al sitio de desechos, limita severamente la selección de los sitios.

Las estrategias de disposición de los materiales de dragado, incluyen el producir el máximo de dilución y dispersión del material de dragado, o bien aislar el material de dragado en el sitio de desecho. La selección depende de la carga de contaminantes.

La caracterización de los materiales dragados para guiar las futuras actividades de dragado, incluye una serie de acciones, entre las cuales están:

- (1) Ejecutar un inventario de los proyectos de dragado y los requerimientos futuros para las áreas portuarias, sobre una base regional.
- (2) Caracterizar los materiales de dragado sobre bases físicas y químicas.
- (3) Caracterizar los desperdicios. Asociados al material de dragado.

También es importante y se debe incluir la siguiente información:

- (1) Los constituyentes críticos en los desperdicios deben ser identificados, las implicaciones estéticas y los efectos sobre los recursos marinos.
- (2) Se deben desarrollar técnicas analíticas para los constituyentes críticos.
- (3) Deberán ser probados modelos predictivos para observar la conducta de los materiales durante las operaciones de deposición real y después de las mismas.

Es ampliamente bien conocida la interacción de los sedimentos marinos con la columna de agua. En general, el sedimento de grano fino en las costas y los estuarios contiene altas concentraciones de nitrógeno y fósforo (Fisher et al., 1982; Valiela, 1995). Estos nutrientes se derivan de la materia orgánica depositada en los sedimentos, donde es utilizada y transformada por los organismos bentónicos. Dichos nutrientes se disuelven en el agua intersticial y después se difunden lentamente a través de la columna de agua, el sedimento también atrapa cierta cantidad de nutrientes (Nixon et al., 1976; Rosenfeld, 1979). La resuspensión de los sedimentos generalmente causa una rápida liberación de los nutrientes a la columna de agua (Jones y Lee, 1981; Klump y Martens, 1981). El dragado es una actividad que puede alterar el hábitat en los suelos marinos. Los impactos que más han sido estudiados a este respecto son:

(1) la perturbación y recuperación de las poblaciones y comunidades del bentos (e.g., Taylor y Saloman, 1969; Stickney and Perlmutter, 1975; Harrel y Hall, 1991; Wulff et al., 1997; Zajac y Whitlatch, 2001),

(2) El aumento en los STS, cambios en la turbidez y en la concentración del oxígeno disuelto (e.g., Brown y Clark, 1968; May, 1974; Lasalle, 1990; Livingston, 1996).

(3) la liberación de compuestos tóxicos después de la remoción de sedimentos contaminados (e.g., Windom, 1975; Cheung y Wong, 1993; Stephens et al., 2001). Mientras que el potencial bioestimulador de los nutrientes liberados ha sido sugerido, existen pocos trabajos acerca de esto (Windom, 1976; Witzig y Day, 1983; Michael y Romano, 1995; Lohrer y Wetz, 2003; Bonvicini-Pagliai et al., 1985). Estos trabajos reportan que el oxígeno disuelto disminuye con los dragados y que los sólidos totales suspendidos, el amonio, el fósforo inorgánico, los nitratos, los nitritos la materia orgánica disuelta total se incrementa considerablemente además informan que estos incrementos suceden de manera muy localizada y que son disipados muy rápidamente por la influencia de las mareas.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Determinar cuantitativamente el impacto en los parámetros de la calidad del agua del cuerpo receptor a consecuencia de las descargas de efluentes procedentes de una granja de cultivo semi-intensivo de camarón en el noreste de México.

3.2. Objetivos particulares

(a) Cuantificar la concentración de los nutrientes (nitrógeno disuelto [NO_3^- , NO_2^- y $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$] y N total, fósforo disuelto y total), materia orgánica particulada (MOP) y otras variables fisicoquímicas relacionadas (temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos y salinidad) en la columna de agua del cuerpo receptor de efluentes de una granja camaronícola semi-intensiva considerando las principales etapas del periodo de cultivo; inicio, intermedio, precosecha y post-cosecha.

(b) Establecer la variabilidad espacial y temporal de tales variables considerando el régimen de mareas.

(c) Determinar si existe relación entre la variación de la biomasa fitoplanctónica con la cantidad de nutrientes y materia orgánica descargada por los efluentes.

(d) Determinar mediante el análisis de datos si los efluentes camaronícolas modifican los parámetros de la calidad del agua en la red de estaciones cercanas a la granja.

(e) Determinar si las actividades de los dragados en el puerto de Mazatlán modifican los parámetros de calidad de agua en las estaciones cercanas al puerto y la granja camaronícola.

3.3. Hipótesis

Hipótesis de trabajo: La calidad del agua del estero receptor será modificada con las descargas de la granja de camarón, dicha modificación dependerá de la magnitud de la descarga, de la composición química de los efluentes y de características de las aguas receptoras.

Hipótesis nula: La calidad del agua del estero receptor no se modifica con las descargas de la granja de camarón.

La concentración de nutrientes y materia orgánica será mayor en las aguas adyacentes a los drenes y disminuirá estero abajo, dependiendo de la magnitud de la descarga, de la composición química de los efluentes y de las características de las aguas receptoras.

La concentración de nutrientes y materia orgánica será menor en pleamar que en bajamar, debido a que el volumen de agua por el prisma de marea que es más alto en pleamar que en la bajamar, por lo tanto la pleamar tendrá una tasa de disolución más alta.

Si la concentración de nutrientes aumenta en la columna de agua y la turbidez es tal, entonces aumenta la biomasa fitoplanctónica y por lo tanto la concentración de clorofila *a* en la columna de agua.

4. Área de estudio

El sitio de estudio es el puerto de Mazatlán constituido principalmente por un cuerpo de agua denominado Estero de Urías y sus áreas adyacentes, localizada en la costa norte del Pacífico Mexicano entre los $23^{\circ}10'25''$ y $23^{\circ}13'00''$ de latitud Norte y los $106^{\circ}20'00''$ y $106^{\circ}26'00''$ de longitud Oeste.

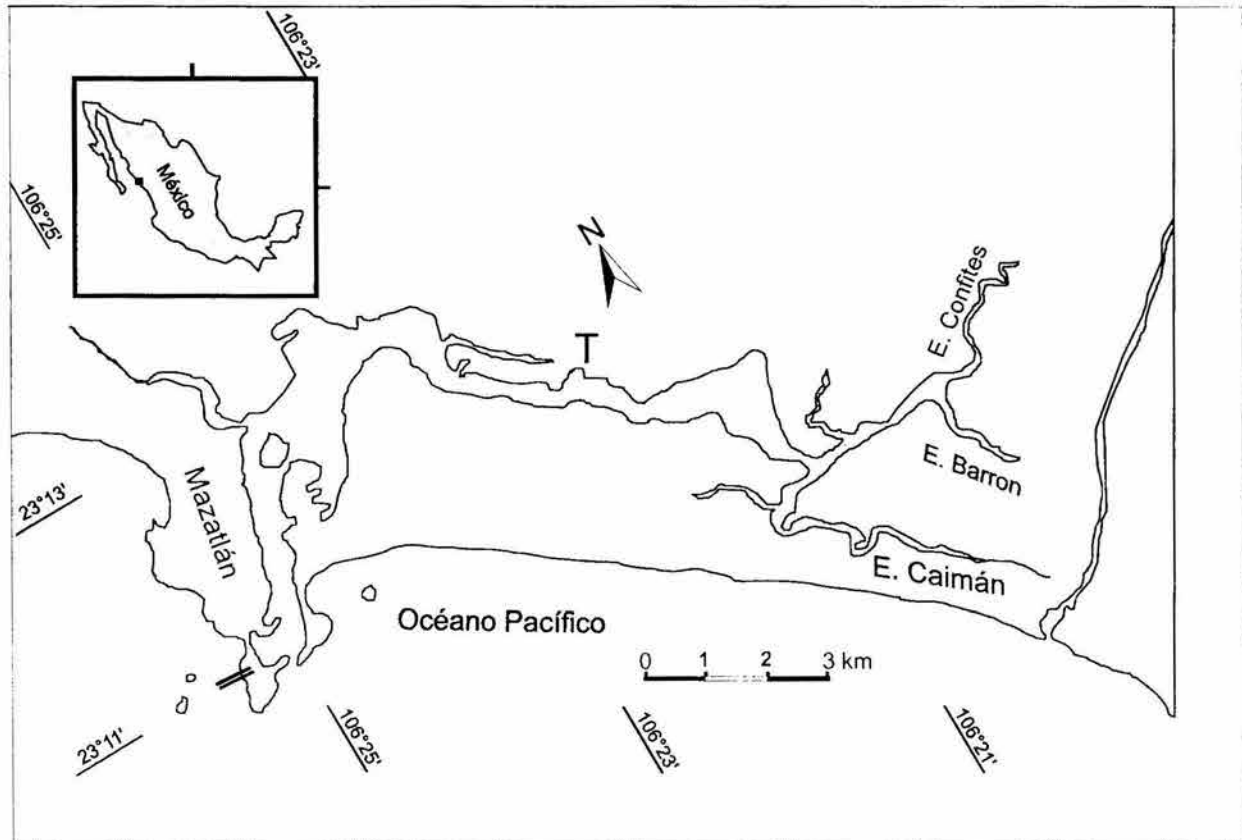


Figura 2. Complejo lagunar estero de Urías. (T: Termoeléctrica, // Emisor y planta tratadora)

4.1. Clima y marco geológico

El clima de la región de acuerdo a la clasificación modificada de Köppen (García, 1973) es cálido subhúmedo con lluvias en verano (de julio a octubre) con una precipitación media anual de 800.3 mm, siendo el más seco de los subhúmedos. La temperatura promedio mensual oscila entre los 24° y 34°C en el área de transición climática determinada por el trópico de Cáncer. Los vientos predominantes provienen del NW y únicamente de junio a septiembre soplan vientos del SW (Contreras, 1985).

Siguiendo el criterio de Lankford (1977), el sistema de Urías corresponde a una laguna costera de boca permanente con orientación semiparalela con barrera (Tipo III) basándose en su origen y patrón de desarrollo geológico.

De acuerdo con la definición de estuario de Pritchard (1967), este cuerpo de agua cumple satisfactoriamente con la restricción física como “cuerpo de agua semi-cerrado” ya que está considerablemente protegido por una barra de arena y promontorios de rocas derivados de la acción de las olas sobre una zona de relativa calma; y cumple además con la propiedad geomorfológica de un estuario que se refiere a una “libre conexión con el mar abierto”, ya que la abertura que conecta a este cuerpo de agua con el mar abierto tiene una profundidad y cortes transversales suficientes que transmiten continuamente la energía de la marea. Por lo que se refiere a los dos componentes físicos estuarinos, el flujo de agua dulce y la salinidad, representadas en la definición de estuarios con el término “apreciablemente diluido”, se aclara que este cuerpo de agua no tiene el aporte continuo de agua dulce por lo que la salinidad varía tanto en tiempo como en espacio. En épocas de lluvia el aporte de agua dulce es suficiente para causar la dilución apreciable de agua oceánica ajustándose adecuadamente a la definición, lo cual no ocurre en meses de secas en los que la salinidad dentro del cuerpo de agua supera a la del mar adyacente, o sea que, dependiendo de la época del año, funciona como estuario o anti-estuario.

Day (1951) define un estuario como “un cuerpo de agua parcialmente cerrado el cual tiene una conexión permanente o periódica con el mar abierto y dentro de cual hay una variación medible de la salinidad debido a la mezcla de agua de mar con agua dulce derivado del drenaje terrestre”, y de acuerdo a esta definición, se puede señalar que este cuerpo de agua es un estuario con un comportamiento estacional hipersalino-salobre.

4.2. Clasificación geomorfológica e hipótesis de su origen

De acuerdo con la clasificación de Pritchard (1967), basada en su geomorfología, este es un estuario de barrera “bar-built” por ser una cuenca somera que está semiaislada de las aguas oceánicas por playa de barrera compuesta principalmente por arena, situado a lo largo de una planicie costera de pendiente suave tectónicamente estable y presenta un aporte abundante de arena y un transporte litoral fuerte.

Este sistema presenta fluctuaciones limitadas a las mareas debido al efecto restrictivo de la boca de marea, la cual tienen un área de abertura muy pequeña en comparación con el tamaño del estuario.

De acuerdo con una revisión de las diferentes hipótesis acerca del origen de las playas de barreras que encierran a los estuarios de barrera, la más apegada a la posible formación de la barrera del sistema Estero de Urías resulta de la combinación de dos procesos: (1) construcción de la barrera producida por la acción gradual de las olas sobre la costa del océano, conforme se aproxima a la línea de costa deposita arena erosionada del piso marino en forma de barra alargada paralela a la costa; la depositación continua hasta que la acumulación de sedimentos en la barrera supera la altura de la ola. En conjunción con la hipótesis anterior, (2) este cuerpo de agua debe su origen al retrabajo de los sedimentos terrígenos depositados antiguamente en los bancos de arena y barras de los deltas del río Presidio (Soto-Jiménez, 1998).

4.3. Clasificación fisiográfica e hidrográfica

En cuanto a la clasificación fisiográfica propuesta por Fairbridge (1980), este cuerpo de agua puede ser catalogado como un estuario de bajo relieve, con diseño en forma de L, con bajo curso paralelo a la costa.

Según la clasificación de los estuarios de Pritchard (1967) basada en el patrón de circulación, este cuerpo de agua es un estuario tipo D o seccionalmente homogéneo ya que la presencia de corrientes de mareas que exceden a la descarga de agua dulce incrementa el mezclado de las aguas, aunado con la acción del viento, fricción interna y de fondo que reducen o eliminan cualquier estratificación por densidad de la columna de agua. Presenta diferencias máximas de salinidad de 0.3 ‰ entre la superficie y el fondo (Alvarez-León, 1980), la velocidad máxima de corriente superficial varía entre 0.1 y 2.5 m s^{-1} , con un valor promedio de 0.55 y 0.28 m s^{-1} para el otoño y el invierno, respectivamente (Alvarez-León, 1980).

4.4. Clasificación basada en el régimen de salinidad y en el rango de mareas

Este cuerpo de agua puede ser considerado como un estuario negativo donde el aporte de agua dulce ha cesado o ha sido drásticamente disminuido (Brusca, 1980). La evaporación excede, la mayor parte del año, el volumen de agua dulce aportado por el

drenaje terrestre y por precipitación, teniendo salinidad mayor a la del agua de mar adyacente. El comportamiento como estuario positivo o normal ocurre estacionalmente y solamente en los meses de lluvias (julio a octubre).

El rango anual de marea oscila entre 0.85 y 1.25 m, obedeciendo a los ritmos de la marea mixta semidiurna (Secretaría de Marina, 1974). Siguiendo el esquema de clasificación propuesto por Hayes (1975) basándose en el rango de marea, este sistema puede ser considerado como un estuario micromareal.

4.5. Actividad antropogénica

El estero de Urías posee una superficie aproximada de 18 km²; dentro de los primeros tres kilómetros adyacentes a la boca se localiza la zona portuaria; entre los 3 y 7 kilómetros siguientes se encuentra el sitio al que llegan las principales descargas urbanas, industriales y las aguas de enfriamiento de la termoeléctrica; los kilómetros restantes de la cabeza lagunar se hallan rodeados por bosques de manglar (Páez-Osuna y Osuna-López, 1990). Además de las descargas anteriores, la presencia de embarcaciones pequeñas y de gran calado que incluyen a las flotas camaroneras, atunera, petrolera, mercante y turística, constituyen otra posible fuente de contaminantes (Osuna-López *et al.*, 1986). En el caso de la bahía de Mazatlán, esta recibe en su porción sur el aporte de materiales urbanos provenientes de una planta primaria tratadora de aguas y los escurrimientos de diversos drenes de aguas de desechos cuyo origen esta relacionado principalmente con las descargas domésticas (Fig. 2).

El Puerto de Mazatlán tiene una economía basada en el turismo, la pesca, el procesamiento de productos pesqueros y en menor proporción en la industria naval. Cuenta con una población cercana a los 380,509 habitantes (INEGI, 2000), la cual puede incrementarse durante las épocas de mayor afluencia de turismo en un 20 % (70,000 personas).

Las aguas negras generadas en la ciudad de Mazatlán se conducen a una planta de tratamiento situada al sur del Puerto (Fig. 2). Esta planta inició sus actividades en 1985 y cuenta con una capacidad de 828 L s⁻¹, aplica tratamiento primario mecanizado (Anuario Estadístico de Sinaloa, 2002). En operación regular, se descargan 1500 L s⁻¹ de aguas negras a través de un emisor submarino con una longitud de 800 m a una profundidad menor a 20 m (Alonso-Rodríguez *et al.*, 2000). Solamente el 60% del agua

recibe tratamiento primario, el resto se descarga directamente y la mayor parte es de tipo doméstico (Capella-Vizcaíno, 1994). Según los registros de Schafer (1984) y Gutiérrez-Galindo et al. (1994), entre 1971 y 1988 en el sur del Golfo de California se vertieron aguas residuales con una carga de sólidos suspendidos de 162,000 toneladas en promedio al año, los cuales transportaron importantes cantidades de metales. De acuerdo con Osuna-López et al. (1997), en el periodo de 1985 a 1995 la zona costera y las aguas interiores del Puerto de Mazatlán recibieron un promedio anual de 22 millones de m³ de aguas residuales y 58,400 m³ de lodos municipales, a través de la planta de tratamiento primario Mazatlán I y del emisor submarino (700 m de longitud), que vierte sus desechos en la isobata de los 20m.

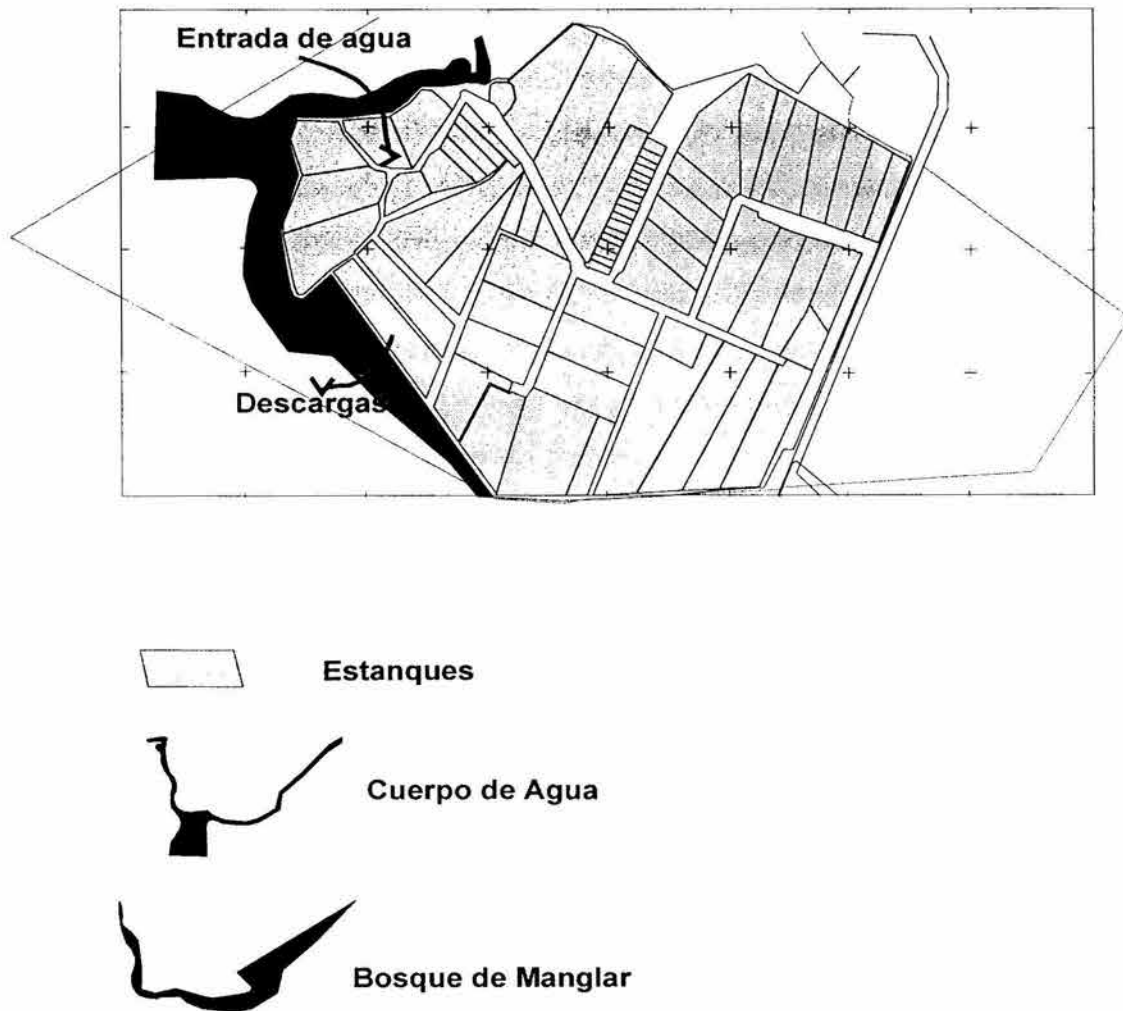


Figura 3. Esquema de la granja camaronícola "Don Jorge"

4.6. Datos de la granja

La granja camaronícola "Don Jorge" es una granja semi-intensiva con 57 estanques con un promedio de superficie de 5-8 ha (Tabla 7), para un total de 250 ha dedicadas al cultivo del camarón con dos ciclos de cultivo por año, previo la siembra se realiza un tratamiento de cal en los estanque secos, como medida de control biológico y para controlar el pH del agua destinada para el cultivo, se utilizan 150 Kg/ha de cal para este tratamiento, además se adicionan 232 g/ha de un producto comercial, para tratamiento de control de bacterias dirigido principalmente a vibrio, según la etiqueta del envase su composición es la siguiente: N-alkil-dimetil-bencil amonio-cloruro 40% y Urea quelatada 60%.

Tabla 7. Características de la granja "Don Jorge" durante el ciclo (otoño-invierno) en qu se realizó el presente trabajo.

Tamaño de la granja	250 ha
Numero de estanques	57
Forma de los estanques	Semi-rectangular
Promedio de superficie por estanque	5-8 ha
Construcción	Tierra/suelos
Profundidad	1-1.5 m
Intercambio de agua	Bombeo y gravedad
Ciclos por año	2
Aereación	Natural y recambio
Origen de la semilla	Criadero
Alimento	Natural + suplementario
Fertilización	<i>Nitrolake</i>
Tasa de recambio	~10%
Densidad de siembra	20 PL/m ²
Encalado	150 kg/ha
Fungicida	232 g/ha
Alimento proporcionado	620 ton
Cosecha obtenida	352 ton de peso húmedo
Tamaño promedio del camarón	25 g

Los estanques se fertilizan con un producto comercial, cuya composición se muestra en la Tabla 8, el granjero informa que el criterio de la adición de fertilizante depende del conteo de células, por ejemplo para valores menores de 10 000 células se aplica una cantidad entre 10-20 Kg por hectárea.

Tabla 8. Datos del fertilizante comercial nitrolake, tomados de la etiqueta del envase.

El mentos primarios	Nitrógeno	NO ₃ ¹⁻	15%
	Potasio	K	0.37%
	Sodio	Na ⁺	23.2%
Elementos secundarios	Silicato (soluble)	SiO ₂	3.5%
	Azufre	S	0.08%
	Magnesio	Mg	0.15%
Micro nutrientes	Boro	B	0.035%

El alimento para el cultivo de camarón contiene 40% de proteína desde la siembra hasta que el camarón alcanza los 4 g de peso húmedo, después de esto se adiciona alimento con 25% de proteína, la cantidad de alimento proporcionado depende del peso del camarón, cuando el camarón tiene pesos menores o iguales a de 2 g se adiciona una cantidad de 1Kg/ha, para cuando el camarón tiene pesos mayores a 2 g la cantidad de alimento suministrada es de 20 Kg/ha.

El granjero informó que realiza recambios al final de la cosecha, con volúmenes aproximados de 10% diario, dichos recambios los realiza cuando hay mareas muertas. Para el ciclo de cultivo en el cual se realizó este trabajo, se obtuvo una cosecha de 352 toneladas de peso húmedo de camarón con un tamaño promedio de 25 g, con una adición total de alimento de 628 ton, la cosecha se inicio a los 130 días de terminada la cosecha anterior. En la Figura 4 se muestra el desarrollo del camarón con respecto a los días de cultivo.

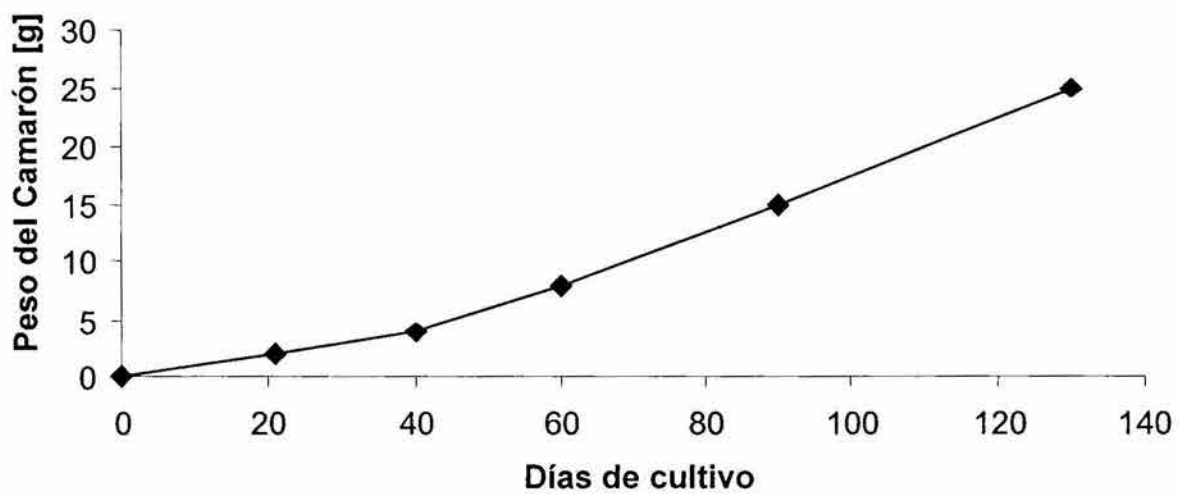


Figura 4. peso del camarón, en los diferentes días de cultivo.

5. Metodología

5.1 Trabajo de campo

Se tomaron muestras del estero receptor de los drenes de la granja camaronícola (Estero Barrón) y del estero del cual la granja toma el agua para llenar los estanques (Estero Confites), después se tomaron muestras cada kilómetro hasta completar 5 Km estero abajo (Tabla 9), con esto se pretendió encontrar la zona en la que ya no exista influencia de la granja, en las zonas profundas (de más de 2 m de profundidad) se muestrearon las aguas de superficie (0.5 m de profundidad) y profundas (1 m sobre el fondo), además se obtuvieron muestras de una zona que se asumió era prístina para usarla como referencia (Figura 5). Como estrategia general se tomaron muestras de agua para cuantificar las siguientes variables fisicoquímicas: temperatura, salinidad, oxígeno disuelto (OD), amonio, nitrógeno disuelto total, nitrógeno total, fósforo disuelto, fósforo total, sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica particulada (MOP) y clorofila a.

Con el objeto de establecer el efecto de las descargas de la granja de manera representativa y considerando los casos extremos en el ciclo de mareas se tomaron muestras en pleamar en sicigia y en bajamar en el periodo de mareas muertas. Ahora con el objeto de cubrir todo el ciclo de cultivo de camarón de manera también representativa, se realizaron 15 muestreos en los siguientes periodos:

- (1) Sin operación (post-cosecha) cuando la granja no opera, y esta en el período de post-cosecha y los acuacultores preparan los estanques, i.e. no hay descargas de agua de la granja.
- (2) Etapa inicial, cuando se llenan los estanques de agua, se siembra, se fertiliza, pero cuando no hay raciones de alimento, o si las hay, éstas son relativamente reducidas, (1kg/ha) aquí el camarón tiene tallas muy bajas y ello ocurre en las primeras 5 semanas de haber iniciado el cultivo.
- (3) Etapa intermedia, cuando el camarón adquiere tallas intermedias y se añaden cantidades significativas de alimento (20 kg/ha), pero todavía no se llega a las tallas comerciales, siendo normalmente entre las semanas 7 y 12 de iniciado el cultivo.

- (4) Etapa justo cuando se cosecha, se vacían los estanques, que es cuando se descarga la mayor cantidad de agua por unidad de tiempo.
- (5) Post-cosecha cuando la granja no opera y se preparan los estanques, para el siguiente ciclo.

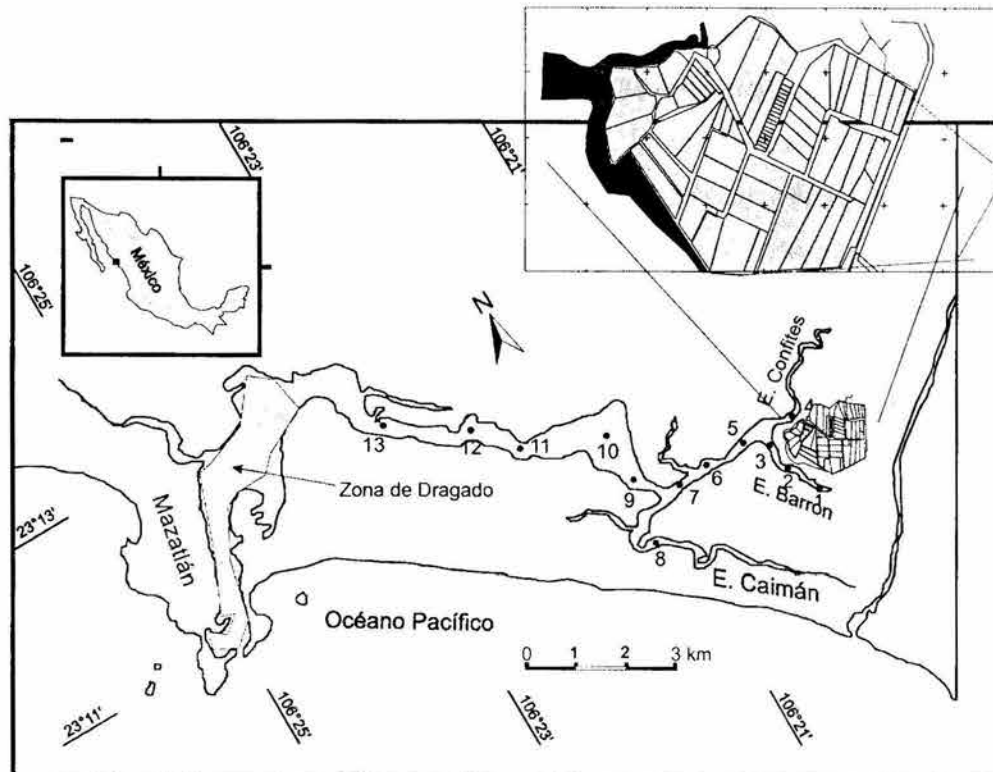


Figura 5. Localización geográfica de la granja camaronícola “Don Jorge” y las estaciones de muestro.

Tabla 9. Zonas a las que pertenecen las estaciones y simbología usada en el presente trabajo.

Zona	Simbología	Estaciones
Estero Barrón	EB	1, 2 y 3
Estero Confitos	EC	4
Cabeza lagunar Urías	CLU	5, 6 y 7
Estero Caimán	ECA	8
Aguas intermedias Urías	AIU	9, 10, 11, 12 y 13

Las muestras se tomaron con una botella muestreadora Niskin horizontal de 3 litros y la temperatura se tomo in situ con un termómetro capilar; las muestras de agua se conservaron en una hielera para su posterior procesamiento además se tomaron muestras en botellas Winkler para la medición de oxígeno disuelto.

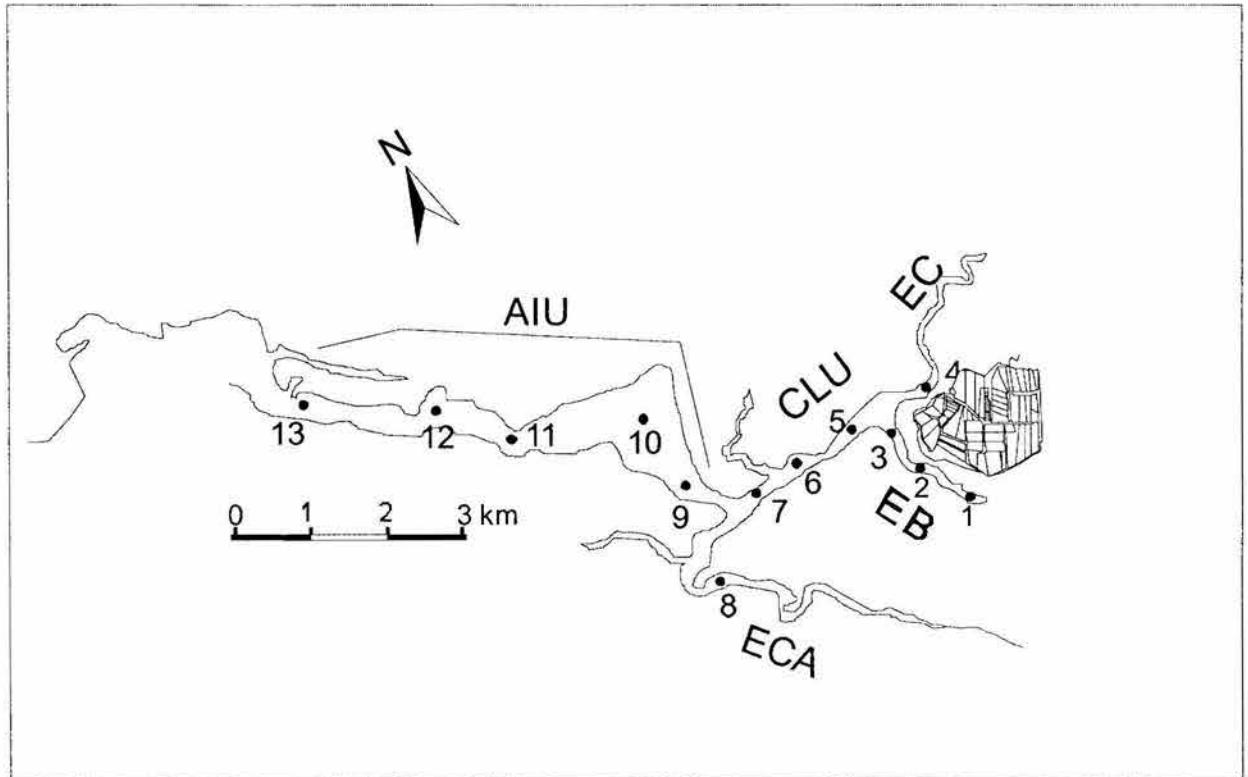


Figura 6. Zonas y estaciones de muestreo.

Se realizaron 15 muestreos (Tabla 10), en los primeros 10 se tomaron muestras en todas las estaciones, para los últimos 5 muestreos se realizaron cada tercer día y sólo se tomaron muestras del estero receptor de las descargas de la granja (EB) y del de "referencia" (ECA), esto con el objetivo de determinar cuanto se tarda las aguas del estero receptor en recuperar la calidad de agua registrada antes de la cosecha,

Tabla 10. Fecha de los muestreos realizados y actividades de dragado en el puerto.

Número de muestreo	Fecha	Tipo de marea	Etapas de la granja (días de cultivo)	Dragado en el puerto
1	12 jun	P/S	Sin operación (-26)	No
2	12 jun	B/S	Sin operación (-26)	No
3	8 jul	B/C	Inicial (0)	No
4	20 ago	B/C	Inicial (42)	Si
5	25 ago	P/S	Intermedia (47)	Si
6	18 sep	P/C	Intermedia (71)	Si
7	23 sep	P/S	Intermedia (76)	Si
8	6 oct	P/S	Final (89)	Si
9	16 oct	P/S	Final (99)	Si
10	21 nov	P/S	Cosecha (134)	Si
11*	24 nov	P/S	Post-cosecha (137)	Si
12*	26 nov	P/S	Post-cosecha (139)	Si
13*	28 nov	P/S	Post-cosecha (141)	Si
14*	01 dic	P/S	Post-cosecha (144)	Si
15*	2 dic	B/C	Post-cosecha (146)	Si

* Solo se tomaron muestras de la estación 1, 2 ,3 y 8. P/S, pleamar en sicigia; B/S. bajamar en sicigia; B/C, bajamar en cuadratura.

En la figura 5 se muestra también las zona en al que se llevó á cabo el dragado en el puerto, La Administración Portuaria Integral (API) informa que el dragado comprendió del 1 de agosto a 15 de diciembre del 2003, con un volumen total de dragado de 16, 435, 003 m³, el la Tabla 11 se muestra las zonas en la que fueron los dragados y el volumen de sedimento extraído.

Tabla 11. Zonas de dragado en el Complejo lagunar Estero de Urías volumen de sedimento dragado.

Zona	Volumen de dragado (m ³)
Dársena	270, 756
Muelles	5,143,220
Área de Transbordadores	1,827,137
Canal de navegación	9,193,890
Total	16 435 003

5.2. Técnicas Analíticas

5.2.1. Análisis de oxígeno disuelto y temperatura superficial

Según el método de Stickland y Parsons (1972), la determinación de oxígeno disuelto consiste en añadir a la muestra una solución de manganeso divalente, seguida de una solución alcalina muy fuerte, lo cual provoca la formación de un precipitado. El precipitado de hidróxido manganeso se dispersa a través de toda la muestra de agua, así todo el oxígeno disuelto en el agua, rápidamente se oxida con una cantidad equivalente de manganeso divalente a hidróxidos de sodio de valencias más altas. Esta disolución se acidifica con ácido sulfúrico, en presencia de ión yoduro, haciendo que el compuesto de manganeso se disuelva y se oxide cuantitativamente de yoduro a yodo. El contenido de yodo es equivalente al oxígeno encontrado originalmente en la disolución y se determina por una titulación con una solución estándar de tiosulfato de sodio. La precisión expresado como coeficiente de variación estimado fue de 5%, para los niveles encontrados.

La temperatura superficial fue medida con un termómetro de cubeta con escala de decimas de grado a 0.5 m de la superficie.

5.2.2. Determinación de la clorinidad

Fueron determinadas mediante el método argentométrico. La determinación de cloruros por este método se basa en una valoración con nitrato de plata 0.1 N utilizando como indicador cromato de potasio en exceso. La plata reacciona con los cloruros para formar un precipitado de cloruro de plata de color blanco. En las inmediaciones del punto

de equivalencia, al agotarse el ión cloruro empieza la precipitación del cromato. La formación de cromato de plata puede identificarse por el cambio de color de la disolución a anaranjado-rojizo así como en la forma del precipitado. En este momento se da por terminada la valoración (Strickland & Parsons, 1972). La precisión expresada como coeficiente de variación fue de 3-5%.

5.2.3. Determinación de los sólidos suspendidos totales

Para este propósito se utilizaron filtros Whatman GF/F de fibra de vidrio de 0.7 μm , previamente secados en una estufa a 60° C y pesados en una balanza analítica. Se filtraron determinados volúmenes de agua para cada filtro, dependiendo de la estación hasta llegar a la saturación del mismo y agregando posteriormente en cada filtro agua desionizada Milli-Q para remover las sales retenidas. Después se colocaron los filtros dentro de cajas de Petri en una estufa a 60° C durante 72 horas, luego se pesan y por diferencia se determina la cantidad de sólidos suspendidos (Banse *et al*, 1963).

5.2.4. Cuantificación de la materia orgánica particulada

Los mismos filtros usados para sólidos suspendidos se colocaron en cápsulas de porcelana para someterlos a 400° C en una mufla durante 2 horas. Después fueron colocados en un desecador durante 10 minutos para llevarlos a temperatura ambiente, se pesaron en la misma balanza analítica y se restó la diferencia entre el peso de sólidos suspendidos y los filtros sometidos a la mufla y los litros filtrados en cada uno de ellos, para obtener el resultado de la pérdida por ignición o materia orgánica particulada en mg/L (Garay-Morán, 2002).

5.2.5. Análisis de fosfato disuelto reactivo

El ión fosfato presente en la muestra reacciona con el molibdato para formar el complejo amonio molibdofosfato, una reducción controlada de este compuesto produce un complejo azul de molibdeno. En este método se agrega una disolución de molibdato de amonio en ácido sulfúrico y una disolución de ácido ascórbico a la disolución de la muestra. Primero se forma el complejo amarillo de ácido fosfomolibdico (amonio molibdofosfato), al tratar con un agente reductor como el ácido ascórbico, el complejo ácido se reduce a azul de molibdeno. Normalmente la reducción es lenta, pero

la adición de un catalizador, en este caso tartrato de antimonio hace que se lleve a cabo rápidamente la reducción. La cantidad de azul de molibdeno formado es proporcional a la concentración de fósforo como ortofosfatos presentes en la muestra (Rosales-Hoz, 1980). La precisión estimada como coeficiente de variación (c.v.) fue de 3-5%.

5.2.6. Determinación de fósforo total

Los compuestos organofosforados son reducidos a fosfatos reactivos en una solución oxidante de persulfato de potasio y ácido bórico, los cuales son cuantificados con la técnica del fósforo reactivo (Grasshoff *et al.*, 1983).

5.2.7. Análisis de nitrógeno amoniacal

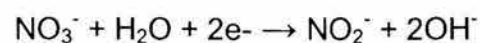
La determinación de nitrógeno amoniacal se realizó con base a la descripción de Solórzano (1969). El método consiste en tratar el agua en un medio alcalino de citrato de hipoclorito de sodio y fenol, en presencia de nitroprusiato de sodio como catalizador. El azul de indofenol formado con el amoniaco se mide por su absorbancia a 640 nm. La precisión estimada fue de 5-10% expresado como coeficiente de variación.

5.2.8. Determinación de los nitritos

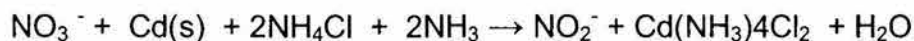
La determinación de la concentración de nitrito se realizó con el método colorimétrico que describe Strickland y Parsons(1972), en el cual el nitrito se hace reaccionar con sulfanilamida en solución ácida, al compuesto así formado se le hace reaccionar con N-1-naftilendiamina (NED), el cual produce una coloración característica "rosa" debido al compuesto azoico. La precisión estimada como c.v. fue de 3-6%.

5.2.9. Determinación de los nitratos

Se basa en la reducción casi cuantitativa (90 a 95%) de nitratos a nitritos, en una columna de cadmio cubierta con cobre coloidal (Wood *et al.*, 1967). La reacción que se lleva a cabo es la siguiente (Rosales- Hoz, 1980):



Se le agrega a la muestra una disolución de cloruro de amonio con objeto de producir un efecto buffer en la disolución y formar un complejo con el cadmio que ha sido oxidado durante la reducción de nitrato.



La precisión estimada como c.v. fue de 3-6%.

5.2.10. Determinación de nitrógeno total

Los compuestos de nitrógeno orgánico e inorgánico se oxidan a nitratos bajo presión con persulfato de potasio en disolución alcalina. Los nitratos se reducen a nitritos y se determinan colorimétricamente como se describe en la determinación de nitritos (UNESCO, 1975). La precisión estimada como c.v. fue de 5-8%.

5.2.11. Análisis de Clorofila a

La extracción con metanol representa un método más eficiente y seguro teniendo la ventaja de hacer más corto el tiempo de extracción, y eliminar la necesidad de ebullición y homogenización de las muestras. Para la determinación espectrofotométrica de feopigmentos, los extractos con metanol deben de ser acidificados con HCl a una concentración final de 0.003 M (Holm-Hansen, 1978).

Coefficientes específicos de absorción para clorofila a en metanol son dados como $74.51 \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (Mackinney 1941, Seely y Jensen, 1965) o como $75.4 \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-1}$ (Lentz y Zeitzchel, 1968). Las lecturas se obtienen a 665 nm antes y después de la acidificación, corregidos por la lectura a 750 nm (blanco), así:

$$\text{clorofila a (mg/m}^3) = \frac{75.4 \text{ g}^{-1} \text{ cm}^{-1} (665_o - 665_a) v}{(V_f) l}$$

Donde;

- 75.4 es el coeficiente de absorción específico de clorofila a citado anteriormente;
- 665_o es la absorbancia antes de la acidificación
- 665_a es la absorbancia después de la acidificación

- v es el volumen de metanol usado en la extracción = 3
- V_f son los litros de agua filtrados
- l es la longitud de la cubeta (celda)

La determinación espectrofotométrica de clorofila a ocupa tratamiento ácido en los pigmentos extraídos. Varios cambios químicos ocurren cuando los extractos clorofílicos son tratados con ácido, dependiendo del solvente utilizado para la extracción, la naturaleza del pigmento, la cantidad de ácido adicionado y el tiempo que el ácido reacciona con el extracto.

Usando HCl muy diluido (0.003 M en la extracción), la reacción se dejó reposar tres minutos y después se lee la absorbancia a 665 nm. En contraste con 0.01 M de HCl o mayor molaridad en la extracción acidificada, incrementan la reacción en una forma anormal, presentando reacciones químicas posteriores. La lectura a 750 nm es normalmente usada para corregir la absorción de otros componentes que no sean clorofílicos y no debe de exceder de 0.08. Cuando los extractos con metanol son hechos con 0.01 M HCl, la neutralización con la adición de $MgCO_3$ requiere de más de una hora; si la concentración del HCl es 1.2 mM, sin embargo, la neutralización puede ser hecha dentro de 10 minutos, pero si la acidificación se realiza con una concentración final de 0.003 M de HCl, la adición de $MgCO_3$ es eliminada (Holm-Hansen, 1978). Después de la filtración, el filtro se coloca en 3 ml de metanol absoluto. Para estas muestras, después de una hora de extracción, el filtro se exprime contra los lados del recipiente de vidrio utilizando un taladro rodillo y posteriormente se enjuaga 2 veces con metanol; la solución final es, entonces, vaciada en un tubo de centrifuga de poliestireno de 15 ml y llevada a la centrifuga a 3000 rpm durante 5 minutos para aislar los residuos del filtro (fibra de vidrio Whatman GF/F) de la solución final para entonces leer la concentración final a 665 nm en el espectrofotómetro UV-visible. Un sextuplicado de una muestra presentó un c.v. de 6%.

5.3. Tratamiento de los datos

En el anexo 1 se muestran las gráficas de concentración contra tiempo para las diferentes variables, cada uno de los datos esta calculado con el promedio entre la

superficie y el fondo, cuando existía la muestra del fondo (si el tirante de agua era de más de dos metros), el día cero corresponde al día del primer muestreo.

5.3.1. Análisis Unilateral de la varianza por jerarquías de Kruskal-Wallis (ANOVA de una vía)

El análisis unilateral de la variancia para probar la hipótesis nula de que las medias de varias poblaciones son iguales, solo se puede aplicar con poblaciones que siguen una distribución normal y con varianzas iguales (Daniel, 2002), es posible utilizar una alternativa no paramétrica al análisis unilateral de la varianza para probar la prueba de hipótesis, la prueba de la mediana se puede ampliar para incluir las situaciones que involucra más de dos muestras. Una deficiencia de esta prueba si embargo, es el hecho de que sólo utiliza una pequeña cantidad del total de información disponible. La prueba utiliza sólo la información que indica si las observaciones están o no por arriba por debajo de la media de las muestras combinadas, uno de los análisis no paramétricos más utilizados es el análisis Unilateral de la varianza por jerarquías de Kruskal y Wallis (Zar, 1984). La aplicación de la prueba comprende los siguientes pasos.:

- (1) Las n_1, n_2, \dots, n_k observaciones de las k muestras se combinan en una sola serie de tamaño n y se clasifican en orden ascendente. Las observaciones, posteriormente, se sustituyen por jerarquías desde 1, la cual se asigna a la observación menor, hasta n que corresponde a la observación mayor, cuando dos o más observaciones tienen el mismo valor, a cada una de ellas se le da la media de las jerarquías con las que están empatadas.
- (2) Las jerarquías asignadas a las observaciones en cada uno de los k grupos se suman por separado para dar k de sumas jerarquizadas.
- (3) La estadística de prueba se calcula así:

$$H = \frac{12}{n(n+1)} \sum_{j=1}^k \frac{R_j^2}{n_j} - 3(n+1)$$

- (4) H se compara con los valores de ji-cuadrada con $k-1$ grados de libertad. Además para comparar que grupos difieren significativamente entre ellos se utiliza la prueba de Dunns (Daniel, 2002).

5.3.2. Análisis de clasificación jerarquizada (Cluster)

El Análisis Cluster, también conocido como Análisis de Conglomerados, Taxonomía Numérica o Reconocimiento de Patrones, es una técnica estadística multivariante, cuyo objetivo es obtener grupos de objetos de forma que, por un lado, los objetos pertenecientes a un mismo grupo sean muy semejantes entre sí, es decir, que el grupo esté cohesionado internamente y, por el otro, los objetos pertenecientes a grupos diferentes tengan un comportamiento distinto con respecto a las variables analizadas, es decir, que cada grupo esté aislado externamente de los demás grupos (Hair et al., 1998).

Es una técnica eminentemente exploratoria puesto que la mayor parte de las veces, no utiliza ningún tipo de modelo estadístico para llevar a cabo el proceso de clasificación. Se la podría calificar como una técnica de aprendizaje no supervisado, es decir, una técnica muy adecuada para extraer información de un conjunto de datos sin imponer restricciones previas en forma de modelos estadísticos, al menos de forma explícita y, por ello, puede llegar a ser muy útil como una herramienta de elaboración de hipótesis acerca del problema considerado sin imponer patrones o teorías previamente establecidas (Aldenderfer y Roger, 1984).

Una vez establecidas las variables y los objetos a clasificar se debe establecer una medida de proximidad o de distancia entre ellos que cuantifique el grado de similitud entre cada par de objetos.

Este análisis consiste en dividir el espacio multidimensional en compartimentos, en cada uno de los cuales se ubican los puntos que presentan mayor similitud o disimilitud entre sí (Jeffers, 1978), dependiendo del índice empleado, para el presente caso se utilizó el método de las distancias Euclidianas ya que nuestros datos no presentan ausencias, además los datos fueron escalados entre 0 y 1 para su comparación entre los diferentes parámetros (Kruskal y Wish, 1978).

Las **medidas de proximidad, similitud o semejanza** miden el grado de semejanza entre dos objetos de forma que, cuanto mayor es su valor, mayor es el grado de similitud existente entre ellos y con más probabilidad los métodos de clasificación tenderán a ponerlos en el mismo grupo.

Las **medidas de disimilitud, desemejanza o distancia** miden la distancia entre dos objetos de forma que, cuanto mayor sea su valor, más diferentes son los objetos y

menor la probabilidad de que los métodos de clasificación los pongan en el mismo grupo (Hair et al., 1998).

5.3.3. Análisis de ordenación MDS

El análisis de escalamiento multidimensional MDS (“non-metric multi-dimensional scaling”) (Kruskal y Wish, 1978). Los métodos de ordenación reducen el conjunto multidimensional de datos en una representación gráfica de bajas dimensiones (por lo general dos o tres) y disponen de muestras (en nuestro caso estaciones y las diferentes zonas del complejo lagunar), el análisis fue generado a partir de la matriz de similitudes. Para determinar el grado de significación de la representación de los datos, se utilizó el valor de estrés de Kruskal (Clarke y Ainsworth, 1993):

- Estrés < 0.05 : corresponde a una representación excelente sin problemas de interpretación.
- $0.05 < \text{Estrés} < 0.1$: corresponde a una buena ordenación sin riesgos de interpretación.
- $0.1 < \text{Estrés} < 0.2$: todavía puede mostrar una representación útil, aunque no se debería mostrar mucha confianza en la interpretación de resultados para los valores más altos de este rango.
- Estrés > 0.2 : difícil de interpretar; las muestras se distribuyen al azar, resultado de poca utilidad para el análisis.

5.3.4. Análisis ANOSIM

El análisis de las semejanzas (ANOSIM) se ha utilizado extensamente para probar hipótesis sobre diferencias espaciales y los cambios temporales en grupos y particularmente para detectar consecuencias para el medio ambiente (Amezcuza 2000). La prueba no paramétrica ANOSIM valora la significación estadística de las diferencias entre dos grupos de réplicas definidas previamente verificando si las similitudes entre las repeticiones dentro de un grupo son significativamente más altas que las similitudes entre las repeticiones de los diferentes grupos. Este análisis está basado en el rango de similitudes establecidas en la matriz de similitud mediante el índice de las distancias Euclidianas (Clarke y Ainsworth, 1993). A partir de los resultados obtenidos en el ANOSIM se calcula el nivel de significancia (p), y el estadístico (R), el cual varía entre 0 y

1, e indica el grado de diferenciación entre grupos. Finalmente para encontrar cuales parámetros fisicoquímicos son más responsables de las diferencias que pudieran ocurrir se realizó el análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) este análisis indica en que porcentaje los parámetros analizados contribuyen a la separación de los grupos (Amezcuca, 2000).

6. Resultados y discusión

En un principio este trabajo no pretendía estudiar los efectos de las actividades de dragado, pero que dichas actividades coincidieron en un hecho fortuito, por lo que se tuvieron que considerar al analizar los resultados.

Los datos encontrados en el presente trabajo no son normales y homocedásticos por lo que tuvieron que ser analizados por el método de la ANOVA no paramétrica de Kruscal-Wallis (Daniel, 2002).

Para poder distinguir el impacto por las diferentes actividades se decidió dividir los muestreos en tres casos:

- (1) Escenario UNO, que comprende los primeros tres muestreos y es cuando la granja no operó, dicho tiempo se aprovecha para preparar los estanques y luego llenarlos. Al no haber descarga alguna de la granja teóricamente la calidad del agua de los esteros debería reflejar la asimilación y reciclaje de las otras fuentes de nutrientes y materia orgánica.
- (2) Escenario DOS, que comprende los muestreos 4-7, abarca las semanas iniciales e intermedias de operación de la granja, aquí la granja arroja sus efluentes a través de las compuertas, pero sólo para mantener los niveles en los estanques y efectúan recambios del 4-6%, por lo tanto el flujo másico de materiales descargados es significativamente menor; Páez-Osuna *et al.* (1997) estima que del 100% de todo el material descargado en esta etapa se vierte solamente el 15-25%, otro factor importante en este escenario es que aparece el dragado en el puerto.
- (3) Escenario TRES, en el cual están comprendidos los muestreos 8-10, este escenario comprende las mayores descargas de la granja y las operaciones de dragado, abarca las últimas semanas de cultivo, cuando se adiciona más alimento, los camarones tienen tallas mayores y cuando se cosecha; Páez-Osuna *et al.* (1997) estima que del 100% del material descargado por la granja, en esta etapa se vierte el 75 al 85 %.

6.1. Estado trófico del compleja lagunar

La Tabla 12 muestra los promedios y las desviaciones estándar obtenidos para el fósforo total en los diferentes escenarios y zonas del complejo lagunar Estero Urías, al

compararlas con los niveles tróficos definidos por Smith *et al.* (1999) se observa que las aguas del complejo son hipertróficas en todas las zonas y escenarios.

Tabla 12. Promedio de la concentración de fósforo total FT [$\mu\text{g-P-PT/L}$] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zona	Escenario						Total	
	UNO		DOS		TRES			
EB	213.6 ± 89.8	H	230.4 ± 48.3	H	208.4 ± 37.4	H	218.5 ± 61.1	H
EC	201.2 ± 54.4	H	243.8 ± 38.9	H	222.7 ± 45.1	H	226.8 ± 46.7	H
CLU	234.0 ± 126.2	H	197.4 ± 28.4	H	177.3 ± 28.1	H	202.5 ± 75.3	H
ECA	244.6 ± 108.2	H	197.5 ± 32.0	H	163.2 ± 36.7	H	191.7 ± 51.9	H
AIU	234.7 ± 84.6	H	192.2 ± 21.1	H	139.8 ± 19.4	H	189.3 ± 60.9	H
Total	225.0 ± 91.6	H	210.9 ± 39.4	H	179.5 ± 45.4	H	204.9 ± 62.2	H

H: hipertrófico.

Para el nitrógeno total, las aguas del complejo lagunar fueron también hipertróficas, en todas las zonas y en todos los escenarios (Tabla 13).

Tabla 13. Promedio de nitrógeno total [$\mu\text{g-N-NT/L}$] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zona	Escenario						Total	
	UNO		DOS		TRES			
EB	1502.0 ± 507.7	H	2164.2 ± 1061.7	H	1992.3 ± 2108.9	H	1914.0 ± 1364.1	H
EC	1249.7 ± 521.3	H	2343.5 ± 1058.7	H	3797.4 ± 3772.4	H	2585.1 ± 2438.4	H
CLU	1260.6 ± 631.9	H	2802.4 ± 2042.2	H	3643.7 ± 3966.1	H	2592.2 ± 2656.5	H
ECA	1394.4 ± 347.6	H	2419.6 ± 1290.4	H	3522.3 ± 4009.0	H	2717.4 ± 2675.9	H
AIU	1251.4 ± 318.1	H	2085.5 ± 1152.0	H	1088.4 ± 480.5	H	1534.9 ± 908.1	H
Total	1326.6 ± 475.2	H	2319.7 ± 1333.0	H	2538.9 ± 3026.5	H	2124.8 ± 1978.9	H

H: hipertrófico.

Para la clorofila *a* (Tabla 14) se observa como el EB fue hipertrófico en todos los escenarios, el Estero Confites fue eutrófico en los dos primeros escenarios y en el escenario TRES se vuelve hipertrófico; el mismo caso se presenta con la CLU que de ser mesotrófica en los dos primeros escenarios pasó a hipertrófica en el escenario TRES, cuando se presentan las más grandes descargas de la granja, en general se observa como las aguas adyacentes a las granja tienen un estado trófico más alto que las aguas estero a bajo, para el total de los escenarios los dos primeros son eutróficos y el último fue hipertrófico.

Con esto se puede concluir que las descargas de la granja están aumentando el estado trófico del las aguas del sistema lagunar, sobretodo en la cosecha. Con respecto

al dragado no se observa ninguna tendencia entre dicha actividad y el estado trófico de las aguas cercanas al puerto.

En el global las aguas del complejo lagunar Estero de Urías fueron eutróficas.

Tabla 14. Promedio de Clorofila a [mg/m³] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zona	Escenario					
	UNO		DOS		TRES	Total
EB	9.2 ± 5.2	H	7.40 ± 6.4	H	10. 14.2 ± 8	H 9.8 ± 7.9
EC	3.7 ± 2.4	E	4.66 ± 6.4	E	8.4 ± 5.8	H 5.7 ± 5.8
CLU	1.3 ± 1.0	M	1.32 ± 0.9	M	7.9 ± 6.3	H 3.3 ± 4.6
ECA	0.7 ± 0.5	O	1.80 ± 1.9	M	3.8 ± 2.4	E 2.4 ± 2.3
AIU	1.6 ± 1.1	M	2.17 ± 1.9	M	4.7 ± 4.6	E 2.7 ± 3.1
Total	3.7 ± 4.3	E	3.57 ± 4.8	E	7.7 ± 7.4	H 4.9 ± 5.9

H: hipertrófico; E: eutrófico; M: mesotrófico; O: oligotrófico.

6.2. Climatología

Para el año de 2003 en el mes de junio se presentaron escasas precipitaciones en los días 3, 25, 26 y 27, las precipitaciones se mantuvieron entre 0.2 a 0.4 mm, la temperatura máxima fue de 32 °C y la mínima de 29 °C en este mes.

Para el mes de Julio llovió en los días 5, 11, 13, 14, 18, 19, 22, 23, 25 en estas épocas no se alcanzo 1 mm de precipitación, en cambio para los días 17 y 30 se reportan 10 mm, y el día 15 se reportan 20 mm, para este mes la temperatura ambiental máxima fue de 33 °C y la mínima de 30 °C (CRIP,2004).

En el mes de agosto los días de lluvia fueron el 1, 4, 5, 11, 17, 18, 20, 21, 23, 24, 25 y 31, el promedio de precipitación en este mes fue de 6 mm, las temperaturas oscilaron entre los 28 °C y los 33 °C.

Para el mes de septiembre los días de lluvia fueron el 1, 2, 6, 7, 8, 14, 15, 16, 18, 19, 20, 21, 22, 23 y 24, la precipitación osciló entre 1 mm y 40 mm el día 8, las temperaturas estuvieron entre los 31 °C y los 27 °C.

Para octubre los días de precipitación fueron los días 7, 8, 9, 18, 19, 20 y 21, las precipitaciones registradas estuvieron entre 1 mm y para los días 7 y 9 se alcanzaron los 20 mm, la temperatura osciló entre los 26 y 31 °C y en noviembre y diciembre no se

presentaron lluvias y las temperaturas se mantuvieron entre los 25 °C y los 28°C para el mes de noviembre, para diciembre entre los 18 y 24 °C (CRIP, 2004).

6.3. Temperatura y salinidad

La temperatura fue medida solamente en las aguas superficiales (0-1 m), encontrándose para el período de estudio que los máximos oscilan entre 34 y 38 °C los cuales corresponden a los muestreos realizados en junio y julio. Estos meses son los más cálidos y de menor precipitación en la región (CRIP, 2004). Los mínimos se registraron en noviembre y oscilaron entre 24.4 y 24.7 °C (Figs, 1.1-1.4). Las tendencias entre las estaciones son las mismas y no se observan diferencias significativas entre los 3 esteros y el cuerpo lagunar principal en las diferentes etapas de cultivo de la granja. El promedio de temperatura superficial para las aguas superficiales de todo el área estudio fue de 27.0 °C.

Como se puede observar en la Tabla 15 el escenario con un mayor promedio de temperatura total es el UNO debido a que abarca los meses más cálidos. En promedio general las aguas intermedias (AIU) tienen una temperatura más alta que las otras zonas (Figura A; Anexo 2).

Tabla 15. Promedio de la temperatura Superficial [°C] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Escenario

Zona	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	33.0 ± 1.6	31.4 ± 1.1	29.6 ± 6.6	31.4 ± 3.9
EB	31.1 ± 1.1	29.2 ± 1.1	28.3 ± 2.7	29.5 ± 2.1
CLU	32.4 ± 1.1	30.1 ± 0.8	29.0 ± 2.6	30.5 ± 2.1
ECA	31.8 ± 1.1	30.1 ± 0.6	29.2 ± 2.7	30.0 ± 1.9
EC	31.9 ± 1.3	29.8 ± 0.9	28.4 ± 2.8	29.8 ± 2.2
Total	32.2 ± 1.5	30.3 ± 1.3	28.9 ± 4.2	30.4 ± 2.9

La prueba de la ANOVA no paramétrica (Tabla 16) indica que existen diferencias entre las zonas con respecto a la temperatura, para los diferentes escenarios.

Tabla 16. ANOVA no paramétrica de una Vía, para la temperatura superficial promedio de las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.0072	<0.0001	0.0064
Diferencias significativas entre los Zonas	Si	Si	Si
Prueba de Dunns	EB vs AIU	EB vs AIU EC vs AIU CLU vs AIU ECA vs AIU	EB vs AIU

En el caso del escenario UNO la prueba de Dunns indica que para la temperatura solo la comparación EB vs AIU, es significativamente diferente, en cambio para el escenario DOS existen muchas zonas con diferencias significativas, la tendencia en general es que las zonas cercanas a la granja difieren de las que están cercanas al puerto, el escenario TRES se comporta de nuevo como el escenario UNO. Al compararse los diferentes escenarios se obtienen diferencias significativas entre ellos ($P < 0.0001$), estas diferencias se observan entre los escenarios UNO vs DOS ($P < 0.001$) y UNO vs TRES ($P < 0.001$).

Las salinidades más altas ($S=45.8-49.3 \pm 1.9 \text{ ‰}$) fueron encontradas en los esteros Barrón (EB) y Confites (EC) en la fase pre-inicial (muestreos 1 y 2) en el mes de julio, cuando se tuvieron justamente las temperaturas más elevadas y no se presentaron precipitaciones. Las salinidades más bajas ($21.4-22.4 \pm 0.9 \text{ ‰}$) se presentaron en los muestreos 6, 7 y 9 realizados en septiembre, coincidiendo con lluvias justo en los días de los muestreos, o bien en días previos. Ochoa-Izaguirre (1999) encontró una salinidad promedio de 40.25 ‰ en la temporada se secas y una salinidad promedio de 23.49 ‰ para la lluvias, para el estero de Urías. Para la bahía de Mazatlán Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) por su parte encontraron salinidades entre 25.8 y 38.4. La SEMARNAP (2000) reporta salinidades entre 52 y 1.25 ‰ para el complejo lagunar Estero de Urías y la bahía.

Las muestras obtenidas presentaron salinidades más altas en la muestras del fondo comparadas con las de la superficie para una misma estación, esto es de

esperarse ya que las masas de agua con una mayor densidad se van hacia el fondo; con respecto al régimen de mareas no se observa claramente una tendencia de la salinidad con respecto a los diferentes estados de las mareas.

Las salinidades aparentemente no se ven afectadas por las actividades de la granja y de las operaciones de dragado (Figs. 3.1-3.4), salvo en las aguas adyacentes de los esteros EB y EC más cercanas a la granja que presentaron los máximos indicando que las descargas de los estanques poseen salinidades mayores en promedio que las aguas del sistema lagunar. Trott y Alongi (2000) indican que la salinidad en aguas receptoras de los drenes de las granjas son considerablemente más altas que las que no reciben aguas directamente. En estudios previos en esta granja se registraron para las aguas de los estanques salinidades de $48.3 \pm 0.6\%$ (Páez-Osuna *et al.*, 1999) y $48.4 \pm 1.1\%$ y $47 \pm 1.4\%$ (Guerreo-Galván, 1993) que contrastan con la salinidad determinada en el agua de un estanque ($34.3 \pm 1.7\%$), debido probablemente a que fue una muestra puntual. Además se observa en las gráficas 3.1 como en la poscosecha se incrementan los valores de la salinidad, no obstante esto se observa también en el ECA, por lo que probablemente este incremento sea un proceso natural dentro de los esteros.

Para la salinidad el promedio general más alto se presenta en las estaciones cercanas a la granja y disminuye estero abajo (Tabla 17), de los tres escenarios es el UNO el que contiene las salinidades más altas (Figura B, Anexo 2).

Tabla 17. Promedio de la salinidad [‰] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zona	Escenario			Total
	UNO	DOS	TRES ±	
AIU	36.6 ± 11.1	32.4 ± 3.8	31.3 ± 4.2	33.3 ± 7.1
EB	45.4 ± 2.0	33.3 ± 7.5	31.1 ± 4.9	36.3 ± 8.2
CLU	41.9 ± 1.6	32.2 ± 6.3	29.9 ± 5.8	34.5 ± 7.2
ECA	42.3 ± 3.2	32.4 ± 5.5	30.0 ± 5.5	32.7 ± 6.3
EC	44.9 ± 1.3	32.7 ± 8.6	31.0 ± 5.0	34.6 ± 8.3
Total	41.4 ± 7.5	32.6 ± 6.3	30.8 ± 4.9	34.4 ± 7.6

La ANOVA muestra que sólo en el escenario UNO las salinidades son significativamente diferentes entre los esteros. Las zonas que difieren son los esteros que rodean a la granja con las estaciones cercanas al puerto (Tabla 18).

Entre los escenarios se encuentra que hay diferencias significativas ($P < 0.0001$), estas diferencias se encuentran entre los escenarios UNO vs DOS ($P < 0.001$) y UNO vs TRES ($P < 0.001$).

Tabla 18. ANOVA no paramétrica de una vía, para la salinidad en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	$P < 0.0001$	0.9868	0.9325
Diferencias significativas entre los Zonas	Si	No	No
Prueba de Dunns	EB vs CLU EB vs AIU EC vs AIU	—	—

6.4. Oxígeno disuelto (OD)

Para el OD los máximos se encuentran desde 5 mL/L hasta 12 mL/L, estos valores corresponden a las zonas denominadas AIU y CLU y EC; en los primeros tres muestreos los mínimos variaron entre 0.4 y 0.8 mL/L, estos valores se encontraron en todos los muestreos en las zonas que rodean a la granja (EB y el EC). Ochoa-Izaguirre (1999) encontró que las concentraciones de OD cerca de la granja fluctúan entre 2.6 y 5.8 mL/L en secas y 2.3-6.1 mL/L en lluvias; además informa que el estero de Urías presenta variaciones considerables de OD. SEMARNAP (2000) reporta que para la bahía de Mazatlán el OD oscila entre 1.82 y 6.55 mL/L, el límite mínimo de OD establecido en los Criterios Ecológicos para la protección de la vida acuática marina es de 3.5 mL/L (SEMARNAP, 2000), en las estaciones cercanas a la granja (1, 2, 3, 4 y 5) se encontraron valores por debajo de este límite en todos los muestreos.

El OD fue más alto en las muestras de la superficie comparadas con las de fondo para una misma estación, esto es de esperarse debido a que las aguas de la superficie se encuentran en contacto directo con la atmósfera y a que la fotosíntesis también ocurre en los primeros centímetros superficiales donde logra penetrar la luz. Con respecto al ciclo de mareas no se encontró una relación entre las diferentes etapas de la marea y la concentración de OD.

Como se puede observar en la Figura 2.1 la concentración de OD en las zonas que rodean a la granja siempre es baja (<3.1 mL/L), debido probablemente a que las descargas de la granja en ciclos pasados adicionó materia orgánica, la cual fue atrapada y asociada a los sedimentos y la descomposición de dicha materia orgánica consume el OD (Libes, 1992), de acuerdo a la siguiente ecuación de diagénesis óxica:



Guerrero-Galván (1993) reporta que la concentración OD en los estanques es menor en comparación con el agua que ingresa y que tiende a disminuir conforme avanza el ciclo de cultivo. Biao *et al.* (2004) indican que el OD es menor en los esteros receptores en comparación con los que no reciben las descargas y éste se abate más en las últimas etapas de cultivo. Trott y Alongi (2000) por el contrario reportan que el OD es mayor en el estero receptor comparado con los esteros control en las etapas de descarga, este fenómeno lo atribuyen a que las descargas de nutrientes aumentan la tasa de fotosíntesis (aumento del fitoplancton).

Con respecto al dragado, en las estaciones cercanas al puerto (Figs. 2.2-2.4), la concentración de OD en los primeros tres muestreos cuando no hubo dragado, se tuvieron concentraciones de 1.6 y 12.0 mL/L y cuando justo iniciaron los dragados en el puerto se observa una disminución significativa (~40%) alcanzando concentraciones semejantes incluso a las encontradas en los esteros adyacentes a la granja; esto puede deberse a que las aguas ricas en OD provenientes de la zona costera aumentan la concentración de las aguas en las primeras estaciones y cuando reciben la influencia de las actividades de dragado se reducen los niveles de OD en las aguas entrantes, repercutiendo esto en la concentración de OD. Por el contrario Bonvicini-Pagliai *et al.* (1985) reportan que no hay cambios significativos en el OD con las actividades de dragado, no obstante también señalan que la concentración de materia orgánica total aumenta considerablemente en la columna de agua durante los dragados, posiblemente esta materia orgánica sea la que disminuya la concentración en las aguas estero abajo.

Para el OD se observa como en el promedio total por estero las AIU contienen más OD que los esteros (Tabla 19), entre los diferentes escenarios el UNO es el que

contiene mayor OD y como los promedio más altos de OD se encuentran en las estaciones cercanas al puerto en dicho escenario, en los subsecuentes escenarios se observa como se caen los valores de OD en todo el complejo lagunar (Figura A, Anexo 2).

Tabla 19. Promedio de O₂ [mL/L] en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zona	Escenario			
	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	5.8 ± 3.9	2.9 ± 1.2	2.5 ± 0.8	3.4 ± 2.4
EB	1.3 ± 0.8	1.6 ± 0.8	1.1 ± 0.4	1.3 ± 0.7
CLU	3.7 ± 1.8	2.3 ± 0.9	1.7 ± 0.2	2.4 ± 1.3
ECA	3.4 ± 1.7	2.1 ± 1.0	1.5 ± 0.1	2.2 ± 1.2
EC	0.6 ± 0.2	1.6 ± 0.8	1.0 ± 0.3	1.2 ± 0.6
Total	3.5 ± 3.0	2.2 ± 1.1	1.6 ± 0.7	2.3 ± 1.7

El análisis de ANOVA no paramétrico Indica que hay diferencias significativas entre los zonas para los diferentes escenarios, que las zonas que rodean a la granja difieren contra las que se encuentran más alejadas de esta (Tabla 20).

También se determinó que hay diferencias significativas entre los escenarios (P=0.0005), las diferencias se presentan entre los escenario UNO vs TRES (P<0.001) y DOS vs TRES (P<0.05).

Tabla 20. ANOVA no paramétrica de una vía, para el OD en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.0003	0.0009	<0.0001
Diferencias significativas entre los Zonas	Si	Si	Si
Prueba de Dunns	EB vs CLU, EB vs ECA, EB vs AIU, EC vs CLU, y EC vs AIU	EB vs AIU y EC vs AIU	EB vs CLU EB vs AIU EC vs CLU EC vs AIU ECA vs AIU

6.5. Sólidos totales suspendidos (STS)

Las concentraciones más altas de sólidos suspendidos fluctuaron entre los 90.1±3.6 y los 133.6±3.6 mg/L y correspondieron a las muestras de EB y EC en el

muestreo 10. Mientras que las concentraciones más bajas (0.7-2.0 mg/L) fueron encontradas en las muestras de las aguas intermedias de Urías (AIU), que son las más alejadas de la granja; Ochoa-Izaguirre (1999) encontró que la distribución de los STS en el estero de Urías es muy heterogénea y depende principalmente de la temporada de secas y lluvias, en este trabajo se encontraron valores de STS entre 1.7 y 18.8 mg/L en secas y en lluvias 14.8 y 88.2 mg/L, Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) encontraron que para los meses de febrero de 1995 a agosto de 1996 los STS fluctuaron entre 1.0 y 50.6 mg/L en la bahía de Mazatlán; SEMARNAP (2000) encontraron que los STS están entre 7 y 138 mg/L con un promedio de 53.7 mg/L, en este mismo trabajo se estableció que la Bahía de Mazatlán cumple con los límites máximos establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 para explotación pesquera (150 mg/L), uso recreativo y estuarios (75 mg/L); de las muestras de este estudio las que no cumplen con esta norma son las registradas en los esteros EB y EC en la etapa de cosecha de la granja.

Las muestras de fondo por lo regular presentaron concentraciones más grandes de STS en comparación a la muestra de la superficie para una misma estación, esto puede deberse a que los STS se precipitan en la columna de agua y a que los sedimentos se resuspenden en la columna de agua por la influencia de las corrientes. Con respecto al régimen de mareas no se observó ninguna tendencia para los diferentes estados de las mareas.

En la Figura 4.1 se observa que en las estaciones 1, 2, 3 y 4 (que son las que rodean a la granja) durante los muestreos iniciales, la concentración de STS es alta, debido probablemente a los remanentes de la cosecha anterior, y a continuación van disminuyendo con el tiempo. Durante la cosecha los STS vuelven a incrementarse, además en las estaciones de la cabeza lagunar de Urías (CLU) se presenta esta misma tendencia pero en menor grado. Páez-Osuna *et al.* (1997) encontraron que hay un aumento en la cantidad de STS en aguas que se encuentran dentro de los estanques, en comparación con las que rodean a la granja y reportaron un aumento de STS de 74 ± 22 a 94 ± 27 mg/L en las aguas usadas en los estanques durante la temporada de secas y un incremento de 48.0 ± 18.0 hasta 67.0 ± 23 mg/L, durante la temporada de lluvias. En contraste, Trott y Alongi (2000) reportan que no existen diferencias significativas entre los STS antes y después de la descargas en los cuerpos de agua adyacentes a la granja. Además se observa como a los pocos días de terminada la cosecha los STS disminuyen

en las estaciones 1 y 2 (Figura 4.1), esto indica que las aguas de los esteros receptores de las descargas de la granja recuperan en poco días los valores de STS registrados antes de la cosecha, en cambio en la estación 3 se observó una disminución seguida de un incremento en el último muestreo, esto se debe probablemente a la acción de refluo por parte de las mareas. Este se corrobora al compararlo con el ECA que no cambia drásticamente durante las diferentes etapas de la granja.

Por otra parte, en las Figuras 4.2-4.4 se muestra que los STS estero abajo parecen no estar afectados significativamente por las actividades de los dragados en el puerto y las actividades de la granja, esto contrasta con los resultados obtenidos por Lohrer *et al.* (2003) señalan que hay un aumento significativo en los STS con las actividades de dragado. Esto se debe quizás a que el aumento de STS por el dragado es muy localizado y las corrientes no logran transportar el material suspendido estero arriba, a la vez que el mismo se diluye rápidamente.

La Tabla 21 revela que en promedio los esteros adyacentes a la granja (EB y EC) contienen concentraciones más altas de STS que las zonas cercanas al puerto, no obstante la variación de los datos es muy alta lo que se refleja en los valores de desviación estándar altos, el escenario TRES es el que muestra más altos los STS (Figura B, Anexo 2).

Tabla 21. Promedio de sólidos totales suspendidos [mg/L] en las aguas del Estero Urías zonas y para cada escenario.

Zona	Escenario			Total
	UNO	DOS	TRES	
AIU	18.3 ± 19.7	7.2 ± 7.1	13.7 ± 8.8	12.3 ± 13.2
EB	19.4 ± 20.6	11.8 ± 7.6	30.7 ± 30.0	19.8 ± 21.5
CLU	24.5 ± 19.9	7.1 ± 3.3	18.3 ± 14.5	15.7 ± 15.2
ECA	17.8 ± 4.9	6.1 ± 3.5	17.0 ± 24.2	11.9 ± 15.9
EC	28.6 ± 19.5	11.5 ± 7.5	37.9 ± 43.0	24.1 ± 28.7
Total	21.3 ± 19.3	8.8 ± 6.7	23.0 ± 26.6	16.6 ± 19.5

La ANOVA (Tabla 22) indica que sólo existen diferencias entre las zonas en el escenario DOS para los STS, en este caso las zonas con diferencias significativas son las que reciben las descargas de la granja con respecto a la que se encuentran más alejado de está, como se pude observar. En los escenarios UNO y TRES, la desviación estándar resultaron muy altas y esto impide evidenciar diferencias significativas.

En la comparación entre los diferentes escenarios, se encontraron diferencias significativas entre los escenarios, UNO vs DOS ($P < 0.001$). y DOS vs TRES ($P < 0.001$) y no se encontraron diferencias significativas entre los escenarios ($P > 0.05$) UNO vs TRES.

Tabla 22. ANOVA no paramétrica de una vía, para los STS promedio de las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Uriás.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.2617	0.0044	0.1487
Diferencias significativas entre los Zonas	No	Si	NO
Prueba de Dunns	—	EB vs AIU EC vs AIU	—

6.6. Materia Orgánica Particulada (MOP)

Los máximos de la MOP oscilan entre 50.8 ± 3.2 y 80.8 ± 3.2 mg/L, dichas concentraciones se obtuvieron en el muestreo 10, en EB y EC. Las concentraciones mínimas de MOP fluctúan entre los $0.5-2.5 \pm 0.02$ mg/L, dichas concentraciones corresponden a ECA y a las AIU para casi todo el estudio. La MOP registrada para la única muestra de agua de los estanques resultó en 5.8 ± 0.2 mg/L, esta concentración es relativamente baja comparada con los máximos registrados durante la cosecha; el promedio total de la MOP es de 9.7 mg/L, por ser este un muestreo puntual, probablemente no representa al total de las aguas que se descargan en los esteros, Páez-Osuna *et al.* (1997) para esta misma granja encontraron que hay un incremento considerable en la MOP en comparación con las aguas circundantes, reportan un incremento de 8.7 ± 3.9 a 17.8 ± 7.2 mg/L durante la temporada de secas y de 4.1 ± 1.6 a 13.8 ± 6.8 mg/L en lluvias. Al comparar las muestras del fondo contra las de superficie para una misma estación, se encontró que por lo regular la MOP particulada es más alta en el fondo que en la superficie, probablemente debido, a que la MOP se precipita y a la interacción de los sedimentos con la columna de agua. Con respecto al ciclo de mareas no se observó una tendencia clara para los diferentes estados de la marea (e.g., pleamar sicigia, bajamar sicigia y bajamar cuadratura).

Como se puede observar en la Grafica 14.1 las estaciones cercanas a la granja presentan un aumento significativo en la MOP durante la cosecha, esta tendencia se observó en la zona de AIU; esta misma influencia se observó también en algunas estaciones estero abajo pero en menor proporción (hasta la estación 11); este comportamiento coincide con el observado por Biao *et al.* (2004) quienes encuentran que el carbono orgánico total es más alto en las estaciones adyacentes a los drenes de la granja y disminuye en las estaciones más alejadas, probablemente la MOP es depositada en los sedimentos de los estanques y después es removida cuando se vacían totalmente los estanques. Teichert-Coddington *et al.* (1999) reportan que la mayor cantidad de material particulado se encuentra en el fondo de los estanques, dicho material es drenado cuando se desecha el último 5% del total del tirante de agua del estanque.

Por otra parte, se puede observar como en los muestreos posteriores a la cosecha los valores caen en las estaciones 1 y 2, esto es un indicativo de que las aguas recuperan los valores de calidad de agua registrados antes de la cosecha, en la estación 3 se observa un incremento en la último muestreo, posiblemente por el reflujó de material causado por la acción de las mareas. El ECA no presenta cambios significativos en la MOP durante la poscosecha.

En las Figuras 14.2-14.4 se observa que las estaciones subsecuentes parecen estar afectadas por la granja, además que en las estaciones cercanas al puerto no se observan cambios significativos en la MOP en la etapa del dragado. En contraste, Bonvicini-Pagliai *et al.* (1985) encontraron que el carbono orgánico total es unos de los parámetros más afectados por las actividades de dragado. Esto posiblemente se debe a que el enriquecimiento de MOP por el dragado sea limitado y muy localizado, o bien que las corrientes no logran transportar el material suspendido estero arriba, caso muy parecido al encontrado para los STS.

Para la MOP se observa que los promedios más altos se observan en las áreas adyacentes a la granja (EB y EC) y las zonas más bajas se encuentran en AIU. Entre los escenarios, es el TRES, el que presenta el promedio y las desviación estándar más altas (Tabla 23).

Tabla 23. Promedio de la concentración de la materia orgánica particulada [mg/L], para las distintas zonas y para cada escenario en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Zonas	Escenario			
	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	4.6 ± 3.6	4.6 ± 2.7	9.2 ± 8.4	6.1 ± 5.7
EB	5.9 ± 5.0	10.7 ± 6.0	20.9 ± 19.4	12.3 ± 12.8
CLU	6.5 ± 4.4	6.6 ± 3.7	14.7 ± 18.1	8.9 ± 10.8
ECA	5.5 ± 1.9	7.0 ± 5.5	9.7 ± 8.7	7.8 ± 6.6
EC	7.8 ± 4.4	10.6 ± 8.4	25.8 ± 30.1	15.0 ± 19.5
Total	5.9 ± 4.3	7.7 ± 5.8	15.6 ± 18.7	9.7 ± 12.0

En la Tabla 24 se muestran los resultados obtenidos para la prueba de la ANOVA la cual indica que sólo el escenario DOS presenta diferencias significativas, entre el EB y la AIU. No se observan diferencias entre las otras zonas probablemente debido a la gran dispersión de los datos (Figura C, Anexo 2).

La prueba de la ANOVA entre los escenarios indica que hay diferencias significativas ($P= 0.0001$), entre los escenarios UNO vs TRES ($P< 0.001$) y DOS vs TRES ($P< 0.05$), por otra parte, no se obtuvieron diferencias significativas entre UNO vs DOS ($P>0.05$).

Tabla 24, ANOVA no paramétrica de una vía, para la concentración de MOP promedio en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.4621	0.0011	0.2707
Diferencias significativas entre los Zonas	No	Si	No
Prueba de Dunns	—	EB vs AIU	—

6.7. Fósforo inorgánico (FI)

Los máximos de FI fluctúan entre 147 y 164 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$; las concentraciones mínimas de FI se encuentran en un rango de 24 y 37 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Las variaciones de FI fueron muy notables entre los esteros, este comportamiento concuerda con lo que encontró Ochoa-Izaguirre (1999), quien además reporta que la concentración en el complejo lagunar depende de la temporada de lluvias; en este estudio se encontró que

las concentraciones máximas de FI corresponden a la etapa de secas con un rango entre 127.1 y 145.7 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ y en la etapa de lluvias los valores mínimos se encontraron entre 21.7 y 37.2 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$. Alonso-Rodríguez *et al.* (2000), encuentran para la bahía de Mazatlán, valores entre 0.9 y 10.97 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$; SEMARNAP (2000) da un rango de FI entre 1.24 y 192 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$, además informa que el promedio de los datos rebasan los límites máximos establecidos para la protección de la vida acuática marina el cual es de 0.652 $\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$ (SEMARNAP, 2000), comparando con esta última concentración se puede observar que los valores encontrados en nuestro estudio rebasan dicho límite.

No se encontró ninguna tendencia en la concentración del FI, entre las muestras de superficie y fondo, tampoco fue posible determinar una tendencia entre dicha variable y los diferentes estados de la marea.

Páez-Osuna *et al.* (1997) indican que al parecer el fosfato no se modifica con las actividades de la granja dentro de los estanques. Trott y Alongi (2000) reportan que las concentraciones de PO_4^{3-} presentan variaciones muy grandes con respecto a las lluvias y no se observan diferencias significativas en los esteros antes y después de las descargas de la granja. Por el contrario, Biao *et al.* (2004) reportan que para las aguas circundantes el FI es altamente influenciado por las actividades de la granja. Para nuestro caso las variaciones de FI son muy altas, y tampoco parecen tener relación con las precipitaciones (Figs 6.1-6.3). Con respecto al dragado, Lohrer y Wetz (2003) reportan que el PO_4^{3-} se incrementa con los dragados pero este incremento se disipa en pocos minutos en la columna de agua por la influencia de las corrientes. Es factible que este sea el motivo por el cual no se observa una influencia considerable del dragado en la concentración de FI en la columna de agua para las estaciones monitoreadas en este estudio.

Para el FI el promedio alto por zonas correspondió al EC (Figura C, Anexo 2) el escenario UNO es el que presenta el FI más alto, no obstante la variación de los datos es muy alta reflejándose esto en las desviaciones estándar, las cuales también son altas (Tabla 25).

Tabla 25. Promedio de la concentración de Fósforo disuelto [$\mu\text{g-P-PO}_4^{3-}/\text{L}$] en las diferentes zonas y escenarios en las aguas del Estero de Uriás.

Escenario				
Zonas	UNO	DOS	TRES	Total I
AIU	98.8 \pm 32.6	85.3 \pm 34.8	80.8 \pm 27.3	88.0 \pm 32.4
EB	94.2 \pm 37.3	92.6 \pm 24.8	89.8 \pm 39.9	92.3 \pm 32.9
CLU	102.1 \pm 30.5	89.3 \pm 32.0	91.8 \pm 24.7	93.9 \pm 29.3
ECA	142.6 \pm 45.0	89.1 \pm 30.4	97.7 \pm 33.1	99.0 \pm 36.0
EC	108.6 \pm 52.0	103.1 \pm 18.8	92.8 \pm 39.0	100.8 \pm 35.1
Total	101.9 \pm 37.3	91.1 \pm 29.4	89.1 \pm 32.4	93.4 \pm 32.8

El análisis de ANOVA indica claramente que no hay diferencias significativas en los tres escenarios (Tabla 26) para las distintas zonas. Tampoco se obtuvieron diferencias significativas entre los escenarios ($P=0.1142$).

Tabla 26. ANOVA no paramétrica de una vía, para el contenido de FI promedio en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Uriás.

Escenario			
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.3361	0.6274	0.2707
Diferencias significativas entre los Zonas	No	No	No
Prueba de Dunns	—	—	—

6.8. Fósforo total (FT)

Las valores máximos de FT están entre 320 y 404 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$ y los mínimos fluctúan entre 95 y 12 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$. Existe una gran variación de FT entre los esteros, este comportamiento es semejante al observado por Ochoa-Izaguirre (1999) quien reporta que el FT varió entre 114.7 y 220.1 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$ durante la temporada de secas y 102.3 a 241.8 durante la temporada de lluvias, Del Río-Chuljak (2003) reporta para el puerto de Mazatlán un FT promedio de 1375 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$ en secas cálidas en pleamar y de 1278 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$ en bajamar, además reporta que los máximos están en las zonas cercanas a los manglares, debido probablemente al aporte de materia orgánica proveniente de las raíces y las hojas de los manglares, nuestros valores no son tan altos como los

encontrados en dicho estudio. La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 (SEMARNAP 2000), indica que las concentraciones de FT para aguas estuarinas no deben sobrepasar 156.25 $\mu\text{g-P}_T/\text{L}$, los valores encontrados en este estudio rebasan este límite en casi todas las estaciones. Como se observa en las gráficas 7.1-7.4 no hay ninguna relación aparente entre el FT con las actividades de la granja y los dragados. Por lo que puede deducir que el fósforo esta siendo controlado en las aguas por otras actividades en el puerto.

Para el FT el promedio total por zonas se encuentra más alto para el EC (Figura D, Anexo 2) y el promedio más bajo corresponde a las AIU; el escenario con las concentraciones más altas es el UNO, este escenario presenta también las desviaciones estándar más altas (Tabla 27).

Tabla 27. Promedio de la concentración de fósforo total [$\mu\text{g-P}_T/\text{L}$] en las diferentes zonas y para cada escenario de las aguas del Estero de Urías.

Zona	Escenario			
	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	234.8 \pm 84.6	192.3 \pm 21.1	139.8 \pm 19.4	189.3 \pm 61.0
EB	213.6 \pm 89.9	230.4 \pm 48.3	208.4 \pm 37.4	218.5 \pm 61.1
CLU	234.0 \pm 126.2	197.4 \pm 28.4	177.3 \pm 28.1	202.5 \pm 75.3
ECA	244.6 \pm 108.2	197.5 \pm 32.0	163.2 \pm 36.7	191.7 \pm 52.0
EC	201.2 \pm 54.4	243.8 \pm 38.8	222.7 \pm 45.1	226.8 \pm 46.7
Total	225.0 \pm 91.7	210.9 \pm 39.4	179.5 \pm 45.4	204.9 \pm 62.2

La ANOVA no paramétrica indica que los escenarios que presentan diferencias significativas entre las zonas son el DOS y TRES (Tabla 28), la prueba de Dunns indica como en los parámetros anteriores, que las zonas que contrastan son las que reciben las descargas de la granja con las cercanas al puerto.

La ANOVA indica que existen diferencias significativas ($p < 0.0002$) entre los escenarios, UNO vs TRES ($P < 0.01$) y entre DOS vs TRES ($P < 0.001$), la comparación entre UNO vs DOS no presenta diferencias significativas ($P > 0.05$).

Tabla 28. ANOVA no paramétrica de una vía, para el contenido de fósforo total en las aguas intermedias y de la cabeza lagunar del Estero de Urías.

Escenario

	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.9026	0.0013	<0.0001
Diferencias significativas entre los Zonas	No	Sí	Sí
Prueba de Dunns	—	EC vs AIU	EB vs AIU EC vs AIU

6.9. Amonio

Las concentraciones máximas de amonio oscilan entre 2290 y 1090 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$, y se encontraron en el muestreo 3, en el EB, EC y AIU, las concentraciones mínimas fluctúan entre 31.6 y 8.4 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$; dichas concentraciones se encontraron en los muestreos 4 y 10 en todas las estaciones. Ochoa-Izaguirre (1999) informa que el complejo lagunar Estero de Urías amonio fluctúa entre 142.6 y 802.9 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$ en secas y entre 96.1 y 973.4 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$ en lluvias, casi todos los datos encontrados en nuestro estudio están dentro de este rango, exceptuando los encontrados en el muestreo 3. Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) reportan que para la bahía de Mazatlán el amonio varía entre 0.5-18.7 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$, como es de esperarse la concentración de amonio en los esteros es más alta que en las aguas costeras. SEMARNAP (2000) reporta que para el complejo lagunar el amonio varía entre 152.05 y 220.88 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$. La norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996 dice que el valor límite del amonio es de 10 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$ para la protección de la vida acuática agua marina. Los valores encontrados en nuestro estudio rebasan por mucho dicho límite, pero no se llegan a alcanzar los LC_{50} (96 hr) para especies de peneidos que se encuentran entre 4270 y 55 177 $\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$ (Frías-Espericueta, y Páez-Osuna, 2001). Además para el presente estudio no se encontró una relación entre la concentración de amonio entre los diferentes estados de la marea y en las muestras de superficie y fondo.

En las Figuras 8.1-8.4 se puede observar un aumento considerable de amonio en el muestreo 3 en las estaciones cercanas a la granja y para algunas estaciones de las aguas intermedias. Dado que en el muestreo 3 no hay ninguna actividad, este

incremento de amonio posiblemente es debido a que descomposición de la materia orgánica (diagénesis anóxica) en los sedimentos liberan amonio a la columna de agua (Libes, 1992). Guerrero-Galván (1994) encuentra que la concentración de amonio dentro de la granja está relacionada con la concentración del agua en los esteros del cual toma agua, por lo que explica que hay un multitud de procesos que están ejerciendo influencia en las aguas tanto dentro como fuera de la granja en la misma magnitud y sentido, esto contrasta con lo reportado por Biao *et al* (2004) y Trott y Alongi (2000), quienes encuentran que el amonio en las aguas circundantes aumenta con la magnitud de la descarga del agua de la granja.

Con respecto al dragado se puede observar en las Figuras 8.3-8.4 que la concentración de amonio en las estaciones cercanas al puerto (AIU) no fueron afectadas por los dragados, esto difiere de lo reportado en la literatura (Lohrer y Jarrell, 2003; Bonvicini-Pagliai *et al.*, 1985) donde mencionan que la concentración en la columna de agua sí es afectada con las actividades de dragado, esta discrepancia posiblemente se debe a que el aumento en la concentración de amonio, es de manera localizada y no se disipa en las estaciones estero arriba, además de que las variaciones “normales”, en las elevadas concentraciones de este compuesto enmascaran las posibles diferencias que pudieran presentarse por los dragados y las descargas de la granja.

Se observa como las desviaciones estándar son muy altas para los datos del amonio, esto hace difícil su interpretación (Tabla 29). Esto se refleja en la prueba de la ANOVA no paramétrica en la cual se observa que en el escenario UNO y DOS no existen diferencias significativas entre las zonas, en cambio en el escenarios TRES si hay diferencias significativas, la prueba de Dunns indica que las zonas que difieren significativamente son las que rodean a la granja (EB y EC) contra las estaciones cercanas al puerto (AIU) (Tabla 30). La ANOVA entre los escenarios indica que no existen diferencias significativas entre estos ($P=0.9504$).

Tabla 29. Promedio de la concentración de amonio [$\mu\text{g-N-NH}_3/\text{NH}_4^+/\text{L}$] en las diferentes zonas para cada escenario en las aguas del Estero de Urías.

Zona	Escenario			
	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	349.0 ± 416.3	472.0 ± 340.7	410.1 ± 137.7	416.1 ± 319.5
EB	481.8 ± 673.4	247.3 ± 155.0	239.5 ± 196.1	356.5 ± 424.3
CLU	423.6 ± 554.7	386.4 ± 187.9	358.0 ± 249.2	389.0 ± 344.3
ECA	127.5 ± 49.7	488.8 ± 245.3	437.9 ± 273.3	421.8 ± 262.5
EC	689.0 ± 498.8	307.2 ± 142.2	205.2 ± 168.9	358.0 ± 318.8
Total	435.7 ± 534.1	377.5 ± 250.4	330.8 ± 213.2	387.8 ± 344.1

Tabla 30. ANOVA no paramétrica de una vía para la concentración de amonio en las aguas del Estero de Urías.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.0393	0.0392	0.0025
Diferencias significativas entre los Zonas	No	NO	Sí
Prueba de Dunns	—	—	EC vs AIU, EB vs AIU

6.10. Nitrito

Las concentraciones máximas de nitrito fluctúan entre 415 y 255 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$, estos datos corresponden a las AIU y al ECA para el muestreo 9. Las mínimas oscilan entre 0.40 y 0.55 ± 0.02 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$; estas concentraciones se encontraron en el muestreo 3 en todas las estaciones. Ochoa-Izaguirre (1999) reporta que por lo regular las concentraciones en el complejo lagunar estero de Urías fueron menores en las estaciones cercanas a la granja que a las encontradas en el puerto; informa que el nitrito fluctuó entre 2.38 y 9.52 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$ en secas 3.22 y 23.38 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$ en lluvias. Alonso-Rodríguez *et al* (2000) reportan que para la Bahía de Mazatlán el nitrito varió entre 0.05 y 1.76 ± 0.30 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$, para este mismo sitio, SEMARNAP (2000) reporta que el nitrito varió desde no detectado hasta 26.75 $\mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$, además informan que el promedio de los datos obtenidos del nitrito rebasan el límite máximo establecido en los

criterios ecológicos para la protección de la vida acuática marina que es de $0.62 \mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$ (SEMARNAP, 2000). Como se puede observar, los resultados del presente estudio están muy por arriba de este valor. En las muestras de los esteros y de la granja no se alcanzaron los LC_{50} (48 hr) para especies de peneidos los cuales están reportados entre 2924 y $28777 \mu\text{g-N-NO}_2^-/\text{L}$ (Frías-Espéricueta y Páez-Osuna, 2001).

Por otro lado en el presente trabajo no se encontró ninguna tendencia en la concentración del nitrito para los diferentes estados de la marea, lo mismo pasa cuando se comparan los valores de superficie y fondo.

Como se puede ver en las figuras 9.1 las aguas que rodean a la granja no parecen estar afectadas por las descargas de esta, respecto a los nitritos. Guerrero-Galván (1994) informa que las concentraciones de nitrito no aumentan ni disminuyen a lo largo del ciclo de cultivo. Trott y Alongi (2000) reportan que el nitrito en las aguas receptoras de las descargas de la granja no parece estar afectado en todo el ciclo de cultivo; por el contrario, Biao *et al.* (2004) encuentran que la concentración de nitrito sí es afectada por las descargas de la camaronicultura, encontrándose concentraciones más altas en los esteros receptores comparados con los encontrados en el estero de referencia.

Con respecto al dragado, se observa que la concentración en las estaciones cercanas al puerto en los tres primeros muestreos (antes de los dragados) la concentración de nitrito es relativamente baja y no presenta muchas variaciones (Figs. 9.2-9.3), después hay un incremento considerable, cuando justo empiezan los dragados en el puerto; esta tendencia se incrementa conforme pasan los días, alcanzando el máximo en el muestreo 9. Loherer *et al.* (2003) encuentran que hay un ligero incremento en la concentración de nitrito en la columna de agua en la presencia de dragado y por el contrario Bonvicini-Pagliai *et al.* (1985), reportan que el nitrito no se modifica por las actividades de dragado. Posiblemente el aumento de nitrito en la columna de agua se debe a la liberación de esta especie en los sedimentos por las actividades de dragado y es transportado por las corrientes de marea estero arriba, siendo mayormente detectado en las estaciones más cercanas al puerto.

Para el nitrito la zona que presenta el mayor promedio general son las AIU (Tabla 31), el escenario con el mayor promedio es el TRES, se observa que en el escenario UNO los promedio son casi iguales para las distinta zonas, el escenario DOS aumenta

en las estaciones cercanas al puerto, y en TRES aumenta más esta tendencia (Figura E, Anexo 2).

Tabla 31. Promedio de Nitrito [$\mu\text{g-N-NO}_2$] en las aguas intermedias del Estero de Urías.

Zona	Escenario			Total
	UNO	DOS	TRES	
AIU	6.6 ± 4.7	21.4 ± 10.6	32.0 ± 14.3	20.1 ± 14.5
EB	6.2 ± 3.7	6.4 ± 3.7	5.6 ± 4.8	6.1 ± 4.0
CLU	5.4 ± 7.0	12.7 ± 4.2	18.6 ± 14.3	12.5 ± 9.8
ECA	5.8 ± 5.0	12.8 ± 3.8	26.2 ± 13.5	17.0 ± 11.5
EC	6.1 ± 5.5	8.4 ± 6.3	6.7 ± 5.1	7.4 ± 5.6
Total	6.2 ± 4.3	13.2 ± 9.0	18.8 ± 15.8	13.1 ± 11.8

La Tabla 32 muestra como en el escenario UNO, no existen diferencias significativas entre las zonas, en cambio en el DOS y el TRES si hay diferencias significativas, la prueba de Dunns indica que las zonas con diferencias significativas son las adyacentes a la granja contra ECA y las AIU. También se obtuvieron diferencias significativas entre los escenarios ($P < 0.0001$), estas diferencias se encontraron entre el escenario UNO vs DOS ($P < 0.001$) y UNO vs TRES ($P < 0.001$), la comparación DOS vs TRES no presenta diferencias significativas ($P > 0.05$).

Tabla 32. ANOVA no paramétrica de una vía para la concentración de nitrito en las aguas del Estero de Urías.

	Escenario		
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.9582	<0.0001	0.0025
Diferencias significativas entre los Zonas	No	Si	Si
Prueba de Dunns	—	EB vs CLU EB vs ECA EB vs AIU EC vs AIU	EB vs ECA EB vs AIU EC vs ECA EC vs AIU

6.11. Nitrato

Las concentraciones más altas de nitrato oscilan entre 1036.8 y 3895.2 $\mu\text{g-N-NO}_3^-$ /L y se obtuvieron en el muestreo 6 para las AIU. Las concentraciones mínimas están

entre 6.4 y $10.7 \pm 0.4 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$ y se encontraron en los primeros tres muestreos en todas las estaciones. Ochoa-Izaguirre (1999) encuentra para el complejo lagunar Estero de Urías que las menores concentraciones de nitrato varían entre 86.8 y $403 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$ para secas y entre 74.4 y $675.8 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$ en lluvias para el complejo lagunar; en nuestro estudio dicho intervalo es rebasado por las muestras tomadas en los muestreos 6 y 9. Alonso-Rodríguez *et al.* (2000) reportan para la Bahía de Mazatlán que el nitrato se encuentra entre 0.30 y $35.74 \pm 6.31 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$, con esto se infiere que la concentración de nitrato dentro de los esteros es más alta en comparación a las aguas costeras. SEMARNAP (2000) informa que para Mazatlán el nitrato varía entre 72.48 y $2.37 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$, además advierte que los promedios de los datos obtenidos para el nitrato rebasan los límites máximos establecidos en los Criterios Ecológicos para la protección de la vida acuática marina (SEMARNAP, 2000) que es de $0.45 \mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$. Los valores obtenidos en este estudio rebasan por mucho los límites establecidos por esta norma.

Además en el presente trabajo no se encontró ninguna tendencia en la concentración del nitrato para los diferentes estados de la la marea, lo mismo pasa cuando se comparan los valores de superficie y fondo.

Para los estanques de la granja, Guerrero-Galván (1994) informa que para el nitrato existen pocas variaciones, además reporta que cuando se abate al nitrato aumenta el nitrito (muy probablemente por las bacterias desnitrificantes), como se puede observar en las Figuras 10.1, el nitrato no parece estar afectado por las actividades de la granja, este mismo comportamiento fue observado por Trott y Alongi (2000), en cambio Biao *et al.* (2004) muestran que la concentración de nitrato es más alta en el estero receptor que en el de referencia y esta tendencia aumenta con el ciclo de la cosecha.

Como se puede observar en las Figuras 10.2-10.4 existe un pico en la concentración de nitrato en el muestreo 6, esta concentración sobrepasa por mucho las encontradas en otros muestreos, esto probablemente se deba a las actividades de dragado; pudiese ser que las mareas dispersan al nitrato estero arriba, además de un efecto de sinergia con las lluvias que en esos días fueron las más fuertes en este estudio. Lohrer y Jarrell (2003) reportan que la concentración de nitrato en la columna de agua aumenta desde un 23 hasta 30% con el dragado.

Para el nitrato el promedio general más alto por zonas corresponde al ECA (Figura E. Anexo 2),. Por otra parte el escenario con el promedio y la desviación estándar más

grandes es el DOS. Se observa que los promedios más altos pertenecen a las zonas cercanas al puerto en el escenario para este escenario (Tabla 33).

Tabla 33. Promedio de la concentración de nitrato [$\mu\text{g-N-NO}_3^-/\text{L}$] para las diferentes zonas y escenarios en las aguas del Estero de Urías.

Escenario				
Zona	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	24.0 ± 9.9	477.9 ± 981.8	177.3 ± 99.8	249.3 ± 641.7
EB	27.7 ± 13.8	108.9 ± 85.9	109.0 ± 175.3	85.70 ± 115.4
CLU	23.9 ± 18.0	188.3 ± 204.7	208.8 ± 222.8	146.1 ± 192.2
ECA	21.6 ± 12.6	692.3 ± 1090.5	162.1 ± 112.2	420.4 ± 827.6
EC	34.4 ± 18.0	214.9 ± 276.7	112.9 ± 124.3	142.6 ± 209.1
Total	26.1 ± 14.0	330.7 ± 703.3	154.9 ± 152.1	194.4 ± 478.1

La prueba de la ANOVA no paramétrica muestra que entre los escenarios UNO y DOS no hay diferencias significativas entre las zonas, en cambio el escenario tres indica que el estero que recibe las descargas de la granja EB contra las AIU son significativamente diferentes (Tabla 34).

Al comparar los diferentes escenarios se encuentran diferencias significativas entre ellos ($P < 0.0001$), la prueba de Dunns indica que los escenarios con diferencias significativas son el UNO vs DOS ($P < 0.001$) y el UNO vs TRES ($P < 0.001$).

Tabla 34. ANOVA no paramétrica de una vía para la concentración nitrato.

Escenario			
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.3845	0.2010	0.0025
Diferencias significativas entre los Zonas	No	No	Si
Prueba de Dunns	—	—	EB vs AIU

6.12. Nitrógeno total (NT)

Para el NT las concentraciones más altas se encuentran entre 8923 y 9625 $\mu\text{g-N}_T/\text{L}$, estos valores aparecen en el muestreo 9 en el ECA y en la CLU. Las concentraciones mínimas de NT están entre 120 y 671 $\pm 20 \mu\text{g-N}_T/\text{L}$, estas

concentraciones se encontraron sobre todo en el muestreo 8 para las AIU. Del Río-Chuljak (2003) encontró que el NT en Urías depende de las precipitaciones, encontrándose los valores más bajos en lluvias con un intervalo entre 1131 y 566 $\mu\text{g-N}_T/\text{L}$ y para secas entre 1140 y 3145 $\mu\text{g-N}_T/\text{L}$. Los valores encontrados en este estudio están dentro de este rango con excepción de los picos en el muestreo 5 y 9, esto probablemente se debe a las actividades simultáneamente de la granja y el dragado, que dispararon los valores de NT en la columna de agua.

Por otra parte en el presente estudio no se observó un patrón definido entre los diferentes estados de la marea con el NT, además de que no se observa tendencia alguna entre las muestras de superficie y fondo para la concentración de NT en la columna de agua.

La norma oficial para la protección de la vida acuática marina informa que el máximo permitido de NT para estuarios es de 15000 $\mu\text{g-N}_T/\text{L}$ (SEMARNAP, 2000). Los datos encontrados en este estudio no rebasan este límite.

Como se puede observar en las Figs. 11.1-11.4 las variaciones del NT no muestran un patrón definido, en las estaciones 1 y 2 no parece haber un cambio significativo para las diferentes etapas de la granja; en las estaciones 3 y 4 aparece un pico en el muestreo 9, debido quizás a las descargas de la granja, lo extraño es que no se observa lo mismo en el muestreo 10 en plena cosecha, que es donde se presenta la mayor descarga de agua por parte de la granja. En las estaciones estero abajo aparece un pico en el muestreo 5, debido quizás a los dragados en el puerto, lo raro es que este pico no es muy marcado en la estación 13, que es la más cercana a las actividades de dragado, este comportamiento posiblemente se debe a que el NT está influido por las dos actividades, tanto de la granja y de los dragados en el puerto y se disipa muy rápidamente en el estero por dilución y por la influencia de las corrientes de marea; con respecto a esto, Lohrer y Jarrell (2003) informan que las especies de NO_x aumentan con las actividades del dragado.

El NT en la zona con el promedio general más alto es ECA, por escenarios es el TRES con el promedio más alto (Figura F, Anexo 2), no obstante la variabilidad de los datos es muy alta lo que provoca desviaciones estándar muy altas (Tabla 35). Esto se refleja en resultados obtenidos en la ANOVA no paramétrica la cual no indica que no existen diferencias significativas entre las zonas para los tres escenarios (Tabla 36). En

cambio la ANOVA entre los escenarios presenta diferencias significativas ($P < 0.0001$), la prueba de Dunns indica que los escenarios que presentan estas diferencias son el UNO vs DOS ($P < 0.0001$) y el DOS vs TRES ($P < 0.001$).

Tabla 35. Promedio de la concentración de nitrógeno total [$\mu\text{g-N}_T/\text{L}$] para las diferentes zonas y escenarios del Estero de Urías.

Escenario				
Zona	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	1251.4 \pm 318.1	2085.5 \pm 1152.0	1088.4 \pm 480.5	1534.9 \pm 908.2
EB	1502.0 \pm 507.8	2164.6 \pm 1061.8	1992.3 \pm 2108.9	1914.0 \pm 1364.1
CLU	1260.6 \pm 631.9	2802.4 \pm 2042.2	3643.7 \pm 3966.1	2592.3 \pm 2656.6
ECA	1394.5 \pm 347.7	2419.7 \pm 1290.4	3522.3 \pm 4009.0	2717.4 \pm 2675.9
EC	1249.7 \pm 521.3	2343.5 \pm 1058.7	3797.5 \pm 3772.5	2585.1 \pm 2438.4
Total	1326.6 \pm 475.3	2319.8 \pm 1333.1	2538.9 \pm 3026.6	2124.9 \pm 1978.9

Tabla 36. ANOVA no paramétrica de una vía, para el nitrógeno total en las aguas del Estero de Urías.

Escenario			
	UNO	DOS	TRES
Valor de P	0.4523	0.7613	0.0755
Diferencias significativas entre los Zonas	No	No	No
Prueba de Dunns	—	—	—

6.13. Clorofila a

Las concentraciones más alta de clorofila a fluctúan entre 20.5 y 40.7 ± 1.2 mg/m^3 y correspondieron al muestreo 10 en las estaciones colindantes a la granja y en la CLU; las mínimas que se registraron fueron de 0.21-1.0 ± 0.05 mg/m^3 , cuyas concentraciones se presentaron para las AIU en casi todos los muestreos. SEMARNAP (2000) reporta para Mazatlán que los valores de clorofila a se encuentran entre 5780 y 0.08 mg/m^3 , como se puede ver la dispersión de los datos es muy grande. Del Río-Chuljak (2003) encontró que la Clorofila a varía entre 4.5 y 52.4 mg/m^3 para la temporada cálida y entre 10 y 42 mg/m^3 para las lluvias, nuestros valores están dentro de estos rangos, cabe

mencionar que los valores más altos que encontró Del Río-Chuljak (2003) correspondieron a las estaciones cercanas a la granja.

Por otra parte en el presente estudio no se observa un patrón definido entre los diferentes estados de la marea la concentración de la clorofila *a*, además que no se observa alguna tendencia entre las muestras de superficie y fondo en la columna de agua.

Como se puede ver en las Figuras 12.1-12.2 en las estaciones cercanas a la granja (EB y EC) la clorofila *a* en los primeros nueve muestreos fue relativamente homogénea y después en el muestreo 10 en la etapa final de la granja se dispara, dicho incremento se observa hasta la estación 9 (AIU) pero en menor grado. Trott y Alongi (2000) y Biao *et al.* (2004) encuentran este mismo comportamiento para la clorofila *a*, e informan que esta variable aumenta considerablemente con las descargas de la granja, y atribuyen este fenómeno a que la adición de nutrientes de los estanques dispara la productividad primaria en las aguas de los esteros. Al parecer, en las estaciones cercanas al puerto la concentración de Clorofila *a* no parece estar influenciada por las actividades de dragado (12.3-12.4). Por otro lado la concentración de clorofila *a* disminuye en los muestreos 11 al 15 que corresponden a la poscosecha (Figura 12.1), esto indica el estero tarda aproximadamente 10 días en alcanzar los niveles de clorofila *a* registrados antes de la cosecha.

El EB presenta el promedio general más alto para la clorofila *a* (Tabla 37), por escenario, el TRES, es el que presenta el promedio más alto. En todos los escenarios el promedio de clorofila *a* es más alto en las estaciones que reciben las descargas de la granja, y disminuye estero abajo, este comportamiento se acentúa conforme aumentan las descargas de la granja, o sea justo en la cosecha (Figura F, Anexo 2).

Tabla 37. Promedio de la concentración de clorofila *a* [mg/m³] en las diferentes zonas y escenarios del Estero de Urías.

Zona	Escenario			
	UNO	DOS	TRES	Total
AIU	1.6 ± 1.1	2.2 ± 1.9	4.7 ± 4.6	2.7 ± 3.1
EB	9.2 ± 5.2	7.4 ± 6.4	14.2 ± 10.8	9.8 ± 8.0
CLU	1.3 ± 1.0	1.3 ± 1.0	8.0 ± 6.3	3.3 ± 4.6
ECA	0.7 ± 0.5	1.8 ± 1.9	3.8 ± 2.4	2.4 ± 2.3
EC	3.7 ± 2.4	4.7 ± 6.4	8.4 ± 5.8	5.7 ± 5.8
Total	3.7 ± 4.3	3.6 ± 4.7	7.7 ± 7.4	4.8 ± 5.9

El análisis de la ANOVA no paramétrica indica que existen diferencias significativas entre las zonas en los tres escenarios, estas diferencias se observan entre el estero que recibe las descargas de la granja (EB) contra el ECA y AIU (Tabla 38).

La ANOVA muestra que existen diferencias significativas entre los escenarios ($P < 0.0001$), la prueba de Dunns indica que los escenarios que presentan estas diferencias significativas son el UNO vs TRES ($P < 0.001$) y el DOS vs TRES ($P < 0.001$).

Tabla 38. ANOVA no paramétrica de una vía, para la concentración clorofila a en las aguas intermedias del Estero de Urías.

Escenario

	UNO	DOS	TRES
Valor de P	<0.0001	0.0004	0.0016
Diferencias significativas entre los Zonas	Si	Si	Si
Prueba de Dunns	EB vs CLU EB vs ECA EB vs AIU	EB vs CLU EB vs ECA EB vs AIU	EB vs ECA EB vs AIU

6.14. Análisis multivariado

Como se indica en el capítulo anterior los datos obtenidos en el presente trabajo no son normales ni homocedásticos, esto no permite que se le puedan hacer algunos análisis más robustos (*e.g.*, ANOVA de dos vías paramétrica), además como se observa en los capítulos anteriores las variaciones de los datos es muy alta, y en muchos casos no permiten observar las diferencias para las diferentes variables.

Con el objeto de entender mejor como influyen las descargas de la granja y las actividades de dragado en las aguas del complejo lagunar, se efectuó el análisis multivariado para determinar como se ordenan (si es que se ordenan) las muestras obtenidas y hacer interpretaciones con todos los datos obtenidos (Jeffers, 1978). En este caso, se tomaron por separado los datos de las muestras de superficie y fondo para cada estación (no se tomaron los promedios por estación); con esto se puede trabajar de manera más detallada. Las muestras de agua se dividieron según la zona en la que fueron tomadas:

Estero	Muestra
EB	1S, 1F, 2S, 3S y 3F
EC	4S y 4F
CLU	5S, 6S, 7S y 7F
ECA	8S
AIU	10 S, 10F, 11S, 12S y 13S

Para poder analizar los datos, primero, se transformaron; es decir, todos los datos se escalaron entre 0 y 1 para cada una de las variables medidas, el cero corresponde al valor más bajo obtenido y 1 al más alto dicha transformación se lleva a cabo con la siguiente fórmula (Zar, 1984):

$$X_u = \frac{X_i - X_0}{X_1 - X_0}$$

Donde X_u es el dato iésimo transformado entre 0 y 1, X_i es el dato iésimo, X_0 es el dato más bajo obtenido para un parámetro fisicoquímico y X_1 es el dato más alto encontrado; como esta es una transformación lineal, la información de los variables no se ve alterada.

A continuación, se presentan y examinan los resultados obtenidos para los diferentes análisis.

6.14.1. Escenario UNO

La figura I (Anexo 3) muestra el dendograma del escenario UNO, en este diagrama se puede observar como se forman dos grandes grupos: el grupo uno que está constituido por las muestras cercanas a la granja y el dos por las aguas estero abajo, es decir, por las estaciones que pertenecen a CLU, AIU y ECA, también se observa que las muestras 1S y 13S no están contenidas dentro de estos grupos (Fig. II; Anexo 3), éstas corresponden al principio y al final de las estaciones, el análisis de escalamiento multidimensional (MDS) (Fig. III; Anexo 3), revela mejor la separación entre los grupos, en este caso se forman tres grupos, el grupo uno, conformado por las estaciones adyacentes a la granja (EC y EB), el grupo dos está conformado por las estaciones intermedias (CLU y ECA) dentro de este conjunto está la muestra 5S que pertenece a las AIU y por último el tercer grupo está formado por las AIU y la muestra 6S, se advierte el

mismo comportamiento que en el análisis de cluster, las muestras 1S y 13S no pertenecen a ningún grupo, el grado de estrés de este estudio es de 0.14 lo cual indica que es una representación útil, pero muy cercana al azar. El análisis de semejanzas (ANOSIM) indica que las zonas más análogas son el EB y el EC con un 70% de nivel de significancia y ECA vs AIU y CLU vs ECA con niveles de significancia de 42.9 y 40.0%, respectivamente. Este análisis indica que los esteros que rodean a la granja tienen características muy similares entre si, en cambio el ECA presenta propiedades más parecidas a las aguas del canal principal que a los otros dos esteros.

El análisis de porcentaje de similitud (SIMPER) indica que el cuerpo de agua más homogéneo fue el de las AIU con un 72.9% de similitud el más heterogéneo es EB con 68.1% de similitud y los cuerpos de agua que más difieren entre sí son EB vs ECA con un 49.5% de disimilitud; las especies que más contribuyen a esta separación son el amonio, Clorofila *a* y el OD, con un porcentaje de contribución de disimilitud de 22.4, 22.3 y 18.0%, respectivamente, le siguen en diferencia el EC vs ECA con 48.6% en este caso separadas principalmente por OD (23.1%), amonio (25.9%) y STS (14.4%), los siguientes cuerpos de agua que tienen una separación considerable son EC vs AIU (47.4% de disimilitud) con las variables que más contribuyen a estas diferencias, OD (contribución del 43.6%), STS (18.0%) y el amonio (17.7%) y el EB vs AIU (47.4%) con el OD (36.0%), la clorofila *a* (18.3%) y amonio (18.3%) como los componentes, que más contribuyen a esta separación.

De la información anterior se deduce de acuerdo a los valores en su conjunto de las variables de la calidad de agua que existe una separación en las aguas del estero; (a) las que se encuentran cerca de la granja, (b) las que están en la parte intermedia y (c) las aguas cercanas al puerto; además se nota que los grupos están formados por muestras de otras zonas y las estaciones extremas no están contenidas en dichos grupos; esto indica que las aguas son relativamente homogéneas (esto explicaría el valor alto de estrés), resultado que es de esperarse dado que es un sistema dinámico; cabe mencionar, que el ECA no se parece a los otros esteros, sus aguas tienen características semejantes a las del canal principal. Los resultados del análisis SIMPER y ANOSIM indican que los cuerpos de agua que más difieren son los que rodean a la granja con los que están más alejados de ésta (AIU y el ECA) y que las variables que más contribuyen a esta separación son el OD, los STS y al amonio, que como se mencionó anteriormente

parecen estar relacionados con el agua de la descarga de la granja del ciclo anterior a este estudio.

8.14.2. Escenario DOS

El análisis de cluster de las muestras en presencia de dragado indica como se forman tres grupos (Fig. IV; Anexo 3); el grupo uno, compuesto por las muestras tomadas en las estaciones cercanas a la granja (EB y EC), el grupo dos formado por CLU y el ECA, por último, el grupo tres, que contiene algunas de las muestras de las AIU, además, existen dos muestras que no pertenecen a estos grupos que son la 9S y 10S que pertenecen a las AIU. El Análisis de MDS indica este mismo comportamiento (Fig. VI; Anexo 3), el grupo uno formado por las estaciones cercanas a la granja (EB y EC), el grupo dos formado por las estaciones centrales (CLU y ECA) y grupo tres constituido por las muestras de las AIU. Los resultados del análisis de ANOSIM indica que las zonas más parecidas son el ECA vs la CLU con un 80% y el EB vs EC con 52.4%. El nivel de significancia entre el ECA y la CLU es muy alto lo cual indica que prácticamente es la misma calidad de agua en dichas zonas, los esteros adyacentes a la granja son muy análogos.

El análisis de SIMPER indica que la zona más homogénea es la CLU con 80.1% de similitud, el más heterogéneo es el EB con un 74.5% de similitud. Este mismo examen muestra que los cuerpos de agua más distintos son el EC vs AIU con un 46.5% y los parámetros que contribuyen a esta separación son el nitrito con 27.3%, la clorofila a (14.2%) y el amonio (13.8%), los que siguen en diferencia son el EC vs AIU con 48.6%, en este último caso separadas principalmente por el nitrito (27.3%), el NT (13.9%) y OD (12.9%), otros cuerpos de agua con disimilitud considerable son el EB vs EC (37.1%) y el EB vs CLU (35.0%), los factores que más afectan la separación entre EB vs EC son el NT (24.1%), el nitrito (17.5%) y el amonio (12.2%), y para EB vs CLU, el NT (21.2%), clorofila a (22.8%) y el nitrito (18.1%) son los factores que más favorecen a diferenciar estos cuerpos de agua.

De la información anterior se concluye que al igual que en el caso anterior, los cuerpos de agua se arreglan en tres zonas: las que rodean a la granja, la de la parte central y las estaciones cercanas al puerto, aunque a diferencia de los resultados del escenario UNO los grupos están mejor definidos (no hay muestras que se traslapen entre

las diferentes zonas), con esto se infiere que la presencia de los dragados en el puerto hace que las diferentes zonas sean más heterogéneas entre ellas, esto se ve reflejado en una disminución del estrés en el MDS (0.12), y esto implica que los grupos están más ordenados que en el caso anterior. Por otra parte, los análisis de SIMPER y ANOSIM indican que las zonas más desiguales, son las que rodean a la granja contra las que están más cercanas al puerto y las especies que causan estas diferencias son el nitrito y el NT; esto concuerda con las conclusiones anteriores, las cuales señalan al nitrito y al NT como especies que están altamente influidas por la presencia de los dragados en el puerto, otra especie que parece influir en dicha separación es la clorofila *a*, lo que quizás se deba a que el aumento de nitrógeno disponible en la columna de agua incrementa la productividad primaria.

8.14.3 Escenario TRES

En la Figura VII (Anexo 3) se observa que se forman cuatro grupos: el primero, contiene a las muestras del EB con excepción de la muestra 3F, la cual pertenece al grupo dos que contiene también a las muestras del EC (Fig. VIII; Anexo 3), el grupo tres, contiene a las muestras de las estaciones de CLU y al ECA, y el conjunto cuatro que es el más homogéneo y está conformado por las muestras de AIU. Este mismo comportamiento, se puede observar en los resultados del análisis de MDS (Fig. IX; Anexo 3) donde también se forman cuatro grupos con un nivel de estrés de 0.06, que corresponde a una buena ordenación sin riesgo de una falsa interpretación. La prueba de ANOSIM indica que las zonas más parecidas son ECA vs CLU con 80% de nivel de significancia; en cambio, evidencia que el EB vs EC tienen una significancia muy baja (14.3%) comparada con la encontrada en los anteriores casos, lo cual sugiere que las descargas de los estanques provocan una diferencia entre los dos esteros adyacentes a la granja. Lo cual tiene sentido, ya que cuando la granja descarga mayor cantidad de materiales se esperaría que al liberarlos en EB y no en EC, se noten más las diferencias en estos esteros.

El análisis de SIMPER indica que el más homogéneo de los cuerpos de agua es el de las AIU con un 81.4% de similitud y el más heterogéneo es el de EB con una disimilitud de 71.6%. Este mismo análisis, muestra que la zonas que más difieren son las de EC vs AIU con un 55.7% de disimilitud y las variables que más contribuyen a esta

separación son el nitrito con 29.5%, el NT con 18.8% y los STS con 15.5%, los otros sectores que también difieren considerablemente son el EB vs AIU con un 52.2% de disimilitud y los componentes que contribuyen a esto son el nitrito (34.9%), la clorofila a (18.2%) y los STS (10.6%) y el EB y el ECA presentan una disimilitud de 52.2%, las variables que favorecen esto son el nitrito (27.5%), la clorofila a (20.9%) y el NT (15.9%), además el EC vs el ECA presentan una diferencia de 41.6%, las variables que más contribuyen son el nitrito (30.6%), los STS (21.7%) y la MO con 19.7% de contribución a la disimilitud.

Con esta información, se puede observar como también se forman grupos, pero a diferencia de los casos anteriores dicho grupos están mejor definidos, lo cual se ve reflejado en un valor de estrés bajo (0.6), también se puede concluir que las aguas más homogéneas son las que pertenecen a las aguas intermedias AIU, además que el EC y el EB no pertenecen a un mismo grupo, con excepción de la muestra 3F. Este comportamiento debe ser producido por las descargas de la granja, las variables que contribuyen a esta separación son el NT con 24.9%, clorofila a con 24.5% y los STS con 18.6%, como ya se comentó anteriormente (capítulos 8.3 y 8.12) la concentración de los STS y la clorofila a en las aguas receptoras está altamente influenciada por la granja, para el NT se mencionó que estaba influenciado por la granja y el dragado. Por otra parte, se observa como los efectos en conjunto del dragado y las descargas de la granja hacen que las zonas se vuelvan más heterogéneas entre ellas y que las zonas que más difieren son las que se encuentran adyacentes a la granja contra las que están cerca del puerto. Por otra parte, el análisis de SIMPER muestra como el nitrito es una especie que es altamente influenciada por las actividades de dragado en el puerto, la clorofila, MO y los STS que aumentaban con las descargas de la granja y el NT que al parecer está influenciado por las dos actividades, el dragado y las descargas de la granja.

7. Conclusiones

- El estado trófico del sistema es hipertrófico con respecto a la concentración de fósforo total y el nitrógeno total, por otra parte con respecto a la concentración de clorofila *a* se determinó que en el global las aguas del complejo lagunar Estero de Urías fueron eutróficas y que las descargas de la granja están aumentando el estado trófico de las aguas del sistema lagunar, sobre todo en la cosecha.
- La temperatura y la salinidad en todo el complejo lagunar están influenciadas principalmente por los cambios climáticos, no obstante la salinidad es más alta en las estaciones adyacentes a la granja, por lo que se puede inferir que las descargas, si tienen un efecto de hacer hipersalinas las aguas receptoras, particularmente, en la época de estiaje.
- Los STS y la MOP en las aguas receptoras son influenciados de manera considerable por las descargas de la granja, mostrando sus máximos durante la cosecha; en este periodo los STS rebasaron los límites de calidad de agua establecidos en la norma mexicana para aguas estuarinas, este efecto se extiende en las estaciones estero abajo pero en menor grado, Los STS y la MOP no se incrementaron con los dragados en las estaciones cercanas al puerto.
- El OD es reducido de manera continua por las descargas de la granja en las aguas adyacentes a esta, además de que disminuye considerablemente con las operaciones de dragado en las estaciones cercanas al puerto.
- Las variaciones del fósforo inorgánico y el fósforo total son muy grandes en el complejo lagunar y no parecen tener relación con las descargas de los estanques de la granja ni con las actividades de dragado en el puerto, no obstante las concentraciones de estas especies tanto en las aguas intermedias como de la cabeza lagunar del Estero de Urías rebasan de manera significativa los límites de las normas establecidas para la protección de la vida acuática marina (NOM-001-ECOL-1996).

- Las concentraciones de amonio rebasan la norma establecida, (NOM-001-ECOL-1996) de calidad de agua, hasta 38 veces más en casi todas las muestras analizadas. Los incrementos de amonio probablemente son producidos por la descomposición de la materia orgánica asociada a los sedimentos, la cual procede de los ciclos anteriores de la granja camaronícola. Los dragados no parecen modificar la concentración de amonio en las estaciones estudiadas en este trabajo.
- La concentración de nitrito en las estaciones cercanas al puerto está altamente influenciada por los dragados en el puerto, y no parecen estar afectadas por las descargas de la granja. Las concentraciones de nitrito sobrepasan hasta 90 veces más la concentración máxima de la norma mexicana para la protección de la vida acuática marina (NOM-001-ECOL-1996).
- El nitrato presenta cambios considerables en las estaciones cercanas al puerto con las actividades de dragado, pero no observan se cambios considerables con respecto a las descargas de la granja en las estaciones adyacentes a la granja. Las concentraciones encontradas en este estudio sobrepasan las concentraciones que incluye la norma mexicana (NOM-001-ECOL-1996).
- La concentración de nitrógeno total en el complejo lagunar es muy variable y parece estar influenciada por las descargas de la granja y los dragados, sin embargo, tal influencia no es suficientemente clara, por lo que resulta difícil concluir al respecto.
- La clorofila *a* en las aguas del complejo lagunar Estero de Uriás está altamente influenciada por las descargas de la granja, encontrándose los valores más altos durante la cosecha, este fenómeno posiblemente se debe a que la concentración de este parámetro es más alta dentro de los estanques, los cuales al ser vaciados totalmente aumentan la concentración de clorofila *a* en los esteros circundantes, además esta variable no parece estar afectada por los dragados en las estaciones muestreadas en este estudio.

- Las aguas del complejo lagunar son relativamente homogéneas, sólo las aguas adyacentes a la granja difieren con las que están estero abajo, los efectos combinados de los dragados y las descargas de la granja –sobre todo en la etapa de mayor recambio de agua de los estanques y en la cosecha- producen una alteración en la calidad del agua reflejándose en una heterogeneidad de las diferentes zonas muestreadas. Las principales variables que producen estas diferencias son los STS y la clorofila *a* las cuales parecen estar afectadas por la camaronicultura y el nitrato y el nitrito afectados por los dragados del puerto de Mazatlán.
- El complejo lagunar Estero de Urías es influenciado en algunas variables por las descargas de la granja y aunado a los efectos que producen los dragados, producen un efecto de sinergia que empobrece la calidad del agua del ya afectado estero de Urías. En las variables en las que fue más claro tal efecto están, con el dragado: el nitrito y el OD, y con las descargas de la granja fueron: los STS, materia orgánica particulada y la Clorofila *a*.
- El estero receptor (EB) de las descargas de la granja recupera los valores de calidad de agua registrados antes de la cosecha, en aproximadamente 10 días después de terminada la cosecha.

8. Literatura citada

- Agraz-Hernández, C., Flores-Verdugo, F., y Calvario-Martínez, O. (2001). Impacto de la camaronicultura en ecosistemas de manglar y medidas de mitigación. En: Camaronicultura y Medio Ambiente (Páez-Osuna, F., Ed.), UNAM y El Colegio de Sinaloa, pp. 373-396.
- Aldenderfer, M.S., y Roger K.B. (1984). Cluster analysis. Thousand Oaks, Calif. Sage Publications.
- Alongi, D.M., Tirendi F. y Trott, L.A. (1999). Rates and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp ponds of the Mekong delta, Vietnam. *Aquaculture* 175: 269-292.
- Alonso-Rodríguez, R y Páez-Osuna, F. (2003). Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture* 219:317-336.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna F. and Cortés-Altamirano R. (2000), Trophic Conditions and Stoichiometric Nutrient Balance in Subtropical Waters Influenced by Municipal Sewage Effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 40: 331-339.
- Alonso-Rodríguez, R., Páez-Osuna, F. y Cortés-Altamirano, R., 2000. Trophic conditions and stoichiometric nutrient balance in subtropical waters influenced by municipal sewage effluents in Mazatlán Bay (SE Gulf of California). *Marine Pollution Bulletin* 40: 331-339.
- Álvarez-León, R. (1980). Hidrología y zooplancton de tres esteros adyacentes a Mazatlán, Sinaloa, México. *Anales del Centro Ciencias del Mar y Limnología, UNAM* 7:177-194.
- Amezcuca, M. F. (2000). Distribution of the order Pleuronectiformes in relation to the sediment type in the North Irish Sea. School of Biological Sciences. Port Erin, Isle of Man, University of Liverpool.
- Anónimo, (1990). World Shrimp Farming. *Aquaculture Digest*, 28 p.
- Anuario Estadístico de Sinaloa, (2002). Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, 503 p.

- Arredondo Figueroa, J.L. y Ponce Palafox, T.Y. (1998). Calidad del agua en acuicultura. conceptos y aplicaciones. AGT EDITOR, S.A., México. 222 p.
- Bailey-Brosk, J.H. y Moos, S.M.(1992). Chapter 2. Penaeid taxonomy, biology and zoogeography. In: Fast, A.W. Y Lester, L.J. (Eds.). Marine shrimp culture: Principles and practices. Elsevier Science Publishers, B.V., Amsterdam. p. 9-27.
- Banse K., Falls C.P. y Hobson L.A. (1963). A gravimetric method for determining suspended matter in sea water using millipore filters. *Deep Sea Research* 10:639-642.
- Beveridge, M.C.M., Phillips, M.J. y Macintosh, D.J. (1997). Aquaculture and the environment: the supply of and demand for environmental goods and services by Asian aquaculture and the implications for sustainability. *Aquaculture Research* 28:797-807.
- Biao X., Zhuhong D. and Xiaorong W. (2004) Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin* 48: 543-553.
- Bonvicini-Pagliai A.M., Cognetti-Varriale A.M., Crema R., Currine-Galletti M. y Vandini Z., (1985) Environmental impact of extensive dredging in a coastal marine area. *Marine Pollution Bulletin*, 16: 12: 483-488.
- Boyd, C.E. y Daniels, H.V., (1993). Liming and fertilization of brackishwater shrimp ponds. *Journal of Applied Aquaculture* 2: 221–234.
- Boyd, C.E., (1989). *Water Quality Management and Aeration in Shrimp Farming*. Fisheries and Allied Aquacultures Departmental Series No. 2., Alabama Agricultural Experiment Station, Auburn University, Alabama 70 pp.
- Briggs, M.R.P. y Funge-Smith, S.J., (1994). A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture Fishery Management* 25:789–811.
- Brown C.L. y Clark R., (1968). Observations on dredging and dissolved oxygen in a tidal waterway. *Water Resources Research* 4:1382.
- Brusca, R.C. (1980). *Common intertidal invertebrates of the Gulf of California*. The University of Arizona Press. 2da Ed. 513 pp.
- Capella-Vizcaíno, A., (1994). Informe de la planta de tratamiento de aguas residuales de Mazatlán. Subdirección General de agua. Comisión Nacional del Agua.
- Chester, R. (1990). *Marine Geochemistry*. Ed. Unwin Hyman, Londres. 698 p.

- Cheung Y.H. y Wong M.H., (1993). Toxic effects of dredged sediments of Hong Kong coastal waters on clams. *Environmental Technology* 14 11: 1047–1055.
- Cifuentes, J.L., P. Torres, G y M. Frias. (1990). *Acuacultura*. Tomo XI. Serie El océano y sus recursos, SEP, CFE, CONACYT, México, D.F. 90-104 p.
- Clarke K.R. y Ainsworth M. (1993). A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92:205-219.
- Contreras, E.F. (1985). *Las Lagunas Costeras Mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo. Mexico, D.F. 95-98.
- Cortés-Altamirano, R. y Alonso-Rodríguez, R., (1997). Mareas rojas durante 1977 en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*, UAS 15: 31–37.
- CRIP. (2004). Variación Meteorológica en Mazatlán. ICMyl, Unidad Académica Mazatlán. 18 de junio de 2004
<<http://ola.icmyl.unam.mx/meteorologia/Respuesta.asp>> (18 de junio 2004).
- Daniel W.W. (2002). *Bioestadística base para el análisis de las ciencias de la salud*. Limusa Wiley, D.F. Mexico, pp 755.
- Daniel, M., Alongi, D.M., Frank-Tirendi y Trott, L. (1999). Rates and pathways of benthic mineralization in extensive shrimp ponds of the Mekong delta, Vietnam. *Aquaculture* 175: 269-292.
- Day, E., Hall, E., Kemp, B. y Yáñez-Arancibia, a. (1989). *Estuarine Ecology*. John Wiley & Sons: New York, 472 p.
- Day, J.H. (1951). The ecology of South African estuaries. Part 1. A review of estuarine conditions in general. *Transactions of the Royal Society of South Africa* 33: 53-91.
- De Walt, B.R.; Vergne, P. Hardin, M. (1996) Shrimp aquaculture and natural resource degradation in Thailand. *Environmental Management* 19:27-37.
- Del Río-Chuljak (2003). Concentración y aporte de nutrientes en el Estero de Urías (Puerto de Mazatlán); tiempo de residencia y variabilidad estacional, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias del Mar, UAS, Mazatlán, Sinaloa, Mex. 130 p.
- Dierberg, F.E. y Kiattisimkul, W. (1996). Issues, impacts, and implications of shrimp aquaculture in Thailand. *Environmental Management* 20:649-666.
- Fairbridge, R. (1980). The estuary: its definition and geodynamic cycle. En: E. Olausson and I. Cato (Ed). *Chemistry and Biochemistry of Estuaries*. Wiley, New York. 1-35 p.

- FAO (1999) Papers presented at the Bangkok FAO technical consultation on policies for sustainable shrimp culture. Bangkok, Thailand, 8-11 December 1997. FAO Fisheries Report No. 572, Supplement, Rome. 266 p.
- Fast, A.W. (1991). Marine Shrimp pond growout conditions and strategies: a review and prognosis. *Aquatic Sciences* 3:357-399.
- Fisher, T.R., Carlson, P.R. y Barker, R.T., (1982). Sediment nutrient regeneration in three North Carolina Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 14: 101–116.
- Frías-Espericueta, M.G. y Páez-Osuna, F. (2001) Toxicidad de los compuestos del nitrógeno en los camarones. *En: Camaronicultura y Medio Ambiente*. UNAM y El Colegio de Sinaloa, 452 pp.
- Gamez-Eternod, S. y Lanza, E.G. (1992). Análisis del Estado de la Camaronicultura en México hasta el Año 1991. México. 14-15 pp.
- Garay-Morán, R. (2002). Presupuesto global de la carga de nutrientes que reciben los sistemas lagunares costeros de Sinaloa, como herramienta para la gestión ambiental costera. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. ICMYL. 228 p.
- García E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Instituto de Geografía, UNAM, 264 p.
- Gowen, R.J., Bradbury, N.B., y Brown, J.R. (1989). The use of simple models in assessing the interaction between fish farming and the marine environment, *Aquaculture* 1071-1080 p.
- Guerrero-Galván, S.R., (1993). Estudio de la calidad del agua en una granja camaronícola semi-intensiva: flujo de materiales y nutrimentos, producción de oxígeno por fotosíntesis y consumo por respiración. Tesis de Maestría. UACPyP-CCH-ICMYL, UNAM, México, 160 pp.
- Gutiérrez-Galindo, E. A., Flores-Muñoz, G., Ortega-Lara, V. y Villaescusa-Celaya, A., 1994. Metales pesados en sedimentos de la costa fronteriza de Baja California (México-California, EE.UU.). *Ciencias Marinas* 20(1):105-124.
- Hair, J.F., Anderson, R.E., Tatham, R.L. y Black, C.B. (1998). *Multivariate data analysis*, Prentice-Hall, Inc, New Jersey, USA. 729 p.

- Harrel R.C. y Hall M.A., (1991). Macrobenthic community structure before and after pollution abatement in the Neches River estuary (Texas). *Hydrobiologia* 221: 241–252.
- Hayes, M.O., (1975). Morphology of sand accumulations in estuaries. In: L.E. Cronin, (Ed.), *Estuarine Research*: v. 2, p. 3-22. Academic Press, New York
- Heip, C. (1995). Eutrophication and zoobenthos dynamics. *Ophelia* 41:113-136
- Holm-Hansen, O. (1978). Chlorophyll a determination: improvements in methodology, Scripps Institution of Oceanography, University of California, La Jolla, CA 92093, USA. B. Riemann, Botanical Institute, 68, Norlandsvej, DK- 82:40 Risskov, Demark.
- Hopkins, S.J., Hamilton, R.D., Sandifer P.A., Bronwndy, C.L., Stokes, A.D. (1993) Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets intensive shrimp. *Aquaculture* 105, 269-278.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, 2000. Censo poblacional y vivienda. Resultados preliminares. Estados Unidos Mexicanos.
- Jackson, C., Preston, N., Thompson P.J. y Burford M. (2003). Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218: 397-411.
- Jeffers, N.R.J. (1978). *An introduction to Systems Analysis: with ecological applications*. Edward Arnold, London pp. 110.
- Jímenez-Cisneros B.E. (2001). *La contaminación ambiental en México : causas, efectos y tecnología apropiada*. Limusa, México, 926 p.
- Jones, R. y Lee, G.F., (1981). The significance of dredging and dredged material disposal as a source of nitrogen and phosphorus for estuarine waters. In: Nielson, B.J., Cronin, L.E. (Eds.), *Estuaries and Nutrients*. International Conference on the Effects of Nutrient Enrichment in Estuaries, Williamsburg, VA, USA, pp. 517–530
- Jones, A.B., O'Donohue, M.J., Udy, J, y Dennison, W.C. (2001). Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: biological indicators with standard water quality analyses. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52:91-109.
- Kester, D.R. y Pytkowics, R.M, (1967). Determination of the apparent dissociation constants of phosphoric acid in sea water. *Limnology and Oceanography* 12(2): 243-252.

- Klump, J.V. y Martens, C.S., (1981), Biogeochemical cycling in an organic rich coastal marine basin. II. Nutrient sediment-waters exchange processes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:101–121.
- Kruskal J.B. Wish C. (1978). *Multidimensional scaling*. Sabe Publications Beverly Hills, Carlifornia. 132 pp.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico, their origin and classification. In: M. Wiley (Ed.), *Estuarine Processes*. Academic Press, NY 11:174:182.
- Larousse (1998). *Diccionario Enciclopédico 1998 en color*. Tercera Edición. Ediciones Larousse, S.A. de C.V. Santa Fe de Bogotá, D.C., Colombia. 1792 p.
- Lasalle, M.W., (1990). Physical and chemical alterations associated with dredging: an overview. In: Simenstad, C.A. (Ed.), *Effects of Dredging on Anadromous Pacific Coast Fishes*. Workshop Proceedings, Washington Sea Grant, Seattle, WA, USA, pp. 1–12
- Lawrence, A.L. (1985). Marine shrimp culture in the western hemisphere. In: Rothlisberg, P.C., Hill, B.J. y Staples, D.J. (Eds.). *Second Australian National Prawn Seminar, NPS2*, Cleveland, Australia. p. 327-336.
- Lentz. J, y Zeitzschel, B. (1968). Zur bestimmung des extinktionskeefficienten für chlorophyll a in methanol. *Kieler Meeresforsch*: 24: 41-50.
- Libes, S.M. (1992). *An Introduction to Marine Biogeochemistry*. John Wiley & Sons: New York. 1134 p.
- Livingston, R.J. (1996). Eutrophication in estuaries and coastal systems: relationships of physical alterations, salinity stratification, and hypoxia. In: F.J. Vernberg, W.B. Vernberg and T. Siewicki, Editors, *Sustainable Development in the Southeastern Coastal Zone*. Belle W. Baruch Library in Marine Science No. 20, University of South Carolina Press, Columbia, South Carolina, USA, pp. 285–318.
- Lohrer A.M. y Wetz J.J. (2003). Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1156-1163.
- May, E.B., (1974). Effects on water quality when dredging a polluted harbor using confined spoil disposal. *Alabama Marine Resources Bulletin* 10:1-10.
- Mee, L.D. (1988). A definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Revista de Biología Tropical* 36:159-161.

- Michael, B.D. y Romano, W.D., (1995). The effects of dredged material disposal on water quality in the Pooles Island region of the Chesapeake Bay. In: Second Annual Marine and Estuarine Shallow Water Science and Management Conference. United States Environmental Protection Agency, Philadelphia, PA, USA, p. 22
- Millero, F. (1996). Chemical Oceanography, CRC, Press, Boca Raton, Florida, 469 p.
- Nixon, S.W.(1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, future concerns. *Ophelia*, 41:199-229.
- Nixon, S.W., Oviatt, C.A., Hale, S.S., 1976. Nitrogen regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities. In: Anderson, J.M., MacFadyed, A. (Eds.), *The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes. Proceedings of the 17th Symposium, British Ecological Society.* Blackwell Scientific Publishers, pp. 269–283.
- Ochoa-Izaguirre M.J., (1999). Composición y distribución de microalgas en el sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. ICMYL 99 p.
- Osuna-López J.L., Páez-Osuna, F., Marmolejo-Rivas, C. y Ortega, R.P. (1986). Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, y Zn en los sedimentos del puerto y antepuerto de Mazatlán. *Ciencias Marinas*, 12(2):35-45.
- Osuna-López, J. I., Zazueta-Padilla, H. M. y Frías-Espericueta, M. G., (1997). Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema Arroyo Jabalines-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*, UAS 15:43-49.
- Páez-Osuna, F., Hendrickx-Reners, M.E. y Cortés-Altamirano, R. (1994). Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. Informe final Proyecto CONACYT-N9110. 445p.
- Páez-Osuna, F. (2001a). Camaronicultura y Medio Ambiente. UNAM y El Colegio de Sinaloa, 448pp.
- Páez-Osuna, F. (2001b). La interacción camaronicultura y medio ambiente. *En: Camaronicultura y Medio Ambiente.* UNAM y El Colegio de Sinaloa, 452 pp.
- Páez-Osuna, F. (2001c). Flujos y balance de masas de nutrientes en estanques camaronícolas. *En: Camaronicultura y Medio Ambiente.* UNAM y El Colegio de Sinaloa, 452pp.

Falta página

N°

98

- Primavera, J.H (1998). Tropical Shrimp Farming and its Sustainability. *In*: De Silva, S.S. (Ed.). Tropical Mariculture. Academic Press, London. pp 257-289.
- Pritchard, D.W. (1967). What is an estuary: physical viewpoint. *Estuaries*, American association for the abundance of the Science, Pub. No. 83, Washinton, D. C. 3-5.
- Reid, G.K. y Wood, R.D. (1976). Ecology of island waters and estuaries, 2th Edition D.Van Nostrand Company. New York.
- Robertson, A. I. y Phillips, M. J. (1995) Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiology* 295: 311–322.
- Rosales-Hoz, M.T.L. (1980). Manual de la Laboratorio de Oceanografía Química, Centro de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, 70 p.
- Rosenberry, B. (1998). World shimp farming 1998. No. 11. Shimp News International, San Diego, Ca. 328 p.
- Rosenfeld, J.K., (1979). Ammonium adsorption in near shore anoxic sediments. *Limnology and Oceanography* 24: 356–364.
- SAGARPA (2003) ANUARIO ESTADÍSTICO DE PESCA (2003).
<<http://www.sagarpa.gob.mx/conapesca/planeacion/anuario2002>>. (11 de agosto de 2004)
- Secretaría de Marina (1974). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of sedimentary Petrology*, 24(3):151-158.
- SEMARNAP (1999). Anuario estadístico de pesca1999. Secretaría del Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, DF. 271 p.
- SEMARNAP (2000). Calidad del agua en los ecosistemas costeros, Instituto nacional de Ecología. México, 300 pp.
- Shafer, H. A., 1984. Characteristics of municipal wastewater Southern California. Coastal Water Research Project. Biannual Report 1983-1984, 11-20.
- Shigueno, K. (1975). Shrimp Culture in Japan. 5a. Ed. Association for International Technical Promotion, Tokio, Japón, 15 pp.
- Smith, V.H., Tilman G.D. y Nekola, J.C. (1999). Eutrofication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100:179-196.
- Solórzano, L. (1969). Determination of ammonia in natural waters by phenol-hypoclorite method. *Limnology and Oceanography* 789 p.

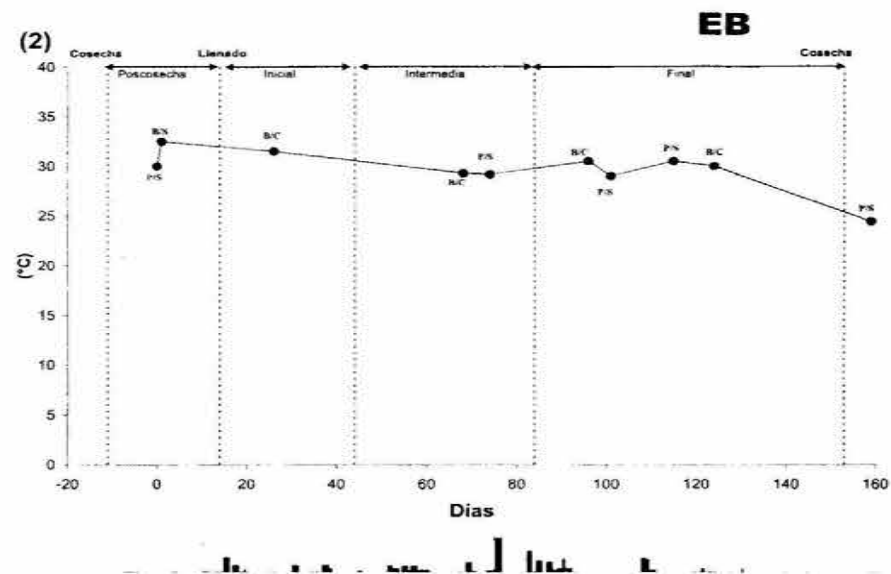
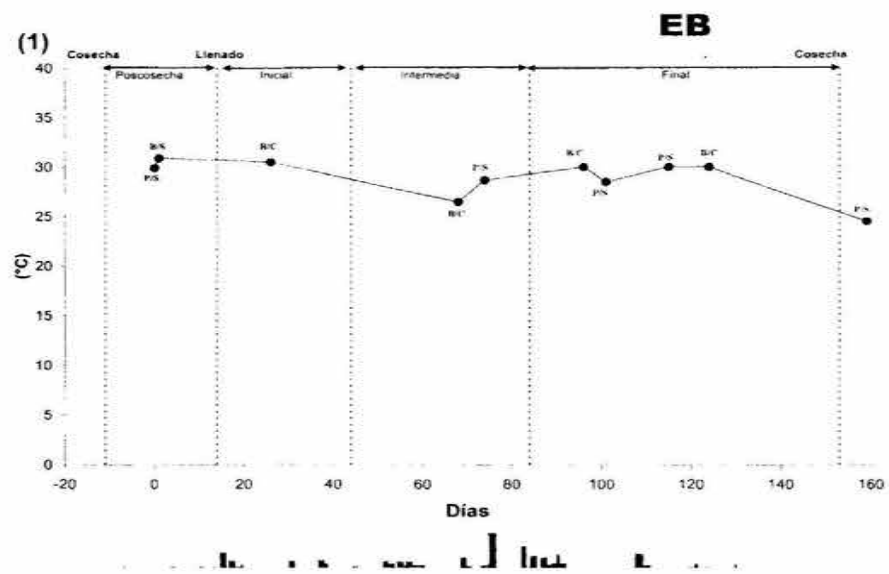
- Soto-Jiménez, M.F. (1998). Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del puerto de Mazatlan y áreas adyacentes su normalización y fraccionamiento geoquímico. Tesis de maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. ICMYL. 11p.
- Sribhibhadh, A. (1985). International shrimp marketing situation. In: Rothlisberg, P.C., Hill, B.J. Y Staples, D.J. (Eds.). Second Australian National Prawn Seminar NPS2 Cleveland, Australia. p. 297-304.
- Stephens, S.R., Alloway, B.J., Carter, J.E y Parker, A. (2001). Towards the characterisation of heavy metals in dredged canal sediments and an appreciation of 'availability': two examples from the UK. *Environmental Pollution* 133:395–401.
- Stickney, R.R. y Perlmutter, D. (1975). Impact of intracostal waterway maintenance dredging on a mud bottom benthos community. *Biological Conservation* 7:211-218.
- Stickney, R.R. (1979). *Principles of Warmwater Aquaculture*. John Wiley and Sons, New York . 375 p.
- Strickland, J. D.H. y Parsons T.R., (1972). *A Manual for Sea Water Analysis Bulletin of Fisheries Research Bulletin Canada*, 167 p.
- Taylor, J.L. y Saloman, C.H., (1969). Some effects of hydraulic dredging and coastal development in Boca Ciega Bay, Florida. *Fisheries Bulletin* 76:213-219.
- Teichert-Coddington, D. R., Rouse D. B., Potts A. y Boyd C. E., (1999). Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling, *Aquacultural Engineering* 19: 147-161.
- Trott, L. A y Alongi, D. M. (2000). The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine Pollution Bulletin* 40:947-951.
- Tunvilai., D., Sonsanginda, P. y Chaiyakaj, K. (1993). Pollution loading of effluent from intensive tiger shrimp culture ponds, Technical paper 4/1993. National Institute of Costal Aquaculture. Department of Fisheries. Kao Saen, Muang District, Songkhla, Thailand. 79p.
- Twilley, R.R.(1991). Impacts of shrimp mariculture practices on the ecology of coastal ecosystems in Ecuador In: Olsen, S. Arriaga, L. (Eds.) *A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador Technical Report Series TR-E-6*. International

- Coastal Resources Management Project. University of Rhode Island New York, Gobierno de Ecuador y USAID. Pp. 19-120
- UNESCO, (1975). Manual of Methods in Aquatic Environment Research, Food and Agriculture Organization of the United Nations, 238 p.
- Valiela, I. (1995). Marine Ecological Processes, second ed Springer-Verlag, New York, USA.
- Villalón, J.R. (1991). Practical Manual for Semi-Intensive Commercial Production of Marine Shrimp. NOAA/ESDC, USA. 89 P.
- Vollenweider, R.A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control. In: Vollenweider, R.A., Marchetti, R. y Viviani, R. (Eds). Marine Coastal Eutrophication. Elsevier, The Netherlands 1-20.
- Weeb, K.L. (1981). Conceptual models and processes of nutrient cycling in estuaries. En: Neil, B.J. y Cronin, L.E. (Eds). Estuaries and Nutrients. Humana, New Jersey, pp. 25-46
- Windom, H.L., (1975). Water quality aspects of dredging and dredge spoil disposal in estuarine environments. In: L.E. Cronin, Editor, Estuarine Research vol. 2, Academic Press, New York, USA, p. 559.
- Windom, H.L., (1976). Environmental aspects of dredging in the coastal zone. Critical reviews in Environmental Control 91–109.
- Witzig, A.S., y Day, J.W., (1983). Multivariate approach to the investigation of nutrient interactions in the Barataria Basin, Louisiana. Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, LA, USA
- Wolanski, E., Spagnol, S., Thomas, S., Moore, K., Alongi, D.M., Trott, L., y Davidson, A. (2000). Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. Estuarine, Coastal and Shelf Science 50:85-97.
- Wood, E.D., Armstrong, A.J. y Richards, F.A. (1967). Determination of nitrate in sea water by cadmium copper reduction to nitrate. Journal of the Marine Biological Association United Kingdom 47: 23-31.
- Wulff, A., Sundbaeck, K., Nilsson, C., Carlson, L. y Joensson, B. (1997) Effect of sediment load on the microbenthic community of a shallow-water sandy sediment. Estuaries 20: 547–558

- Zajac, R.N. y Whitlatch, R.B. (2001). Response of macrobenthic communities to restoration efforts in a New England estuary. *Estuaries* 24 2:167–183.
- Zar, J.H. (1984). *Bioestatistical Analysis*. 2nd edition. Prentice-Hall, Inc. Englewood Cliffs. New Jersey, USA.

ANEXO 1

Gráficas de los datos de las diferentes variables fisicoquímicas examinadas a lo largo del ciclo de cultivo, en la pre y poscosecha.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

... Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

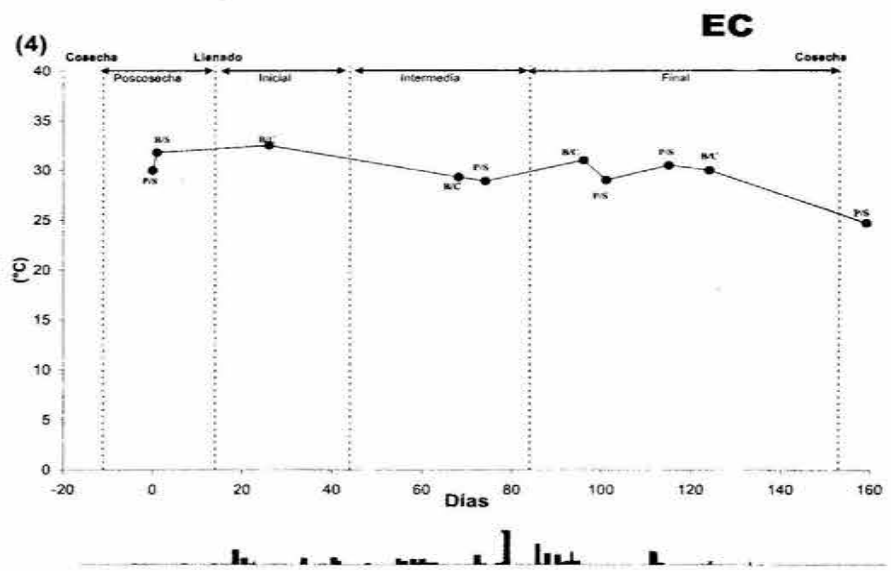
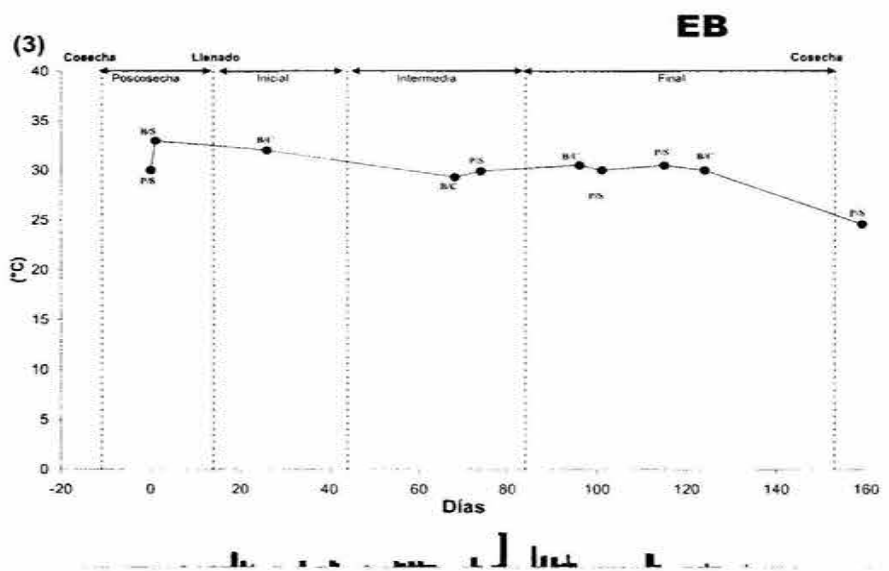
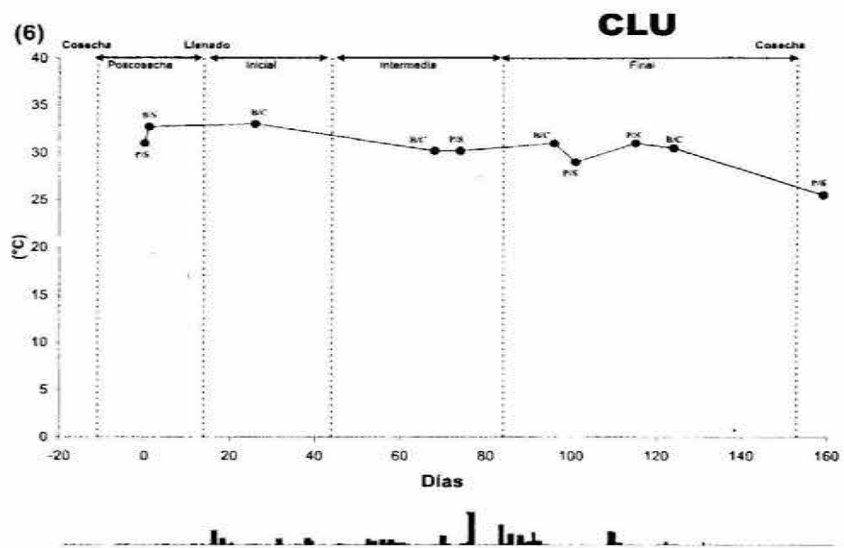
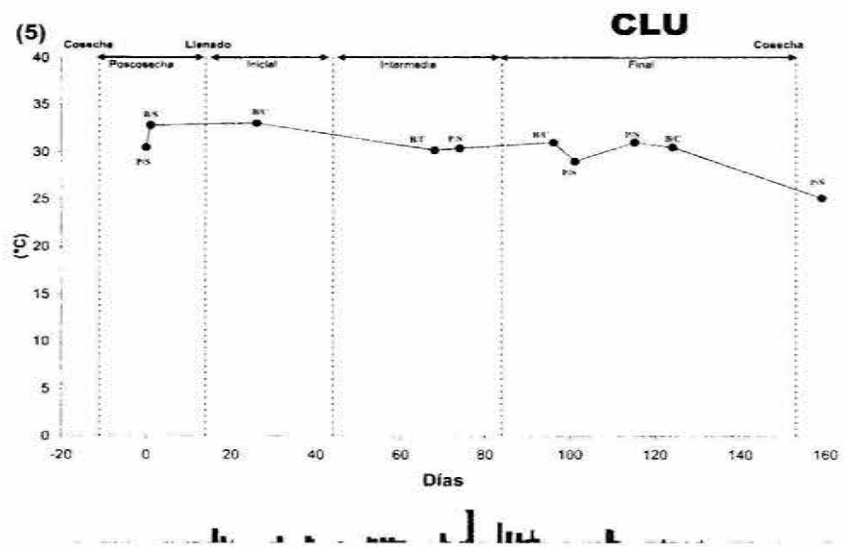


Figura 1.1. Variación de la temperatura superficial en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

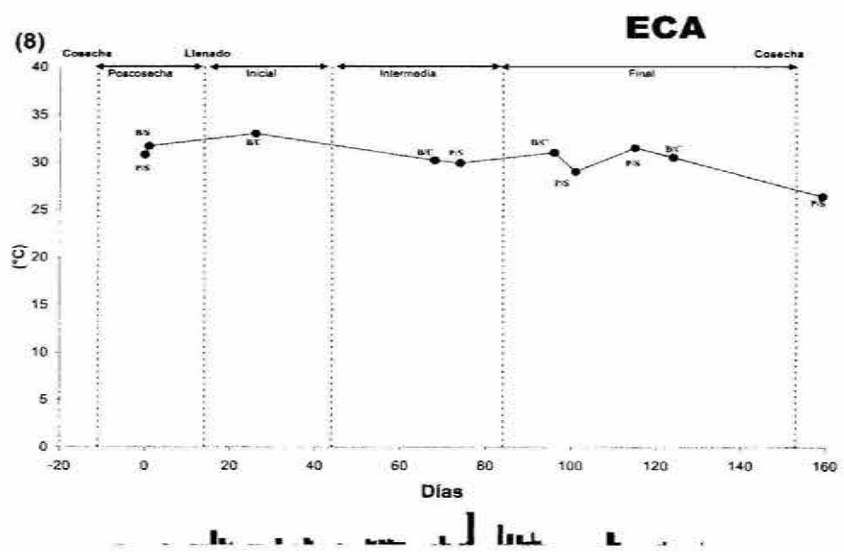
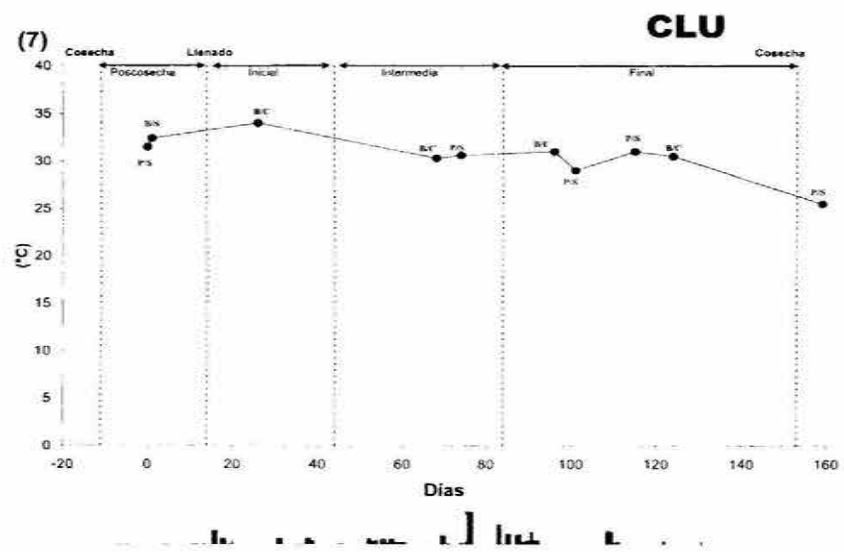
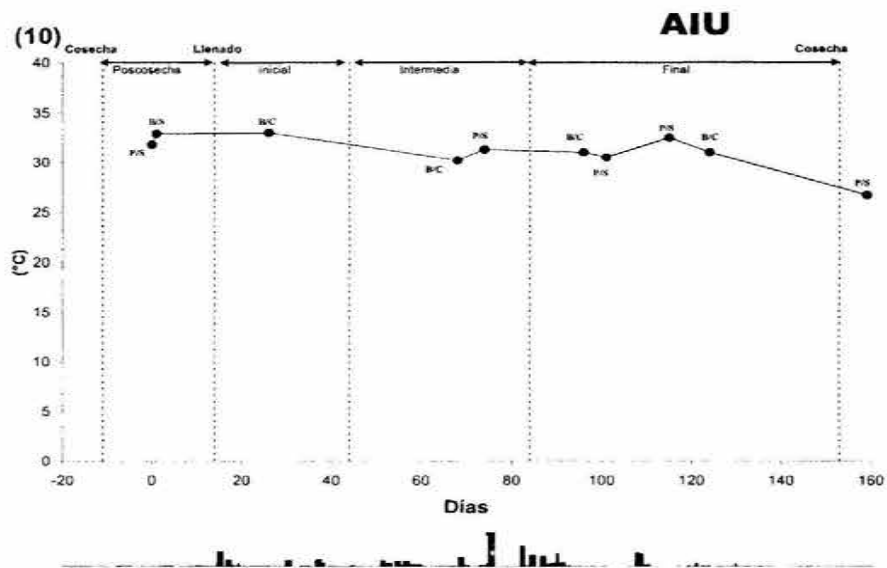
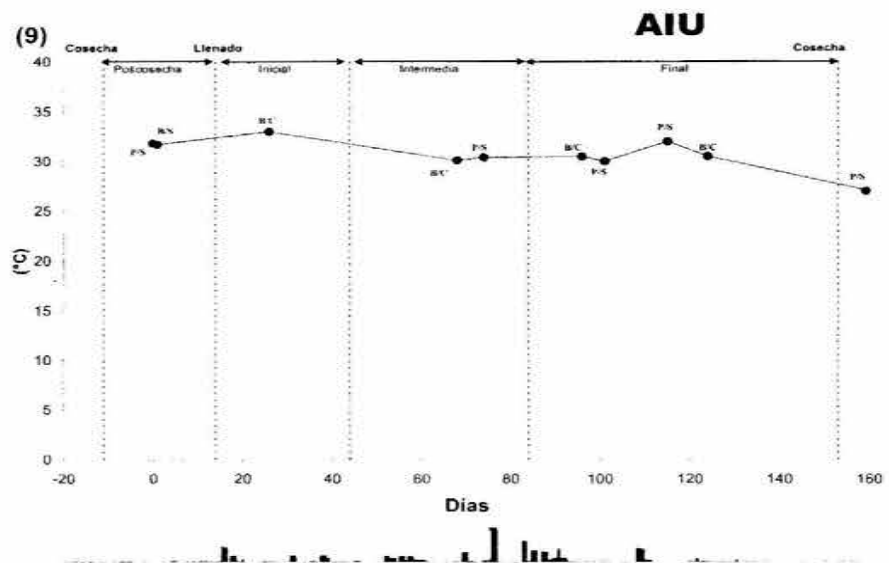


Figura 1.2. Variación de la temperatura superficial en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

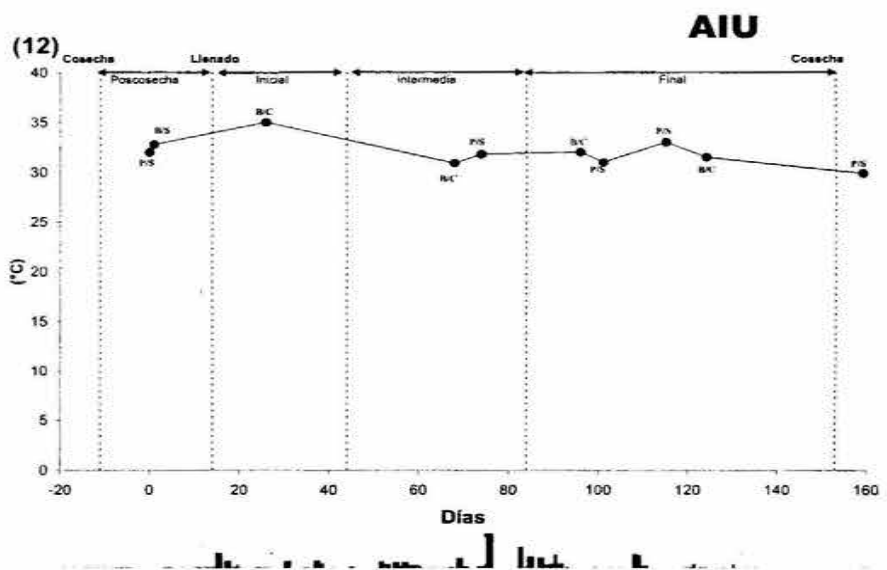
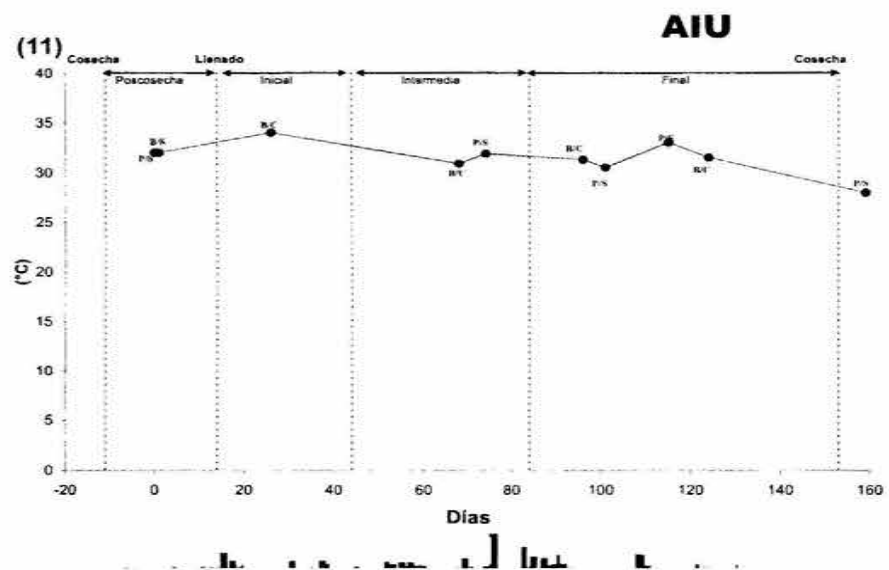
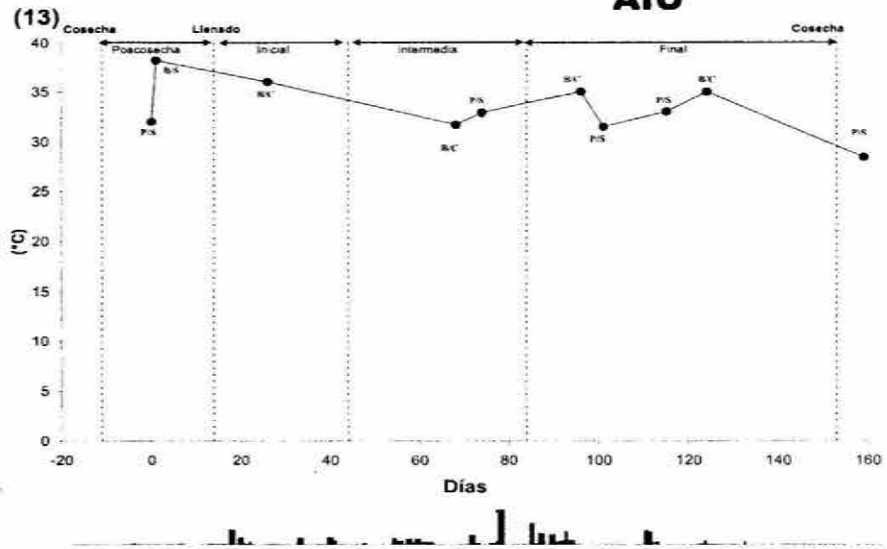


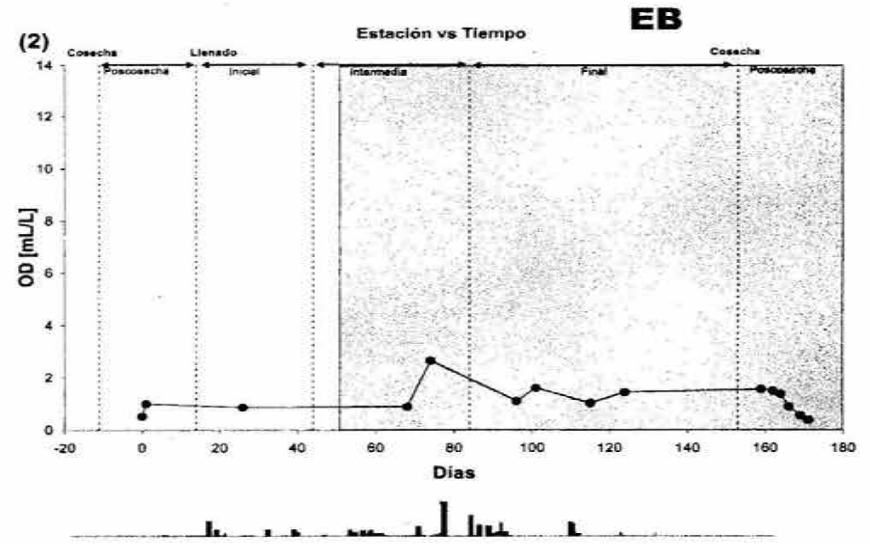
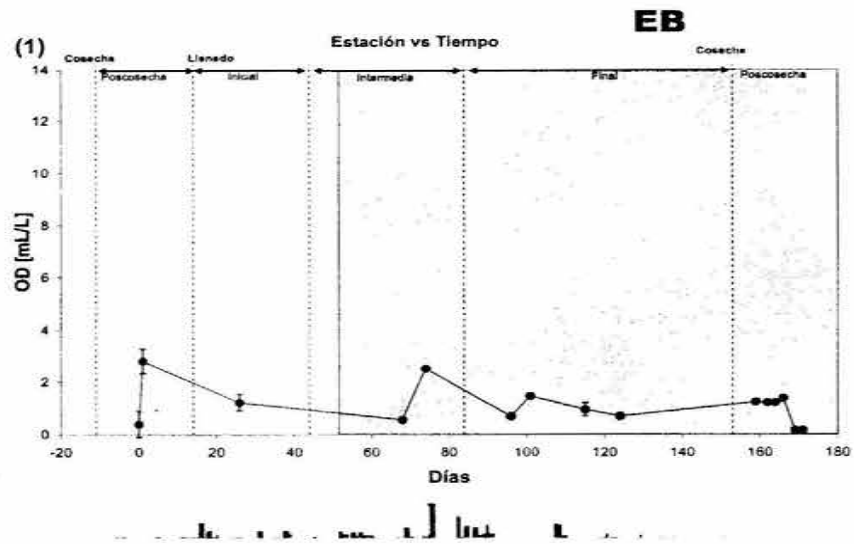
Figura 1.3. Variación de la temperatura superficial en las aguas del Estero de Urías

AIU



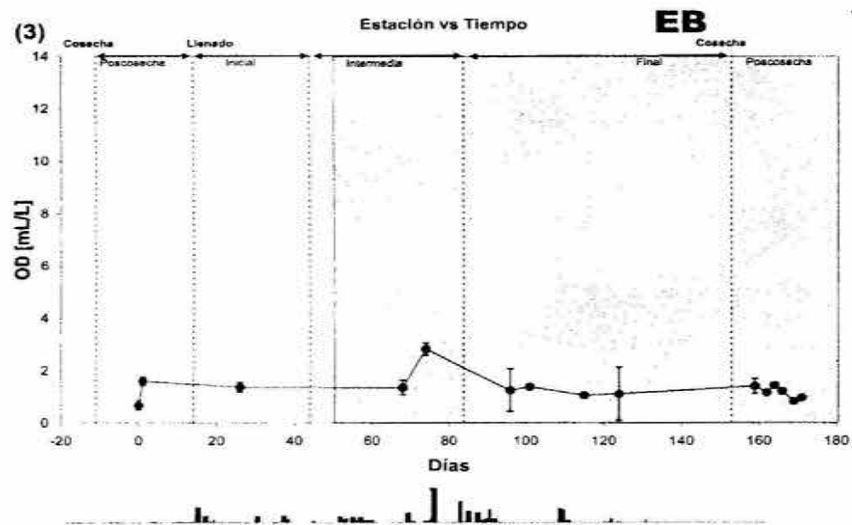
La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.
 Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 1.4. Variación de la temperatura superficial en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.



EC

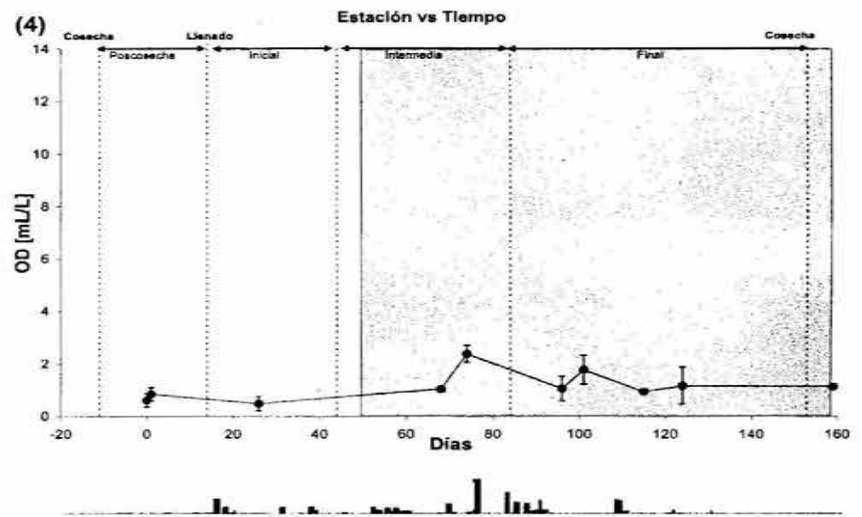
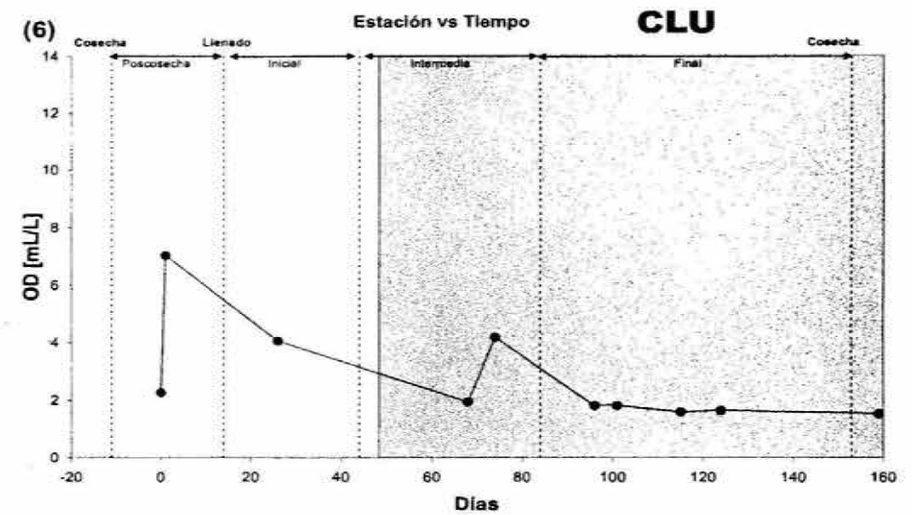
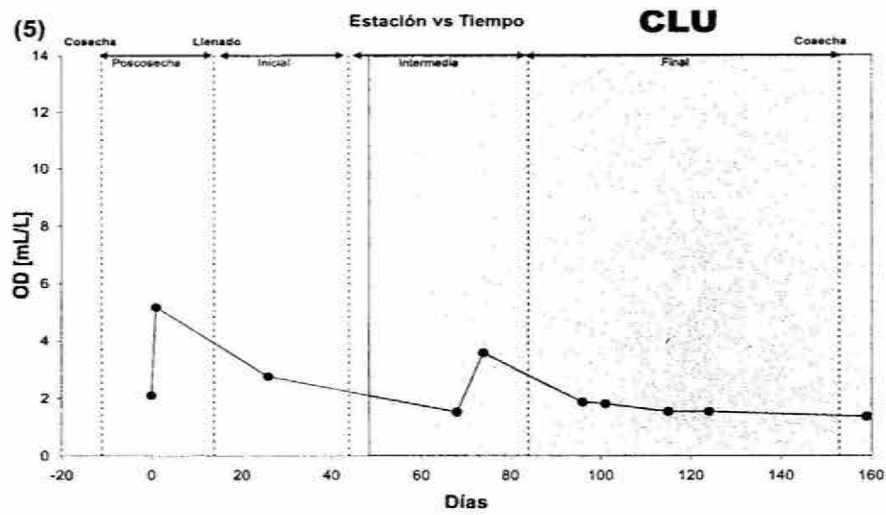


Figura 2.1. Variación del oxígeno disuélto en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

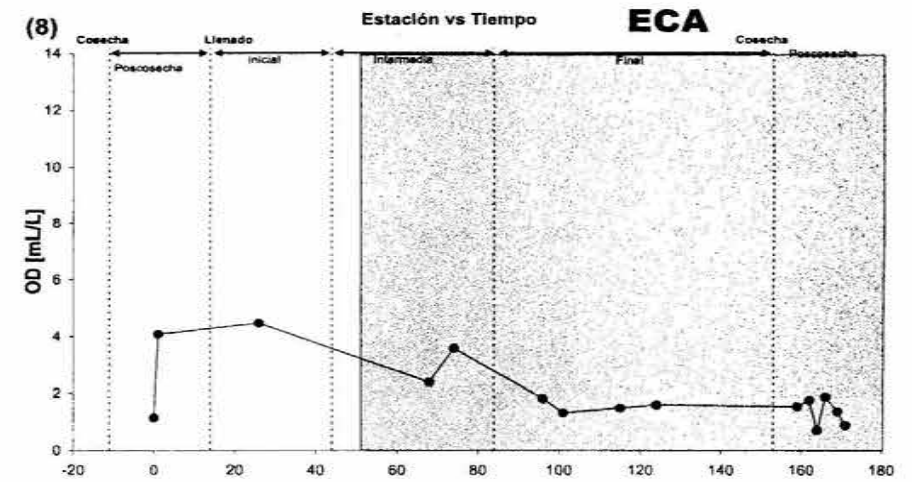
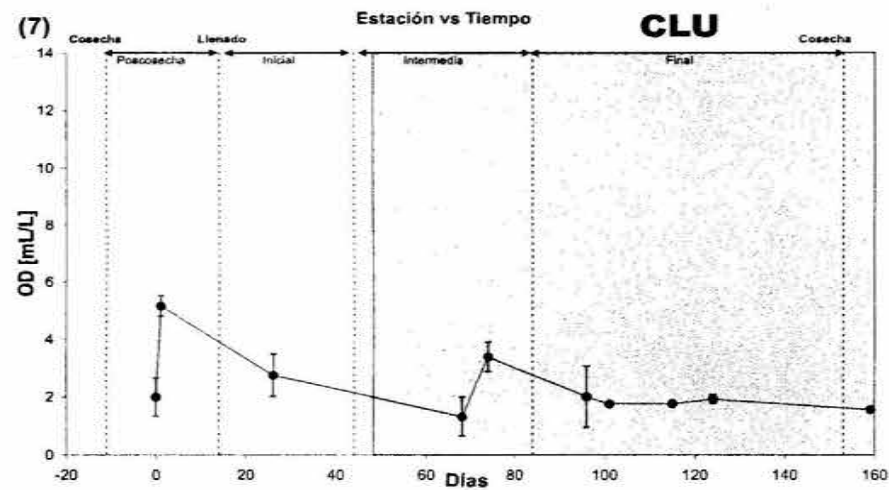
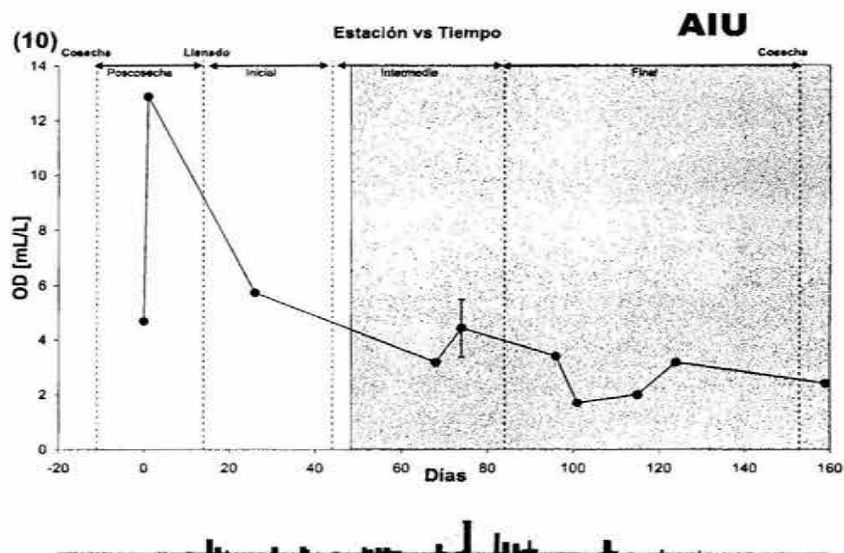
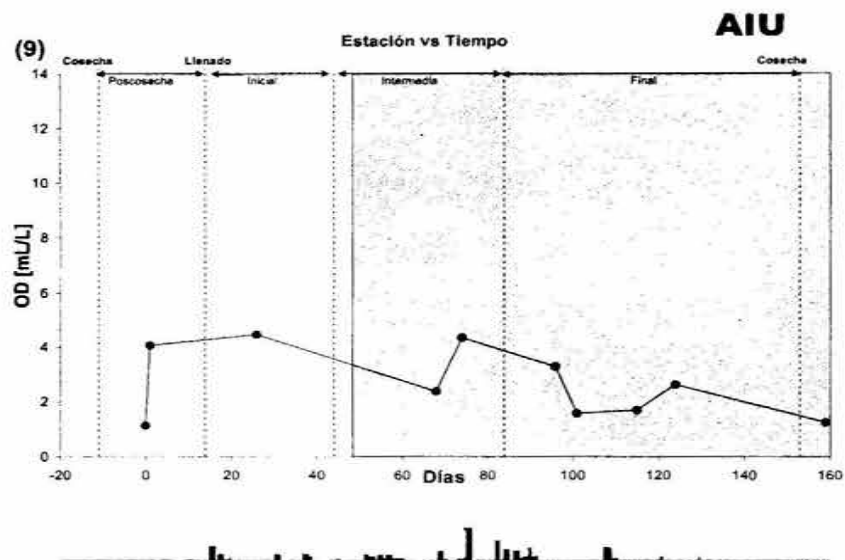


Figura 2.2. Variación del oxígeno disuelto en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

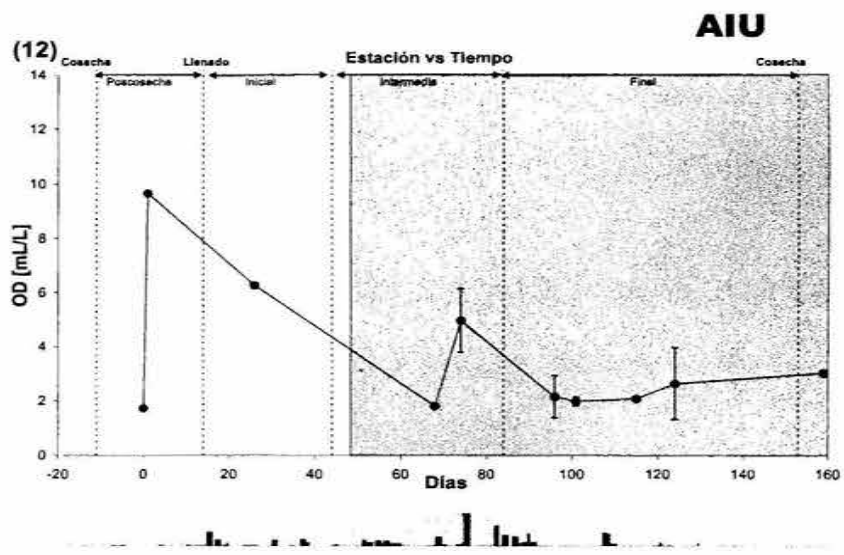
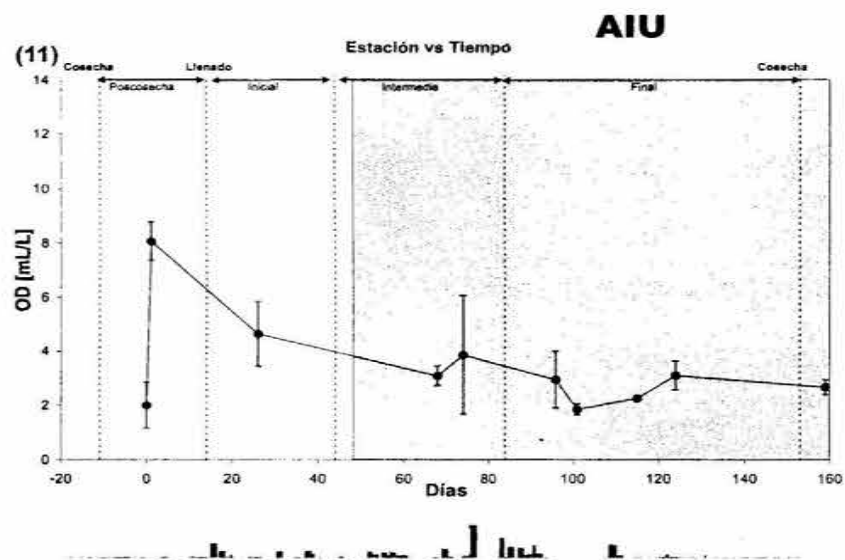
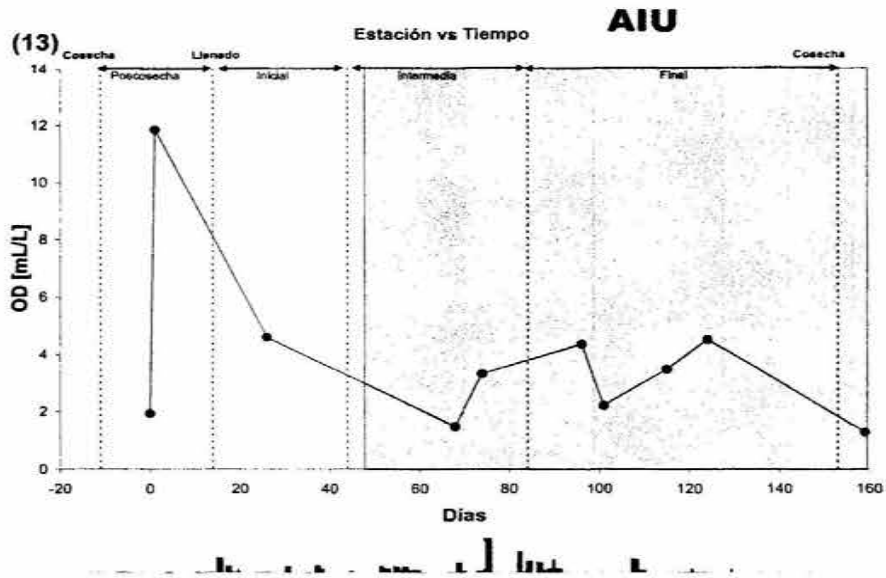


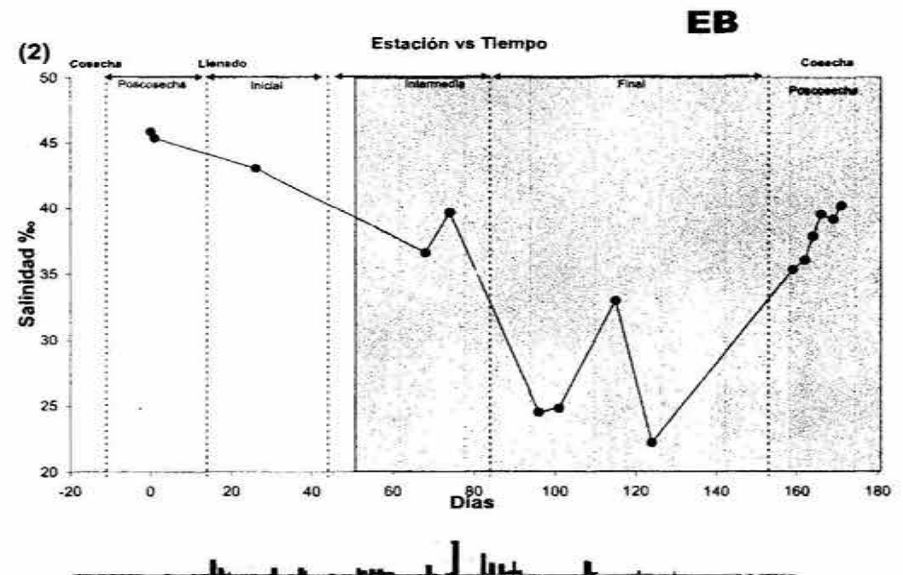
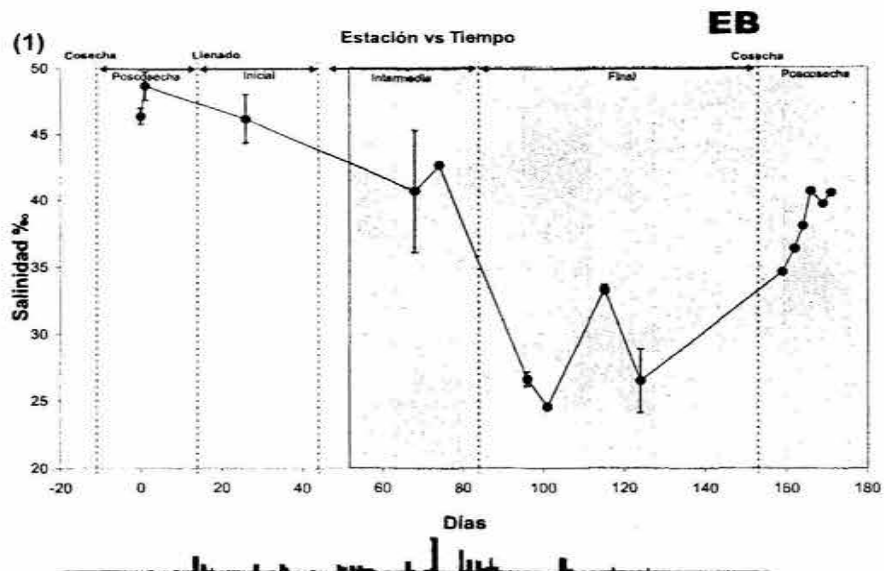
Figura 2.3. Variación del oxígeno disuelto en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 2.4. Variación del oxígeno disuelto en las aguas del Estero de Urías



La zona sombreada indica la etapa de los drapados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

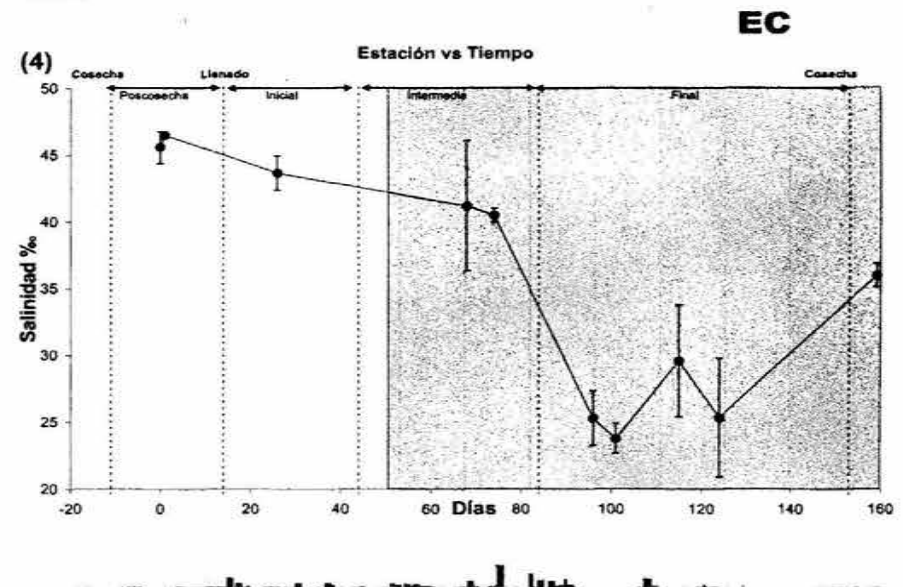
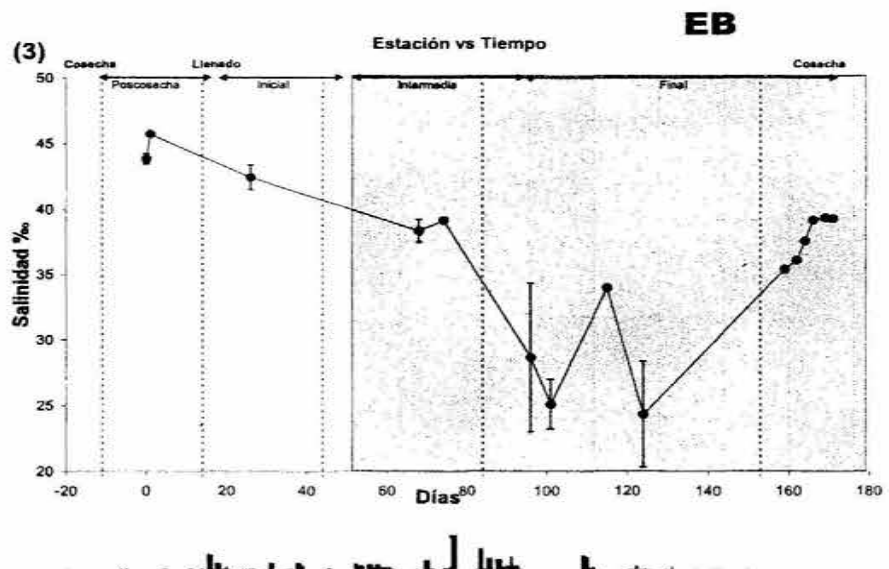
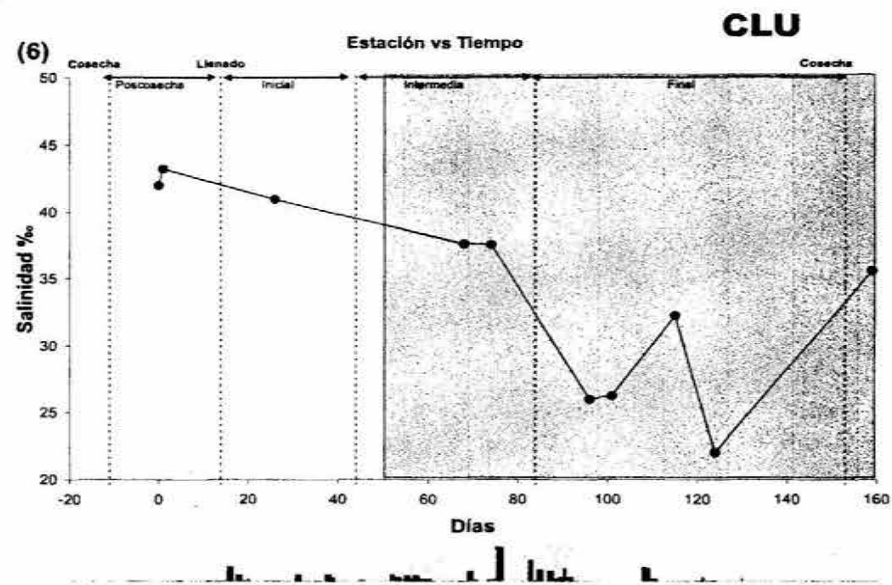
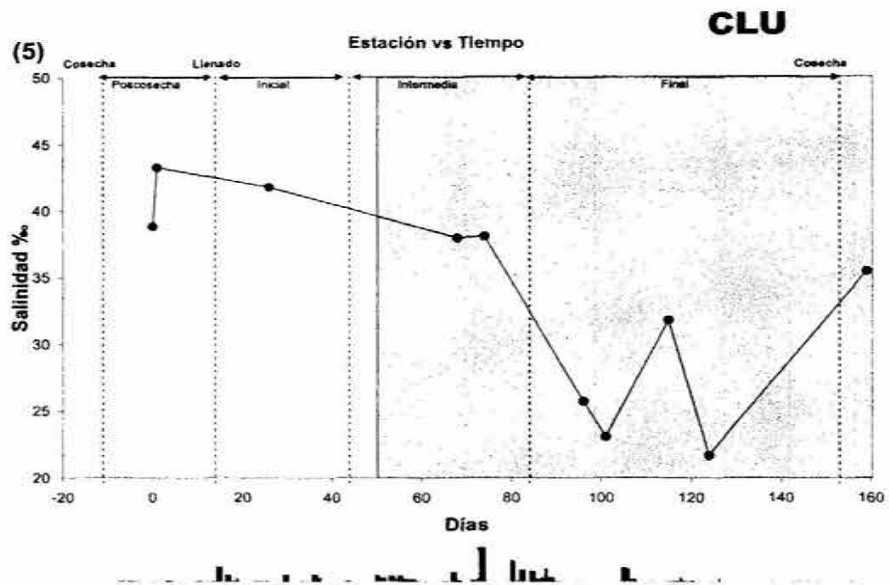


Figura 3.1. Variación de la salinidad en las aguas del Estero de Urias.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

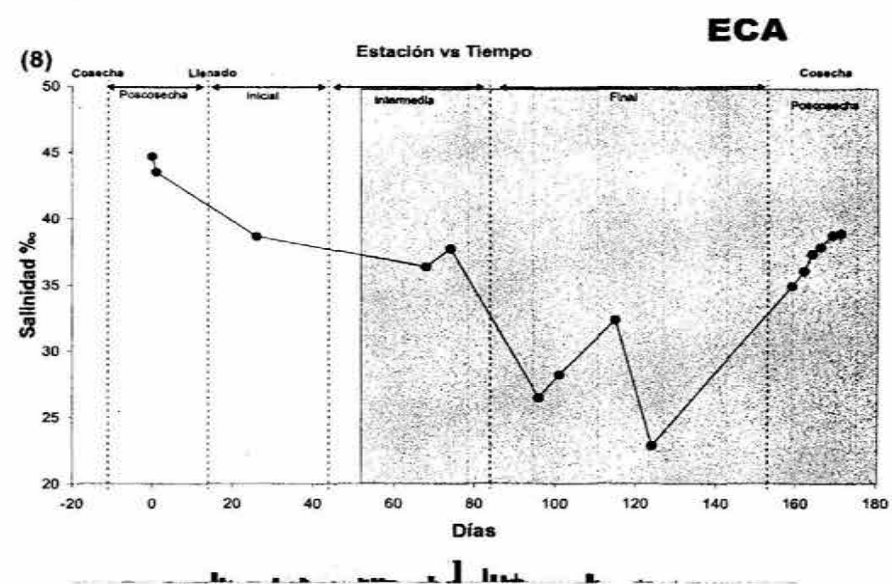
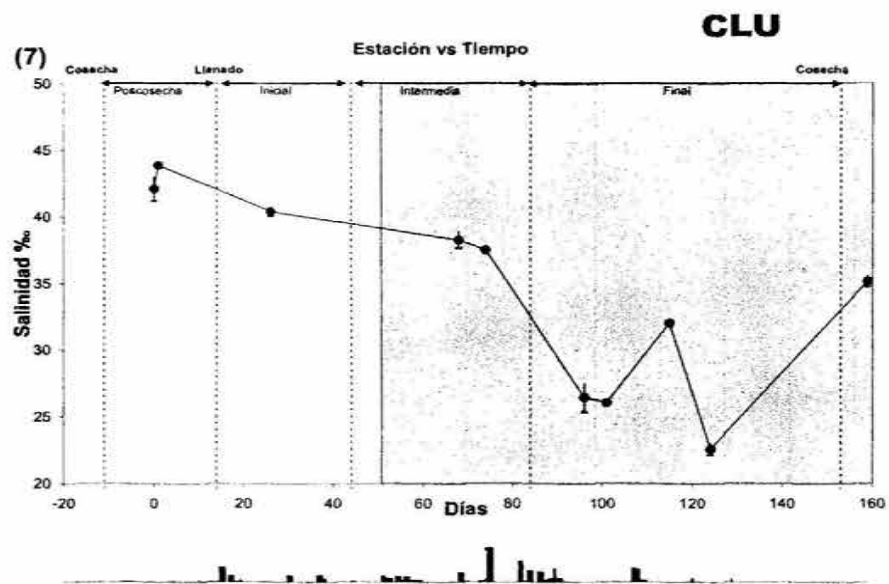
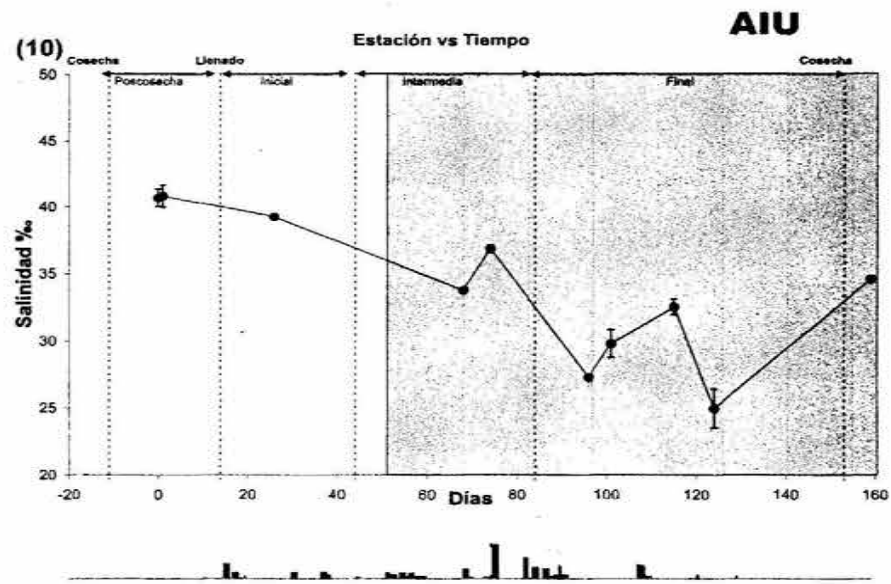
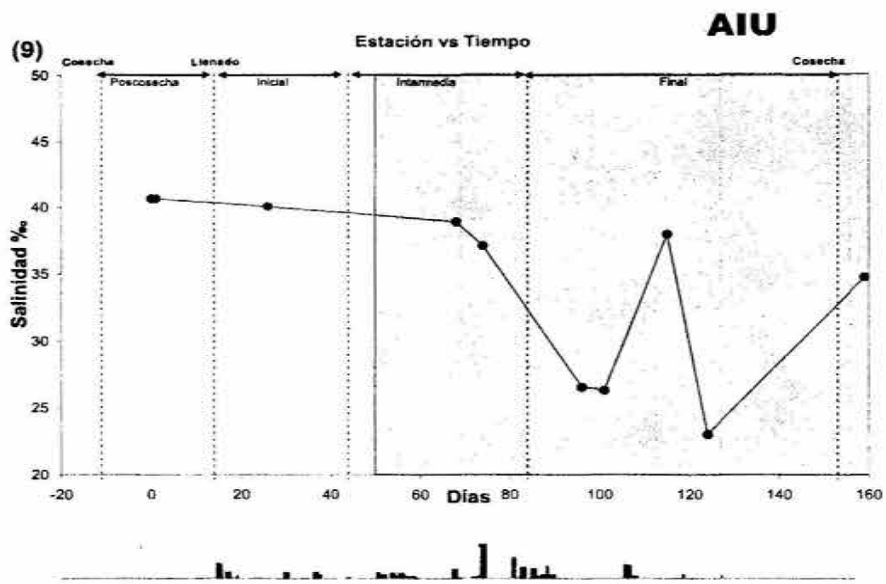


Figura 3.2. Variación de la salinidad en las aguas del Estero de Urias.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

■ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

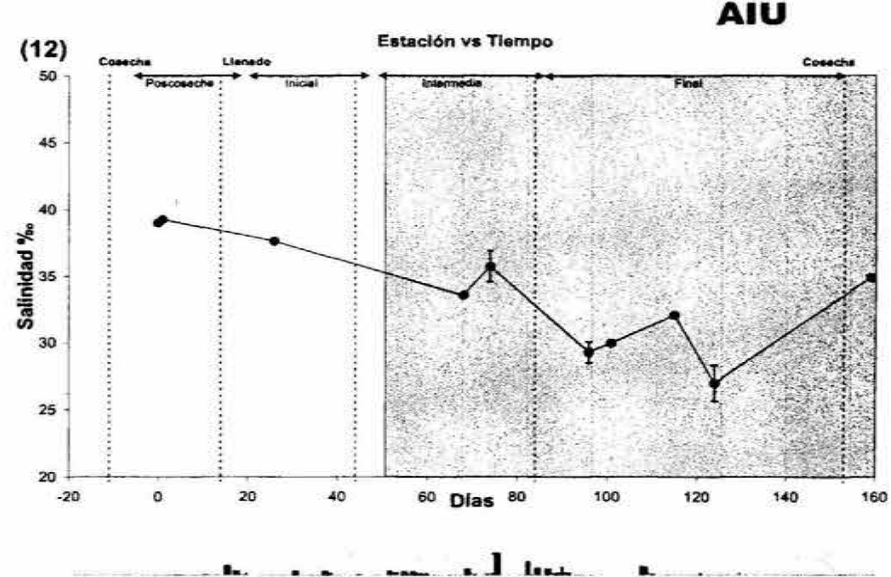
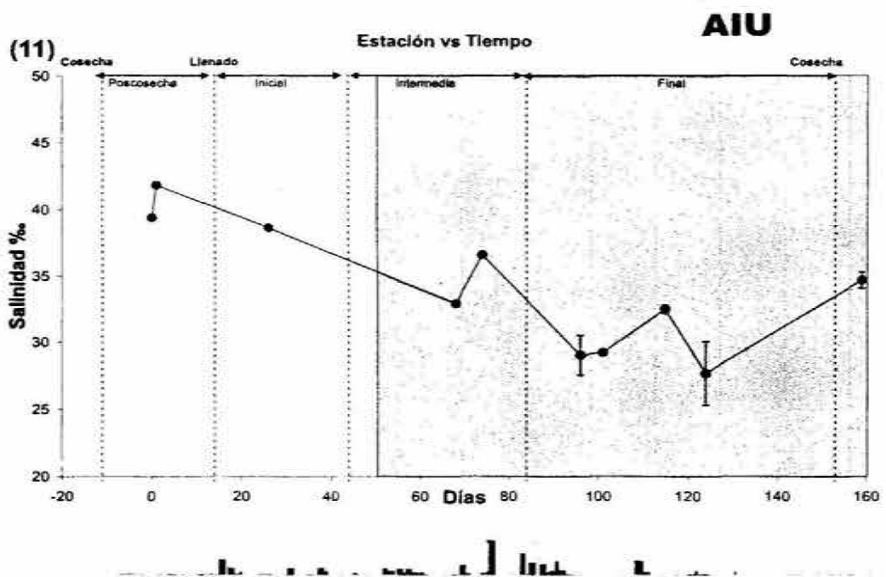
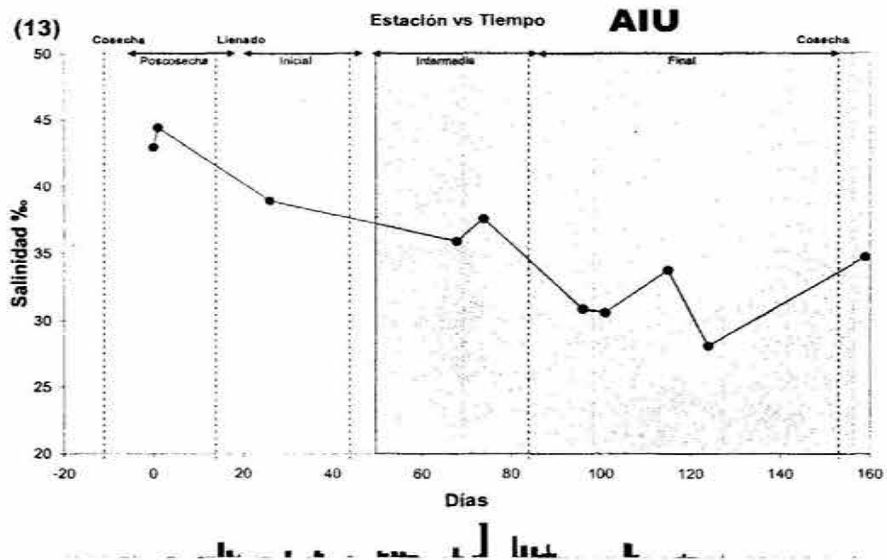


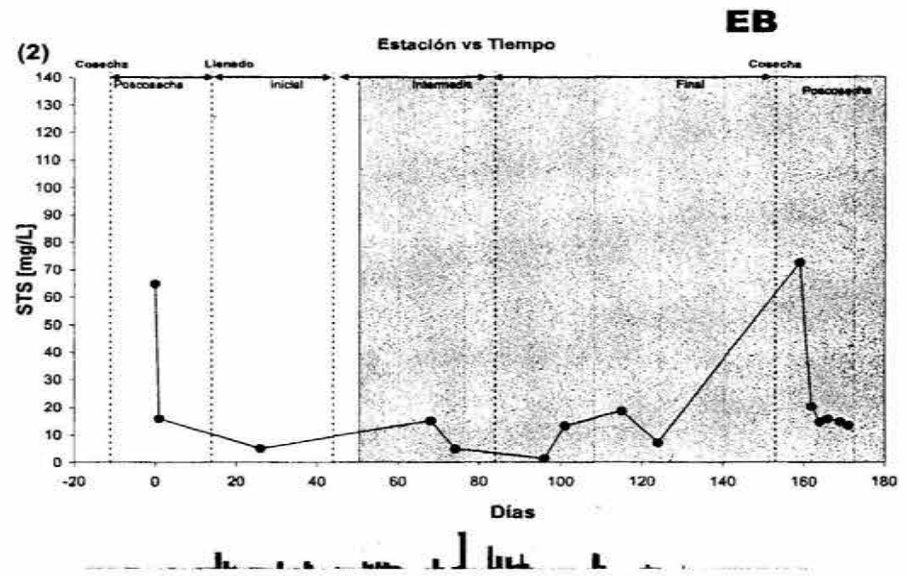
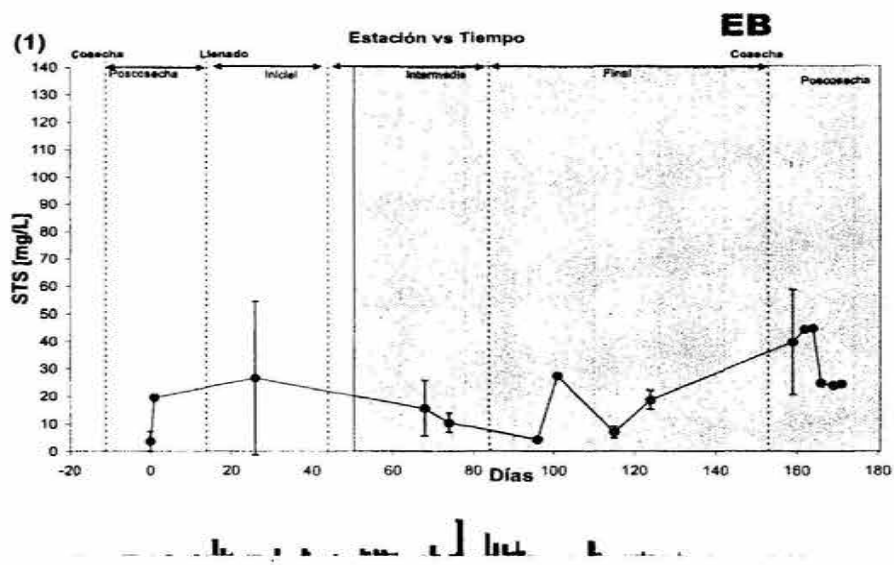
Figura 3.3. Variación de la salinidad en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 3.4. Variación de la salinidad en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

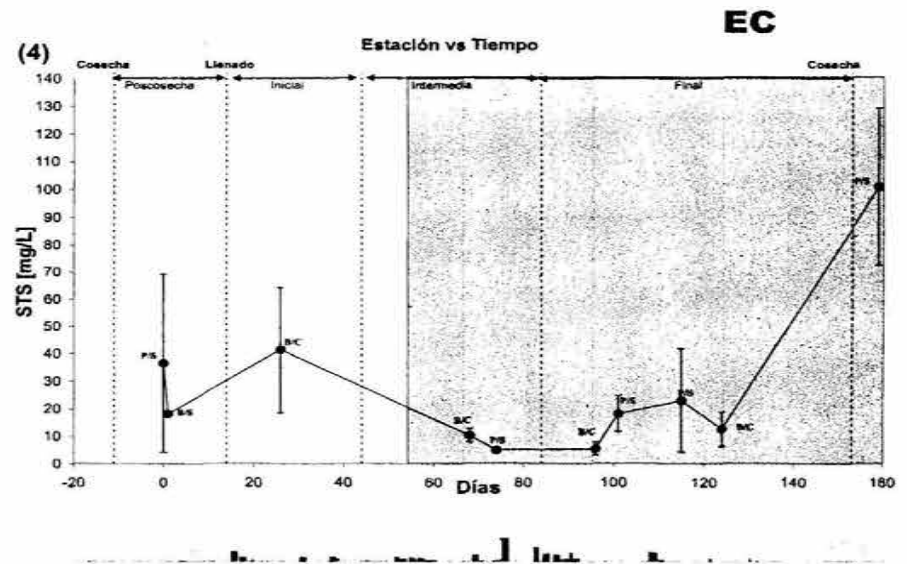
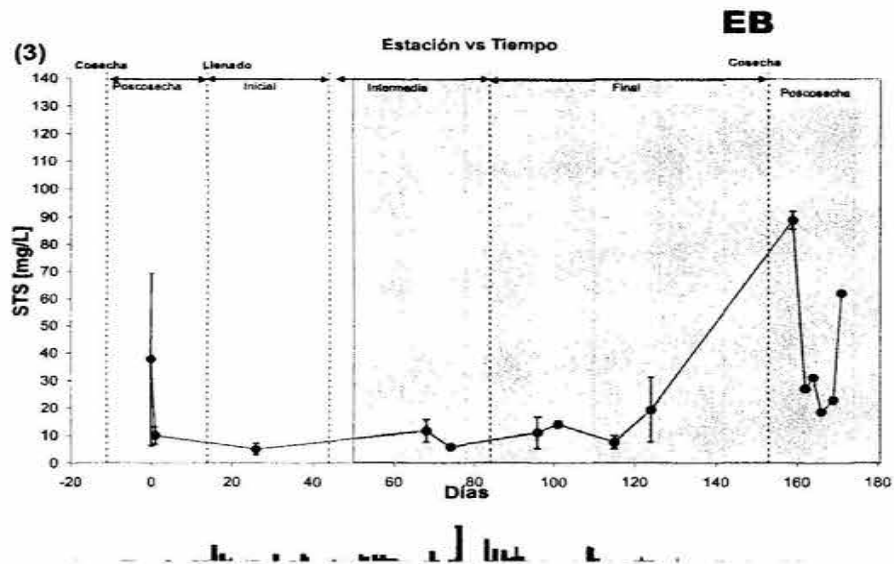
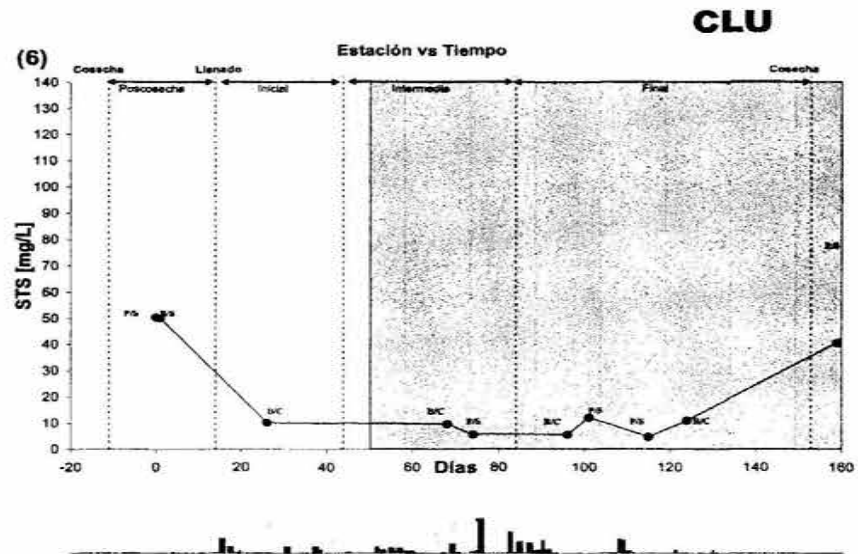
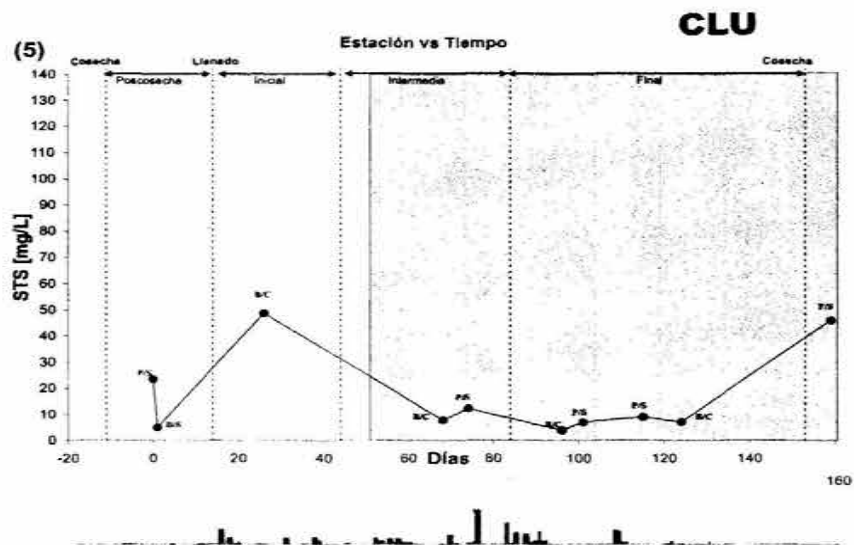


Figura 4.1. Variación del contenido de sólidos totales suspendidos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

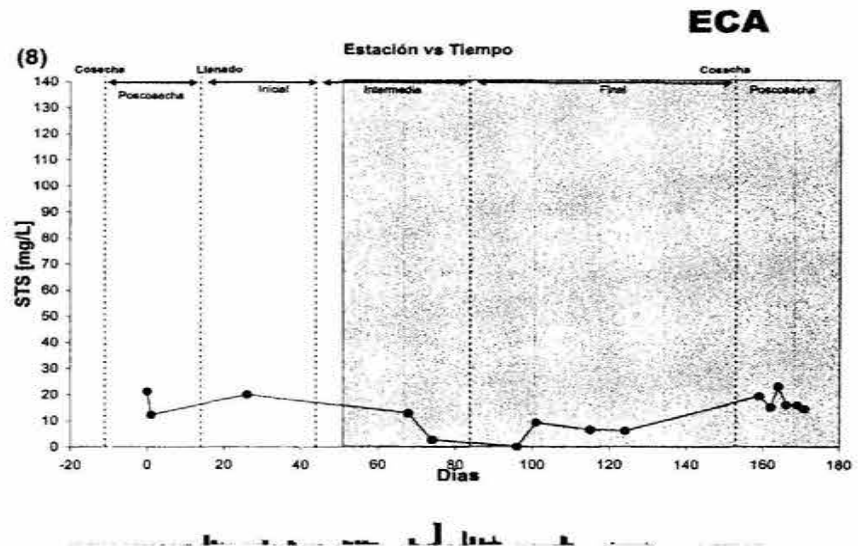
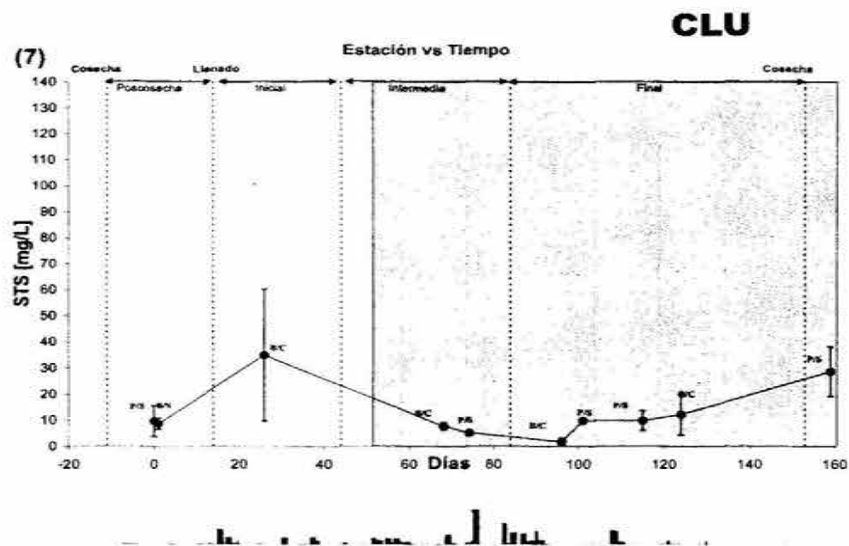
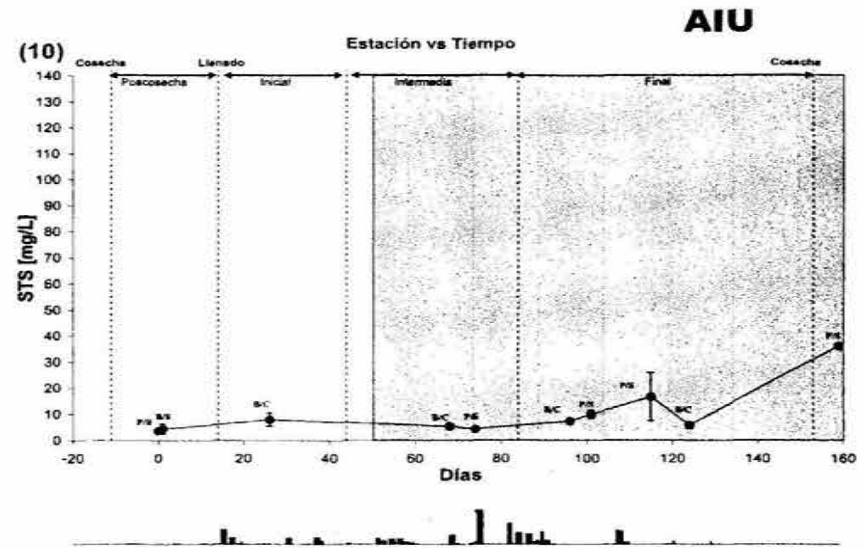
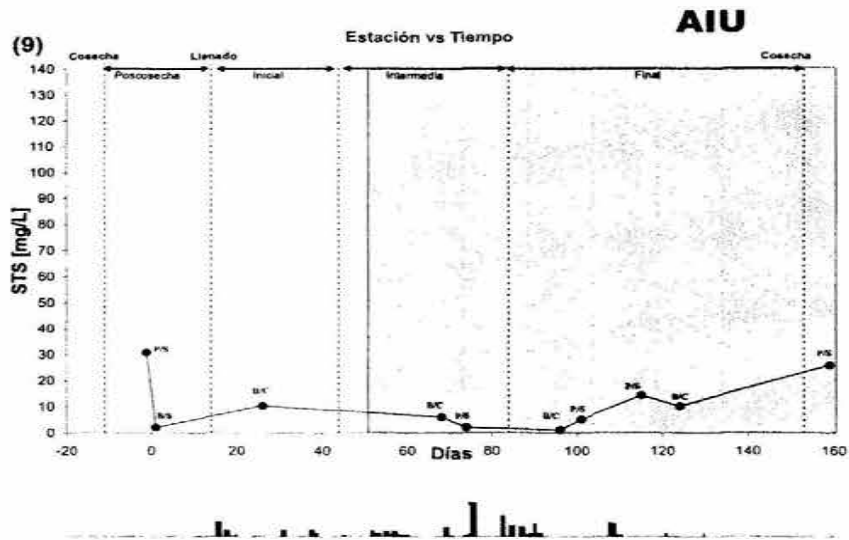


Figura 4.2. Variación del contenido de sólidos totales suspendidos en las aguas de la Estación de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

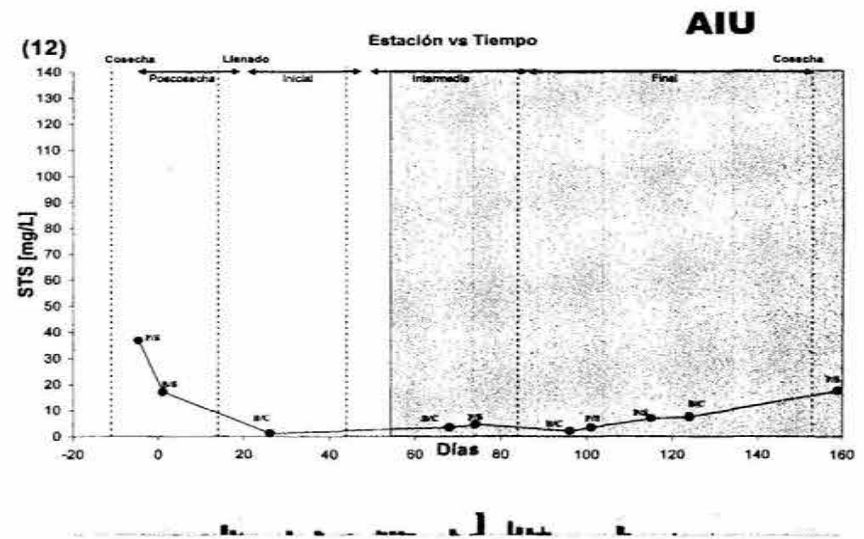
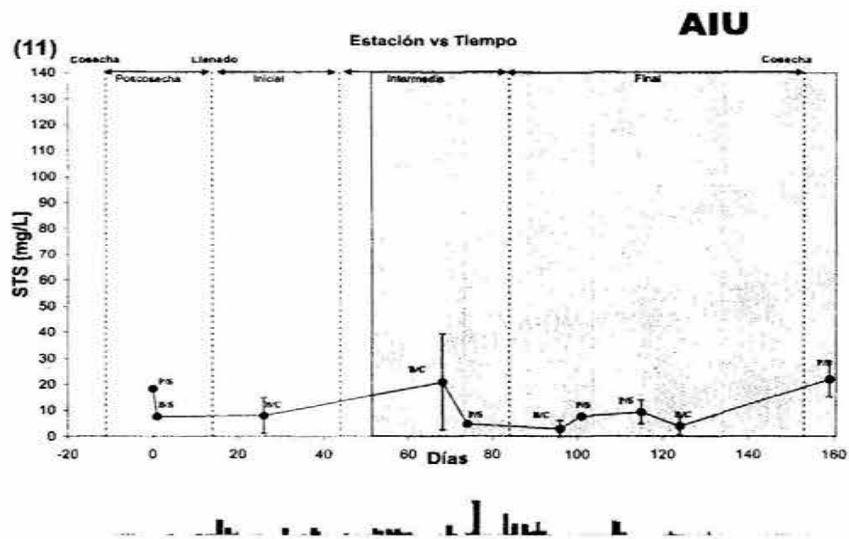
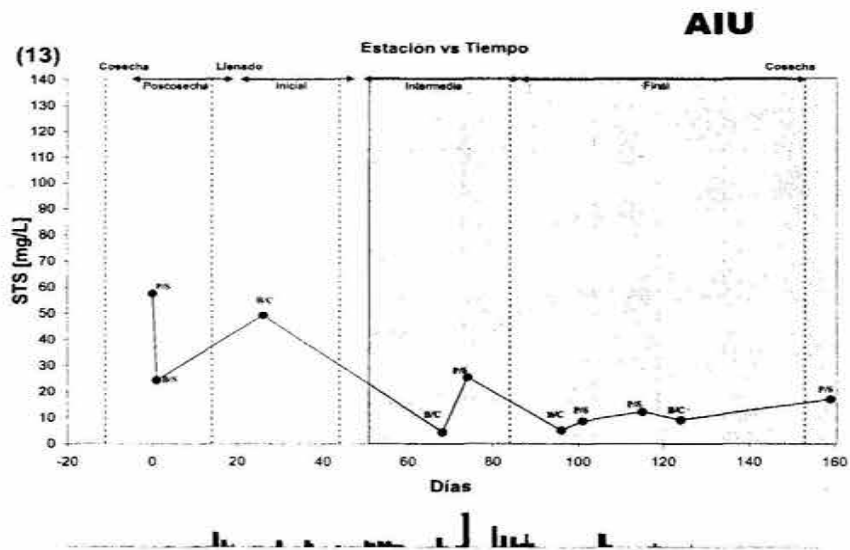


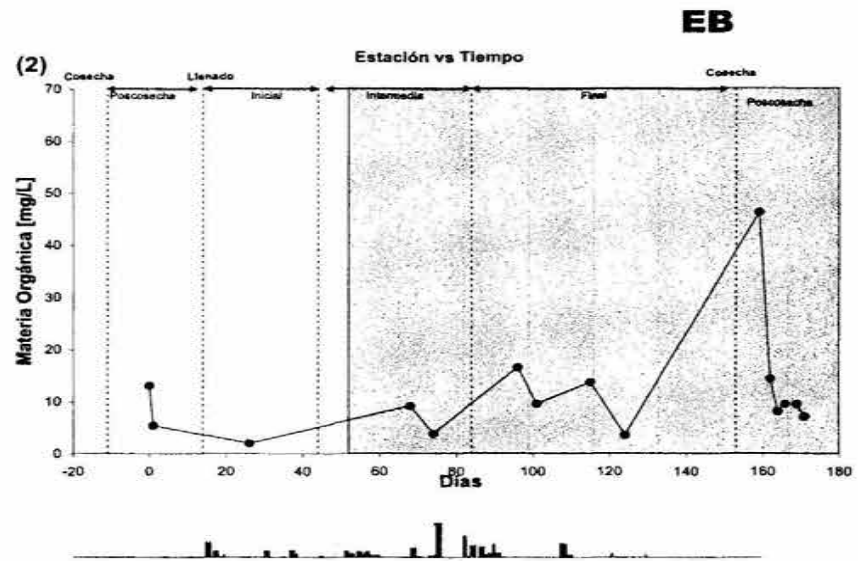
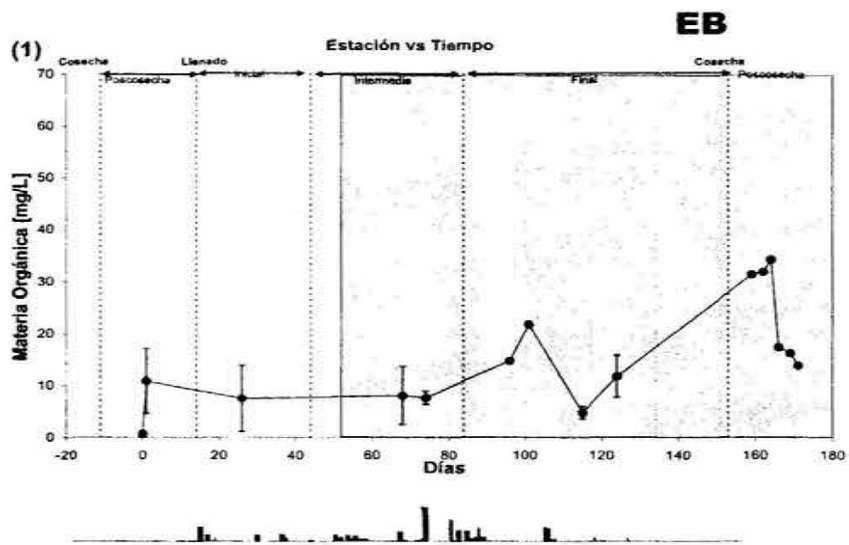
Figura 4.3. Variación del contenido de sólidos totales suspendidos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 4.4. Variación del contenido de sólidos totales suspendidos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

■ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

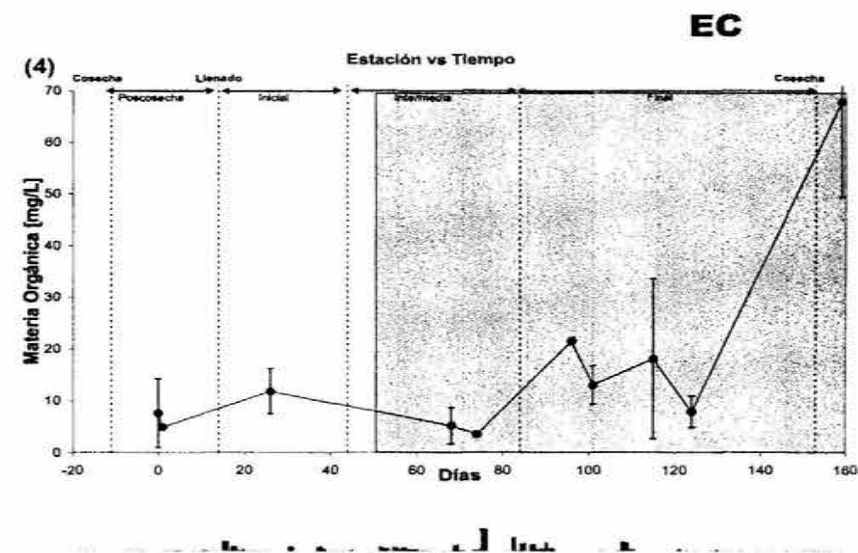
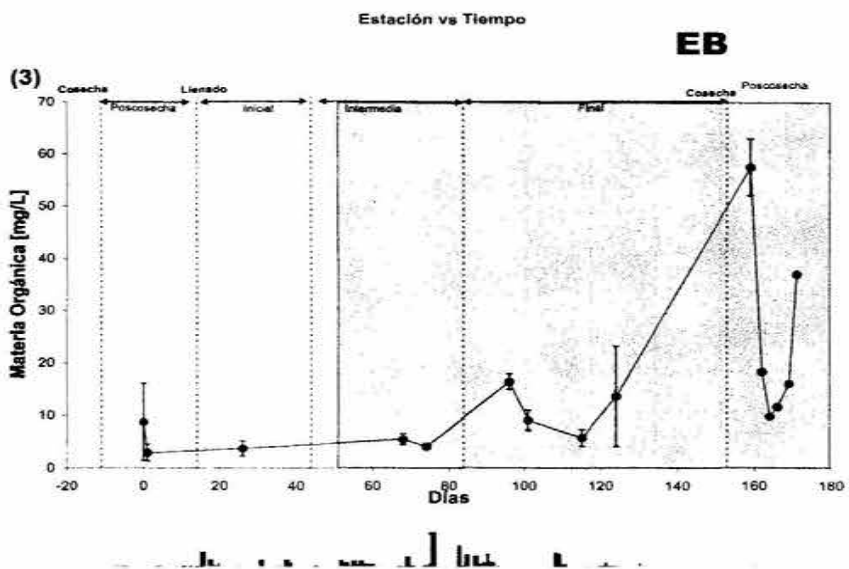
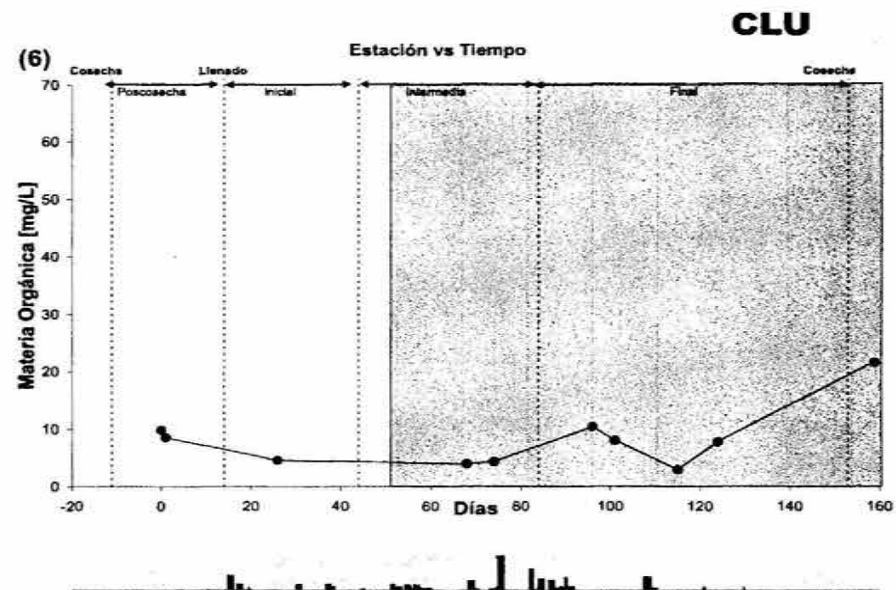
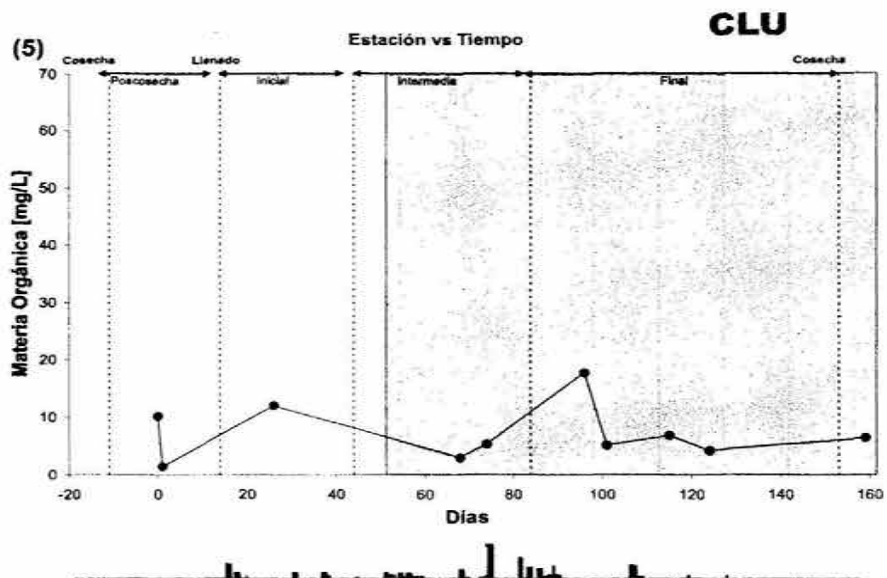


Figura 5.1. Variación del contenido de materia orgánica en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

■ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

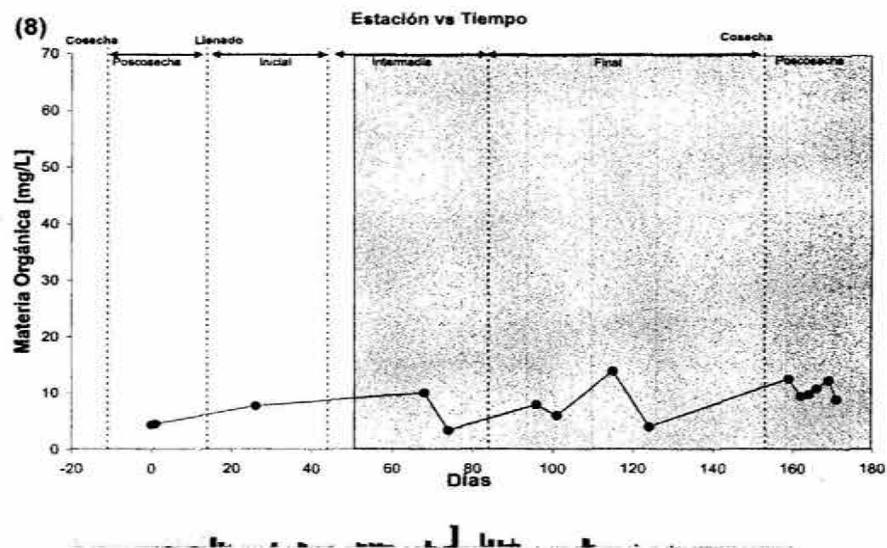
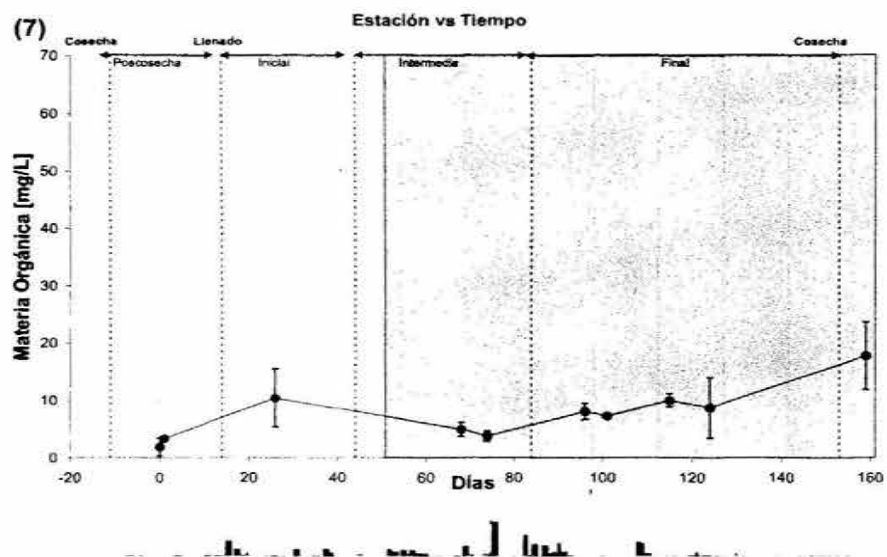
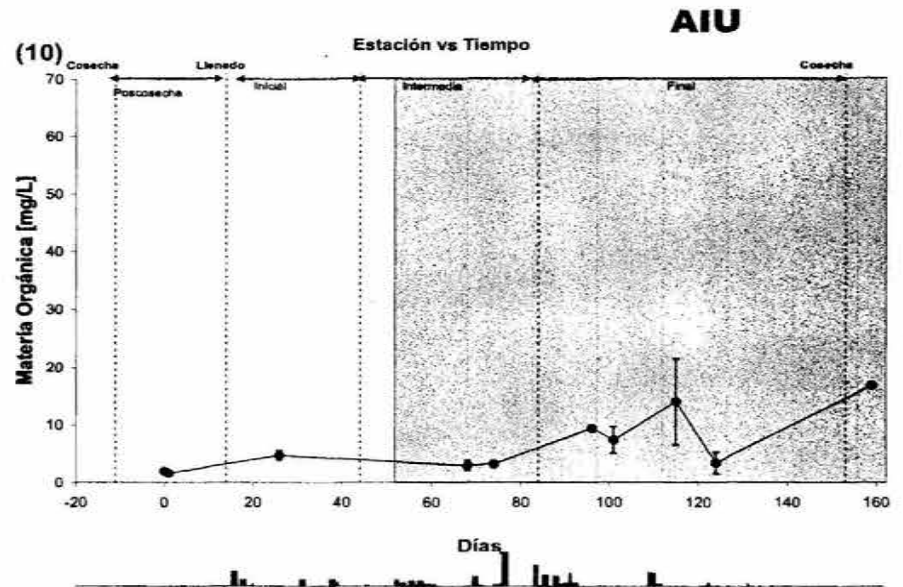
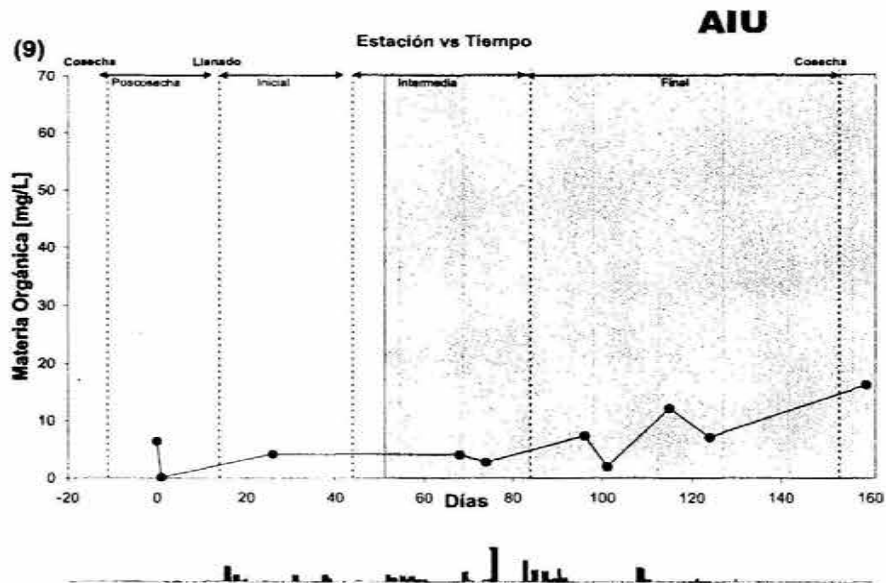


Figura 5.2. Variación del contenido de materia orgánica en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

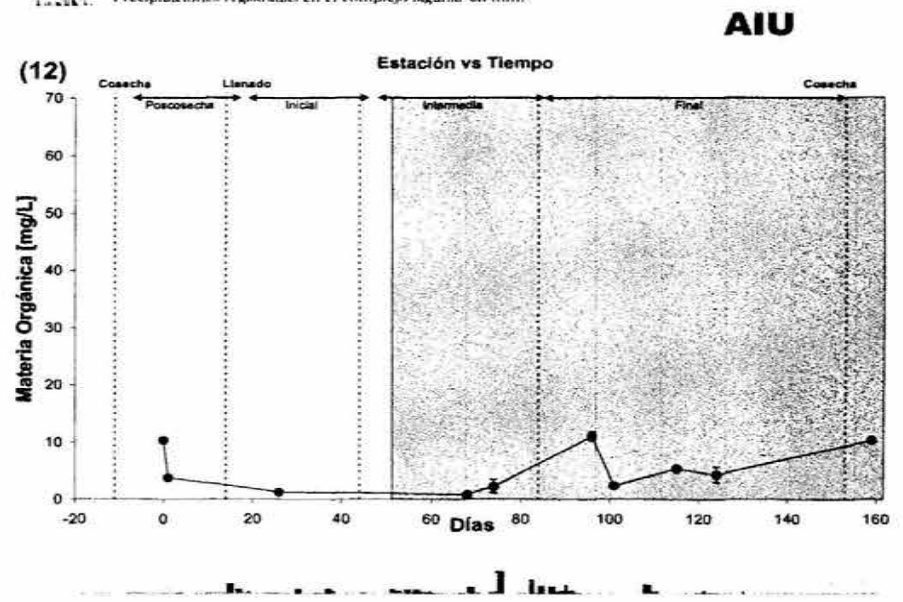
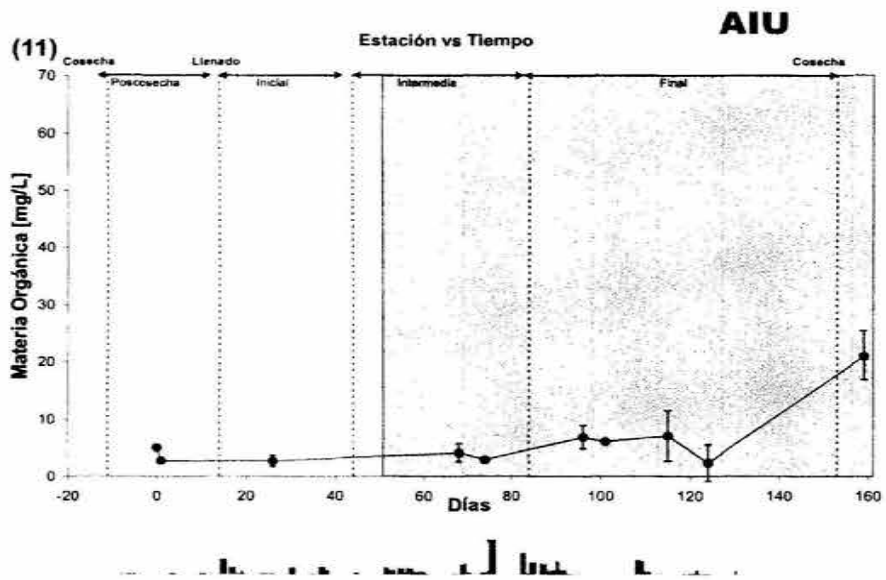


Figura 5.3. Variación del contenido de materia orgánica en las aguas del Estero de Urías.

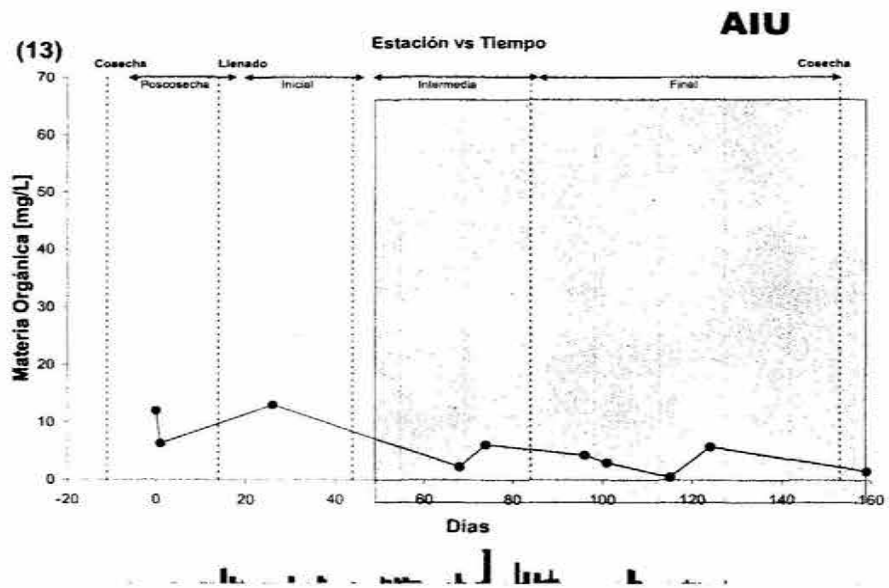
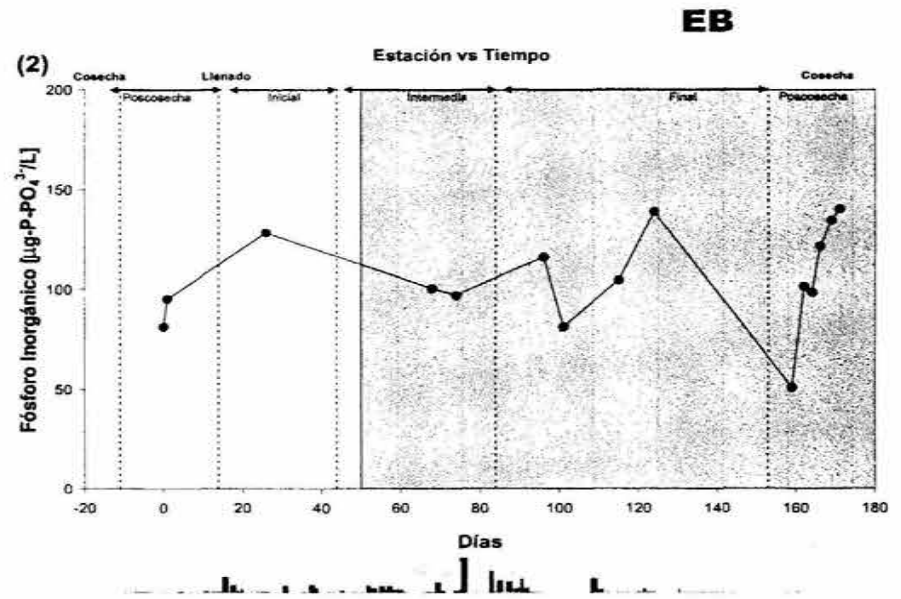
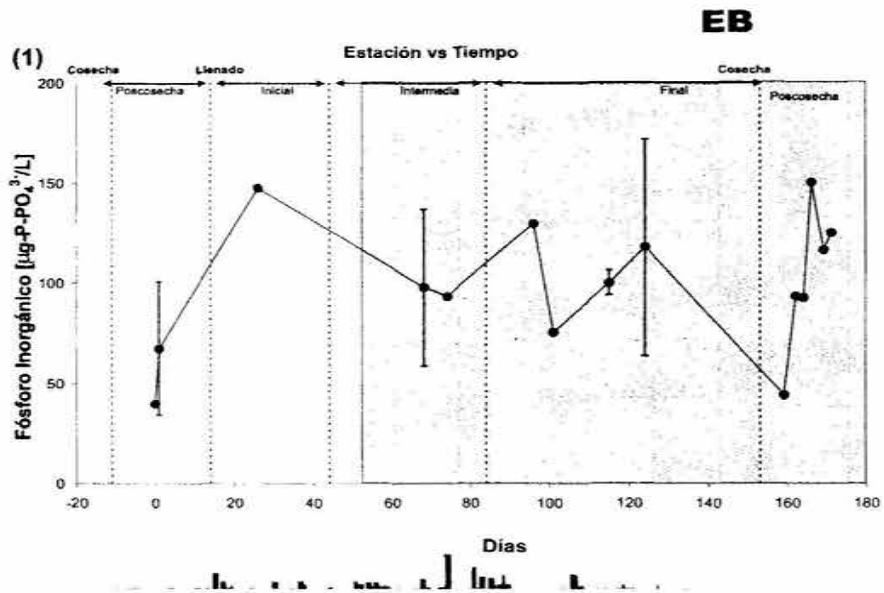


Figura 5.4. Variación del contenido de materia orgánica en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

▮ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

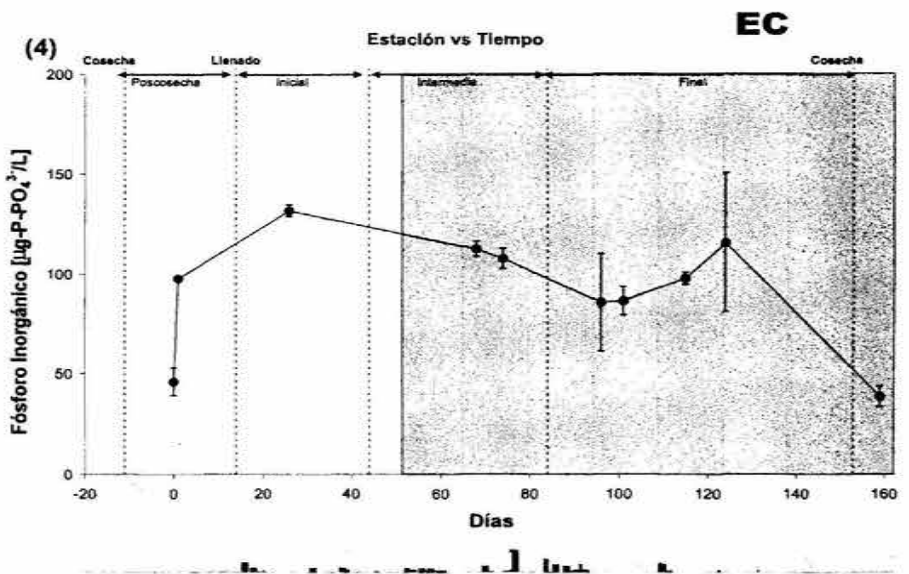
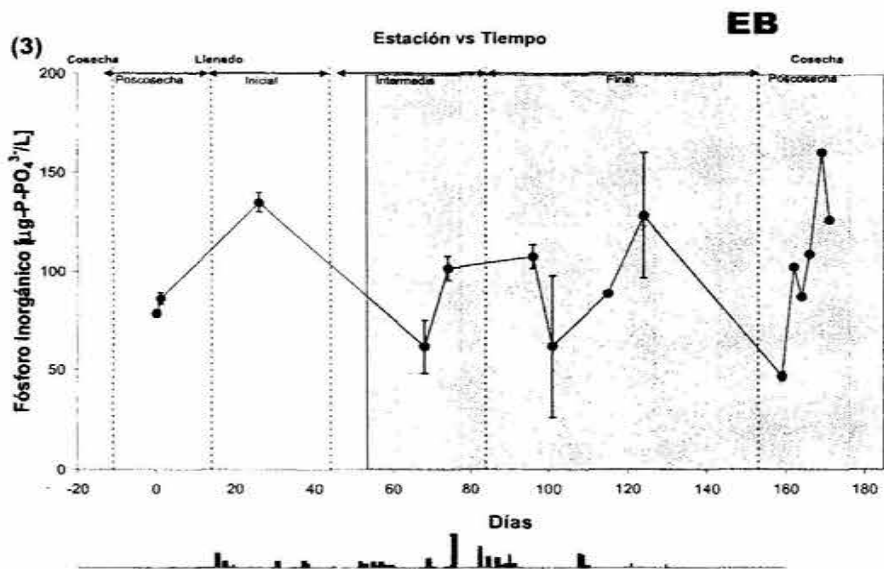
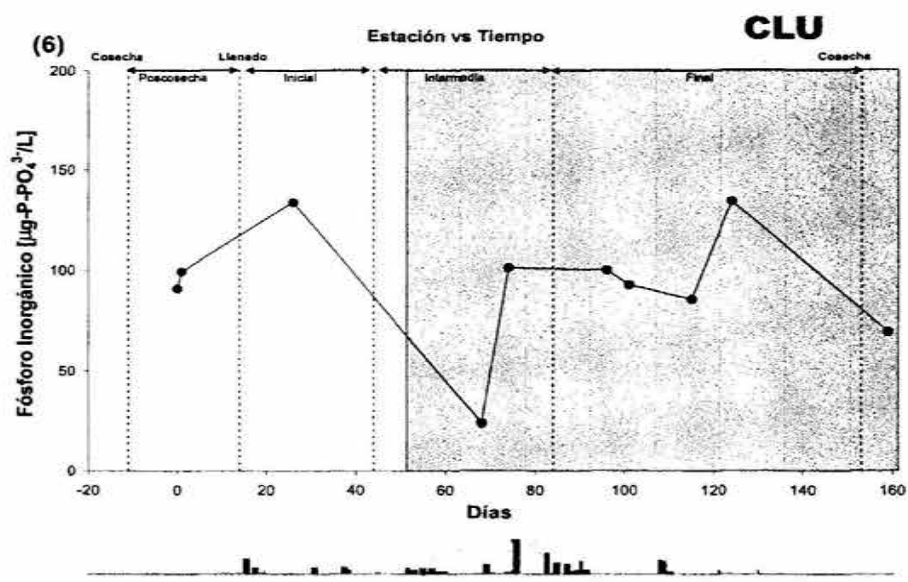
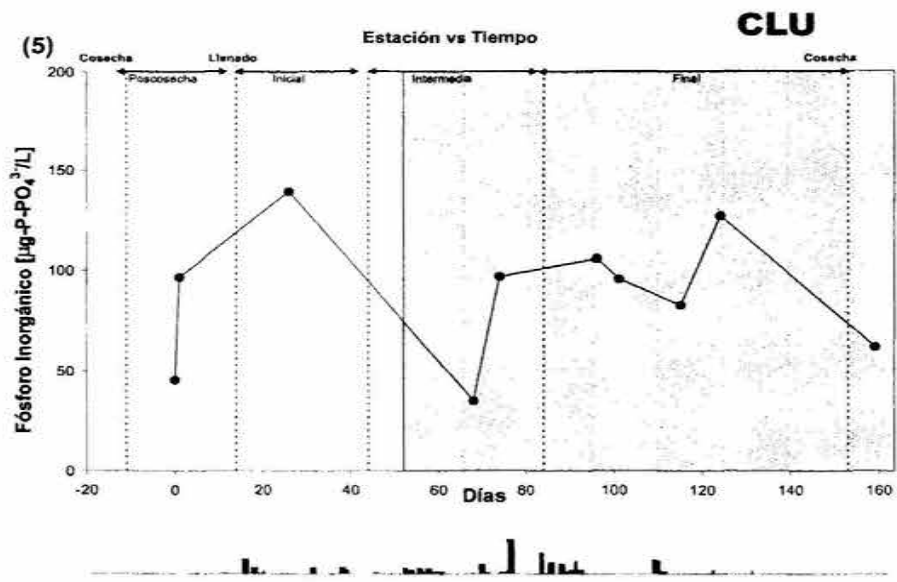


Figura 6.1. Variación del fósforo inorgánico disuélto en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

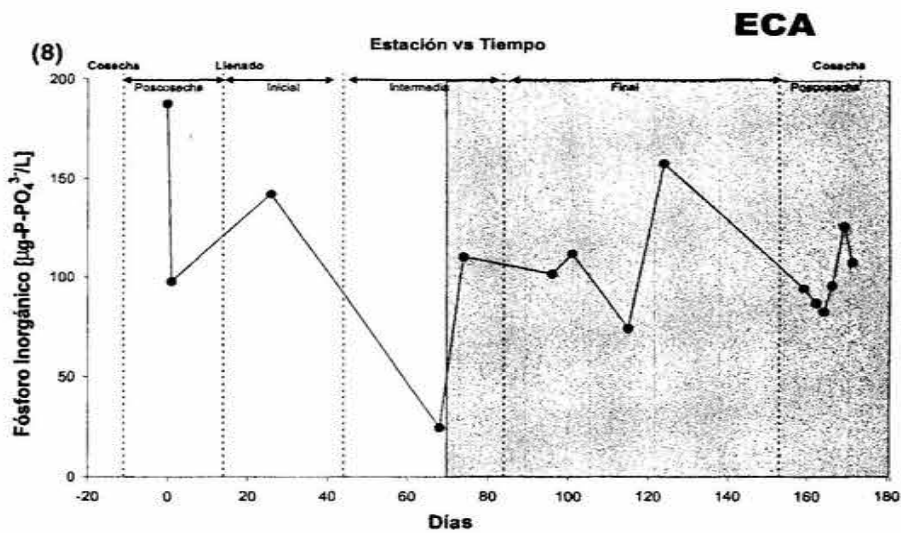
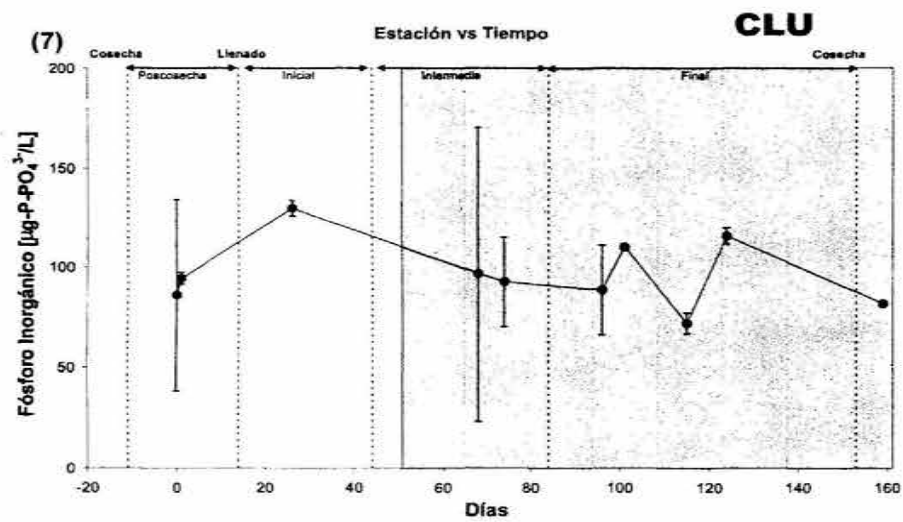
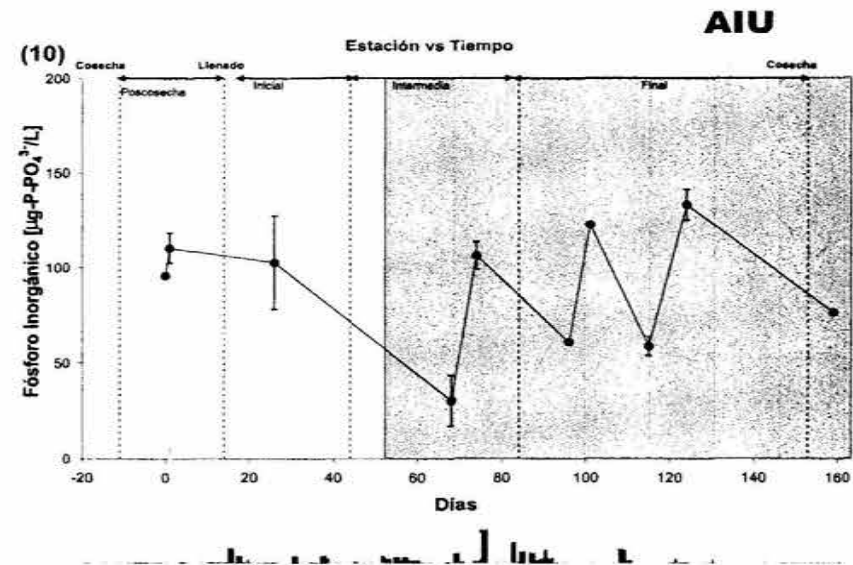
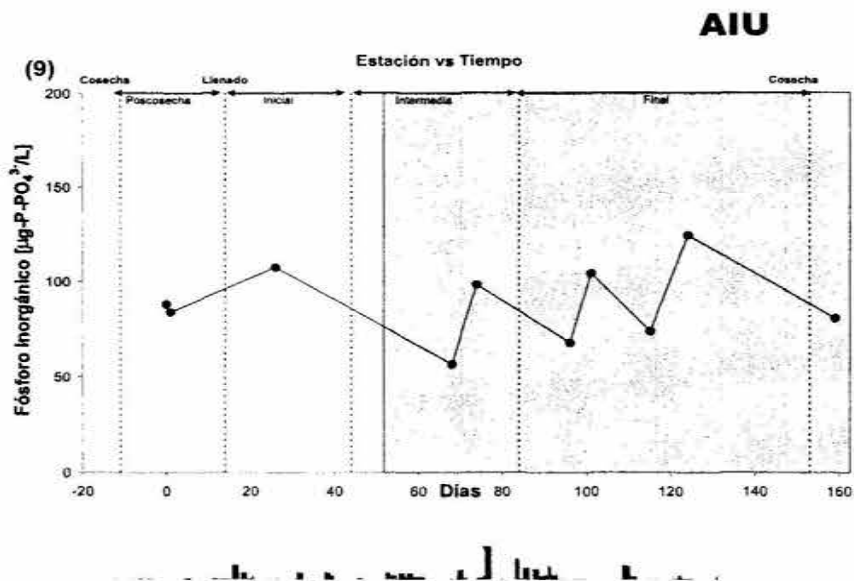


Figura 6.2. Variación del fósforo inorgánico disueltos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

▮ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

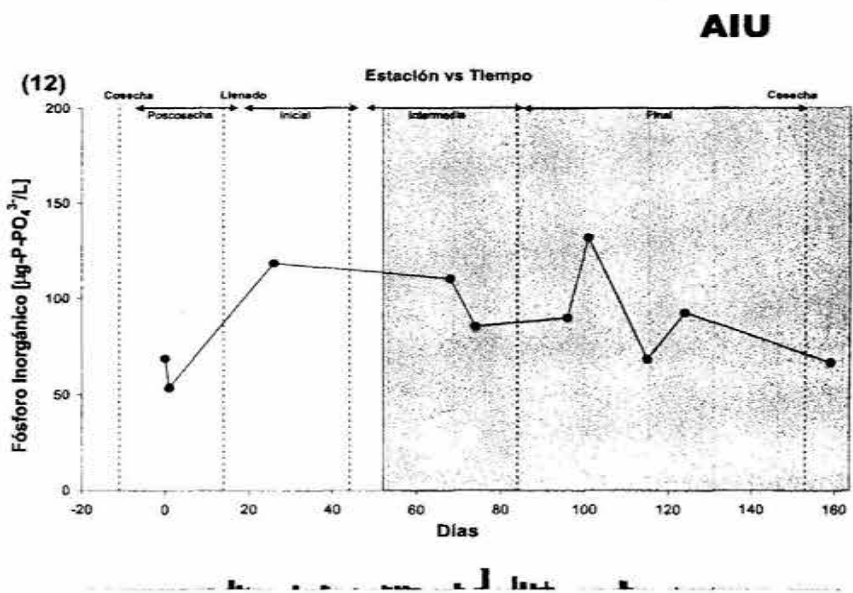
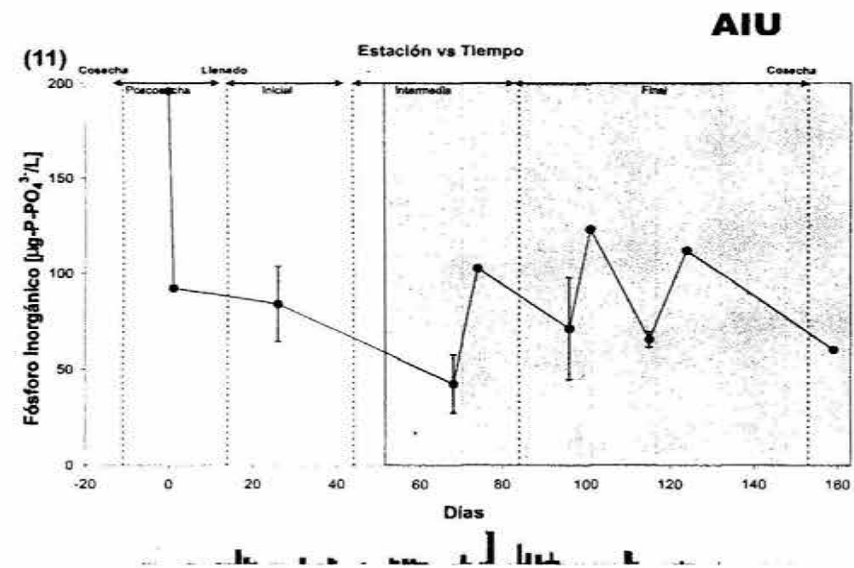
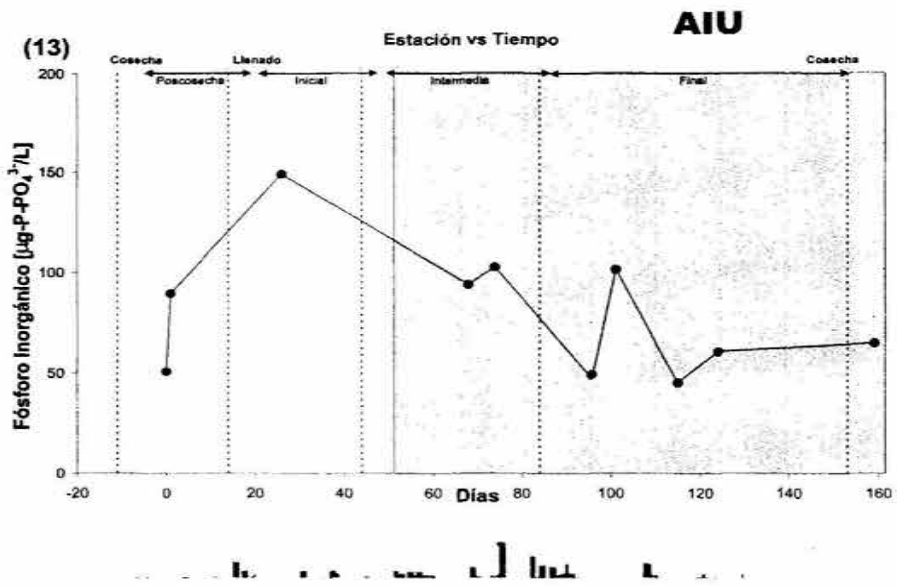


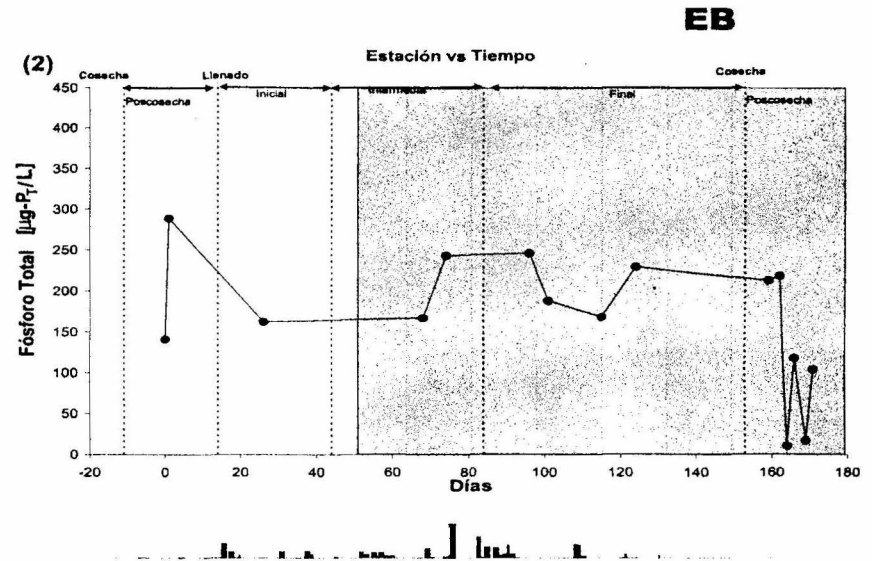
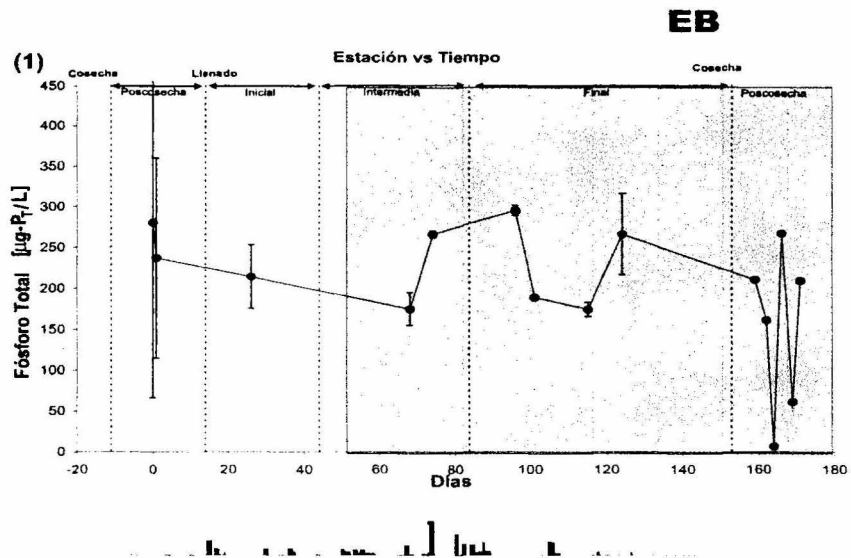
Figura 6.3. Variación del fósforo inorgánico disueltos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 6.4. Variación del fósforo inorgánico disuelto en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras bajas representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

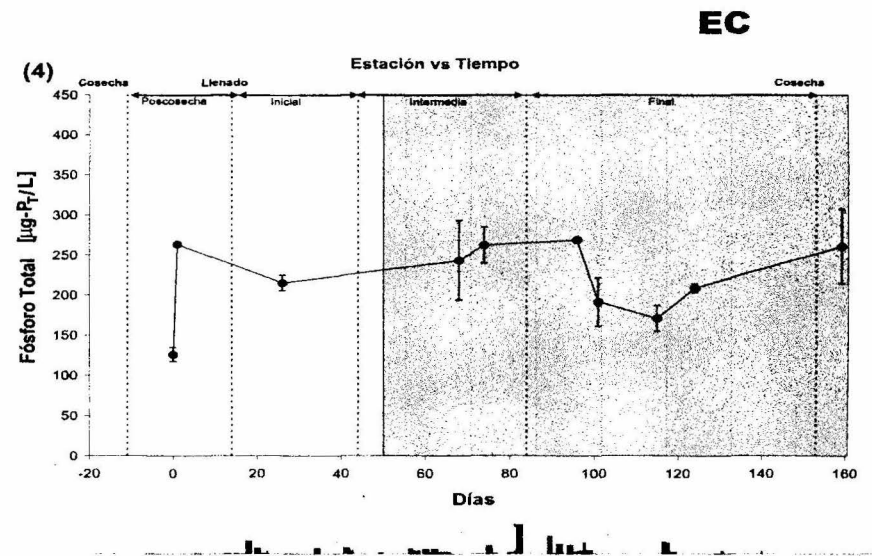
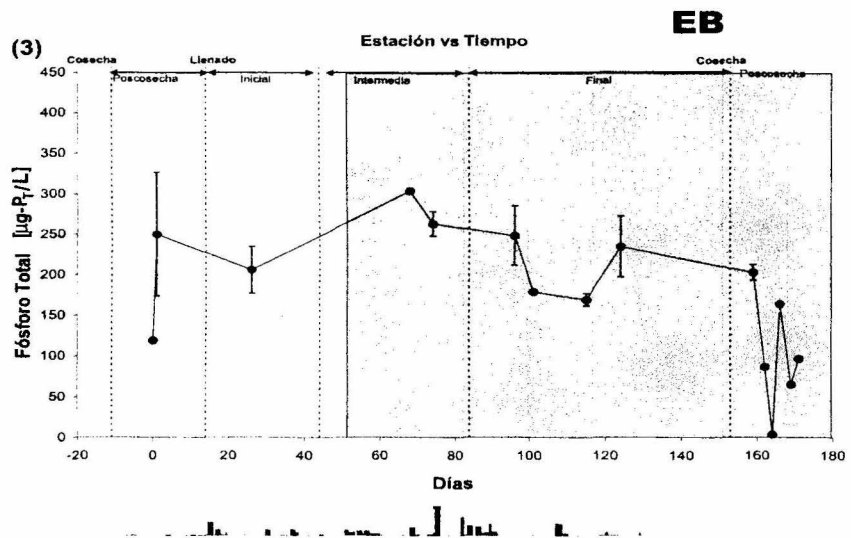
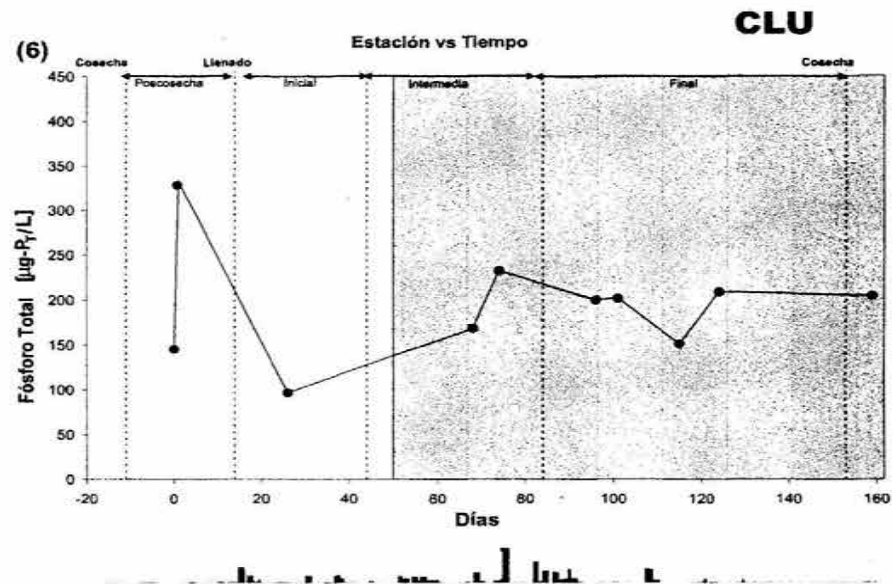
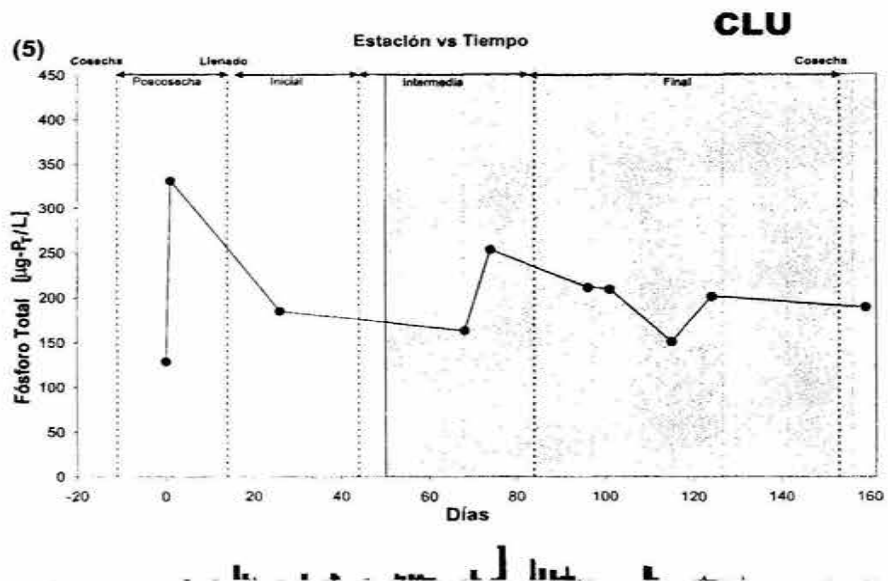


Figura 7.1. Variación del contenido fósforo total en las aguas del Estero de Urias.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

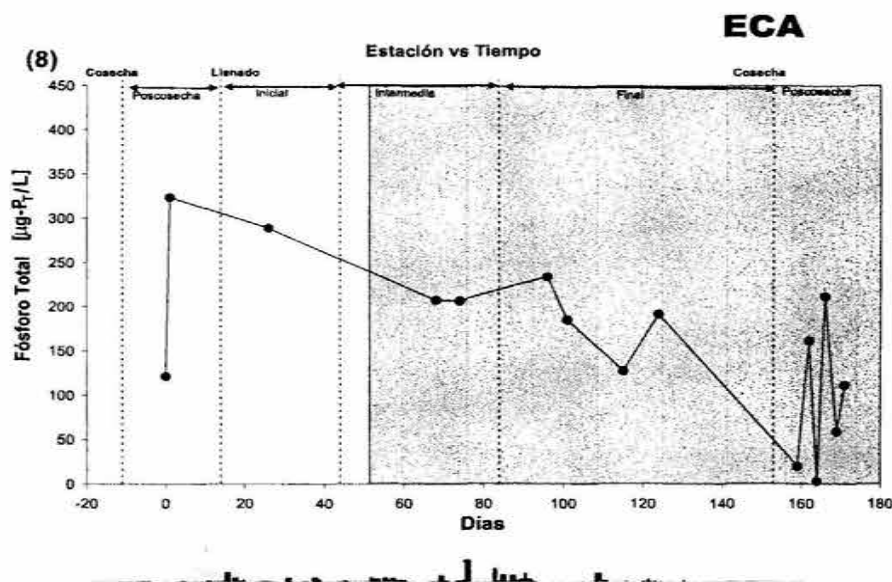
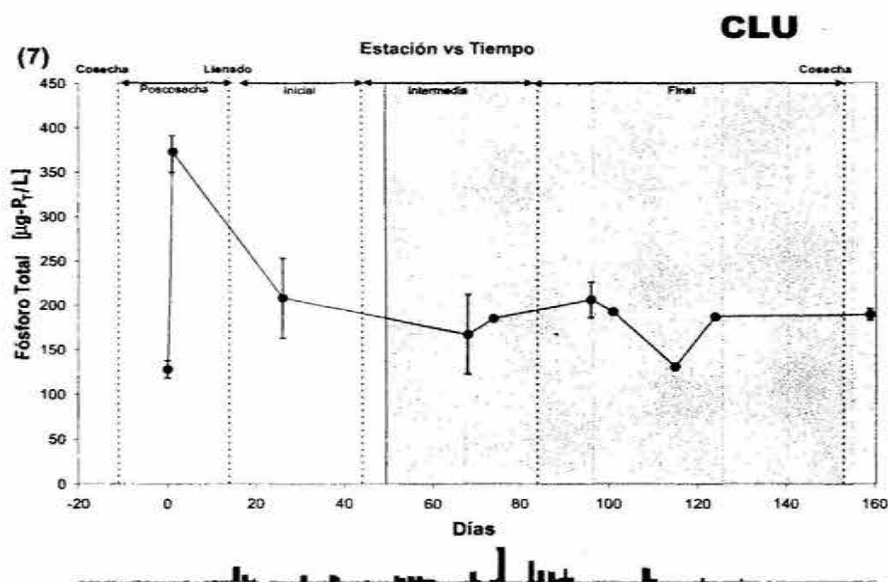
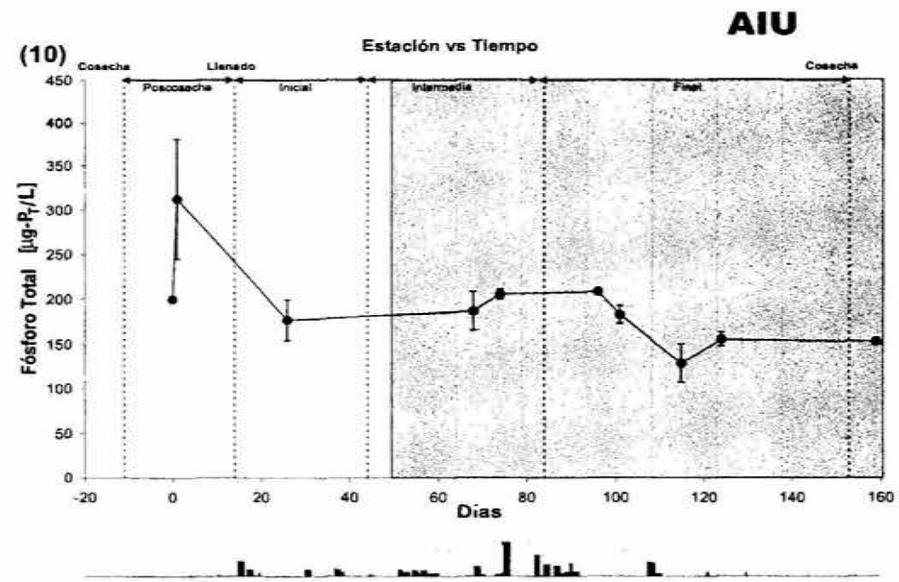
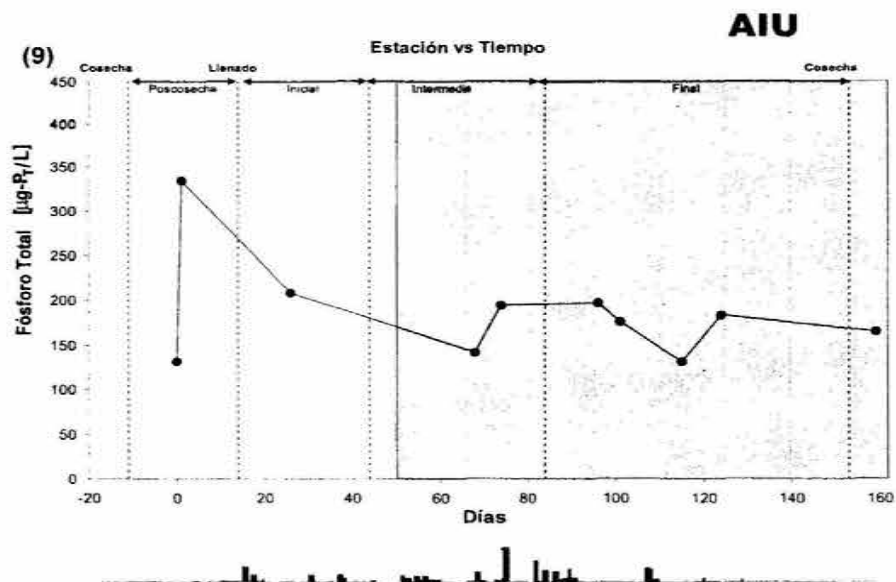


Figura 7.2. Variación del contenido de fósforo total en las aguas de la Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.
 Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

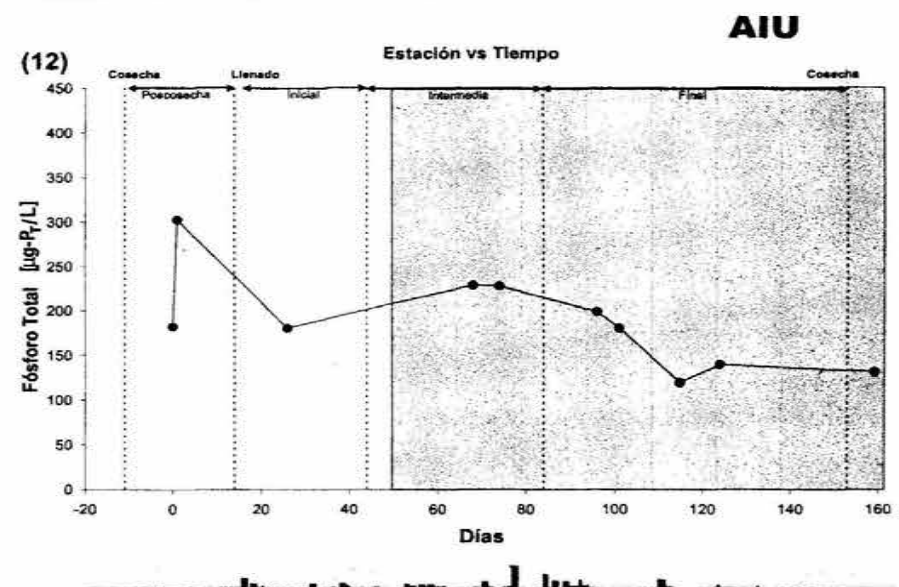
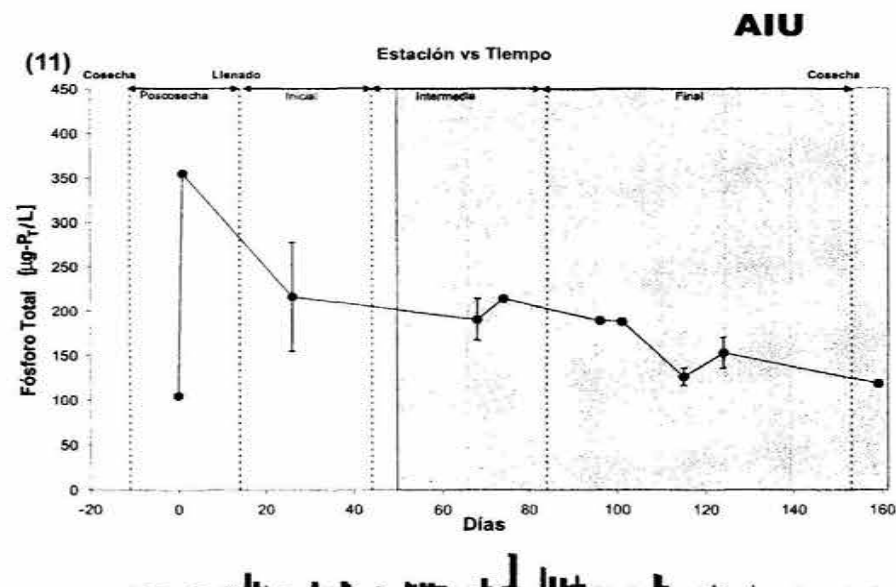


Figura 7.3. Variación del contenido fósforo total en las aguas del Estero de Urías.

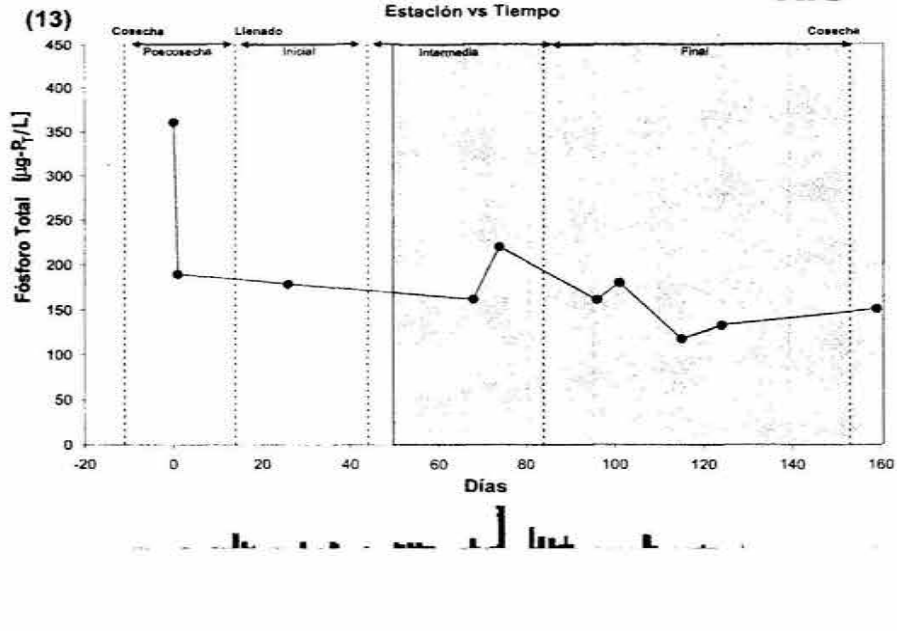
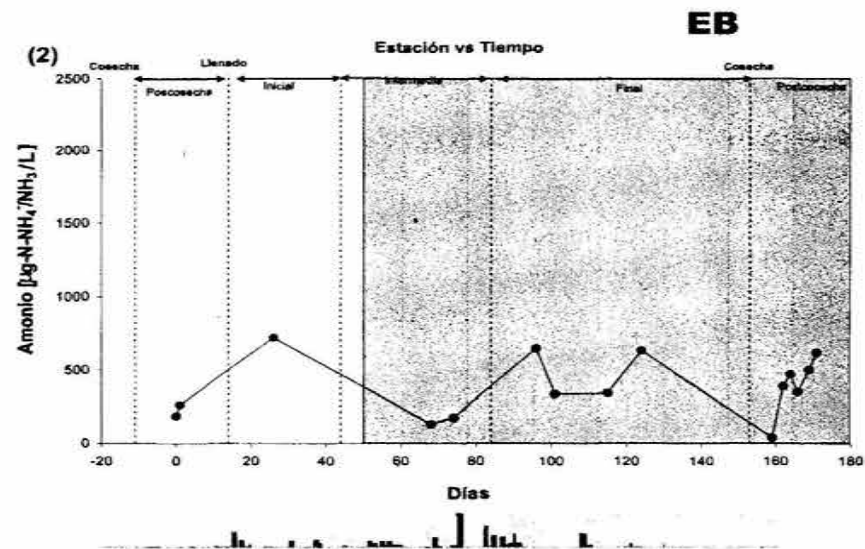
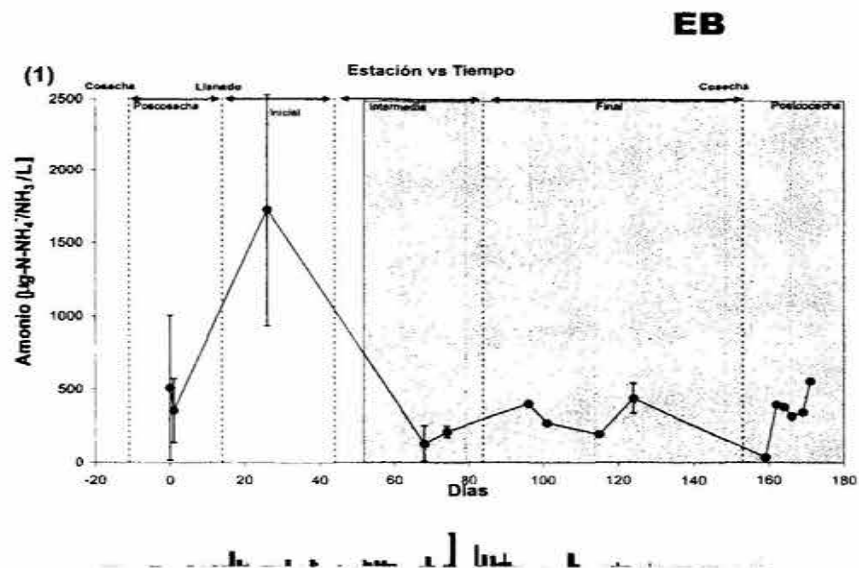


Figura 7.4. Variación del contenido fósforo total en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

■ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

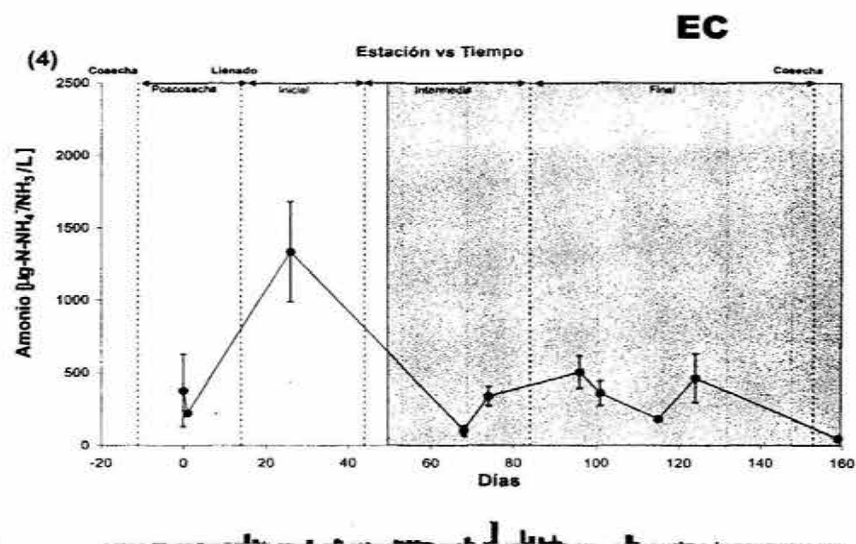
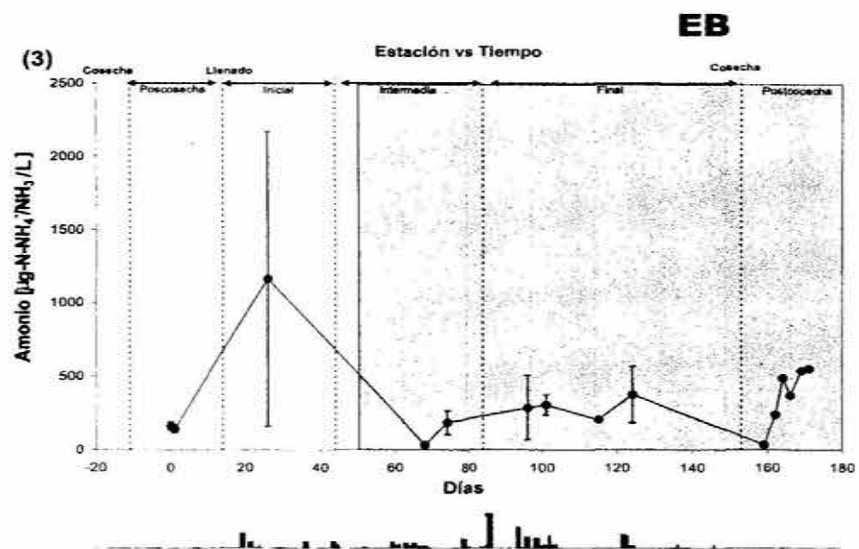
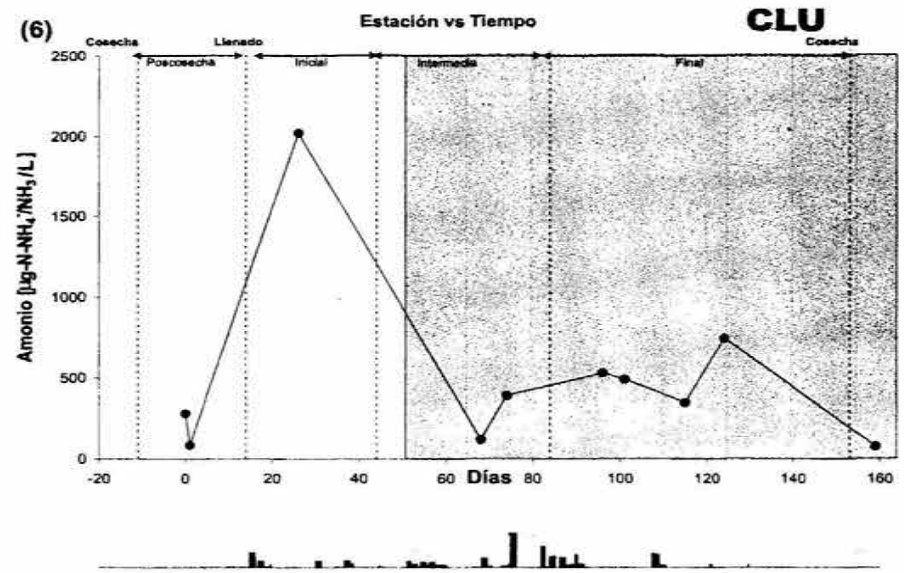
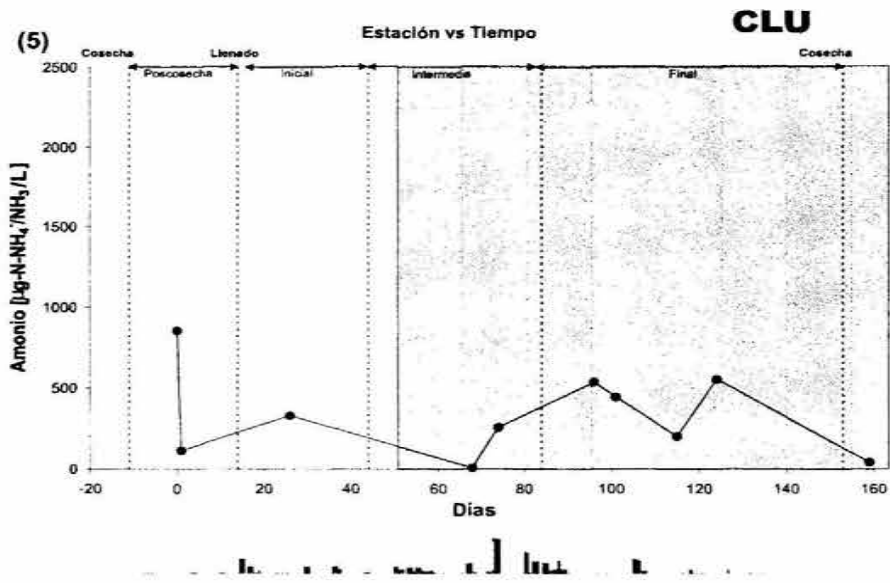


Figura 8.1. Variación de la concentración de amonio en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

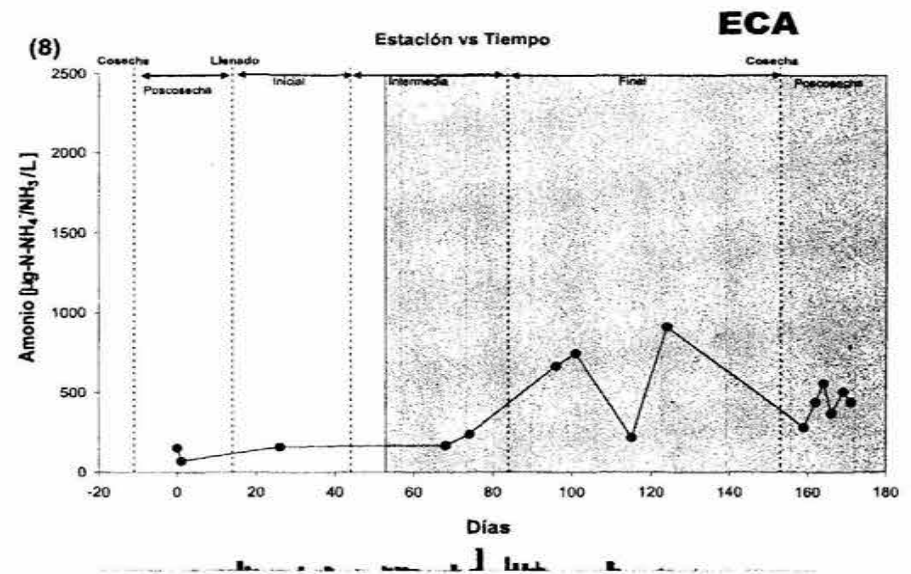
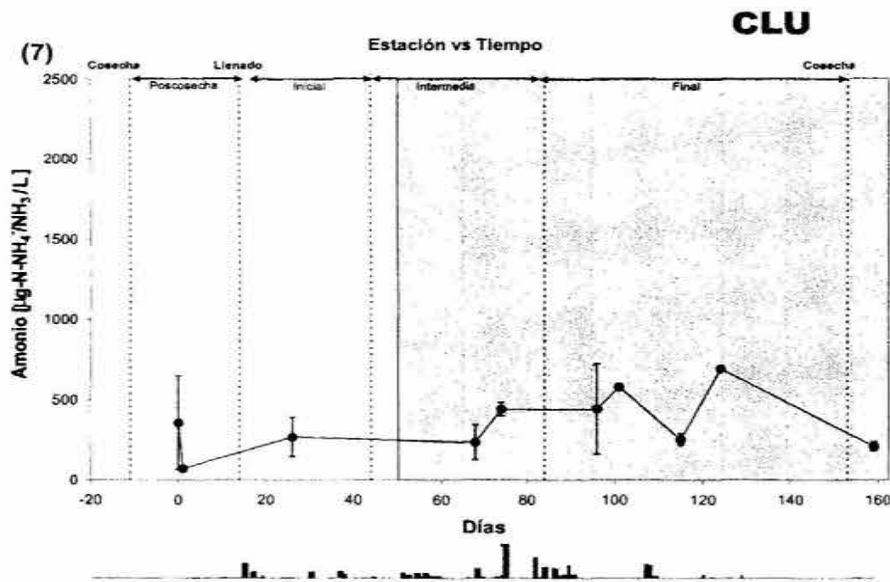
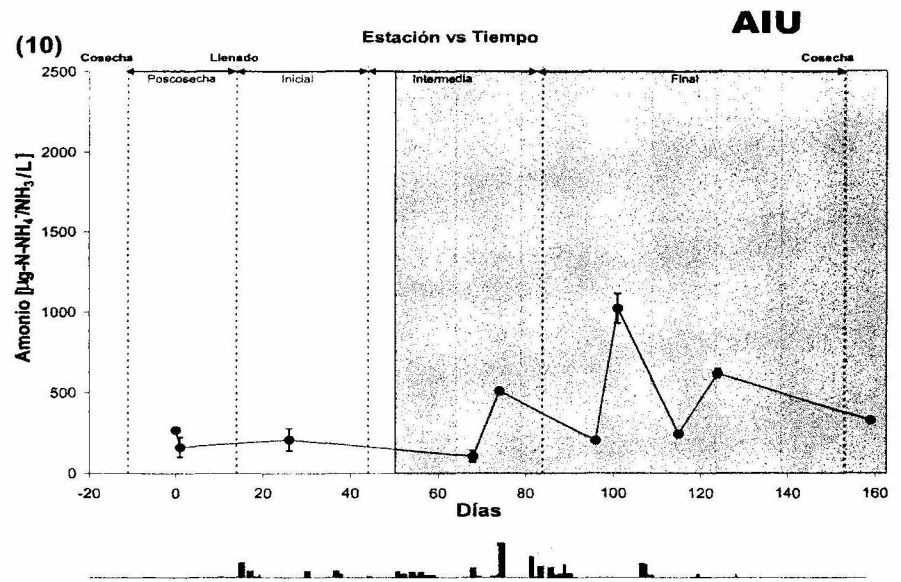
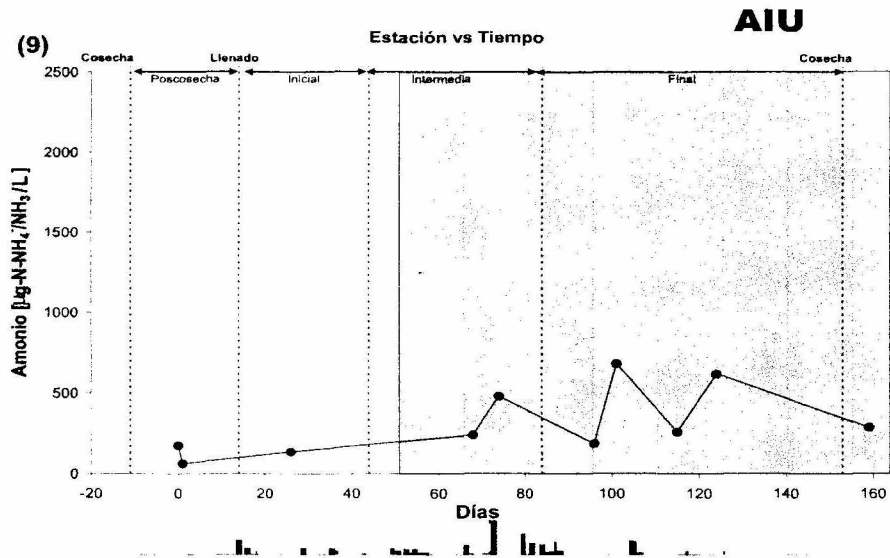


Figura 8.2. Variación de la concentración de amonio en las aguas del Estero de Urias.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

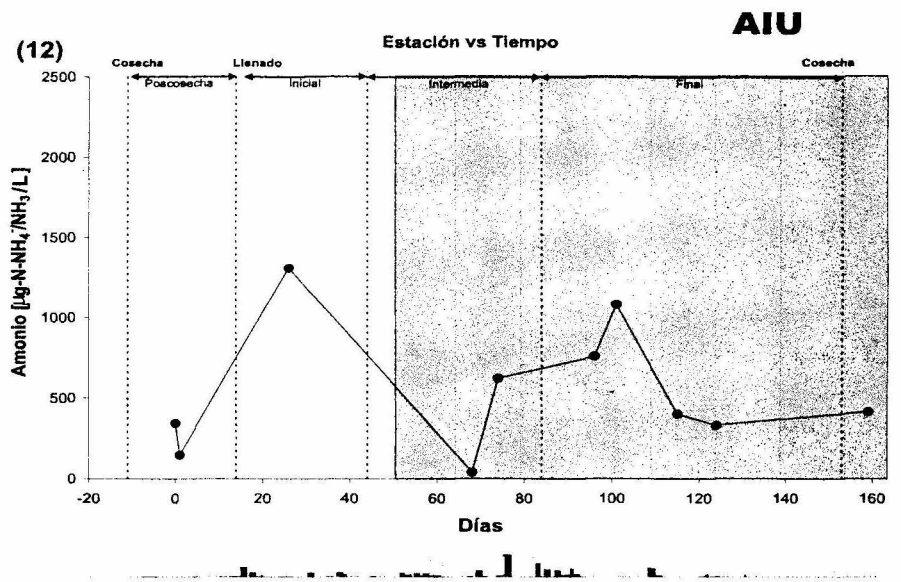
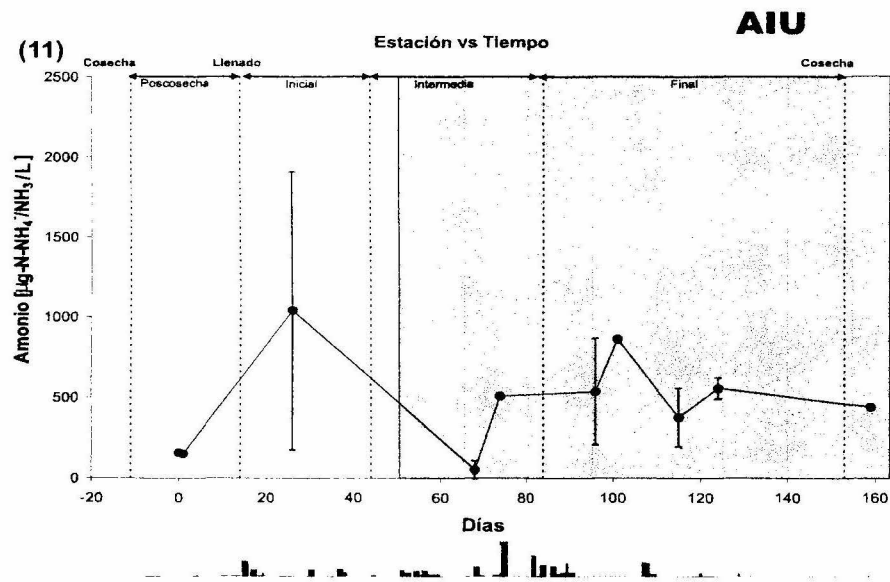
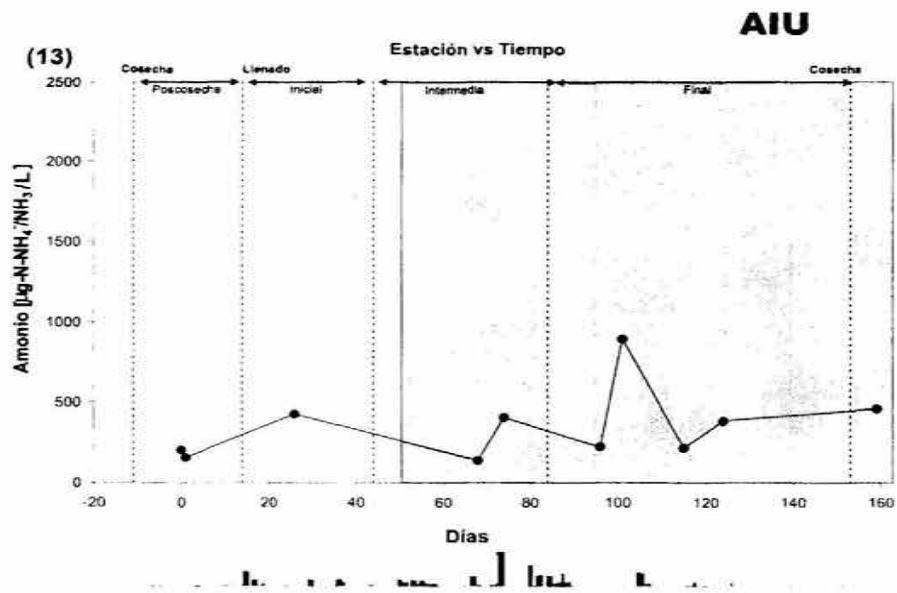


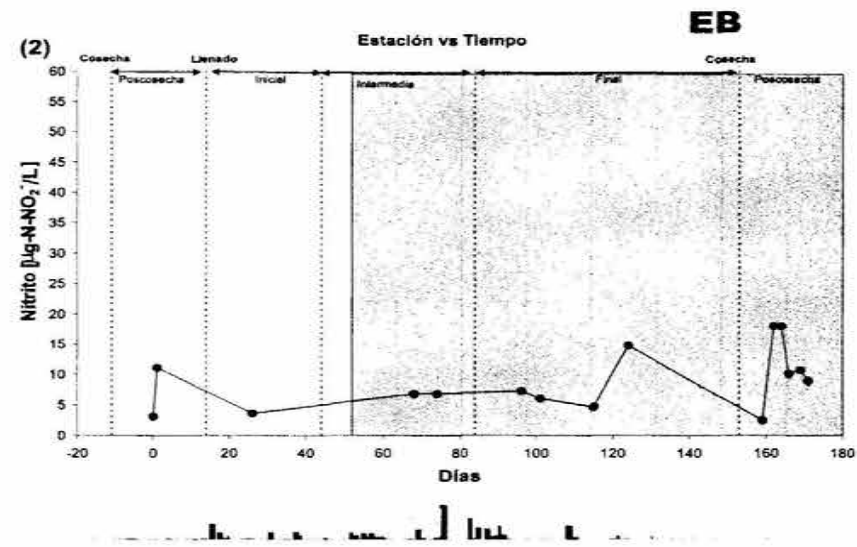
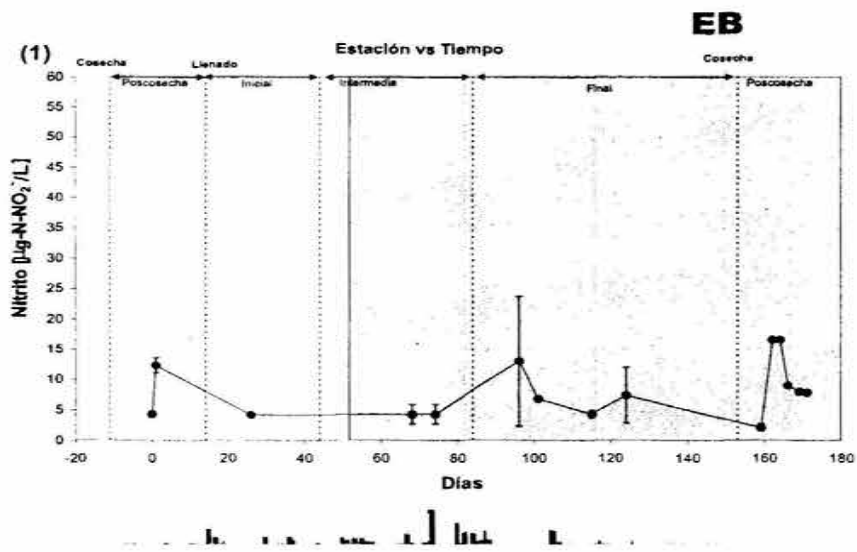
Figura 8.3. Variación de la concentración de amonio en las aguas de la Estación de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 8.4. Variación de la concentración de amonio en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras bajas indican las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

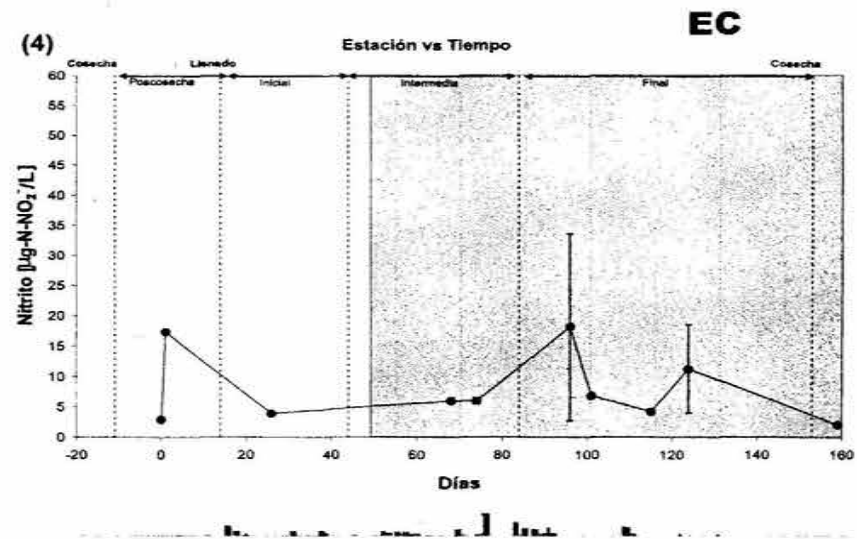
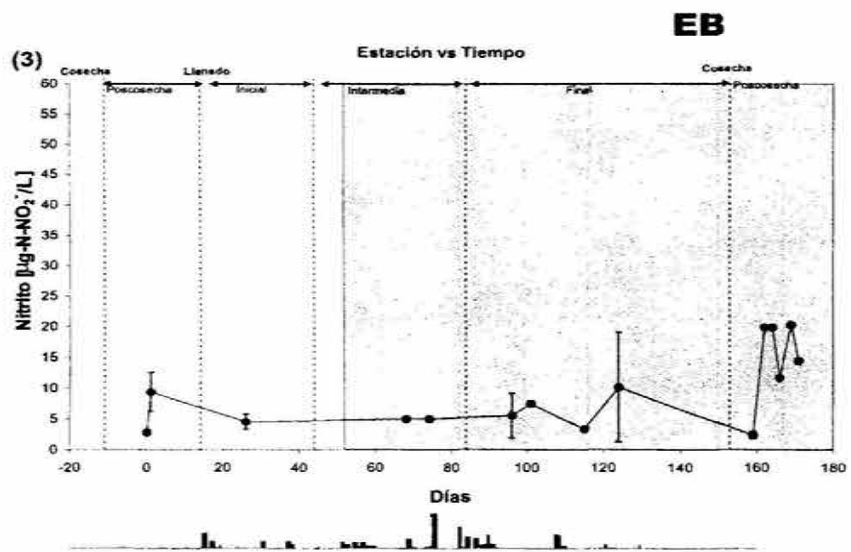
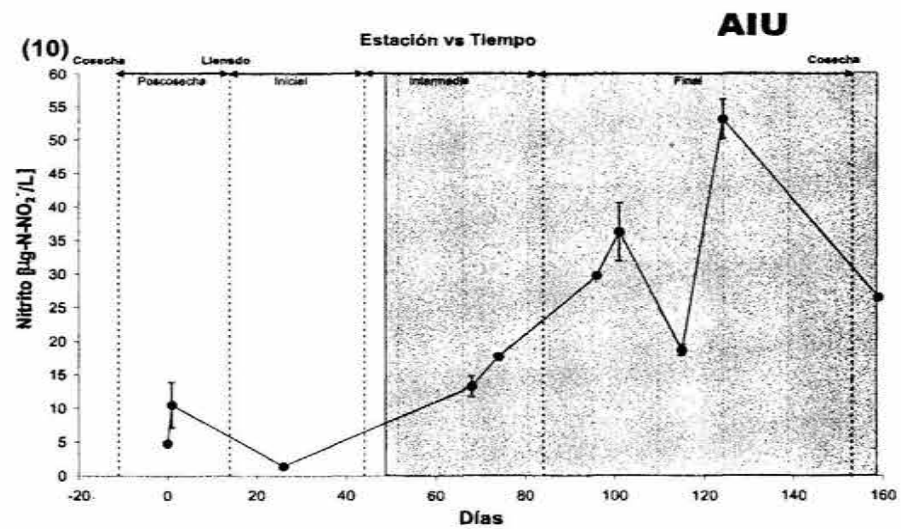
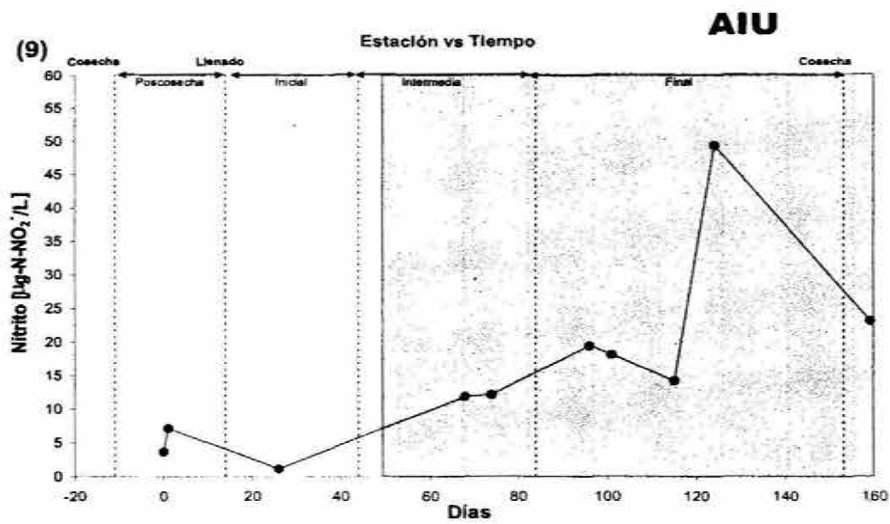


Figura 9.1. Variación de la concentración de nitritos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

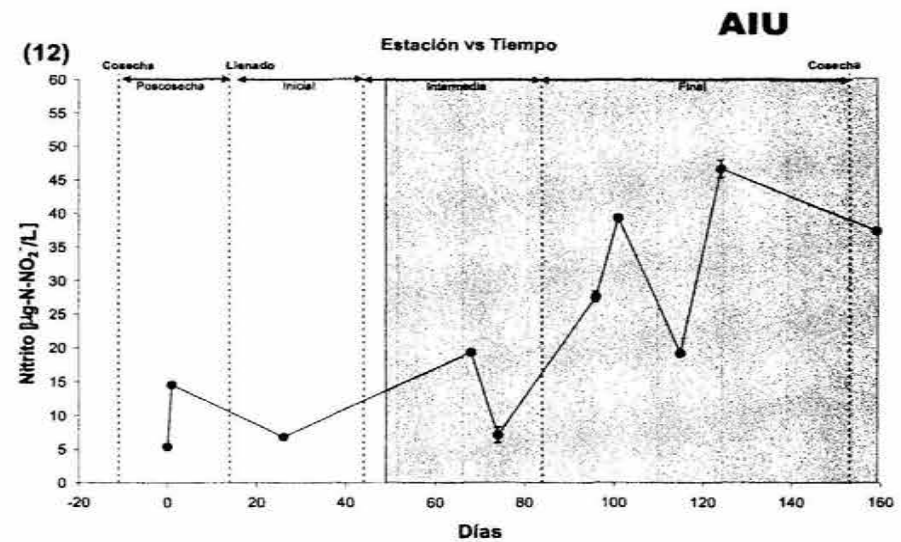
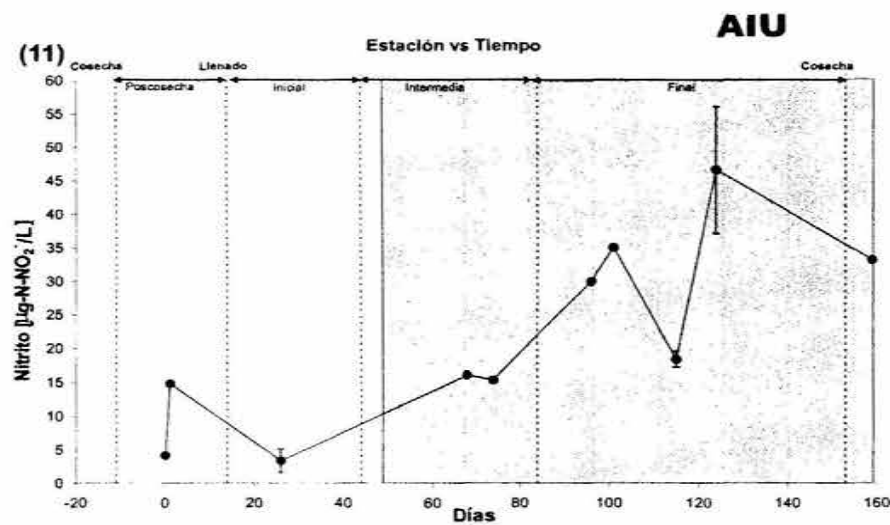
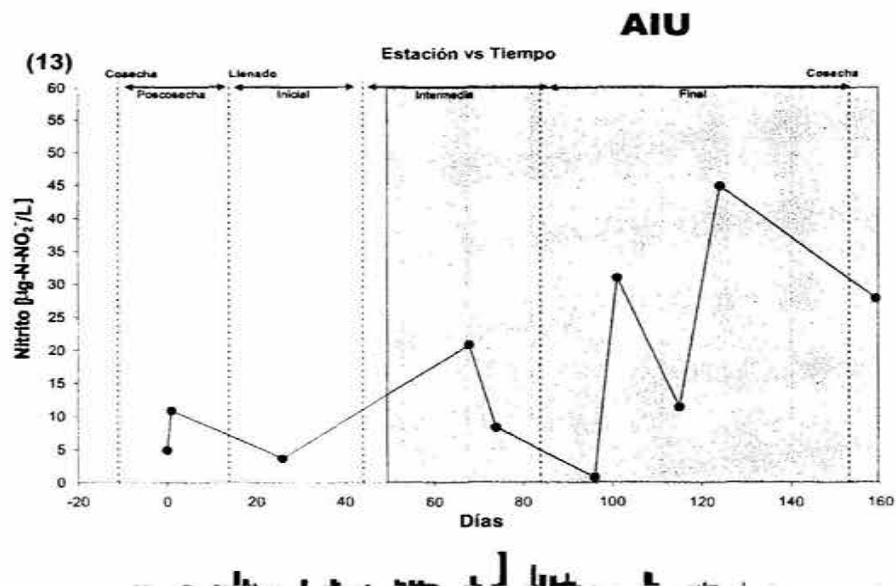


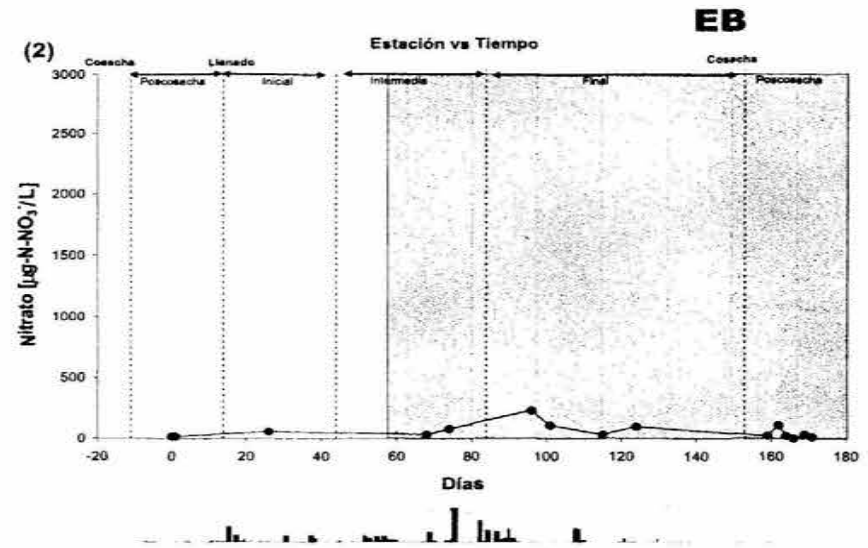
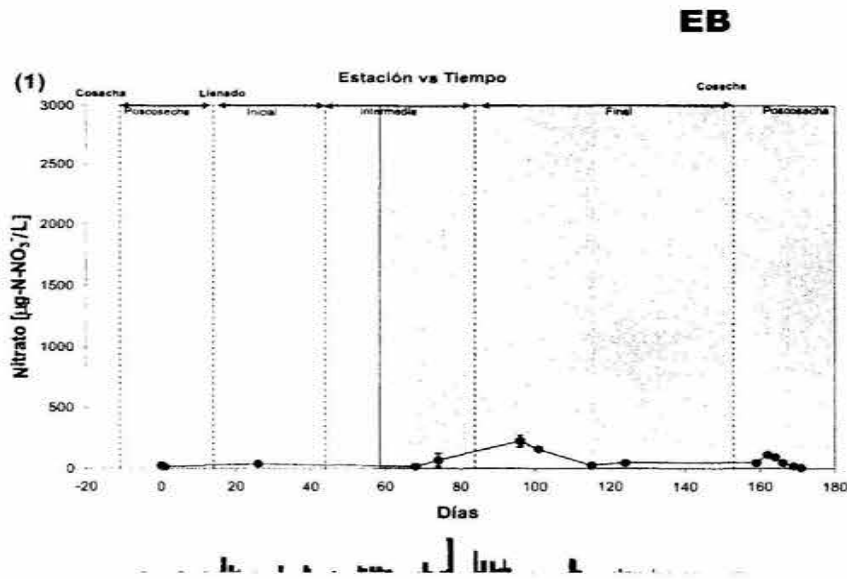
Figura 9.3. Variación de la concentración de nitratos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 9.4. Variación de la concentración de nitritos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

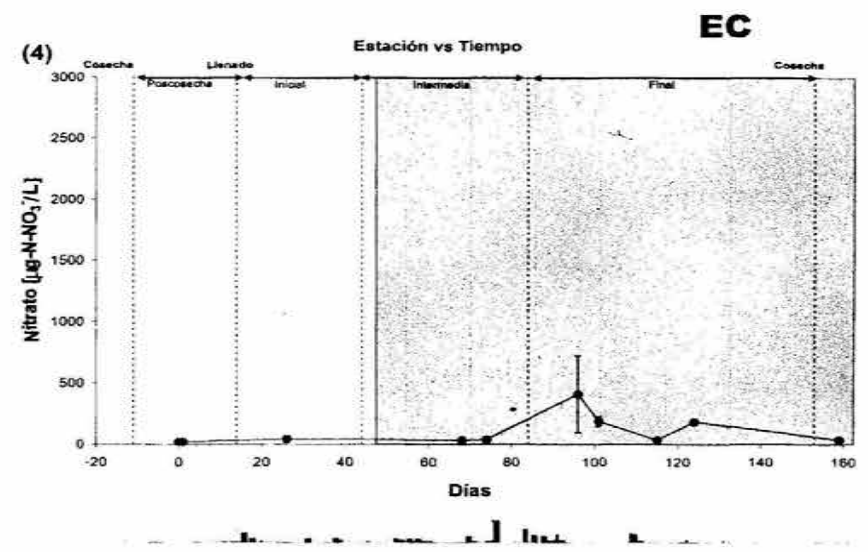
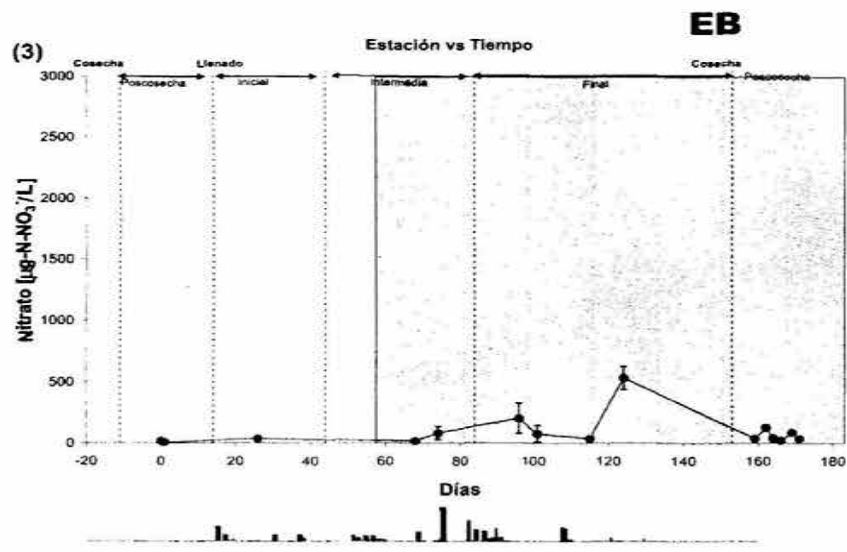
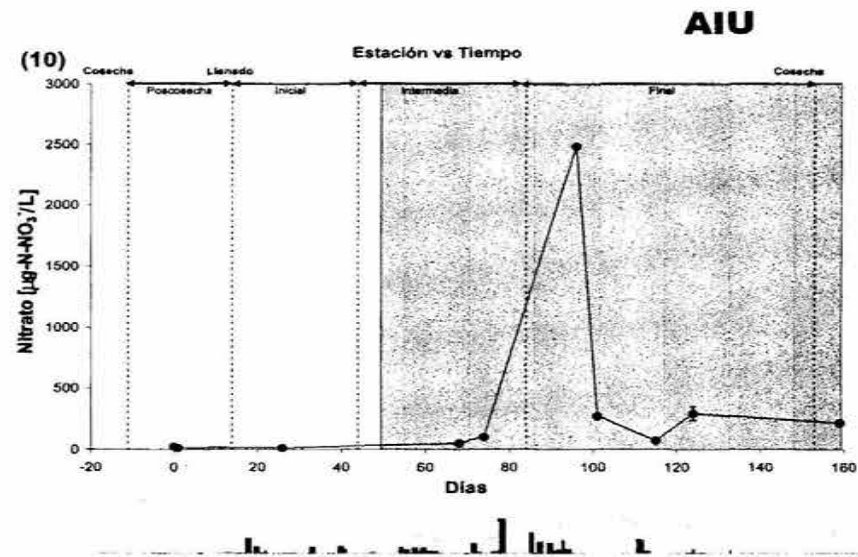
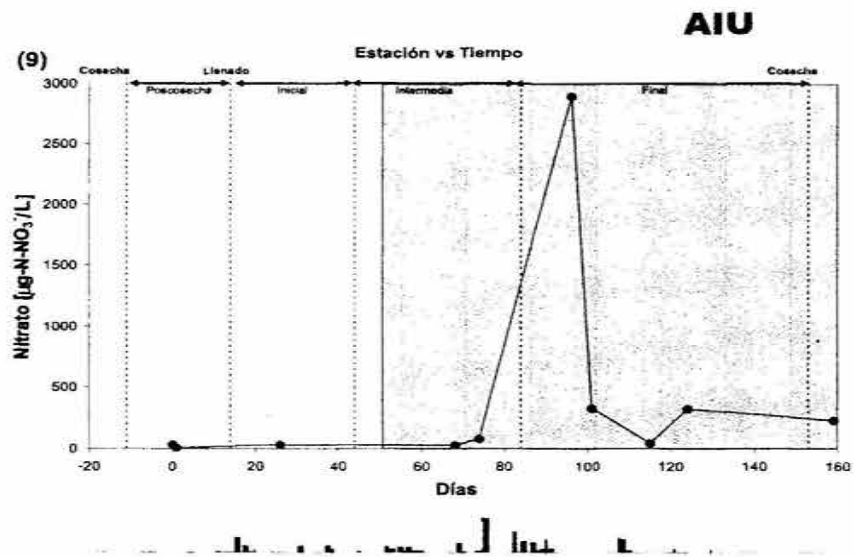


Figura 10.1. Variación de la concentración de nitratos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

■ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

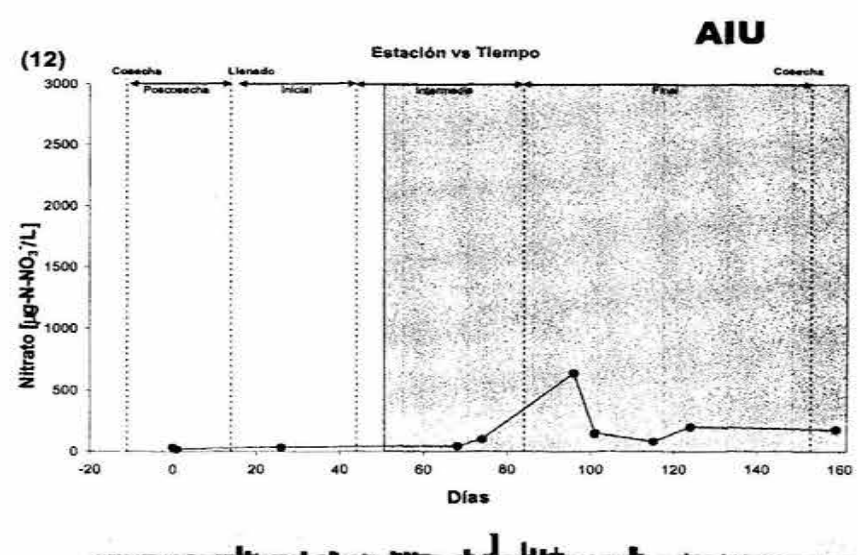
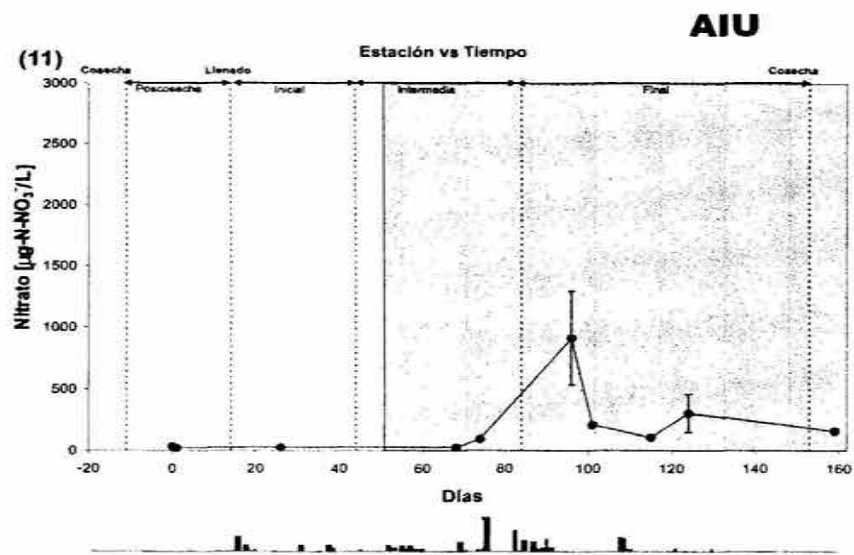


Figura 10.3. Variación de la concentración de nitratos en las aguas del Estero de Urías.

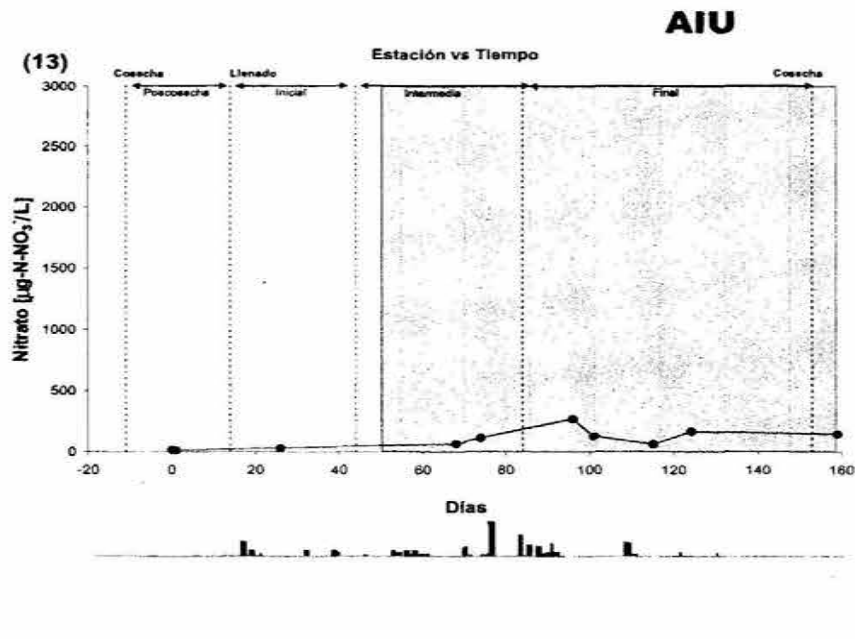
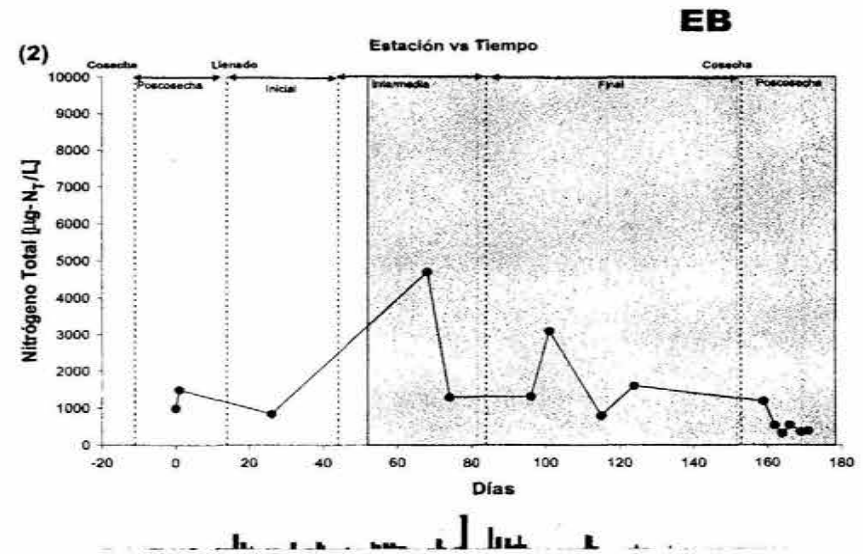
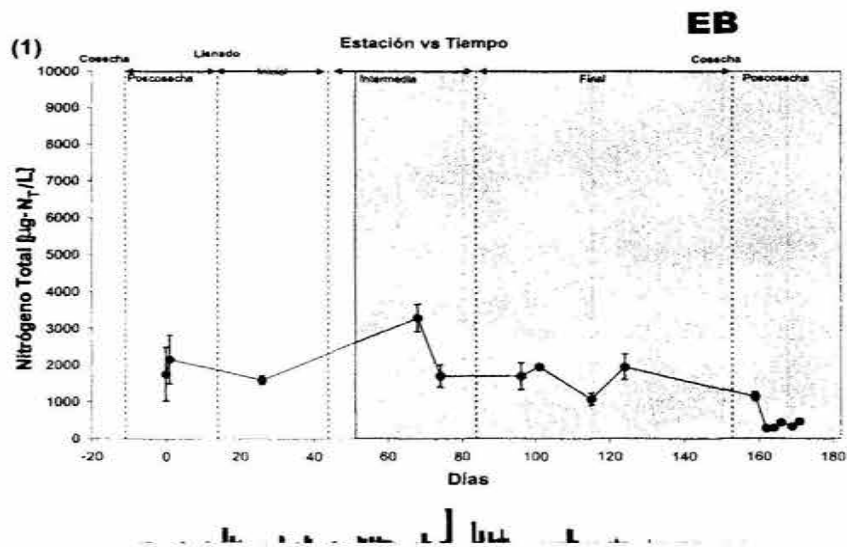


Figura 10.4. Variación de la concentración de nitratos en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

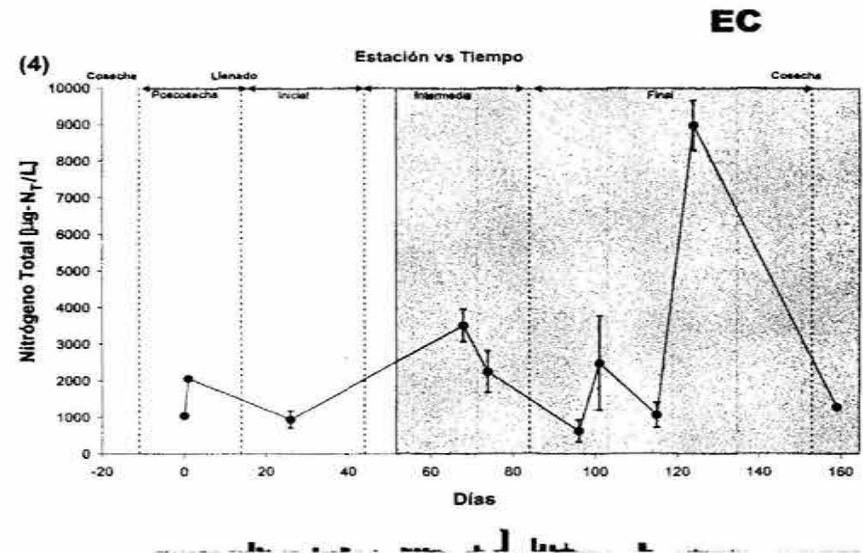
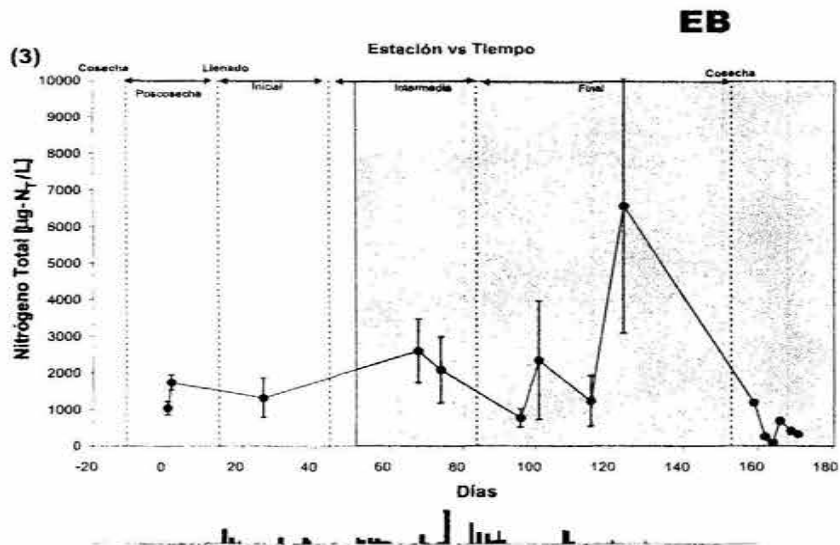
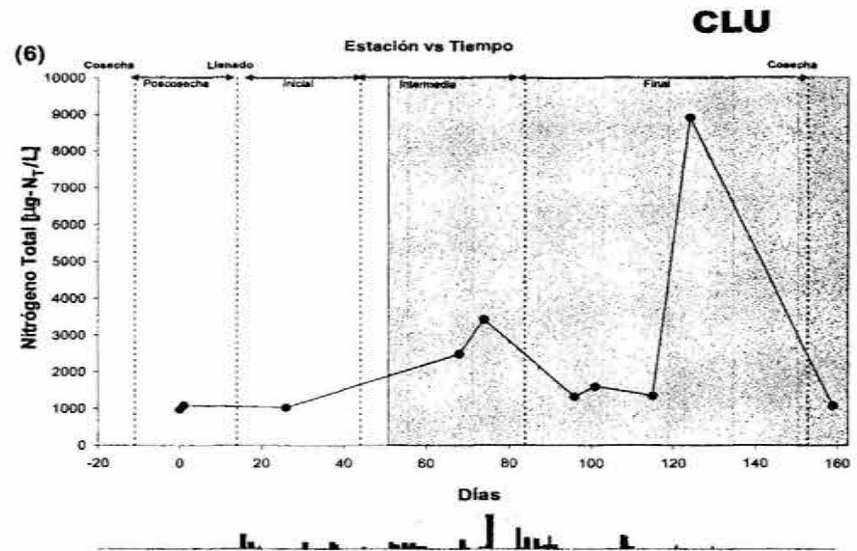
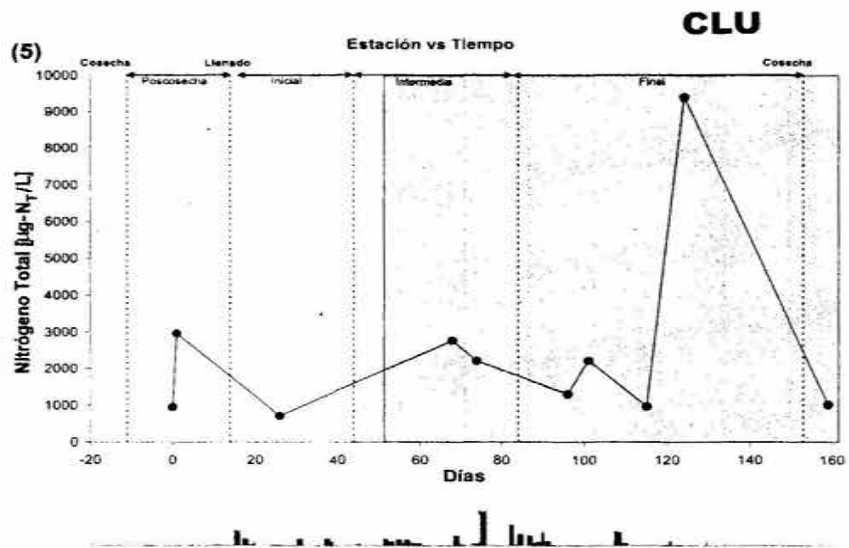


Figura 11.1. Variación de la concentración de nitrógeno total en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

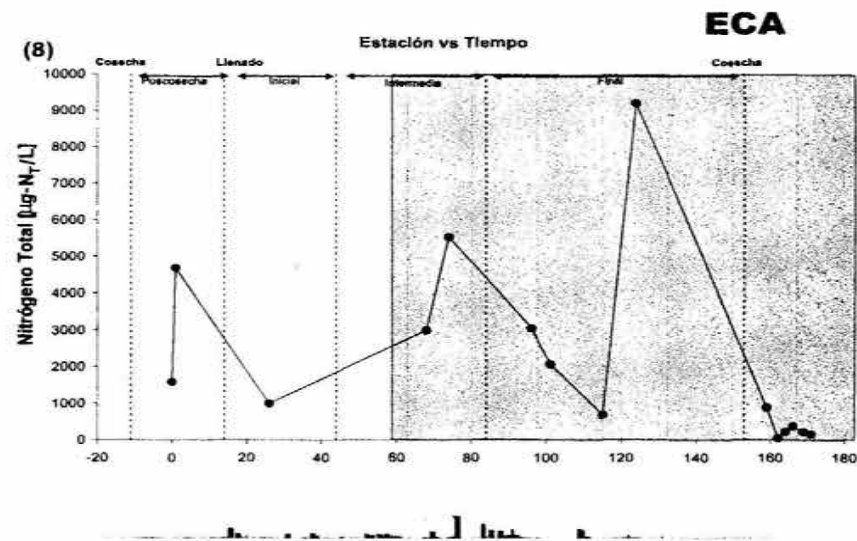
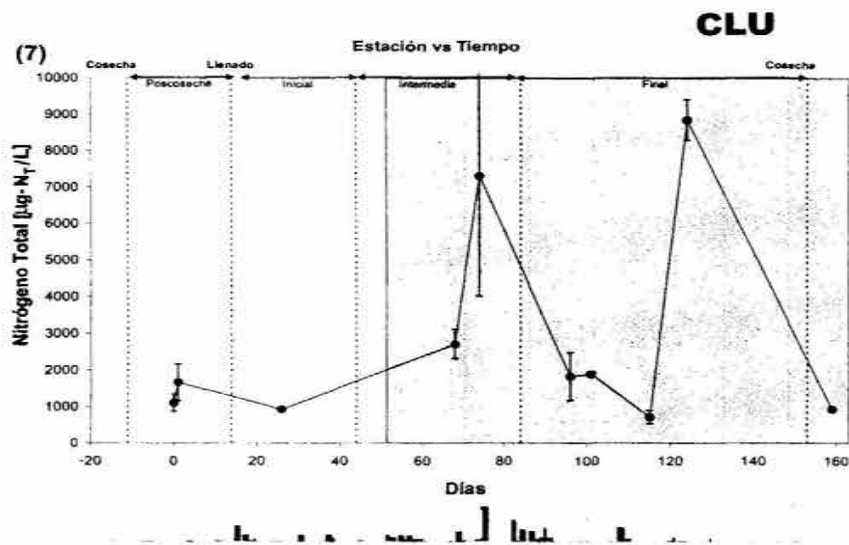
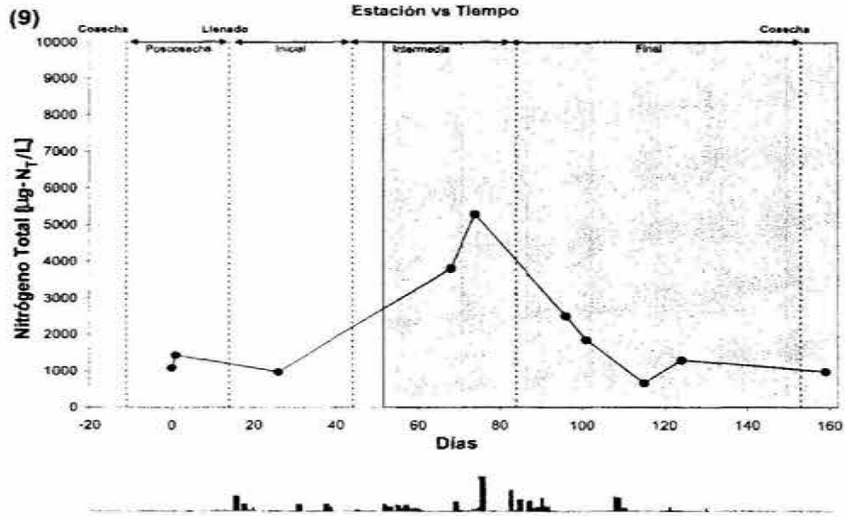
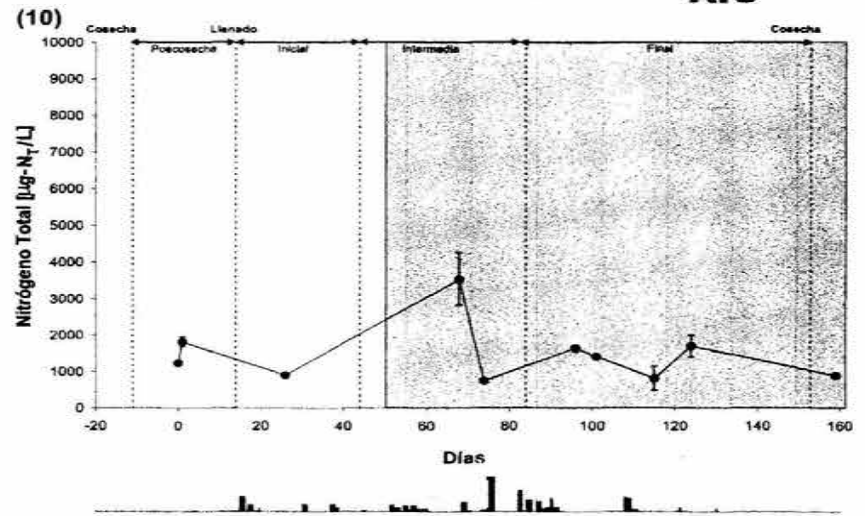


Figura 11.2. Variación de la concentración de nitrógeno total en las aguas del Estero de Urías.

AIU

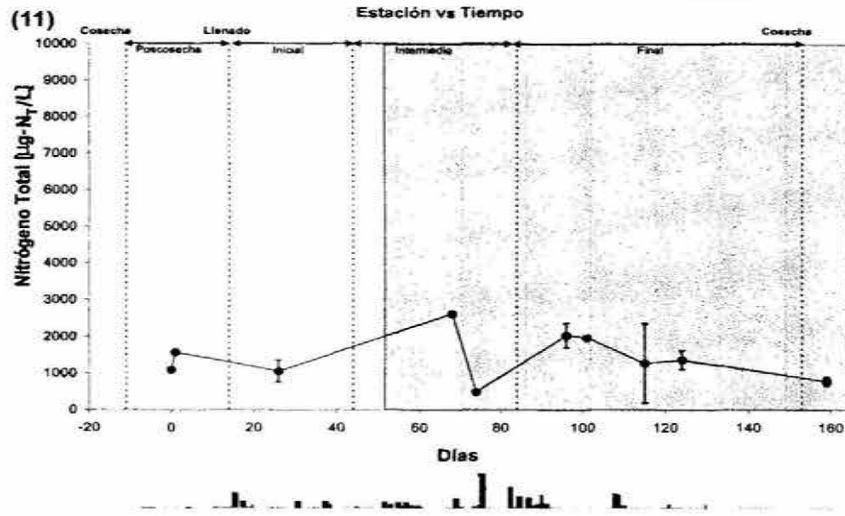


AIU



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.
 Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

AIU



AIU

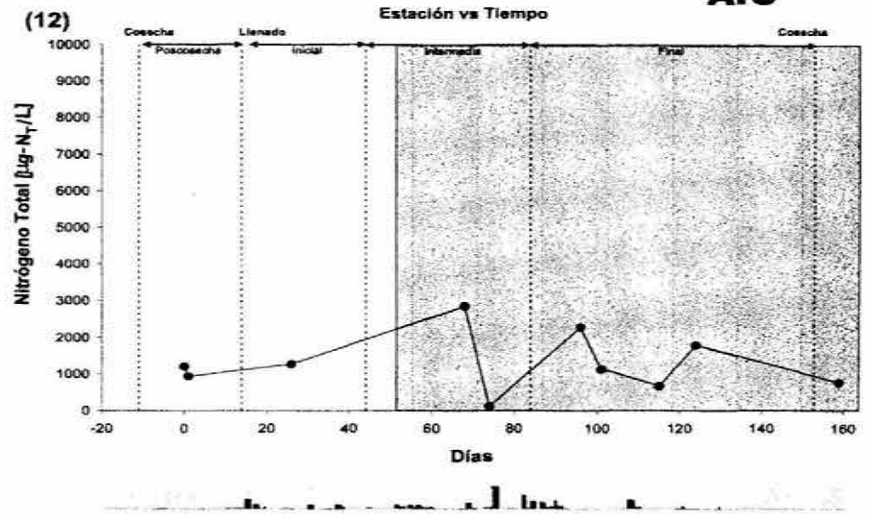
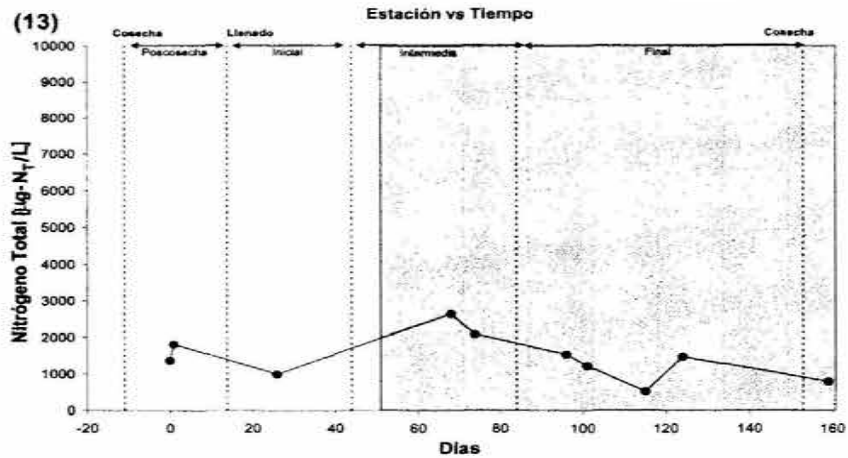


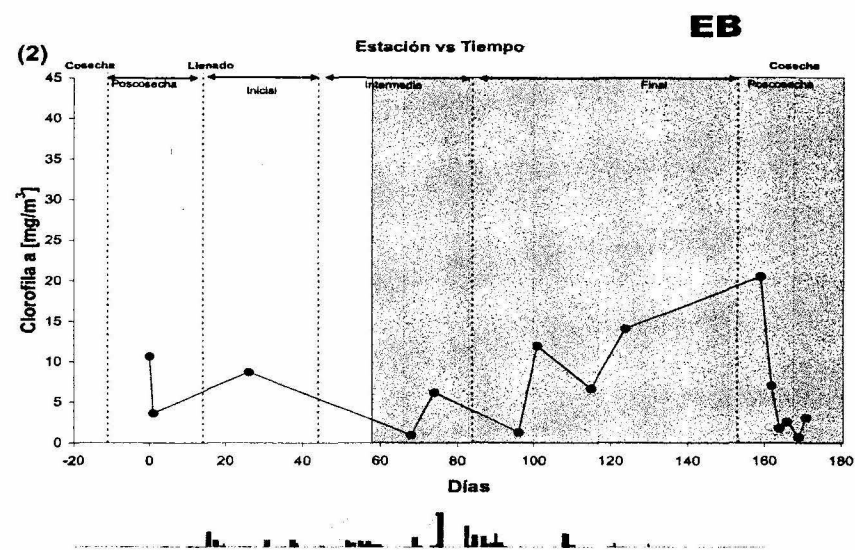
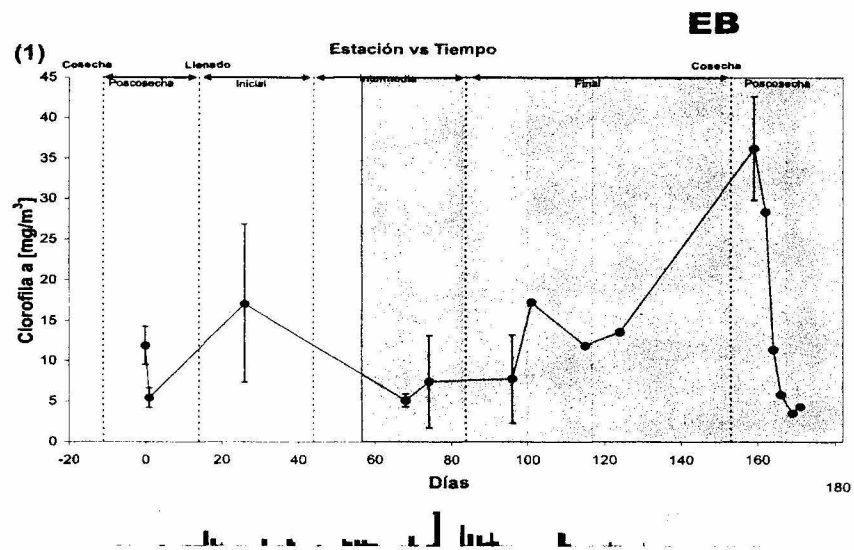
Figura 11.3. Variación de la concentración de nitrógeno total en las aguas del Estero de Urías.

AIU



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.
 Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 11.4. Variación de la concentración de nitrógeno total en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

▮ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

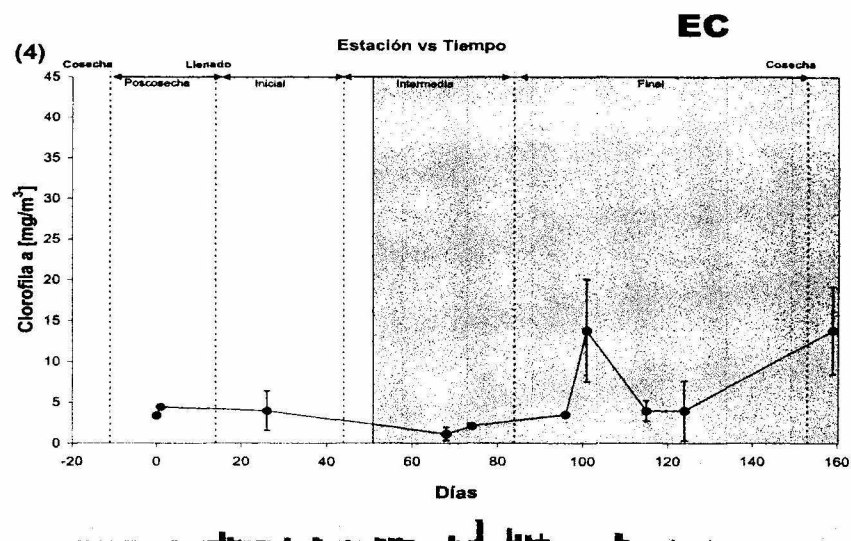
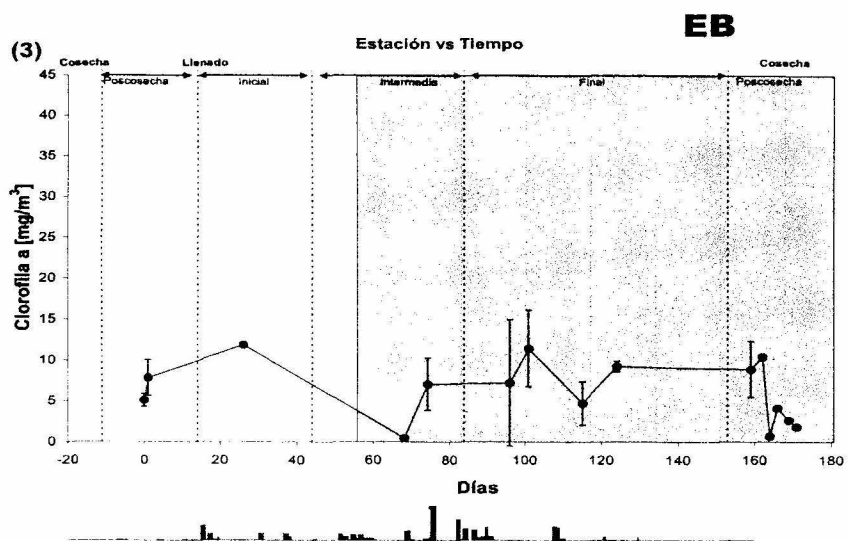
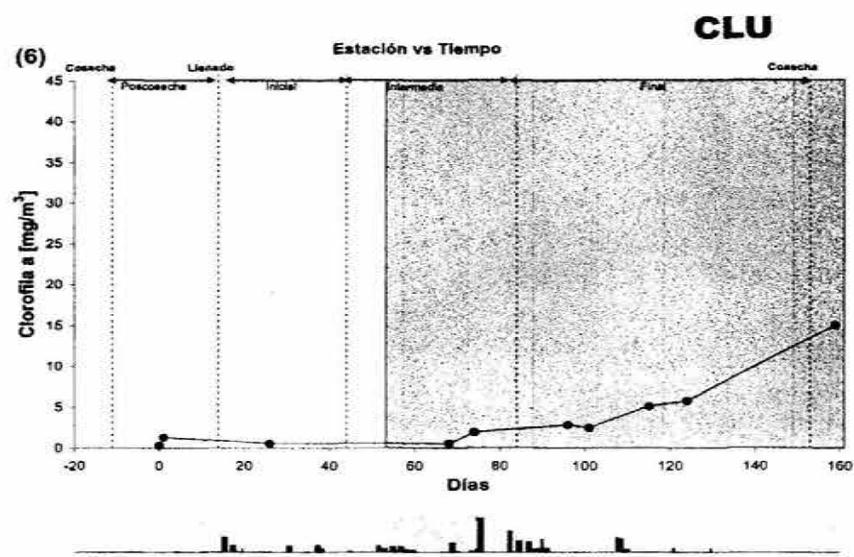
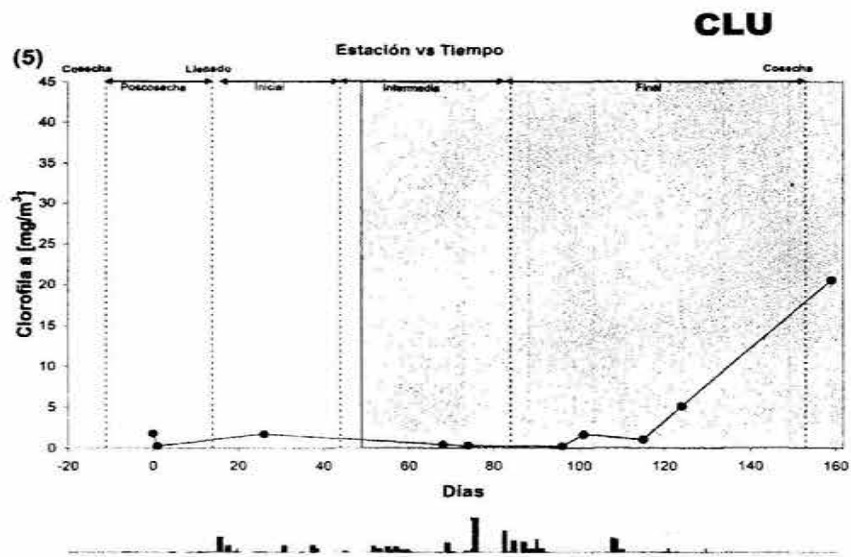


Figura 12.1. Variación del contenido de clorofila a en las aguas del Estero de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Las barras representan las precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

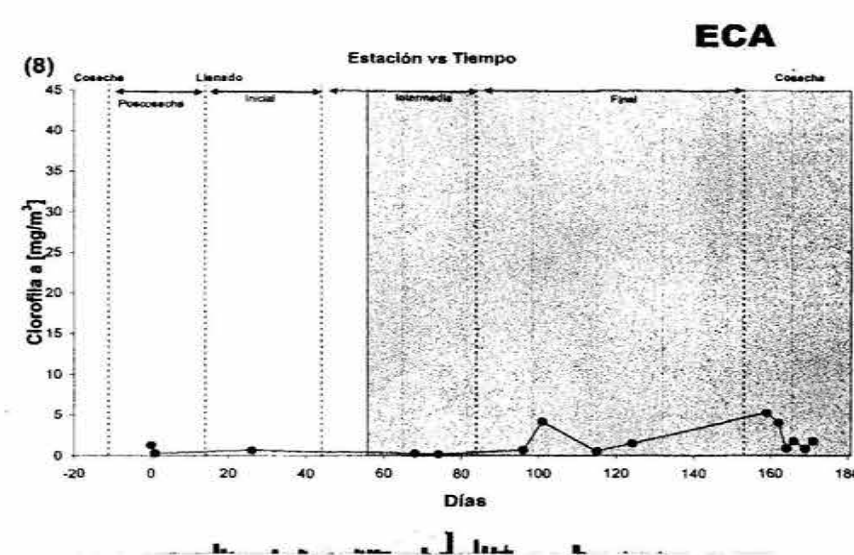
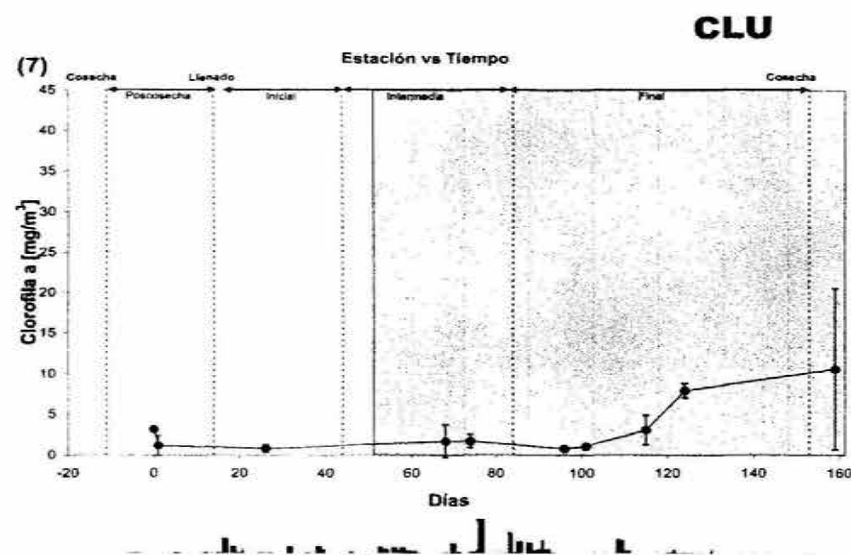
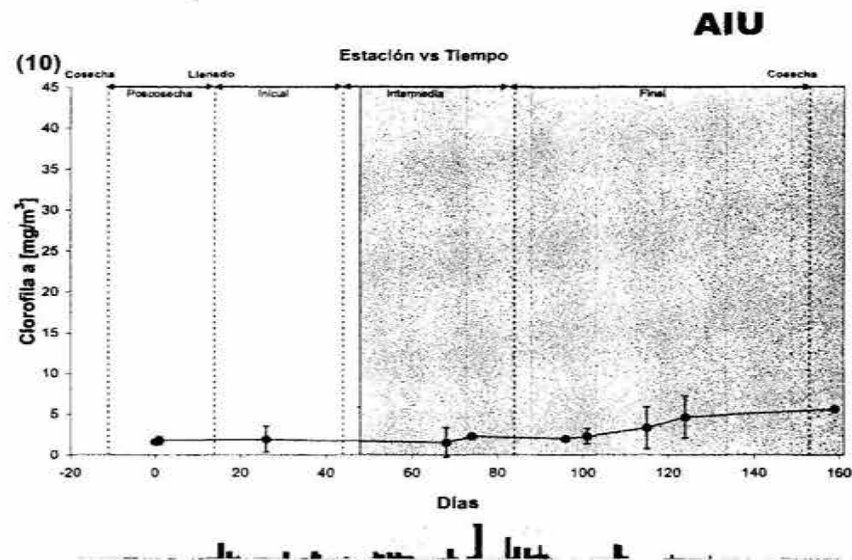
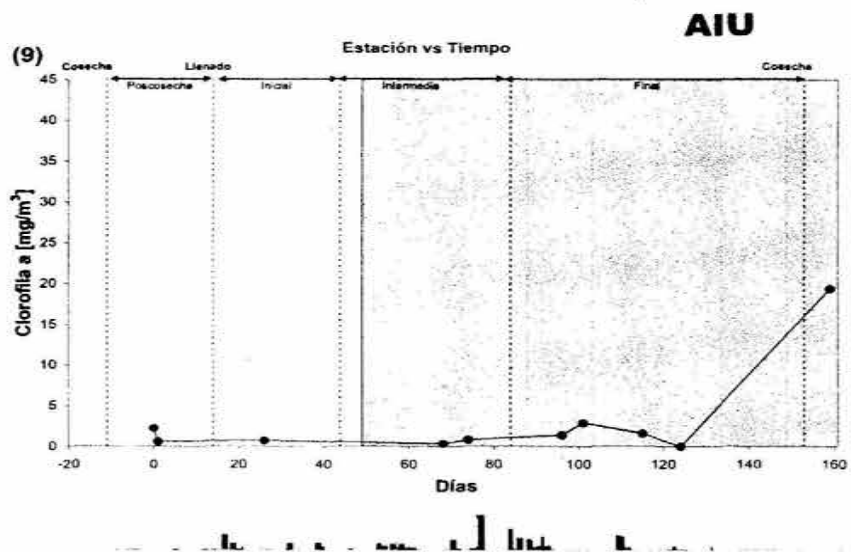


Figura 12.2. Variación del contenido de clorofila a en las aguas del Estero de Urías.



■ La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.
 ▬ Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

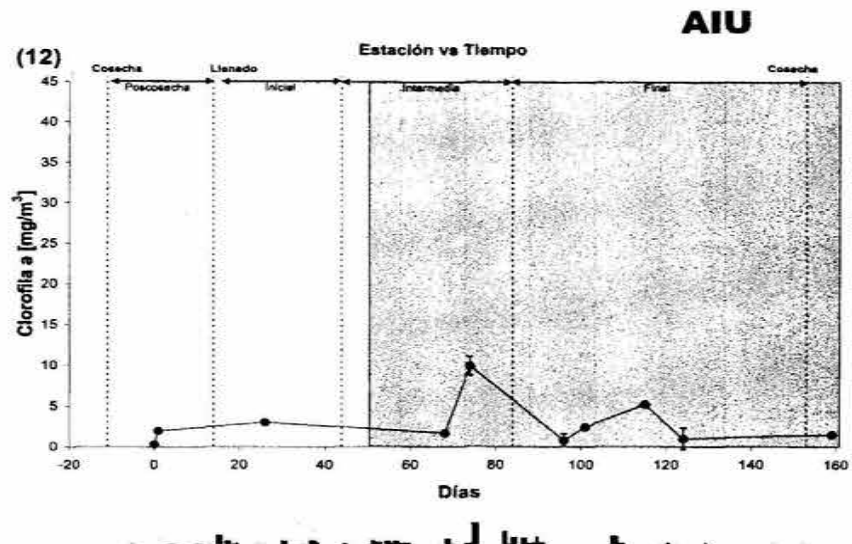
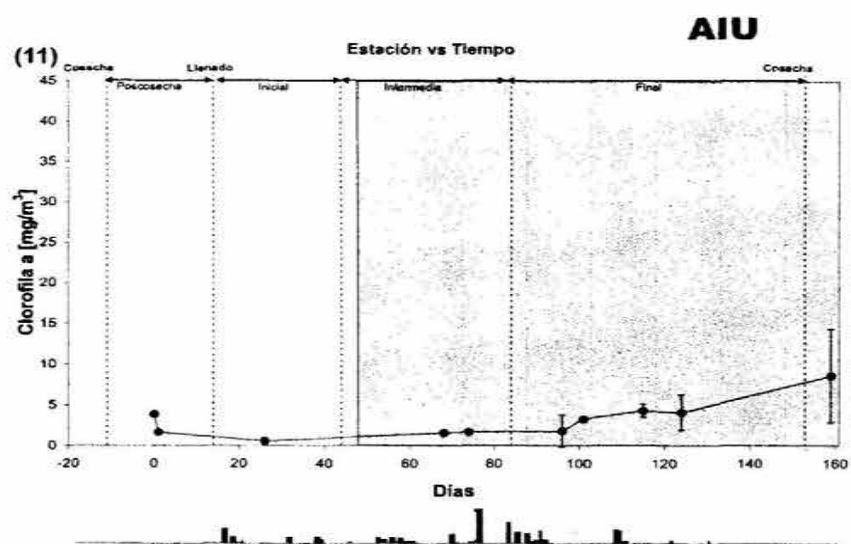
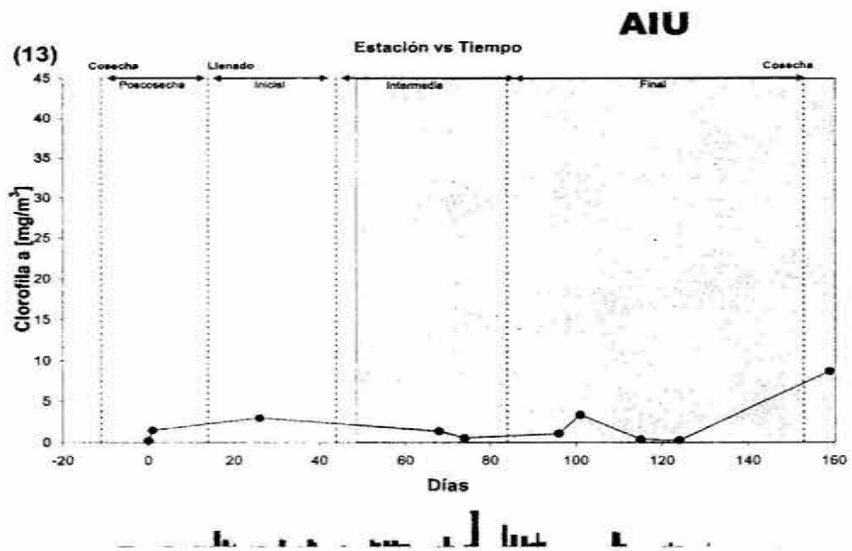


Figura 12.3. Variación del contenido de clorofila a en las aguas de la Estación de Urías.



La zona sombreada indica la etapa de los dragados en el puerto.

Precipitaciones registradas en el complejo lagunar en mm.

Figura 12.4. Variación del contenido de clorofila a en las aguas del Estero de Urías.

ANEXO 2

Promedio \pm el error estándar, de las variables fisicoquímicas en las diferentes secciones o áreas del cuerpo lagunar.

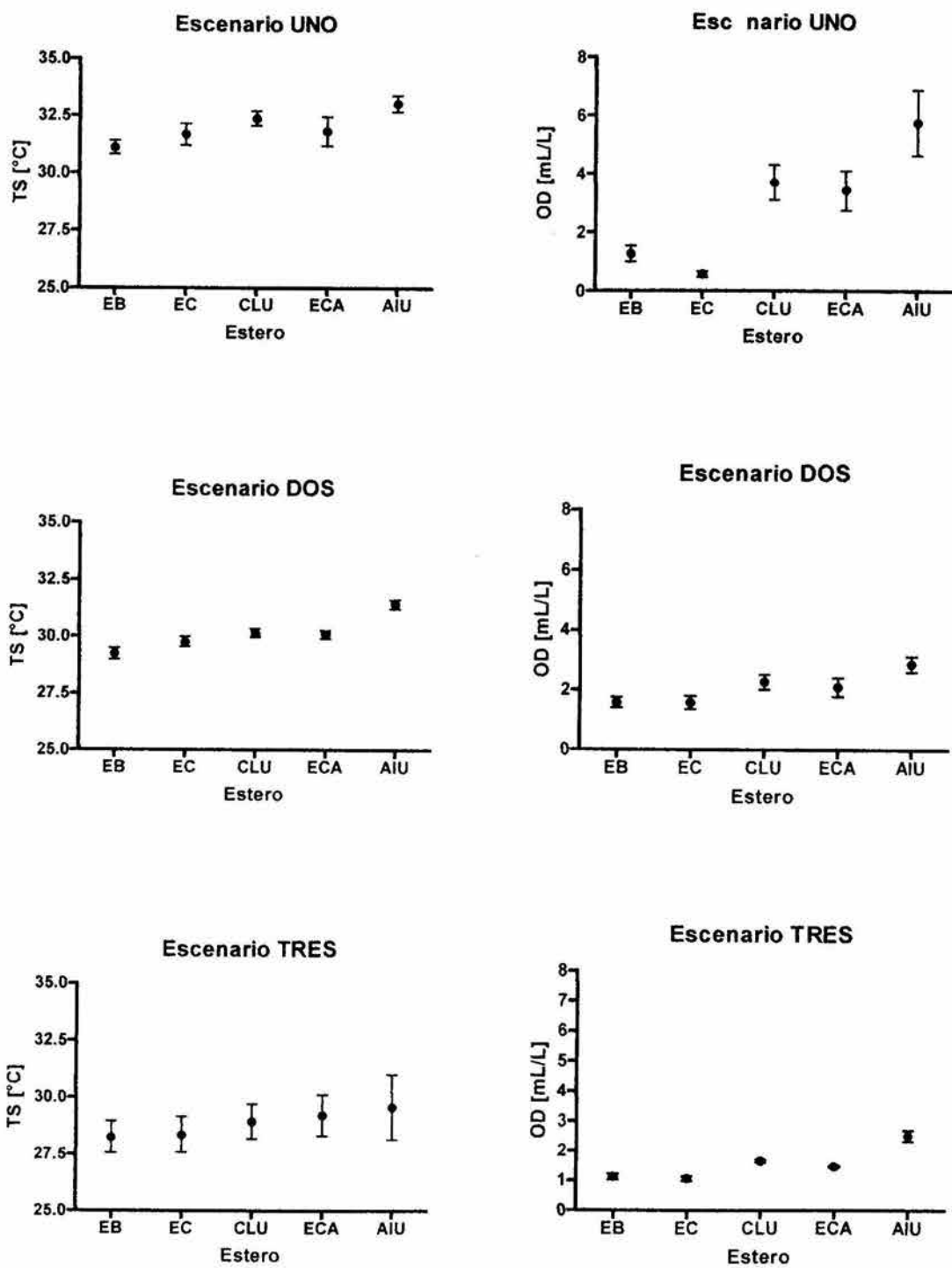


Figura A. Promedio de la temperatura y el oxígeno disuelto en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

TS –Temperatura superficial
 OD –Oxígeno disuelto

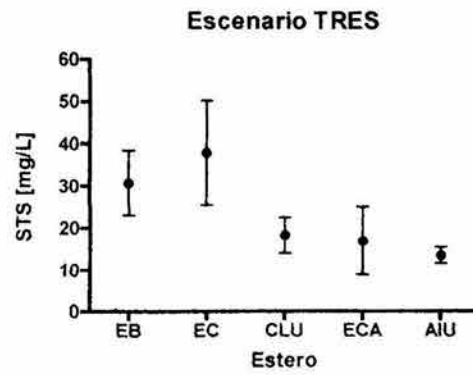
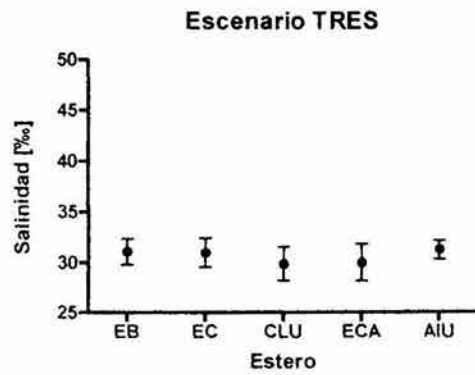
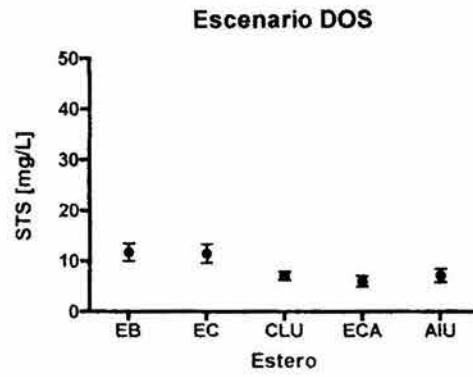
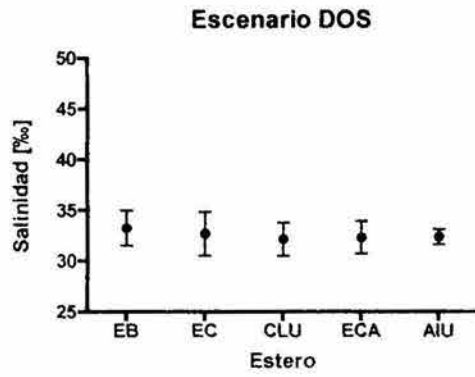
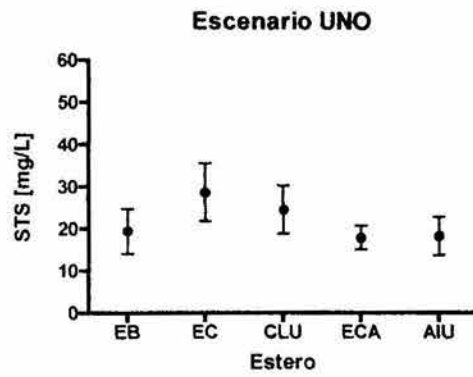
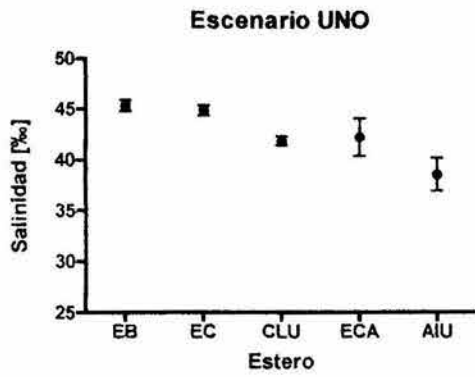


Figura B. Promedio de la salinidad y de los sólidos totales suspendidos en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

STS – Sólidos tales suspendidos

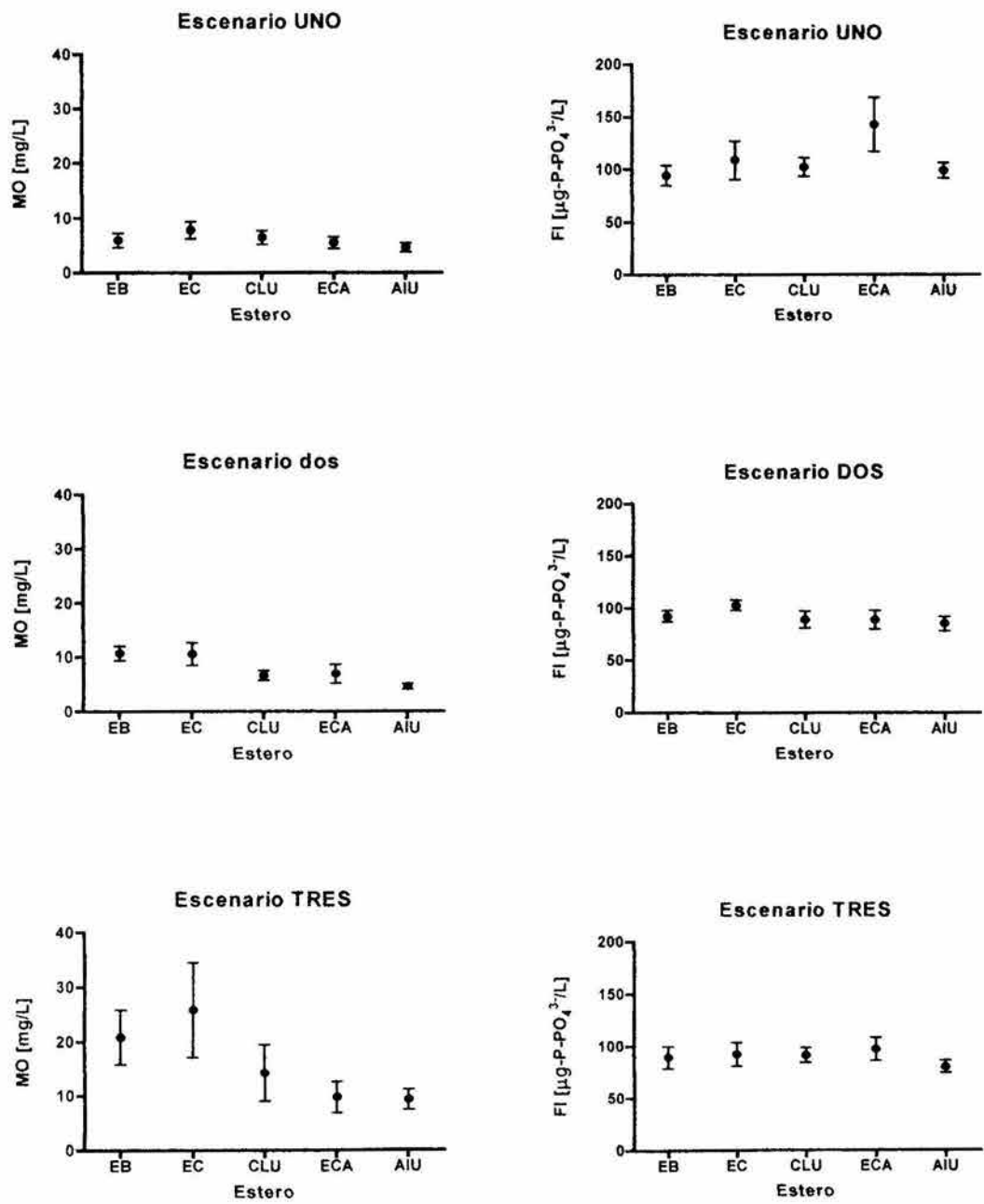


Figura C. Promedio del contenido de materia orgánica y fósforo inorgánico en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

MO –Materia orgánica
 FI –Fósforo Inorgánico

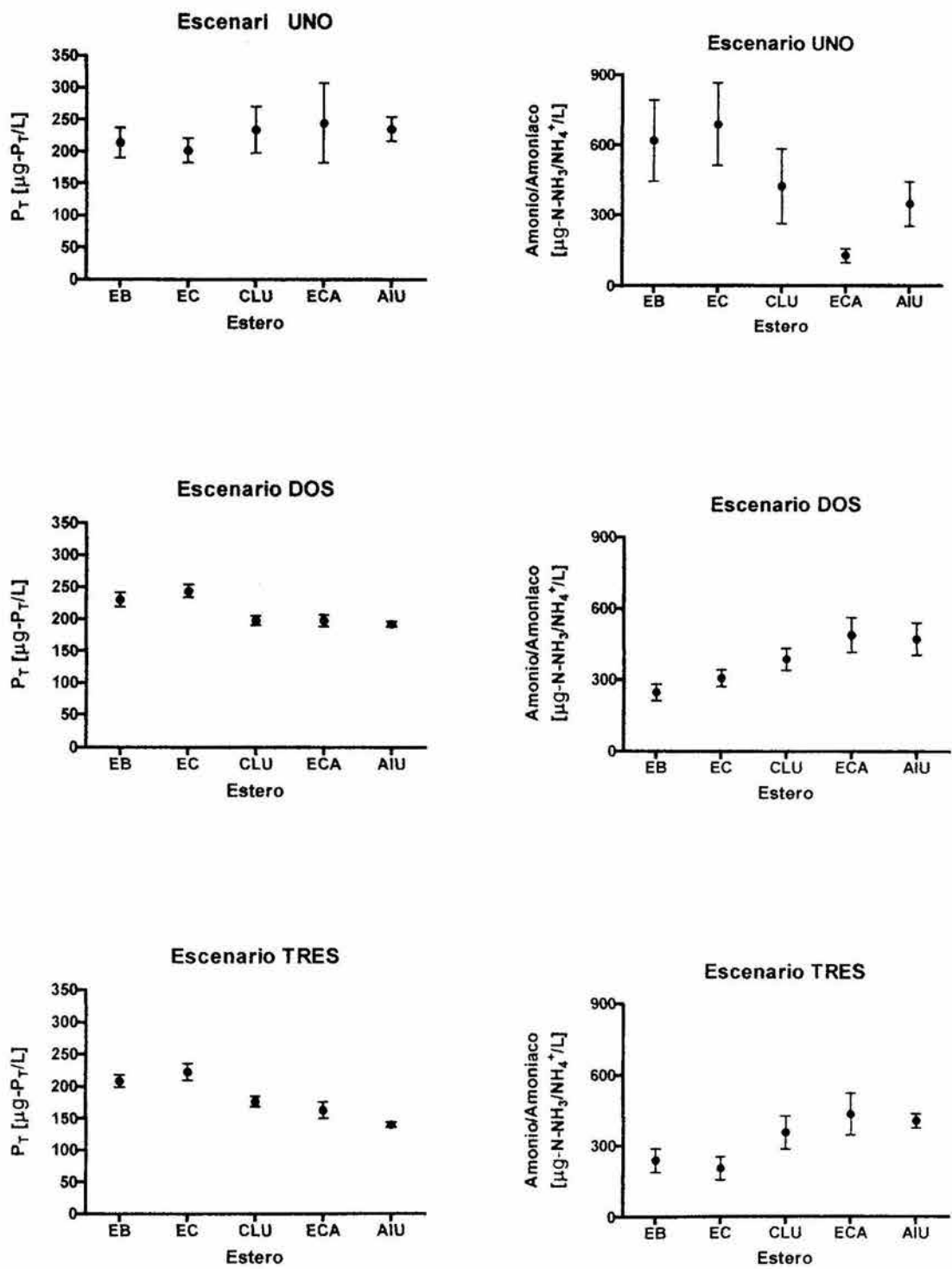


Figura D. Promedio de la concentración de fósforo total y amonio en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

FT –Fósforo total

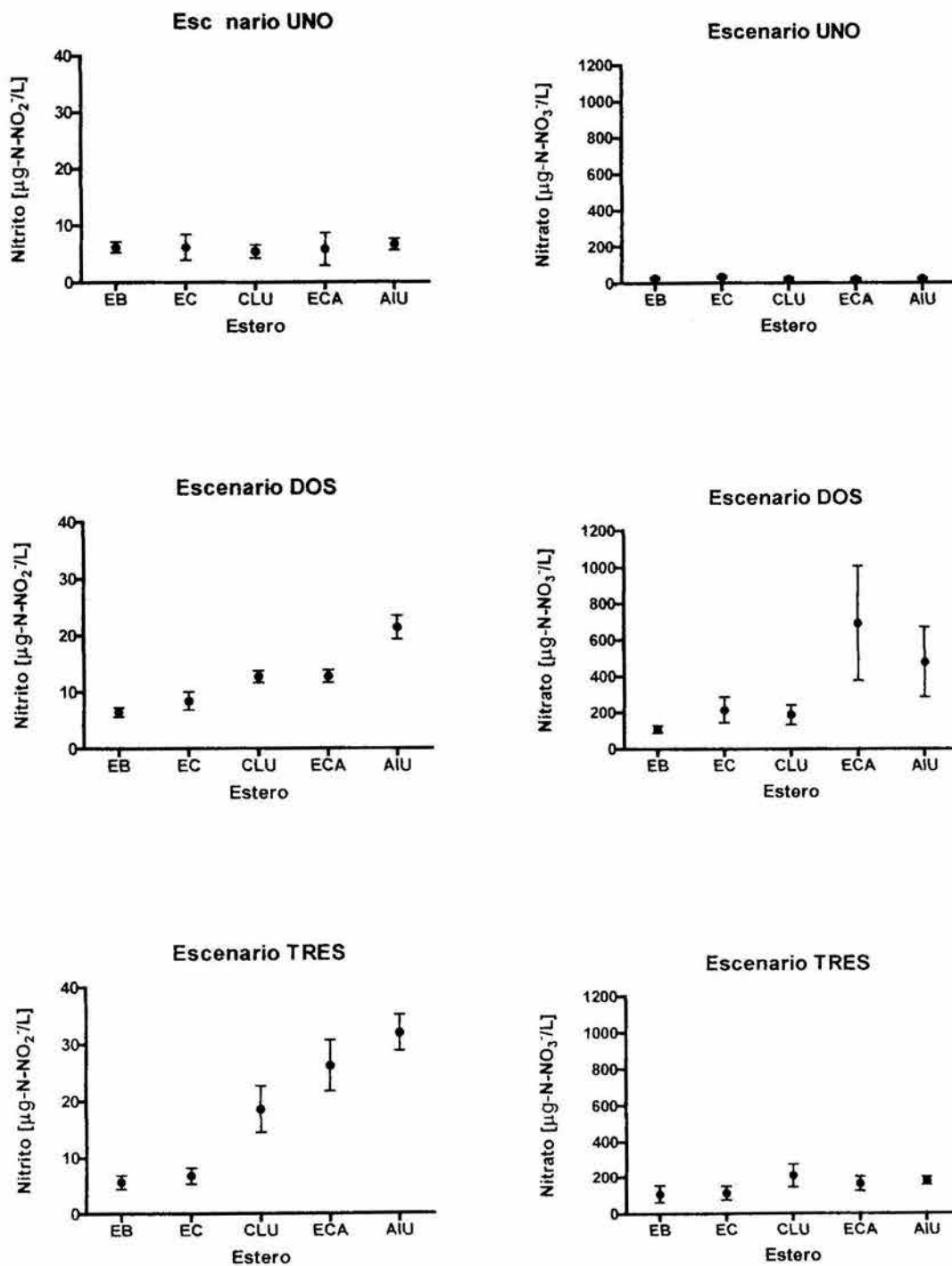


Figura E. Promedio de la concentración de nitrito y nitrato en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

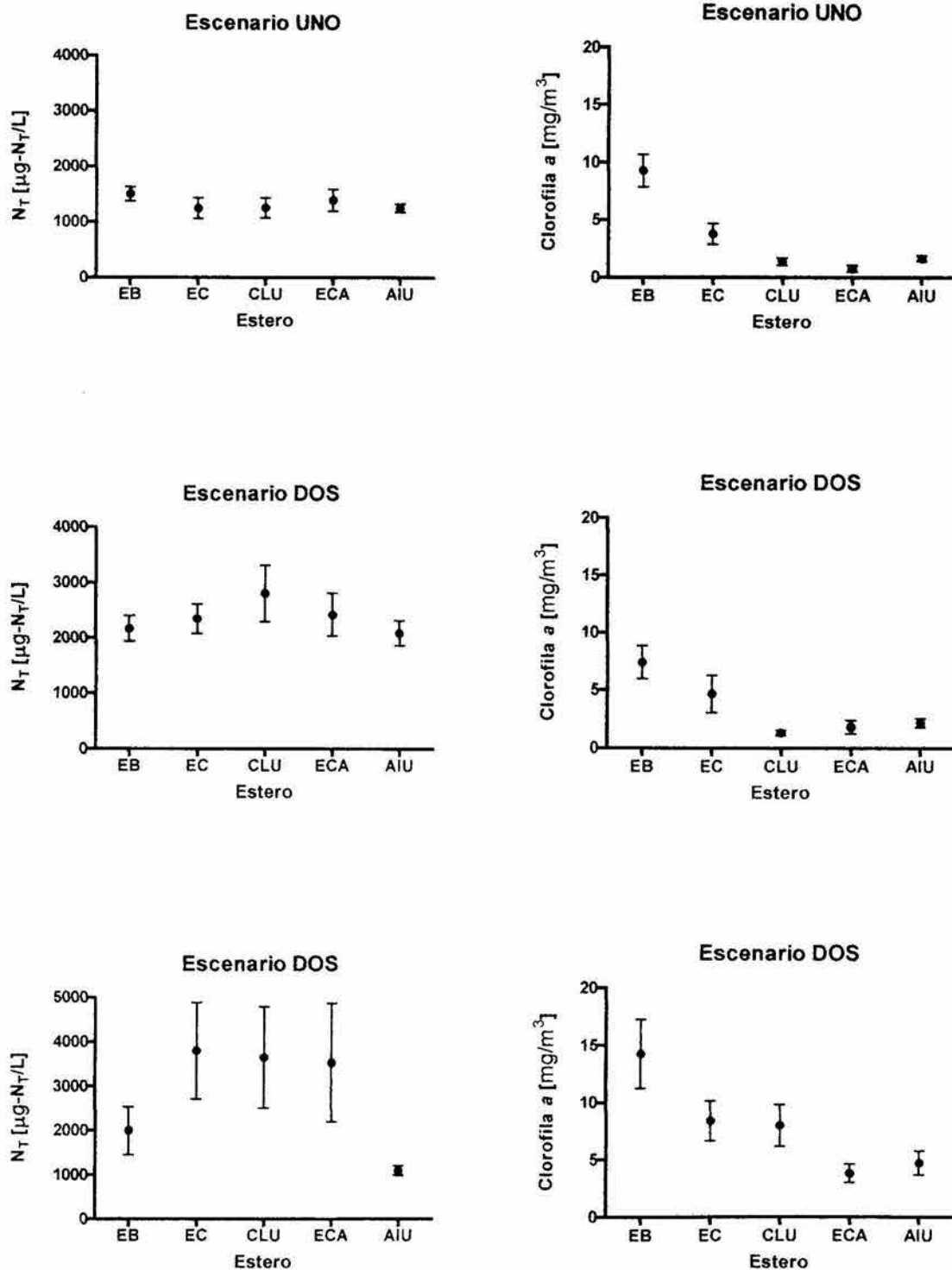


Figura F. Promedio del contenido del nitrógeno total y clorofila *a* en las distintas secciones del cuerpo lagunar.

NT –Nitrógeno total

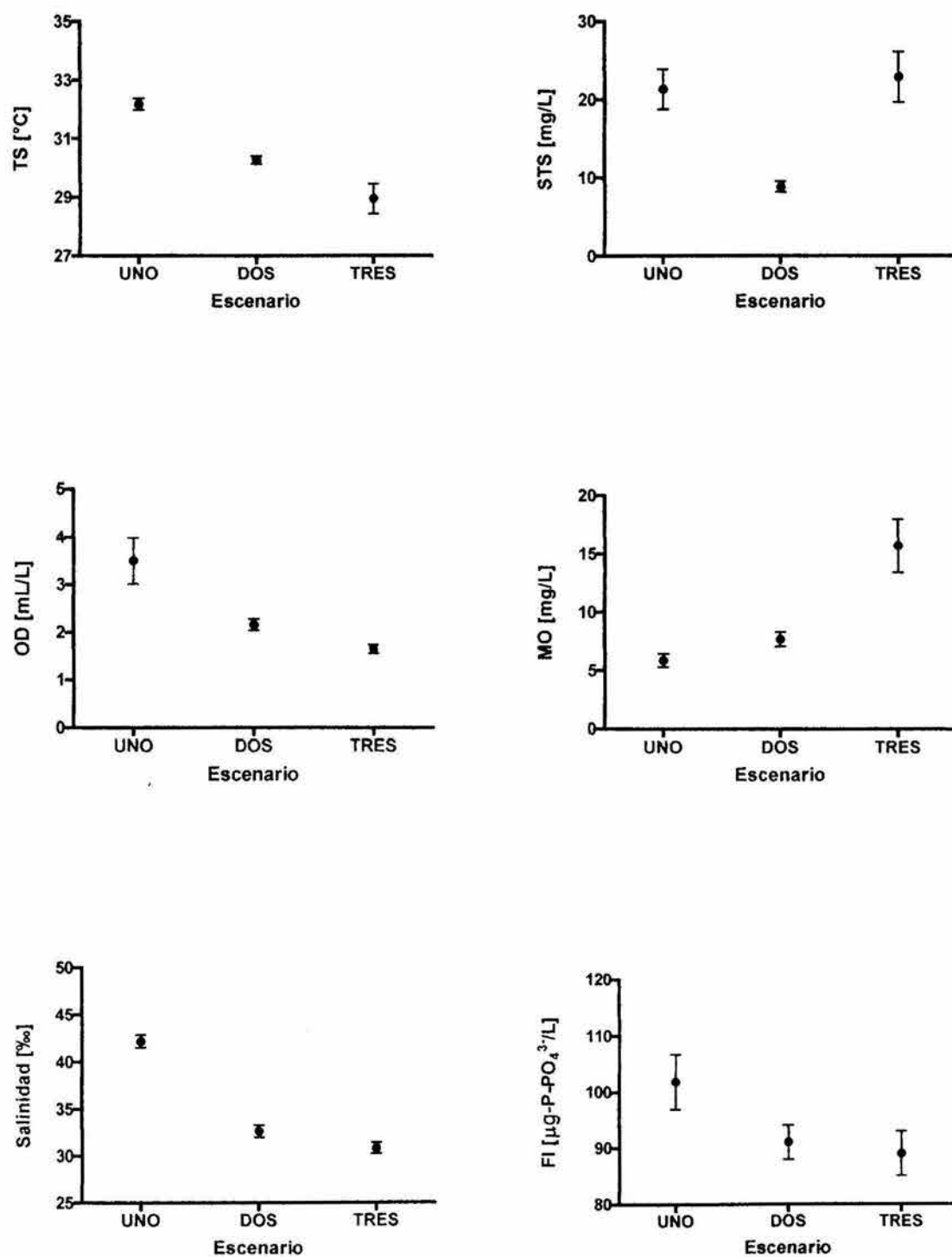


Figura G. Promedio de la temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, sólidos totales suspendidos, materia orgánica y fósforo inorgánico.

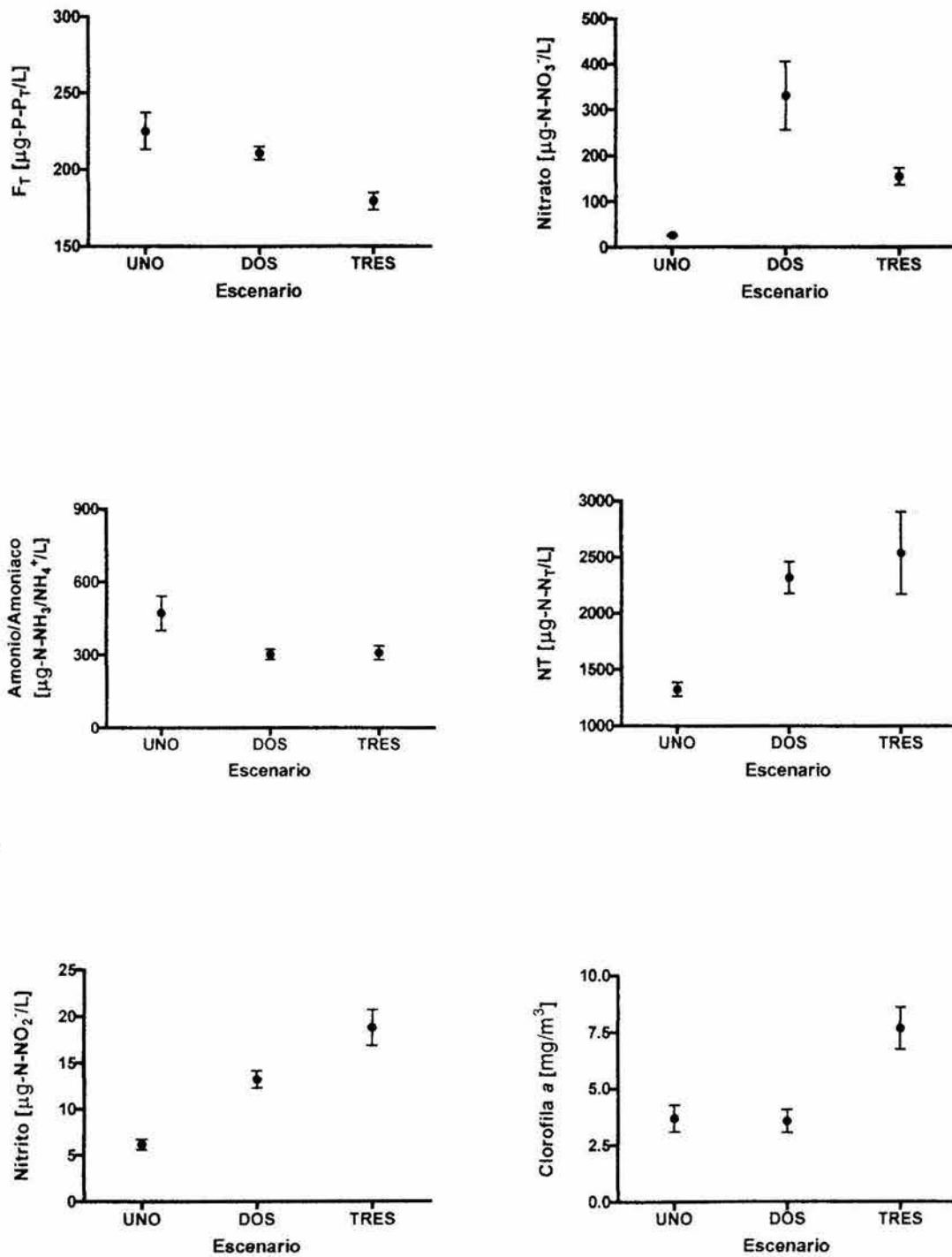


Figura H. Prom dio del fósforo total, amonio-amoniaco, nitrito, nitrato nitrógeno total y clorofila a.

ANEXO 3

Diagramas de CLUSTER Y MDS para los distintos escenarios.

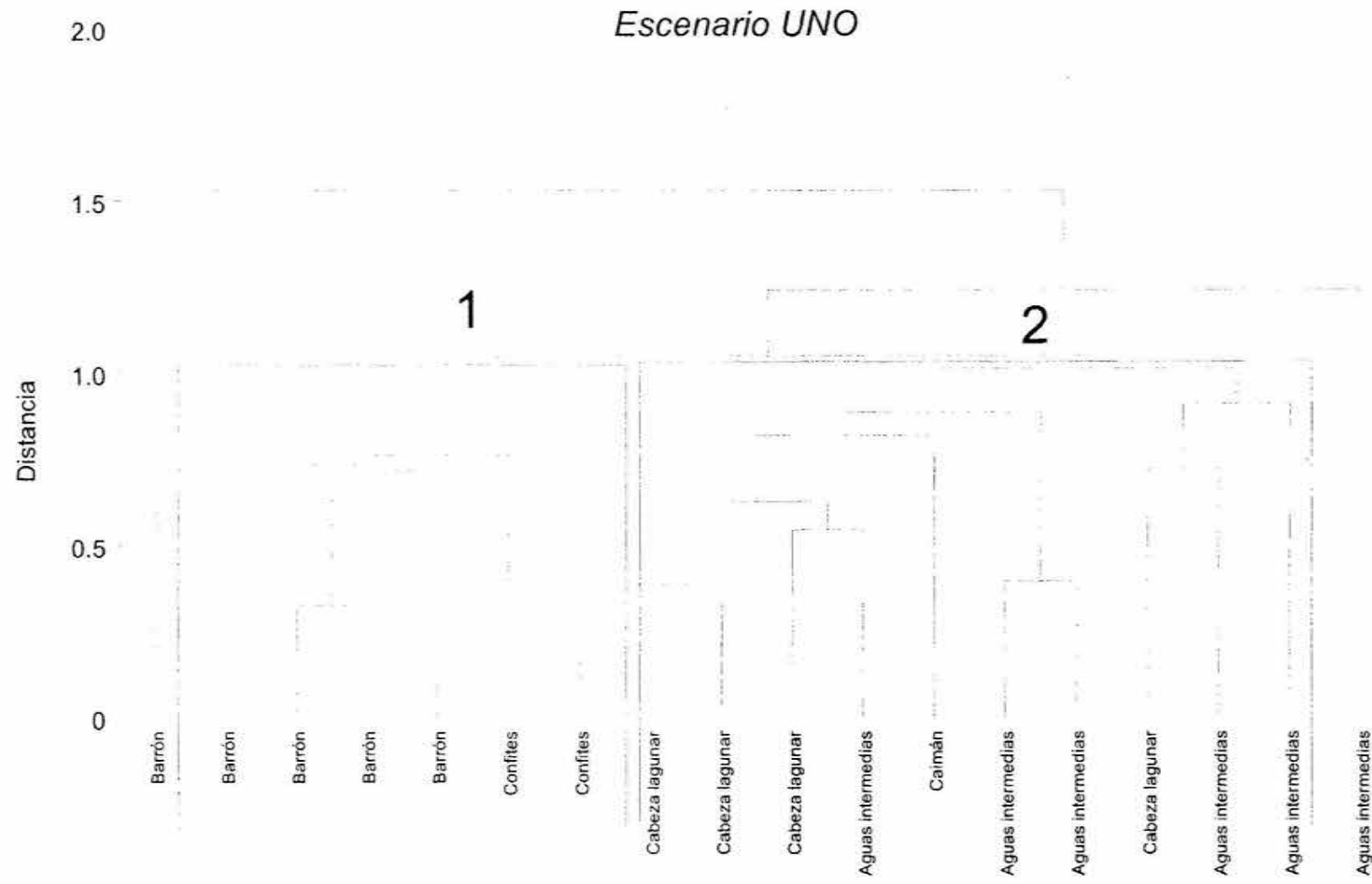


Figura I. Dendrograma para las muestras obtenidas en los muestreos en la etapa que no se presenta actividades de dragado ni descargas de la granja.

Escenario UNO

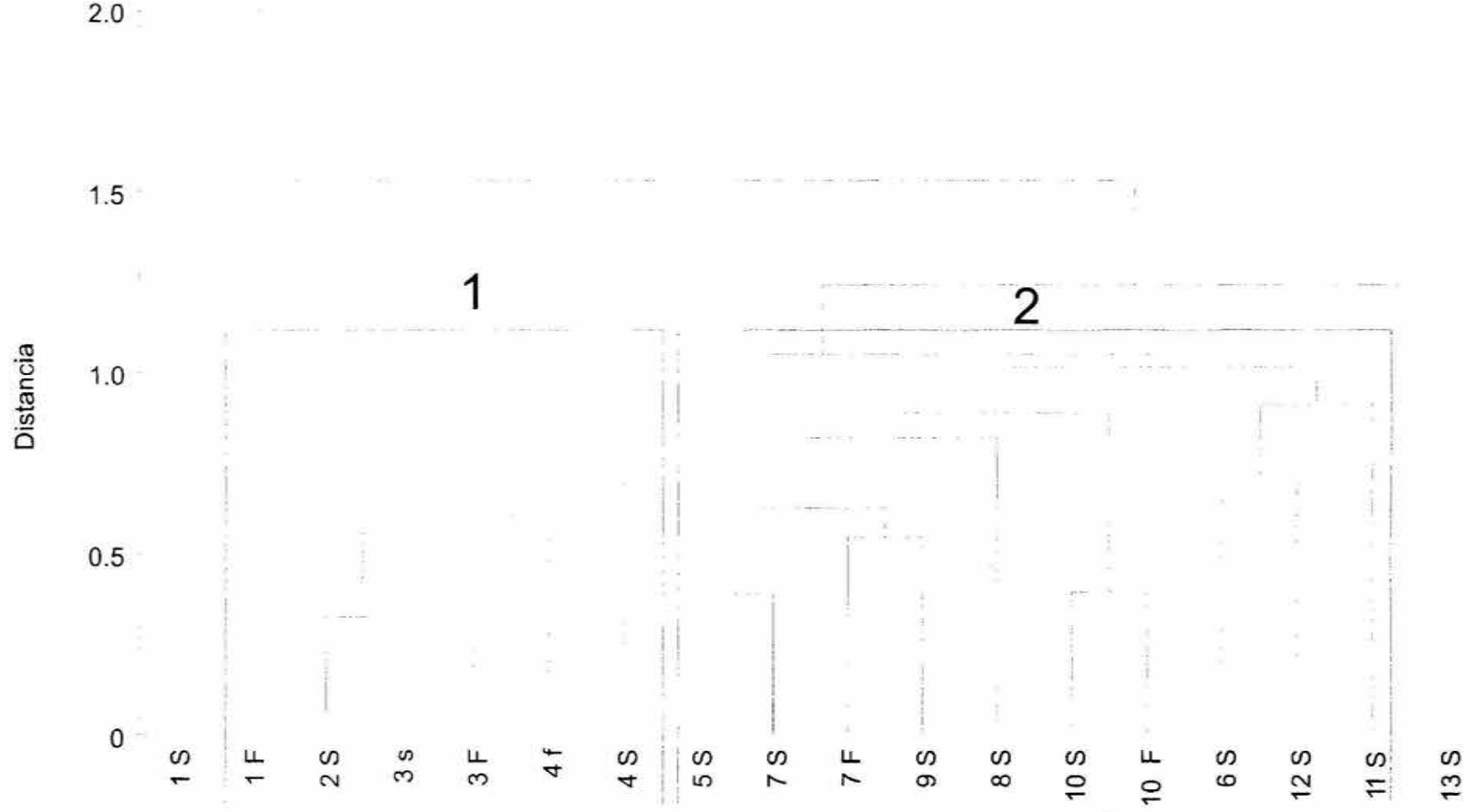


Figura II. Dendrograma para las muestras obtenidas en los muestreos en la etapa que no se presenta actividades de dragado ni descargas de la Granja.

Escenario UNO

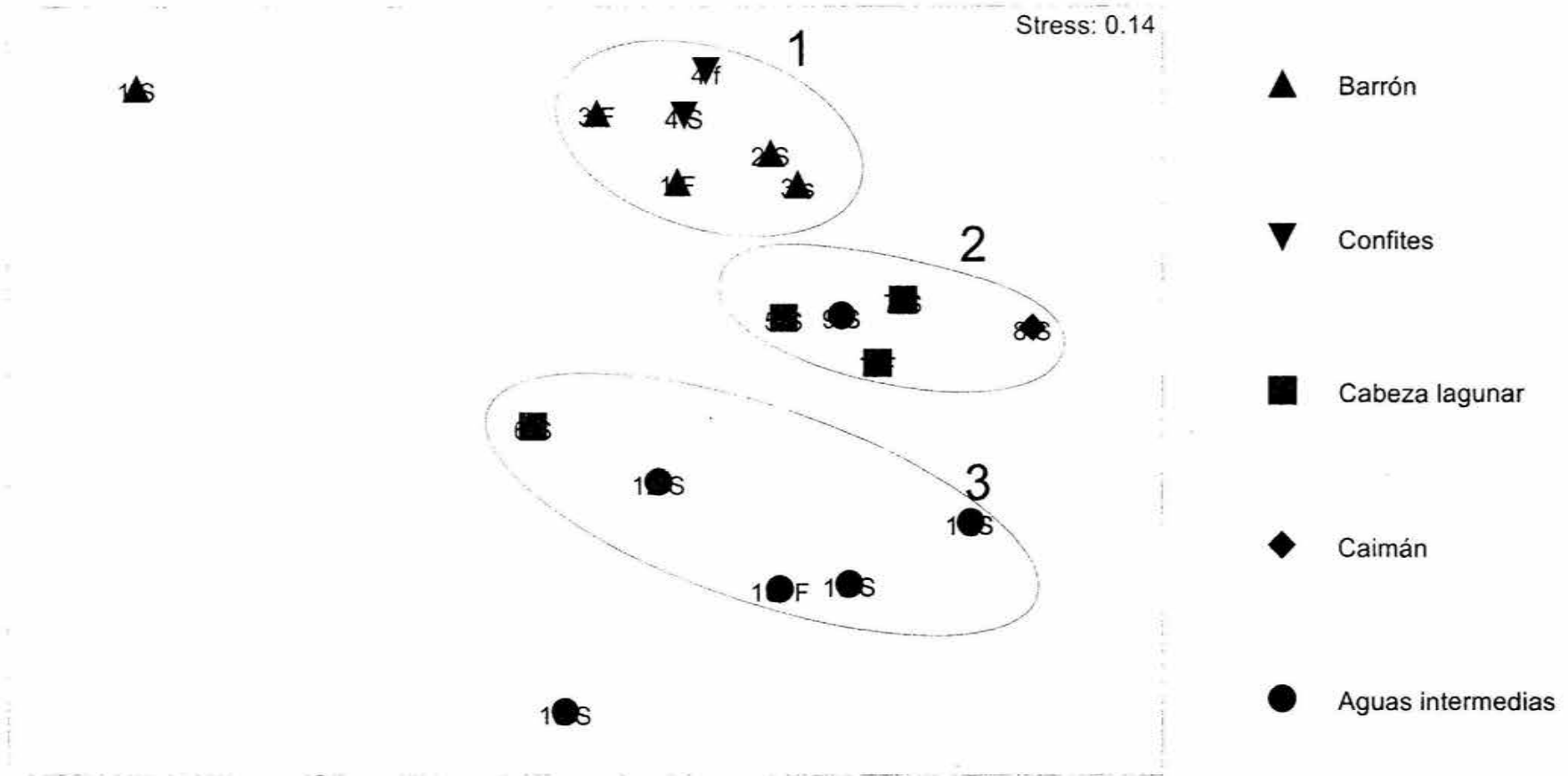


Figura III. MDS para las muestras obtenidas en los muestreos en la etapa que no se presenta actividades de dragado ni descargas de la granja.

Escenario DOS

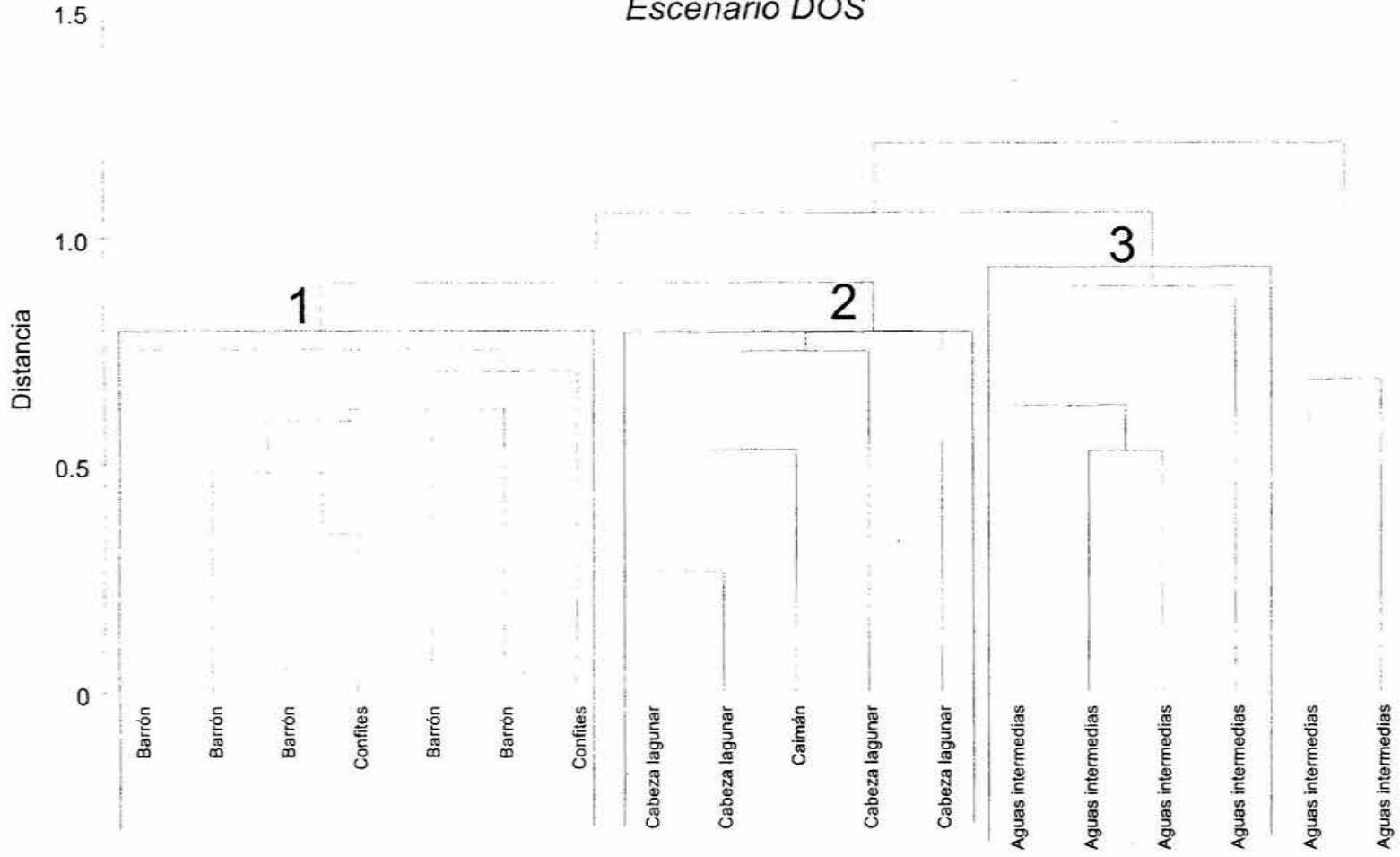


Figura IV. Dendrograma para las muestras obtenidas en las fechas que se realizaron los dragados en el puerto y cuando hubo descargas moderadas de la granja.

Escenario DOS

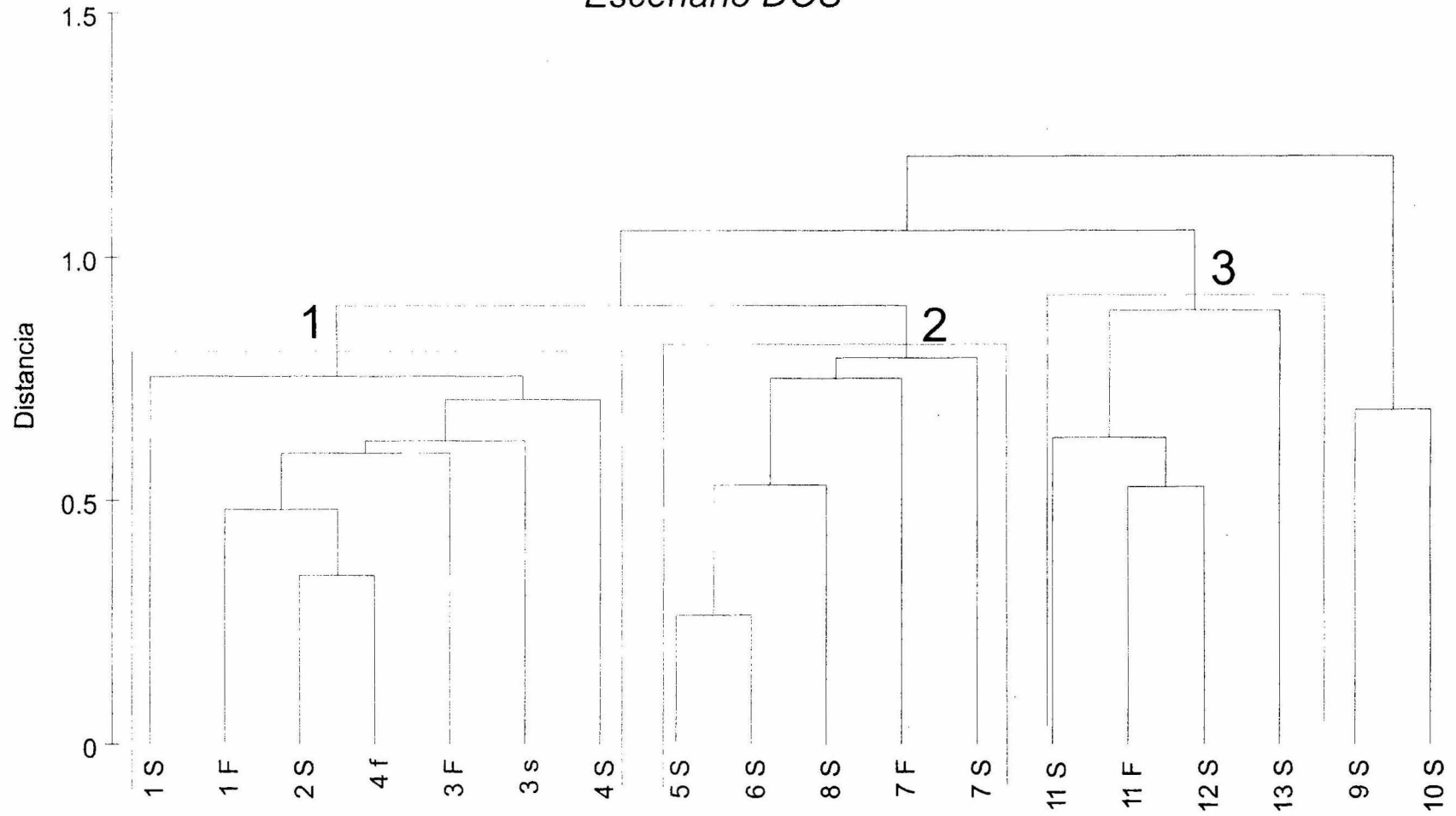


Figura V. Dendrograma para las muestras obtenidas en las fechas que se realizaron los dragados en el puerto y cuando hubo descargas moderadas en el puerto.

Escenario DOS

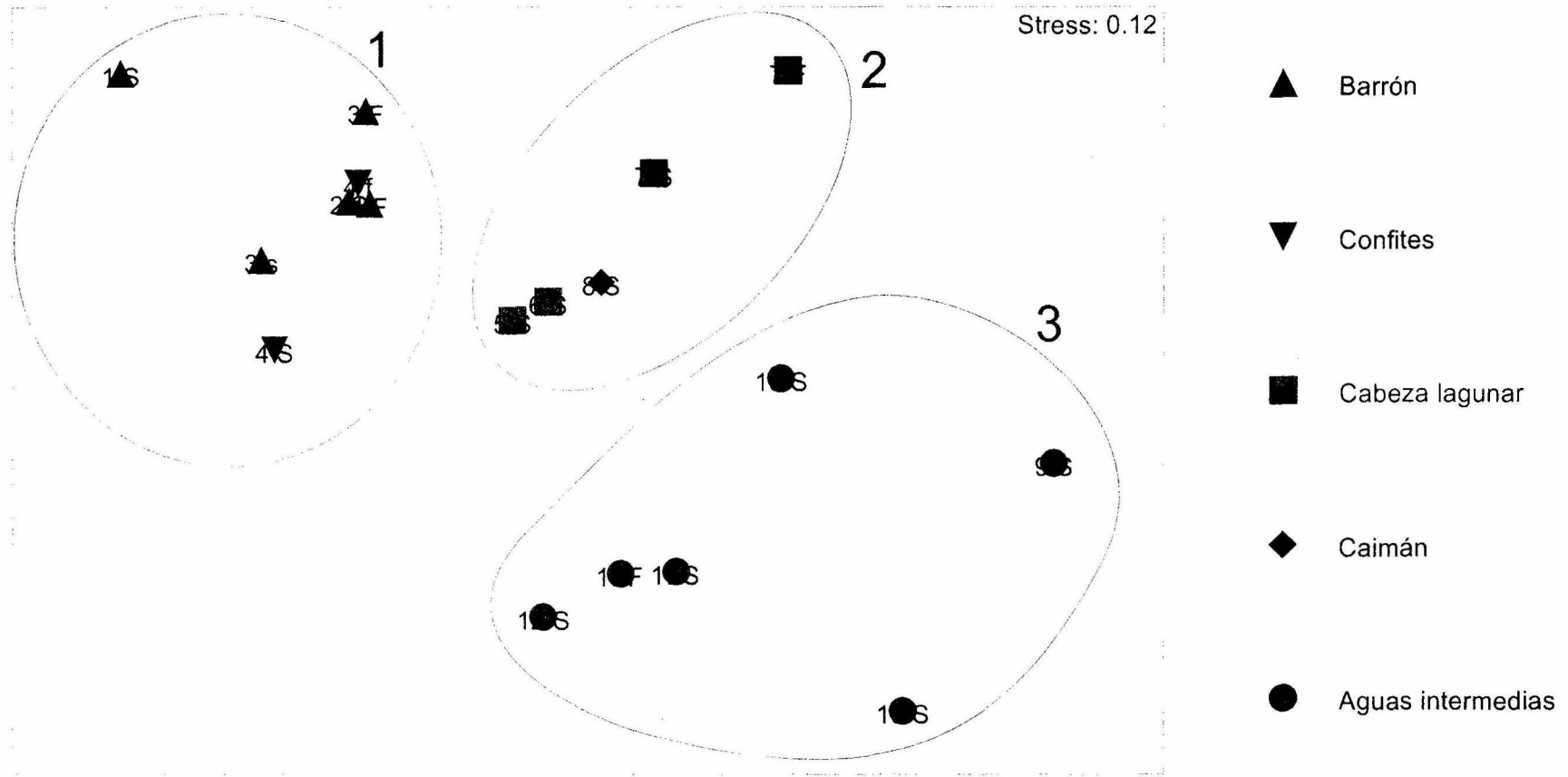


Figura VI. Análisis MDS Dendrograma para las muestras obtenidas cuando en las fechas que se realizaron los dragados en el puerto y hubo descargas moderadas de la granja.

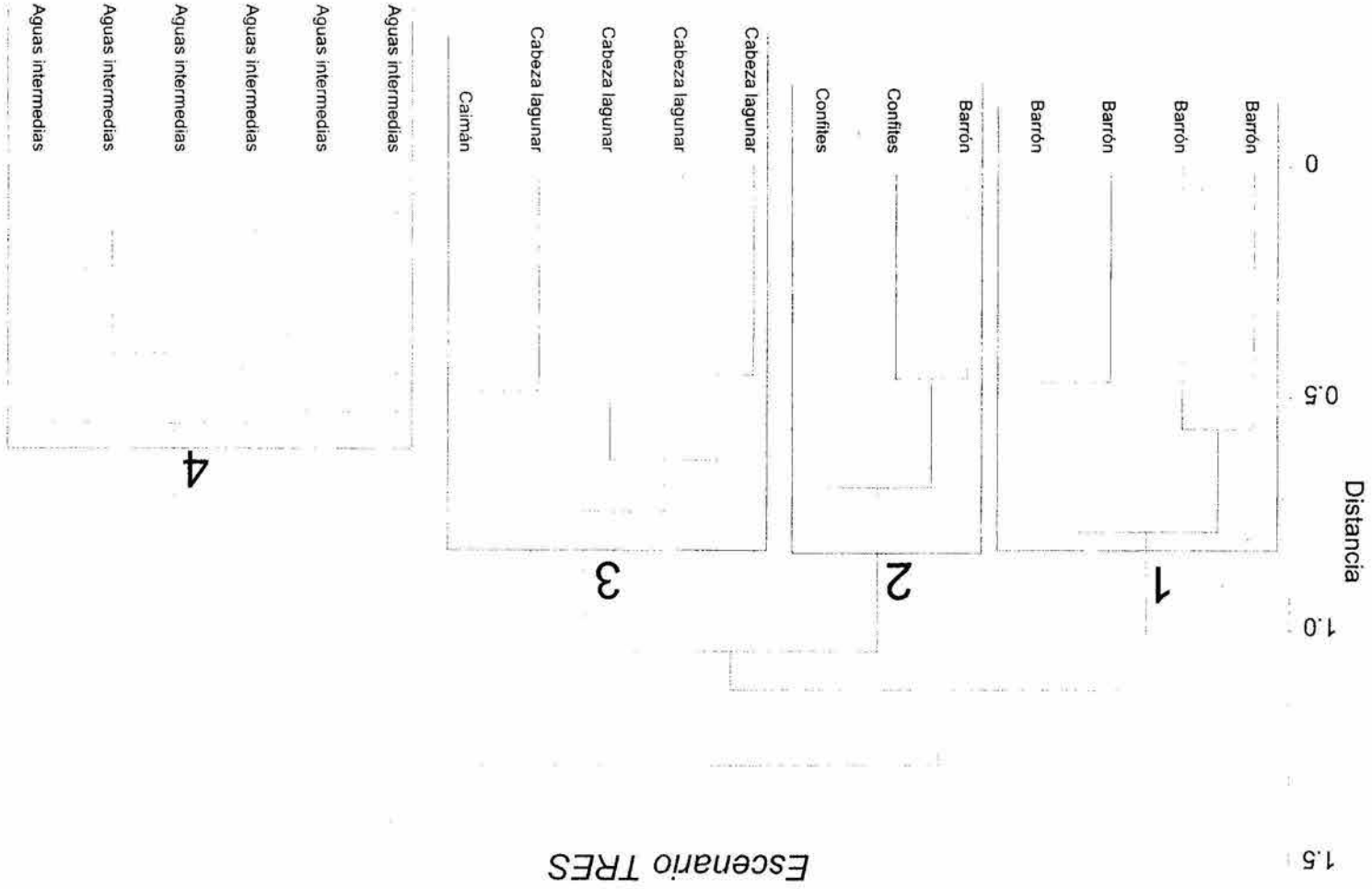


Figura VII. Dendrograma para las muestras obtenidas en los muestreos los cuales se realizaron en la etapa del dragado y cuando hubo mayores descargas de la granja.

Escenario TRES

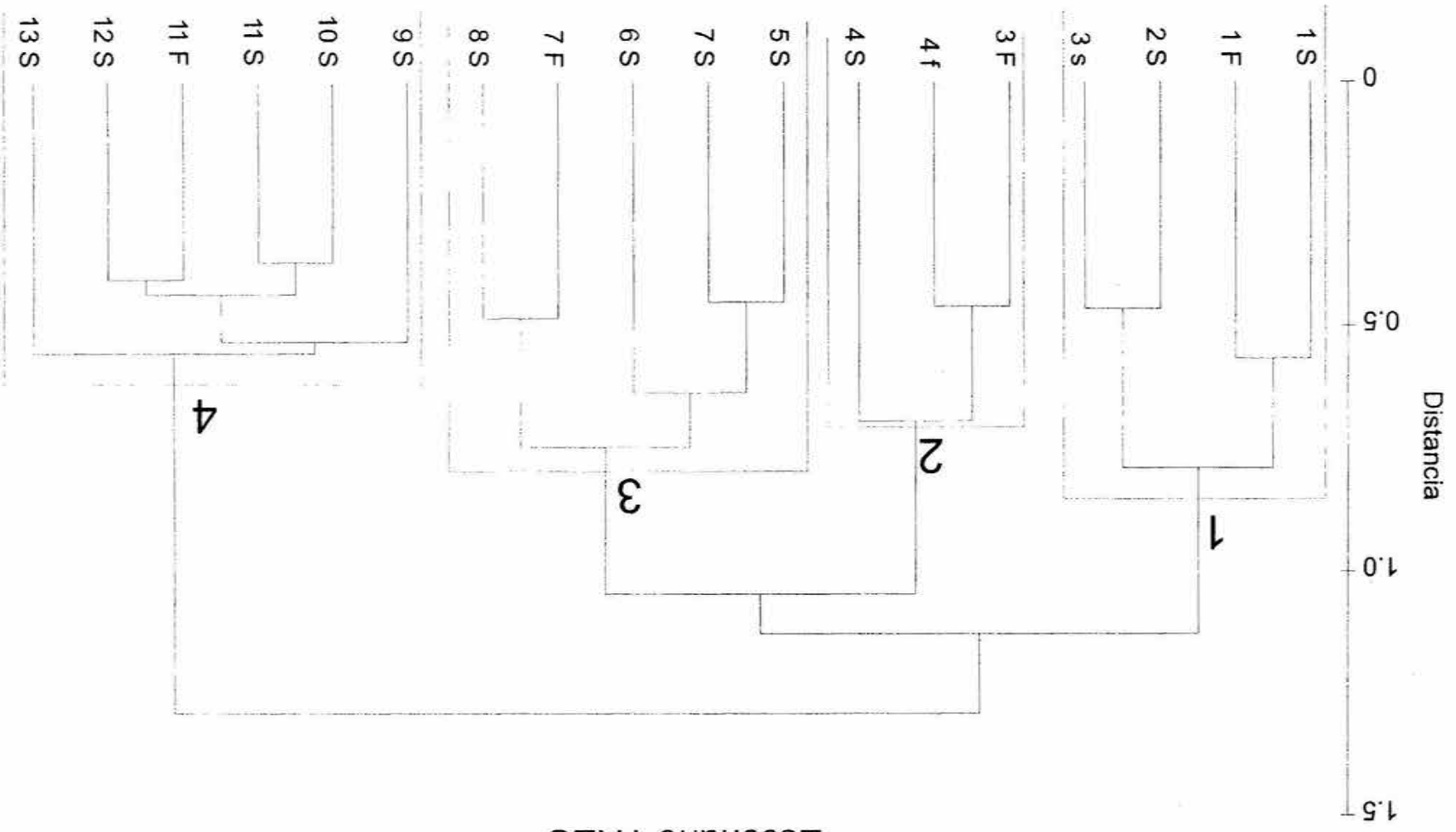


Figura VIII. Dendograma para las muestras obtenidas en los muestreos los cuales se realizaron en la etapa del dragado y cuando mayores descargas de la granja.

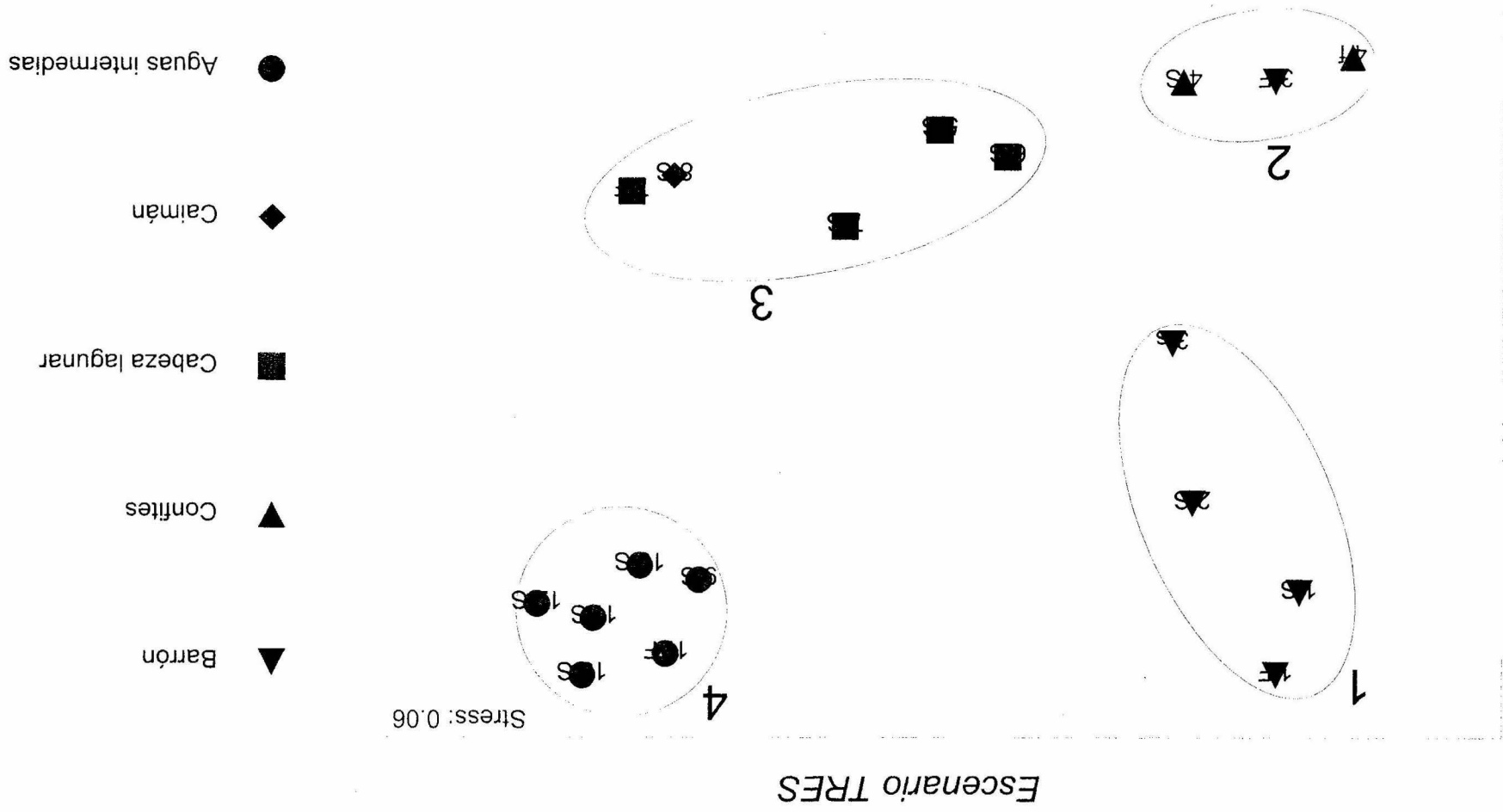


Figura IX. MDS para las muestras obtenidas en los muestreos los cuales se realizaron en la etapa del dragado y cuando hubo mayores descargas de la granja.

ANEXO 4

Resultados de los análisis de SIMPER Y ANOSIM para los distintos escenarios.

Escenario UNO
ANOSIM
Analysis of Similarities

Similarity Matrix

File: C:\Documents and Settings\Gilk\Mis documentos\maestria\tesis\primer\Sindatos
 extra\uno\matrix.sid
 Data type: Distances
 Sample selection: All

One-way Analysis

Factor Values

Factor: Estero
 Barrón
 Confites
 Cabeza lagunar
 Caimán
 Aguas intermedias

Factor Groups

Sample Estero
 1 S Barrón
 1 F Barrón
 2 S Barrón
 3 s Barrón
 3 F Barrón
 4 S Confites
 4 f Confites
 5 S Cabeza lagunar
 6 S Cabeza lagunar
 7 S Cabeza lagunar
 7 F Cabeza lagunar
 8 S Caimán
 9 S Aguas intermedias
 10 S Aguas intermedias
 10 F Aguas intermedias
 11 S Aguas intermedias
 12 S Aguas intermedias
 13 S Aguas intermedias

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.367
 Significance level of sample statistic: 0.3%
 Number of permutations: 99999 (Random sample from a large number)
 Number of permutations greater than or equal to Global R: 269

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Barrón, Confites	-0.182	71.4	21	21	15
Barrón, Cabeza lagunar	0.369	2.4	126	126	3
Barrón, Caimán	0.4	33.3	6	6	2
Barrón, Aguas intermedias	0.589	0.2	462	462	1
Confites, Cabeza lagunar	0.321	20.	15	15	3
Confites, Caimán	1.	33.3	3	3	1
Confites, Aguas intermedias	0.771	3.6	28	28	1
Cabeza lagunar, Caimán	0.167	40.	5	5	2
Cabeza lagunar, Aguas intermedias	0.202	12.4	210	210	26
Caimán, Aguas intermedias	0.378	42.9	7	7	3

Escenario DOS

ANOSIM Analysis of Similarities

Similarity Matrix

File: Sheet1
Data type: Distances
Sample selection: All

One-way Analysis

Factor Values

Factor: Estero
Barrón
Confites
Cabeza lagunar
Caimán
Aguas intermedias

Factor Groups

Sample	Estero
1 S	Barrón
1 F	Barrón
2 S	Barrón
3 s	Barrón
3 F	Barrón
4 S	Confites
4 f	Confites
5 S	Cabeza lagunar
6 S	Cabeza lagunar
7 S	Cabeza lagunar
7 F	Cabeza lagunar
8 S	Caimán
9 S	Aguas intermedias
10 S	Aguas intermedias
11 S	Aguas intermedias
11 F	Aguas intermedias
12 S	Aguas intermedias
13 S	Aguas intermedias

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.478
Significance level of sample statistic: 0.4
Number of permutations: 99999 (Random sample from a large number!)
Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 36

Pairwise Tests

Groups	R	Significance	Possible	Actual	Number >=
	Statistic	Level %	Permutations	Permutations	Observed
Barrón, Confites	-0.018	52.4	21	21	11
Barrón, Cabeza lagunar	0.494	0.8	126	126	1
Barrón, Caimán	0.88	16.7	6	6	1
Barrón, Aguas intermedias	0.84	0.2	462	462	1
Confites, Cabeza lagunar	0.429	20.	15	15	3
Confites, Caimán	1.	33.3	3	3	1
Confites, Aguas intermedias	0.656	3.6	28	28	1
Cabeza lagunar, Caimán	-0.417	80.	5	5	4
Cabeza lagunar, Aguas intermedias	0.413	2.4	210	210	5
Caimán, Aguas intermedias	0.067	42.9	7	7	3

Escenario TRES
Datos en Presencia de Dragados y Descargas de la Granja
ANOSIM

Analysis of Similarities

Similarity Matrix

File: Sheet1
 Data type: Distances
 Sample selection: All

One-way Analysis

Factor Values

Factor: Estero
 Barrón
 Confites
 Cabeza lagunar
 Caimán
 Aguas intermedias

Factor Groups

Sample Estero
 1 S Barrón
 1 F Barrón
 2 S Barrón
 3 S Barrón
 3 F Barrón
 4 S Confites
 4 f Confites
 5 S Cabeza lagunar
 6 S Cabeza lagunar
 7 S Cabeza lagunar
 7 F Cabeza lagunar
 8 S Caimán
 9 S Aguas intermedias
 10 S Aguas intermedias
 11 S Aguas intermedias
 11 F Aguas intermedias
 12 S Aguas intermedias
 13 S Aguas intermedias

Global Test

Sample statistic (Global R): 0.856
 Significance level of sample statistic: 0.1
 Number of permutations: 99999 (Random sample from a large number)
 Number of permuted statistics greater than or equal to Global R: 0

Pairwise Tests

Groups	R Statistic	Significance Level %	Possible Permutations	Actual Permutations	Number >= Observed
Barrón, Confites	0.327	14.3	21	21	3
Barrón, Cabeza lagunar	0.688	1.6	126	126	2
Barrón, Caimán	0.88	16.7	6	6	1
Barrón, Aguas intermedias	0.968	0.2	462	462	1
Confites, Cabeza lagunar	0.643	6.7	15	15	1
Confites, Caimán	1.	33.3	3	3	1
Confites, Aguas intermedias	1.	3.6	28	28	1
Cabeza lagunar, Caimán	-0.167	80.	5	5	4
Cabeza lagunar, Aguas intermedias	0.996	0.5	210	210	1
Caimán, Aguas intermedias	1.	14.3	7	7	1

PRIMER 01/07/2004

Escenario DOS
Datos en presencia de dragados

SIMPER
Similarity Percentages - species contributions

Worksheet

File: C:\Documents and Settings\Gilk\Mis documentos\maestria\tesis\primer\Sindatos extra\dos\condragado.pri

Sample selection: All

Variable selection: All

Parameters

Standardise data: No
Transform: None
Cut off for low contributions: 100.00%
Factor name: Estero

Factor groups
Barrón
Confites
Cabeza lagunar
Caimán
Aguas intermedias

Group Caimán
Less than 2 samples in group

Group Barrón

Average similarity: 74.54

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	11.74
Clorofila	16.33
Materia Orgánica	12.46
Nitrato	2.85
Nitrito	11.38
Nitrogeno total	24.26
O2	12.41
STS	8.58
Total general	100

Group Cabeza lagunar

Average similarity: 80.07

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	16.38
Clorofila	2.16
Materia Orgánica	6.5
Nitrato	5.63
Nitrito	21.7
Nitrogeno total	26.16
O2	16.89
STS	4.57
Total general	99.99

Group Confites

Average similarity: 76.42

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	15.91
Clorofila	12.95
Materia Orgánica	12.74
Nitrato	3.41
Nitrito	13.8
Nitrogeno total	23.64
O2	10.42
STS	7.15
Total general	100.02

Group Aguas Intermedias

Average similarity: 74.97

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	18.33
Clorofila	3.19
Materia Orgánica	3.55
Nitrato	6.85
Nitrito	31.41
Nitrogeno total	16.15
O2	17.93
STS	2.61
Total general	100

Groups Barrón & Confites

Average dissimilarity = 23.31

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	11.37
Clorofila	25.11
Materia Orgánica	9.8
Nitrato	5.27
Nitrito	15.12
Nitrogeno total	13.8
O2	6.85
STS	7.69
Total general	100

Groups Barrón & Cabeza lagunar

Average dissimilarity = 35.05

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	11.67
Clorofila	22.76
Materia Orgánica	6.68
Nitrato	4.28
Nitrito	18.1
Nitrogeno total	21.24
O2	9
STS	6.31
Total general	100.04

Groups Confites & Cabeza lagunar

Average dissimilarity = 30.11

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	9.08
Clorofila	16.73
Materia Orgánica	8.43
Nitrato	3.46
Nitrito	21.09
Nitrogeno total	24.4
O2	11.92
STS	4.88
Total general	99.99

Groups Barrón & Caimán

Average dissimilarity = 37.14

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	12.16
Clorofila	19.1
Materia Orgánica	7.05
Nitrato	5.19
Nitrito	17.53
Nitrogeno total	24.11
O2	9.08
STS	5.75
Total general	99.97

Groups Confites & Caimán

Average dissimilarity = 33.44

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	11.28
Clorofila	13.14
Materia Orgánica	9.14
Nitrato	4.64
Nitrito	19.29
Nitrogeno total	26.95
O2	12.2
STS	4.4
Total general	100.04

**Groups Cabeza
lagunar &
Caimán**

Average dissimilarity = 19.57

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	16.47
Clorofila	7.53
Materia Orgánica	7.32
Nitrato	4.7
Nitrito	16.4
Nitrogeno total	31.08
O2	10.56
STS	5.92
Total general	99.98

**Groups Barrón
& Aguas
intermedias**

Average dissimilarity = 46.50

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	13.78
Clorofila	14.18
Materia Orgánica	6.19
Nitrato	10.02
Nitrito	27.31
Nitrogeno total	11.23
O2	11.05
STS	6.22
Total general	99.98

**Groups
Confites &
Aguas
intermedias**

Average dissimilarity = 41.90

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	12.6
Clorofila	10.34
Materia Orgánica	7.31
Nitrato	10
Nitrito	27.33
Nitrogeno total	13.92
O2	12.95
STS	5.53
Total general	99.98

**Groups Cabeza
lagunar & Aguas
intermedias**

Average dissimilarity = 30.17

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	14.44
Clorofila	5.1
Materia Orgánica	4.09
Nitrato	12.34
Nitrito	27.08
Nitrogeno total	21.22
O2	10.37
STS	5.37
Total general	100

**Groups Caimán
& Aguas
intermedias**

Average dissimilarity = 29.00

Suma de Contrib%	
Species	Total
Amonio	13.43
Clorofila	4.98
Materia Orgánica	4.47
Nitrato	12.91
Nitrito	24.38
Nitrogeno total	23.74
O2	10.4
STS	5.68
Total general	99.99