

00550



Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología  
Universidad Nacional Autónoma de México



**Presupuesto global de la carga de nutrientes que reciben  
los sistemas lagunares costeros de Sinaloa, como  
herramienta para la gestión ambiental costera**

**T E S I S**

para optar por el grado académico de

**Maestro en Ciencias**

(Química Acuática)

presenta

**REBECA GARAY MORAN**

Director de Tesis: **Dr. Federico Páez Osuna**

Comité Tutorial: **Dr. Martín Merino Ibarra y  
Dra. Ma. Adela Monreal Gómez**

Mazatlán, Sinaloa, 2002

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

ESTA TESIS NO SALE  
DE LA BIBLIOTECA

## Dedicatoria

Con agradecimiento especial:

A mis padres, Rebeca Morán de Saray y Juan de Dios Saray Velásquez, quienes siempre me apoyaron, con su confianza y su cariño, alentándome siempre a superarme como persona y profesionalista.

A mis hermanos Carolina y Juan de Dios, por haberme mostrado el valor de compartir y de tolerar.

A mis amigos, que siempre estudiaron animándome y supieron escuchar, dándome siempre su amistad.

A Andrés por enseñarme que en la vida se puede superar todo, si existe dedicación y confianza y amor en uno mismo.

Y a Dios por haberme dado la vida y las armas para luchar por ella.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



El presente trabajo se realizó en el Laboratorio de Geoquímica y Contaminación Costera del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Estación Mazatlán, bajo la dirección del Dr. Federico Páez Osuna.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Comité Asesor de Tesis:

Dr. Federico Páez Osuna.  
Dr. Martín Merino Ibarra.  
Dra. Ma. Adela Monreal Gómez.

Jurado de Tesis:

Dr. Martín Merino Ibarra.	Presidente
Dr. Federico Páez Osuna.	Secretario
Dr. Francisco Flores Verdugo.	Vocal
Dr. Javier Alcocer Durand.	Suplente
Dra. Ma. Adela Monreal Gómez	Suplente

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



## GRACIAS.

Deseo agradecer muy sinceramente a quienes sin su tiempo y su confianza hicieron posible este logro.

Al Dr. Federico Páez Osuna, director de tesis, por otorgarme la oportunidad y confianza para la realización de este logro, que sin su enseñanza y su profesionalismo no hubiera sido posible.

Al Dr. Martín Merino Ibarra y a la Dra. Ma. Adela Monreal Gómez, por su paciencia y su valioso aporte para la realización de este trabajo, así como su buena disposición en todo momento.

Al Dr. Francisco Flores Verdugo y al Dr. Javier Alcocer Durand, por su valiosa revisión a este trabajo, quienes con sus sugerencias lo enriquecieron, y por su completa disposición.

Al Químico Humberto Bojórquez Leyva, por su valiosa colaboración y su entera disposición, en la ayuda a la ejecución de los análisis químicos.

Al Dr. Martín F. Soto Jiménez, por su disponibilidad y participación, en los muestreos.

Al Mat. Germán Ramírez Reséndiz, por su infinita paciencia en la realización de mapas y gráficos, y presentaciones, siempre dispuesto a ayudar, con una desinteresada participación gracias.

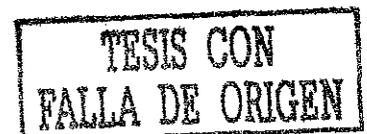
Al LSCA. Carlos Suárez Gutiérrez, por su auxilio en programas de cómputo y elaboración de material, y por su buen humor, que siempre me ayudaba a ver la vida con una sonrisa.

Al Ing. Alfredo Galaviz Solís por su ayuda en el manejo del programa AutoCad y la elaboración de mapas de Sinaloa en el mismo.

A la Sra. Ma. Clara Ramírez Jáuregui, responsable de la biblioteca "Dra. Ma. Elena Caso", por su excelente preparación y conocimiento, quien con completa disposición siempre me ayudó a la adquisición de material bibliográfico y a la revisión exhaustiva de las citas bibliográficas...

A la Lic. Victoria Montes Montes, encargada de la Mapoteca del Instituto, por su eficiente ayuda en la localización de documentos como mapas, reportes y tabuladores de INEGI, que fueron fundamentales para la realización de este trabajo.

A la Sra. Margarita Cordero Ruiz, por su eficiencia y auxilio en la realización de trámites escolares, y sobre todo por su amistad.





Al Ing. Luis Abel Román López, Jefe del Departamento de Planeación de la JAPAC y al Biol. Santana Félix Armenta, Jefe del Departamento de Saneamiento, de la JAPAC, por su valiosa información con respecto a las condiciones de calidad del agua de los emisores municipales de la Cd. de Culiacán.

A mis maestros, que me ayudaron a obtener los conocimientos necesarios para formarme como profesionista, gracias por su paciencia y dedicación.

A mis compañeros de maestría, Cristina, Enrique y Miroslava por su apoyo, compañerismo y solidaridad, en momentos agradables y en otros algo tensionantes.

A mis amigas Cristina, Alma, Elsa H, Elsa Y, Pilar, Zulema, Yeren, Carolina y Karla que estuvieron siempre conmigo ayudándome a ver lo hermoso que puede ser la amistad, compartiendo momentos difíciles y también momentos felices, gracias por su comprensión y su amistad.



Si deseas algo en la vida lucha por el . siempre existen tropiezos, que te hacen caer,  
pero demuestras tu fortaleza cuando sigues intentándolo, y saltando  
y dejando atrás cada tropiezo de tu vida el que seas feliz  
no depende de los demás, ni de las capacidades que vean los otros en ti,  
solo basta que te veas a ti mismo y veas lo maravilloso que eres  
y lo capaz y fuerte que puedes ser,  
la felicidad esta en uno mismo.  
solo hace falta que la descubras



## TABLA DE CONTENIDO

<b>RESUMEN .....</b>	<b>I</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
1.1 FORMA BÁSICA DE UNA LAGUNA COSTERA .....	1
1.2 EUTROFICACIÓN .....	2
1.3 NUTRIENTES .....	5
1.4 CICLO DEL FÓSFORO .....	6
1.5 CICLO DEL NITRÓGENO .....	10
1.6 SECUENCIA DE LOS CAMBIOS O SÍNTOMAS DURANTE LA EUTROFICACIÓN .....	12
1.7 CAUSAS Y EFECTOS DE LA EUTROFICACIÓN .....	14
1.8 ESTRATEGIAS Y REMEDIOS CONTRA LA EUTROFICACIÓN .....	16
1.9 SUSCEPTIBILIDAD A LA CARGA DE NUTRIENTES DE LAS LAGUNAS COSTERAS .....	17
1.10 JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO .....	20
<b>2.- HIPÓTESIS.....</b>	<b>23</b>
<b>3.- OBJETIVOS .....</b>	<b>24</b>
<b>4.-ANTECEDENTES .....</b>	<b>25</b>
4.1 LOS NUTRIENTES Y LA CAMARONICULTURA .....	25
4.2 LOS NUTRIENTES EN LAS AGUAS COSTERAS .....	33
4.3 LOS NUTRIENTES Y LA AGRICULTURA .....	40
<b>5.-AREA DE ESTUDIO .....</b>	<b>51</b>
5.1 TOPOLOBAMPO-OHUIRA .....	53
5.2 NAVACHISTE-SAN IGNACIO .....	55
5.3 SANTA MARÍA- LA REFORMA .....	55
5.4 ALTATA-ENSENADA DEL PABELLÓN .....	56
5.5 CEUTA .....	58
5.6 ESTERO DE URÍAS .....	59



5.7 HUIZACHE-CAIMANERO .....	61
5.8 TEACAPÁN-AGUA BRAVA .....	63
<b>6.-METODOLOGIA.....</b>	<b>65</b>
6.1 MUESTREO .....	65
6.1.1 Muestreo del Río Culiacán .....	65
6.1.2 Muestreo de Lagunas Costeras.....	67
6.2 METODOLOGÍA DE LABORATORIO .....	74
6.2.1 Oxidación de compuestos nitrogenados y fosforados para la determinación de nitrógeno y fósforo total .....	74
6.2.2 Determinación de nitratos .....	75
6.2.3 Determinación de ortofosfato disuelto .....	80
6.2.4 Sólidos totales .....	82
6.2.5 Pérdidas por ignición .....	83
6.3 PROCESAMIENTO DE LA INFORMACIÓN .....	84
6.3.1 Cálculos de flujo de nutrientes aportado por la camaronicultura .....	84
6.3.2 Cálculo de la carga de nutrientes procedente de la agricultura .....	93
6.3.3 Estimación de la carga de nutrientes procedente de los efluentes municipales .....	95
6.3.3.1 Modelo Unidimensional (Metcalf y Hedí, 1996) .....	98
6.3.4 Evaluación de los nutrientes proveniente del aporte fluvial .....	104
6.3.5 Aplicación del Modelo de LOICZ (López-Méndez, 2001) .....	104
6.3.5.1 Balance de agua .....	105
6.3.5.2 Balance de Sal .....	107
6.3.5.3 Balance del fósforo: .....	109
6.3.5.4 Balance del Nitrógeno: .....	109
<b>7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>111</b>
7.1 FLUJO DE NUTRIENTES PROVENIENTE DE LAS GRANJAS CAMARONÍCOLAS .....	111
7.2 FLUJO DE NUTRIENTES PROVENIENTE DE LOS EFLUENTES MUNICIPALES .....	131
7.3 FLUJO DE NUTRIENTES PROVENIENTE DE LA AGRICULTURA .....	140
7.4 FLUJO DE NUTRIENTES PROVENIENTE DE LOS RÍOS .....	150



7.5 COMPARACIÓN DEL FLUJO DE NUTRIENTES PROVENIENTE DE LAS DIFERENTES FUENTES: AGRICULTURA, EFLUENTES MUNICIPALES, CAMARONICULTURA Y FLUVIAL .....	152
7.6 RELACIÓN ESTEQUIOMÉTRICA DE LOS NUTRIENTES EN LAS LAGUNAS COSTERAS DE SINALOA .....	169
<b>8. CONCLUSIONES .....</b>	<b>198</b>
<b>LITERATURA CITADA .....</b>	<b>201</b>



## INDICE DE FIGURAS

Fig. 1 Ciclo del Fósforo.....	8
Fig. 2 Ciclo del Nitrógeno.....	11
Fig. 3 Area de Estudio.....	52
Fig. 4 Balance de masas para el P y el N en una granja extensiva, sobre la base de una ha. y un ciclo de cultivo.....	89
Fig. 5 Balance de masas para el P y el N en una granja semi-intensiva, sobre la base de una ha. y un ciclo de cultivo.....	90
Fig. 6 Balance de masas para el P y el N en una granja intensiva, sobre la base de una ha. y un ciclo de cultivo.....	91
Fig. 7 Representación de la solución de la ecuación (1), tomando en cuenta un vertido continuo en el punto $X = 0$ .....	100
Fig. 8 Modelo unidimensional del fósforo total, cinética de autodepuración a lo largo del cauce del Río Culiacán para las condiciones promedio de un a- ño.....	102
Fig. 9 Modelo unidimensional del nitrógeno total, cinética de autodepuración a lo largo del cauce del Río Culiacán para las condiciones promedio de un a- ño.....	103
Fig. 10 Balance de agua.....	106
Fig. 11 Balance de sal.....	106
Fig. 12 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira.....	112
Fig. 13 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio.....	114
Fig. 14 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Santa María-La Reforma.....	115
Fig. 15 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón.....	117

Fig 16 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Ceuta.....	118
Fig 17 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Urías.....	119
Fig 18 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Huizache-Caimanero.....	120
Fig 19 Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava.....	122
Fig.20a Comparación del flujo de fósforo, proveniente de la camaronicultura, en- tre las lagunas costeras de Sinaloa.....	123
Fig.20b Comparación del flujo de nitrógeno, proveniente de la camaronicultura, - entre las lagunas costeras de Sinaloa.....	125
Fig 21a Variación de la concentración de fósforo total a lo largo del Río Culiacán durante el muestreo del mes de febrero del 2001.....	133
Fig 21b Variación de la concentración de nitrógeno total a lo largo del Río Culia- cán durante el muestreo del mes de febrero del 2001.....	134
Fig 22 Representación del flujo de nutrientes proveniente de los drenes municí-- pales hacia las lagunas costeras de Sinaloa.....	139
Fig.23 Flujo de nitrógeno proveniente de la agricultura hacia las lagunas costeras de Sinaloa.....	145
Fig.24 Flujo de fósforo proveniente de la agricultura hacia las lagunas costeras - de Sinaloa.....	147
Fig.25 Flujo fluvial de nutrientes que descarga en las lagunas costeras de Sinaloa	151
Fig.26a Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores mínimos - que reciben las lagunas costeras de Sinaloa.....	155
Fig.26b Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores mínimos que reciben las lagunas costeras de Sinaloa.....	156

Fig.27a Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores máximos - entre las lagunas costeras de Sinaloa .....	157
Fig.27b Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores máximos en- tre las lagunas costeras de Sinaloa .....	158
Fig.28a Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores medios en- tre las lagunas costeras de Sinaloa. ....	165
Fig.28b Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores medios entre las lagunas costeras de Sinaloa. ....	166
Fig.29a Balance de agua-sal, según LOICZ de Topolobampo-Ohuira .....	185
Fig.29b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Topolobampo-Ohuira .....	185
Fig.29c Balance de fósforo, según LOICZ de Topolobampo-Ohuira .....	186
Fig.30a Balance de agua-sal, según LOICZ de Navachiste-San Ignacio .....	186
Fig.30b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Navachiste-San Ignacio .....	187
Fig.30c Balance de fósforo, según LOICZ de Navachiste-San Ignacio .....	187
Fig.31a Balance de agua-sal, según LOICZ de Sta. María-La Reforma .....	188
Fig.31b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Sta. María-La Reforma .....	188
Fig.31c Balance de fósforo, según LOICZ de Sta. María-La Reforma .....	189
Fig.32a Balance de agua-sal, según LOICZ de Altata-Ensenada del Pabellón .....	189
Fig.32b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Altata-Ensenada del Pabellón .....	190
Fig.32c Balance de fósforo, según LOICZ de Altata-Ensenada del Pabellón .....	190
Fig.33a Balance de agua-sal, según LOICZ de Ceuta .....	191
Fig.33b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Ceuta .....	191
Fig.33c Balance de fósforo, según LOICZ de Ceuta .....	192
Fig.34a Balance de agua-sal, según LOICZ de Urfas .....	192
Fig.34b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Urfas .....	193
Fig.34c Balance de fósforo, según LOICZ de Urfas .....	193
Fig.35a Balance de agua-sal, según LOICZ de Huizache-Caimanero .....	194



Fig.35b Balance de nitrógeno, según LOICZ de Huizache-Caimanero ..... 194  
Fig.35c Balance de fósforo, según LOICZ de Huizache-Caimanero ..... 195



## INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Balance de masas de N y P por hectárea, por ciclo en estanque de camarón de Vietnam, NW de México y Sureste de Tailandia .....	35
Tabla 2. Balance de nitrógeno proveniente de diversos cultivos de Holanda ---- (KgN/ha/año).....	47
Tabla 3. Balance de nitrógeno en la superficie de suelos agrícolas de Holanda 50	
Tabla 4. Dosis de fertilizante aplicado de acuerdo al cultivo agrícola según la --- guía de campo (INIFAB, 1997) .....	94
Tabla 5. Compartivo del flujo de nutrientes entre los difeentes tipos de cultivo - de camarón .....	129
Tabla 6. Pérdidas de N y P clasificadas de acuerdo a los diferentes tipos de culti- vo camaronícola, expresadas en Kg/ha/día .....	130
Tabla 7. Cálculo del flujo de nutrientes proveniente de los drenes municipales -- hacia las lagunas costeras de Sinaloa .....	138
Tabla 8. Tabla comparativa del flujo de nutrientes procedente de los efluentes mu- nicipales que recibe cada sistema lagunar de Sinaloa antes y después de de la autopurificación .....	137
Tabla 9. Concentración de fertilizante aplicado a la cuenca hidrológica que influ- ye sobre las lagunas costeras de Sinaloa.....	142
Tabla 10. Carga de nutrientes de drenes agrícolas de diferentes regiones y países. 148	
Tabla 11. Datos comparativos de área, volumen y carga de nutrientes recibido por las lagunas costeras de Sinaloa .....	169
Tabla 12. Resultados del muestreo de la laguna Topolobampo-Ohuira en el mes de abril del 2001.....	172
Tabla 13. Resultados del muestreo de la laguna Navachiste-San Ignacio en el mes - de abril del 2001.....	174

Tabla 14. Resultados del muestreo de la laguna Sta. María-La Reforma en el mes - de abril del 2001.....	176
Tabla 15. Resultados del muestreo de la laguna Ceuta en el mes de abril del 2001. ....	178
Tabla 16. Resumen de variables necesarias para la aplicación del Modelo de LOICZ .....	183
Tabla 17. Grado trófico de las aguas naturales en función de su contenido de fósforo y nitrógeno (Smithl, 1999).....	184
Tabla 18. Clasificación de las lagunas costeras de Sinaloa, de acuerdo a la concentración de nutrientes.....	184
Tabla 19. Cuencas de drenaje del estado de Sinaloa.....	196

## INDICE DE MAPAS

Mapa 1. Estaciones de muestreo en el Río Culiacán .....	68, 97
Mapa 2. Estaciones de muestreo en la laguna Topolobampo-Ohuira .....	69, 171
Mapa 3. Estaciones de muestreo en la laguna Navachiste-San Ignacio .....	70, 173
Mapa 4. Estaciones de muestreo en la laguna Sta. María-La Reforma .....	71, 175
Mapa 5. Estaciones de muestreo en la laguna Ceuta .....	72, 177
Mapa 6. Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagu- nas costeras del Norte de Sinaloa. ....	162
Mapa 7. Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagu- nas costeras del Centro de Sinaloa. ....	163
Mapa 8. Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagu- nas costeras del Sur de Sinaloa. ....	164
Mapa 9. División hidrológica de Sinaloa .....	197



## RESUMEN

En el presente trabajo, se realizó una estimación del flujo de nutrientes ( $N_{total}$  y  $P_{total}$ ) procedente de la agricultura y la camaronicultura, así como de los efluentes municipales y del flujo fluvial, que se desarrollan alrededor de los sistemas lagunares del Estado de Sinaloa (México): Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San Ignacio, y Sta. María-La Reforma, situadas al Norte de Sinaloa; Altata-Ensenada del Pabellón y Ceuta, localizadas en el Centro del Estado; y Estero de Urías, Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava en el Sur de Sinaloa. Para la estimación del flujo de nutrientes, en el caso de la agricultura, en un primer método fue necesario realizar una investigación bibliográfica, referente a la concentración de nutrientes que se presentaba en los drenes agrícolas del mundo, debido a la falta de estudios en este tema en Sinaloa y México en general, además, se empleó un segundo método, que tuvo como base el cálculo de la cantidad de fertilizante aplicado al área agrícola que incide sobre las lagunas costeras estudiadas, en ambos métodos, se tomó en cuenta la depuración de los nutrientes en su recorrido por el dren hacia la laguna costera adyacente; para el cálculo de la carga de nutrientes aportada por la camaronicultura, se hizo uso de los modelos de balance de masas de nutrientes en los estanques camaronícolas desarrollados por Páez-Osuna, et al., (2001), para cada tipo de estanquería (extensiva, semintensiva e intensiva) desarrollada en el estado de Sinaloa; para la estimación del aporte de nutrientes de los efluentes municipales, fue necesario emplear un modelo unidimensional de depuración de nutrientes en los drenes municipales, por lo que fue indispensable realizar un muestreo en tiempo de secas (condición en la que prevalece 9 meses del año) a lo largo del Río Culiacán, el cual recolecta el 90% de las aguas municipales de la Cd. de Culiacán, y desemboca en la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón después de un recorrido de 60 Km, además se calculó la cantidad de nutrientes que aporta un Sinaloense por día, en base a los datos arrojados en este muestreo. Los resultados obtenidos en el modelo unidimensional fueron extrapolados a todos los sistemas lagunares estudiados tomando en cuenta la distancia del dren presentada y el número de habitantes conectados a ese dren, en cada caso. Para la estimación del flujo de nutrientes aportado de manera fluvial fue necesario obtener la concentración promedio de nutrientes en los ríos de Sinaloa, con este fin fueron

muestreados dos ríos, el Río Tamazula y el Río Humaya, además de investigarse el flujo promedio de agua de los ríos que inciden sobre las lagunas costeras de Santa María-La Reforma y Teacapán-Agua Brava. De acuerdo a los resultados obtenidos, la laguna que recibe un mayor y menor aporte de nutrientes es Topolobampo-Ohuira y Estero de Urías, respectivamente. La actividad antropogénica que presenta un mayor suministro de nutrientes hacia las lagunas costeras de Sinaloa es la agricultura, principalmente, en las lagunas del norte y centro del estado, mientras que en las lagunas del sur prevalecen los aportes de los estanques camaronícolas, ya que no presentan, en su cuenca de drenaje, una agricultura intensiva, ni reciben drenes municipales, pero en realidad, la camaronicultura es la actividad antropogénica que menos contribuye con nutrientes a los sistemas lagunares de Sinaloa. Además se realizó una evaluación estequiométrica de la relación N:P en la concentración de los nutrientes en el interior de las laguna, encontrándose que todos los sistemas lagunares de Sinaloa estudiados presentaban eutroficación en diferente grado. También se aplicó el modelo de balance de nutrientes de LOICZ, presentando algunos sistemas lagunares fijación de nitrógeno, pero la mayoría presentaron denitrificación.

# 1. INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son comunes de encontrar en todo el mundo. Existen en latitudes templadas y tropicales (Ayala-Castañares y Phleger, 1969; Day et al., 1989). Según Lankford (1977), estos ecosistemas constituyen un tercio de los 11,592.76 Km (Álvarez y Gaytán, 1994) del litoral con que cuenta México. Un total de 125 lagunas costeras han sido reconocidas (incluyendo esteros y estuarios) y cubren una superficie total aproximada de 12,600 Km<sup>2</sup>. La laguna costera se define (Phleger, 1969) como un cuerpo de agua semi-cerrado, con una barra arenosa como frontera hacia el mar, que puede o no, tener aporte de agua continental, y cuyo eje principal, es paralelo a la costa. Es necesario mencionar que muchos autores consideran a estos sistemas como parte de lo que en la literatura se le ha llamado estuarios, al que según Cameon y Pritchard (1963), lo definen como un cuerpo de agua costero que tiene libre conexión con el mar abierto y dentro del cual el agua de mar es mesurablemente diluida con agua dulce proveniente del drenaje continental. Cabe mencionar que esta definición presenta cierta ambigüedad, en nuestro país, ya que no todas las lagunas costeras tienen aporte de agua dulce continental (De la Lanza, et al., 1994). Según Lankford (1977) define a la laguna costera de la siguiente manera: "Es una depresión costera por debajo del nivel medio de la marea más alta, teniendo una comunicación efímera o permanente con el mar, y protegida de éste por algún tipo de barrera". Las características de comunicación efímera o aislamiento relativo con el mar resulta una ventaja para los organismos marinos, ya que presenta para ellos una zona de resguardo y abrigo, así como también de abundante alimento.

## 1.1 Forma básica de una laguna costera

De manera general, las lagunas costeras poseen un eje paralelo a la costa y son someras. La longitud de una laguna depende de la regularidad de la dirección de la costa y la presencia o ausencia de alimentación de agua continental en la costa. Las lagunas grandes son relativamente derechas o curvadas y tienen un gran suplemento

de sedimento. Las lagunas pequeñas se encuentran frecuentemente en espacios cerrados y a menudo en asociación con alguna boca de río. La forma de la laguna es provocada por un encerramiento de agua por una barrera de arena sobre un sustrato, el cual se inclina ligeramente hacia el mar. La barrera lagunar es afectada por la abundancia de arena disponible para su construcción, por la naturaleza del oleaje, enriquecimiento sedimentario de la costa y por el clima del área.

La clasificación de las lagunas costeras es básicamente geológica, en esta consideración es dado el origen y patrones subsecuentes del desarrollo de depresiones de la laguna costera y los procesos o condiciones que forman o resultan en algún tipo de barrera de protección. Esta clasificación está diseñada para las lagunas costeras de México, según Lankford (1977), e incluye 5 diferentes tipos, a su vez divididos en varias categorías

## 1.2 Eutroficación

Las lagunas costeras se encuentran entre los principales recursos naturales de cualquier nación que limite con el mar. Son considerados como refugios naturales de flora y fauna silvestres (Ayala-Castañares y Phleger, 1969; Chapman, 1970; Álvarez-León, 1977; Hendrickx et al , 1983; Flores-Verdugo, 1989) y permiten el desarrollo de las etapas juveniles de un gran número de especies importantes para la industria pesquera (Mann, 1972; McHugh, 1976; Macnae, 1974; Noruddin, 1987) entre ellas los camarones de género *Litopenaeus* Pérez-Farfante (Edwards, 1977; Menz y Bowers, 1980), en México, la producción de este género asciende a 12,000 ton/año, lo que sitúa a este país como el segundo productor en América Latina (FIRA, 1996)

Lamentablemente, se continúa con el vertimiento de desechos de origen antropogénico (urbanos, industriales, acuícolas y agrícolas) en las lagunas costeras sin importar sus consecuencias o confiando en la capacidad de asimilación de desechos de estos ecosistemas. Por ejemplo, en el caso del estero de Urías, se han detectado zonas contaminadas por coliformes fecales en abundancia (Alduenda-Rincones et al ,

1985; Valle-Espinosa, 1986; Robles-Valencia, 1986), datos recientes sobre la calidad del agua del estero del Infiernillo indica que el 87% de las muestras excedían los 1000/100 ml de coliformes contados, cuando lo permisible para la acuicultura es de 70/100 ml de coliformes (Barranco-Ramírez, 2000). Las concentraciones de hidrocarburos también han llegado a niveles dañinos para la biota, tanto en el agua como en los sedimentos de la zona industrial del estero de Urías (Galindo-Reyes, 1986). Los sedimentos presentan contaminación por metales pesados (Osuna-López et al., 1986, Soto-Jiménez, 1998, Páez-Osuna, 2001) y las concentraciones de plaguicidas detectadas en el agua y en los camarones han alcanzado niveles tóxicos (Heredia, et al., 1998). Los aportes de materia orgánica y nutrientes como fósforo y nitrógeno se han incrementado por los desagües de las comunidades (industrias, comercios y drenes domésticos) y la influencia de las granjas camaronícolas (Robles-Valencia, 1986; Páez-Osuna, et al., 1997). Las modificaciones de las condiciones ambientales en los sistemas acuáticos, pueden ser la causa de los cambios en las poblaciones que integran las comunidades naturales (Naranjo-Lozano y Carballo-Cenizo, 1997) y afectan los habitats debido a las interacciones biológicas, químicas y físicas a lo largo de diferentes escalas temporales y espaciales (GESAMP, 1995), Kennish (1992) menciona que cantidades excesivas de nutrientes pueden alterar la composición específica, diversidad y dinámica de cualquier comunidad. El aporte de nutrientes conduce a florecimientos algales y a un aumento en la producción de materia orgánica, disminución en la transparencia del agua y a una fuerte demanda de oxígeno necesaria para descomponer los desechos orgánicos generados, a este proceso de lo conoce como **eutroficación** (Libes, 1992; Vollenweider, 1992; Nixon, 1995)

El enriquecimiento de nutrientes (nitrógeno y fósforo) a partir de los aportes antropogénicos es una de las mayores presiones que impacta actualmente a los ecosistemas costeros. El exceso de nutrientes, aportados a los ambientes costeros, provenientes de las múltiples actividades humanas, ha provocado efectos ecológicos adversos en las aguas costeras someras y estuarinas, debido a que la magnitud de flujo global antropogénico de nutrientes como el P y el N es comparable con el flujo

natural, indicando esto que las actividades humanas han provocado ya una perturbación significativa en la distribución y balance de los nutrientes en el planeta (Páez-Osuna, 2001).

Existen numerosas definiciones que enmarcan el fenómeno de la eutroficación, las cuales toman en cuenta las causas o los efectos de la misma o bien abordan ambos aspectos, a continuación se mencionan algunas definiciones: históricamente, este concepto surge con el estudio de los cuerpos de agua dulce, pero en los últimos años este concepto se ha adaptado a los efectos y causas producidos en las aguas costeras

Smith et al., (1999) define a la eutroficación como el proceso en el cual los cuerpos de agua se vuelven más eutróficos a través de un incremento en su suministro de nutrientes. Entendiéndose por eutrófico a un estado tal en que el sistema pierde oxígeno por efecto de la necesidad de oxidación de la basta cantidad de materia orgánica producida en el sistema.

Mee (1988) señala el término de eutroficación crítica, mencionando que este fenómeno ocurre cuando el flujo neto de nutrientes biolimitantes que son incorporados en la biomasa de las plantas es tal que la rapidez de producción de materia orgánica nueva, excede la rapidez neta de aporte de oxígeno (proveniente del intercambio local aire/agua y de la fotosíntesis) necesario para oxidarla, implicando que exista una reducción de las concentraciones de oxígeno en los cuerpos de agua que la padezcan y en condiciones extremas hasta la anoxia.

El GESAMP (1990) define a la eutroficación como el efecto de un incremento de la concentración de uno o varios nutrientes, debido a la influencia del hombre, provocando cambios en la composición biótica y abiótica del agua.

Libes (1992) se refiere a la eutroficación, como el 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, pudiendo dar lugar a una disminución en el contenido de oxígeno del agua subyacente, derivándose así la mortalidad de peces.

Vollenweider (1992) señala que la eutroficación se refiere al proceso de enriquecimiento de las aguas con nutrientes de plantas (principalmente N y P) que estimula la producción acuática primaria y en sus más severas manifestaciones da lugar a los florecimientos algales, natas algales, aumento de 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 los ciclos de florecimientos de bacterias visibles y desarrollo fungal.

Nixon (1995) lo señala como el incremento en la tasa de suministro de materia orgánica en un ecosistema; eutroficación no es un estado trófico. Heip (1995) menciona que la eutroficación es definida como un complejo de fenómenos que se disparan por el incremento de nutrientes limitantes, especialmente N y P proveniente 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 posteriormente 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. Pudiendo esto conducir, eventualmente a incrementos en la biomasa béntica y también a condiciones de anoxia en los sedimentos y la muerte masiva de animales bénticos.

### 1.3 Nutrientes

Los nutrientes son importantes para el control de la producción primaria y secundaria de los estuarios y lagunas costeras. Entre los más importantes elementos químicos en el funcionamiento de los ecosistemas estuarinos son los nutrientes autótrofos que sirven como materiales brutos para la producción primaria de la materia orgánica. Las algas (organismos autótrofos), para su desarrollo, necesitan diferentes elementos como: C, N, Si, S, K, Mg, Na, Ca, Fe, Mn, Zn, Cu, Bo, Mo, Co, y vitaminas (tiamina,

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

cianocobalamina y biotina) (Hutchinson, 1967). El C, N, P, Si son los más utilizados en el crecimiento de las algas y el Si es utilizado sólo por las diatomeas. El C es muy abundante en las aguas de los estuarios, y los nutrientes minoritarios se encuentra en adecuado suministro. El N, P y Si son encontrados en cantidades insuficientes para los requerimientos algales y algunos autores los denominan macronutrientes limitantes. Las concentraciones de estos nutrientes en los estuarios varían constantemente en el tiempo y en el espacio debido a los aportes por los flujos de los ríos y otros aportes continentales, y por las salidas debidas al intercambio oceánico y a 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 y costera de esos ecosistemas, de ahí la gran importancia para estudiarlos.

N y P pueden ser descritos en términos de estados de oxidación, fase sólida-líquida-gas, y estructura química. Las formas de N son muy variadas: abarca desde su estado oxidado  $\text{NO}_3^{-1}$ ,  $\text{NO}_2^{-1}$  a amonio ( $\text{NH}_4^{+}$ ) (Weeb,1981). Como  $\text{NH}_4^{+}$  se encuentra reducido el nitrógeno en las células del protoplasma. El P inorgánico se encuentra más frecuentemente como ión fosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ ), en configuraciones de orto, meta y para, se puede encontrar en materiales celulares o bien en forma disuelta.

Es importante conocer los ciclos de los nutrientes en los estuarios debido a que de éstos dependen los patrones de comportamiento químico de los mismos.

#### 1.4 Ciclo del fósforo

El 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 Pytkowicks (1967) en la forma disuelta inorgánica predomina el fosfato monoácido ( $\text{HPO}_4^{-2}$ ) en un 87%, el fosfato u ortofosfato ( $\text{PO}_4^{-3}$ )



en un 12% y el diácido ( $H_2 PO_4$ ) 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 del fósforo; para condiciones moderadamente alcalinas prevalece el fosfato de calcio, mientras que a pH alcalinos se asocia el fosfato de sodio y en aguas ácidas en forma de fosfato férrico (Reid y Wood 1976). El ortofosfato inorgánico fluvial proviene principalmente de la intemperización de las rocas y de la lixiviación 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 redistribuyen al fósforo. Los compuestos orgánicos del fósforo 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 orgánico puede provenir de las heces fecales de los organismos y de los detritus en diversos estados de descomposición, incluyendo la biomasa bacteriana. El fósforo inorgánico particulado es de naturaleza diversa y puede ser desde los flóculos de fosfato férrico, hasta el adsorbido dentro de la materia orgánica particulada y arcillas (Fig 1).

Dada la gran variedad de formas de este nutriente, es común cuantificarlo como ortofosfato o como fósforo total. La forma predominante de asimilación por los productores primarios son los ortofosfatos, pero el fósforo orgánico de bajo peso molecular puede ser removido por el fitoplancton. Hay una variación espacial y temporal en el predominio de algunos compuestos de fósforo sobre otros en el ciclo biogeoquímico. En latitudes templadas, donde se tienen cambios estacionales marcados se observa un predominio de fósforo orgánico y ortofosfatos. Durante el invierno se registran mayores concentraciones de ortofosfatos, que disminuyen en primavera por la asimilación de los productores primarios, que se incrementan en biomasa. Los consumidores (zooplancton y peces) regeneran el fósforo a través de sus

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

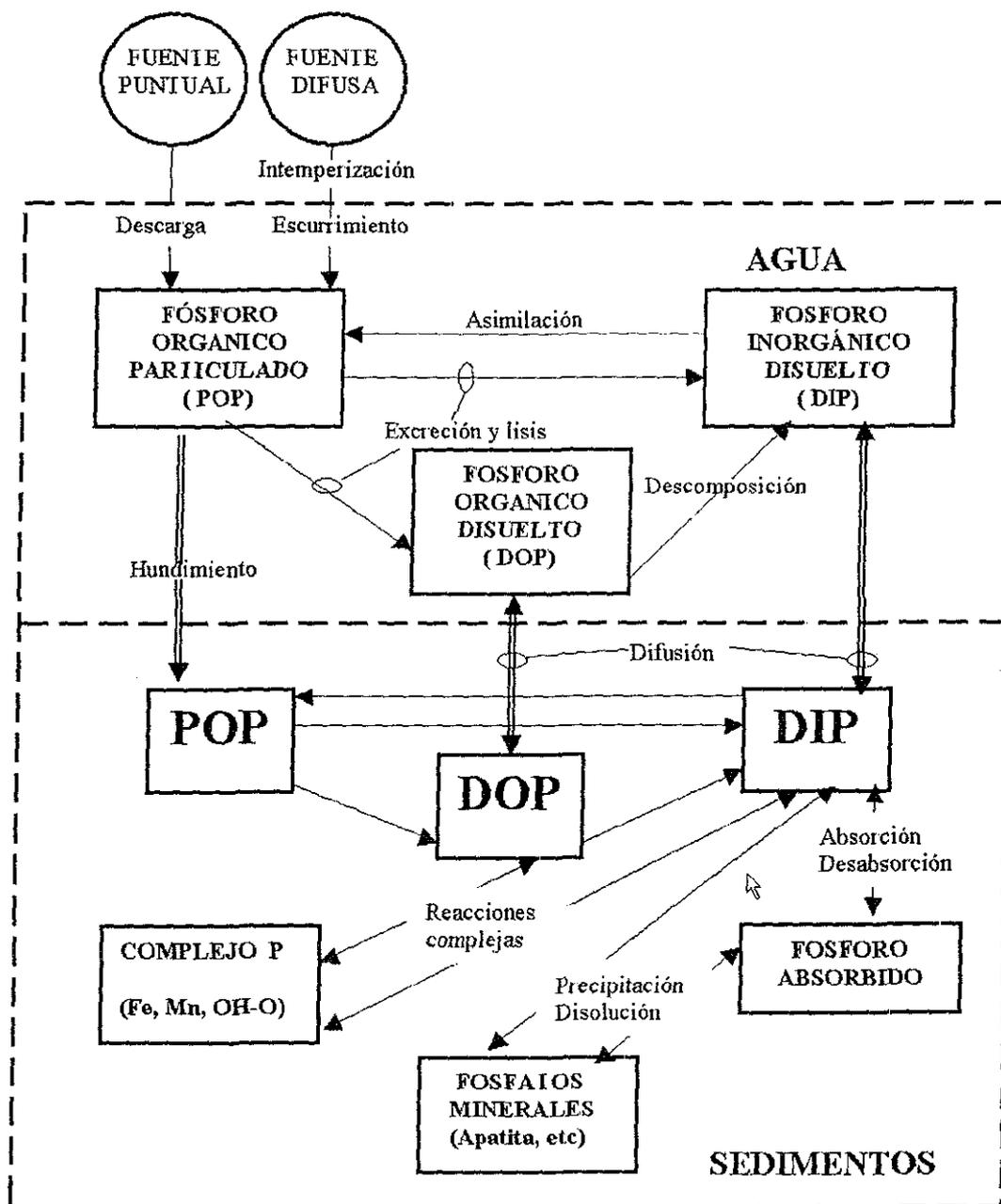


Fig. 1. Ciclo del Fósforo (Day, et al, 1989).

---

excretas (orgánico e inorgánico). En verano se nota una predominancia de fósforo orgánico disuelto y del detritus, procedentes del florecimiento fitoplanctónico primaveral, que gradualmente se convierte en ortofosfatos para ser la forma dominante entre invierno y primavera.

Las variaciones climáticas anuales en latitudes tropicales y subtropicales se caracterizan por la presencia de una época de sequía y de lluvias. Los florecimientos fitoplanctónicos se presentan en la época de lluvias, con fuertes variaciones locales. Debido a los anterior, los cambios en las concentraciones de los compuestos de fósforo, siguen el patrón climático y de la asimilación por el fitoplancton (De la Lanza, 1994). Burton (1976) señala que tanto los materiales disueltos como los particulados, durante la mezcla estuarina se presentan asociados a tres tipos de procesos:

- (1) Precipitación de materiales disueltos para dar una nueva fase sólida.
- (2) Cambio de materiales disueltos a fase sólidas como materiales litogénicos o autigénicos.
- (3) Redisposición de materiales de fases particuladas por procesos de disolución, de adsorción y actividades biológicas (autólisis y respiración).

En el primer caso, algunos iones como el hierro tienden a formar precipitados como óxidos e hidróxidos en condiciones aeróbicas; en el segundo caso, pequeñas cantidades de fósforo inorgánico disuelto forman minerales como la apatita hidrogénica, importante en la estructura de los esqueletos de algunos organismos. El tercer caso representa un medio para mantener concentraciones dentro de un intervalo estrecho en las aguas salobres. La adsorción y desadsorción del fósforo por materiales suspendidos fue propuesta por Upchurch (1974), quien explicó la disminución del contenido en sedimentos a salinidades por arriba de 18‰. Esta relación inversa, amortigua concentraciones cercanas a  $30 \mu\text{g-atP-PO}_4/\text{L}$  (Butler y Tibbits, 1972), una gran parte de  $\text{PO}_4^{-3}$  es adsorbido por las arcillas, a altas concentraciones de fósforo inorgánico disuelto (DIP) los  $\text{PO}_4^{-3}$  son adsorbidos por las arcillas, y a pequeñas

cantidades de DIP, son regresados disueltos al agua, manteniendo una concentración adecuada en los cuerpos de agua (Jitts, 1959); sin embargo esta concentración disuelta puede ser mayor como resultado de las condiciones locales, y actualmente del incremento de las actividades agroindustriales colindantes a los sistemas lagunares, en donde el sedimento se sobrecarga de compuestos fosforados y tiende a redistribuir mayores cantidades de fosfatos en la columna de agua. En tales condiciones la asimilación biológica puede disminuirlos, con la consecuencia de una alta producción de especies indeseables (eutroficación)

El fósforo inorgánico disuelto (DIP) es asimilado por las algas (productores primarios) y bacterias en materia orgánica celular, algunas partículas orgánicas de fósforo (POP) son excretadas como sustancias orgánicas disueltas (DOP) y éstas pueden asimilarse por bacterias liberando DIP. También ocurre este proceso en los sedimentos y es mayor la tasa de regeneración/asimilación que en la zona eufótica. Finalmente los materiales disueltos en los sedimentos van hacia las capas superiores de la columna de agua por bombeo advectivo favorecido eventualmente por la infauna

Otros factores que afectan el proceso de adsorción, son la temperatura del agua, que al incrementarse, la favorece, el pH de aguas dulces (ácidas) y salobres (alcalinas) afecta la eficiencia de adsorción del fósforo a través del bloqueo de intercambio aniónico por iones como cloruros y sulfatos del agua de mar (Burns y Salomon, 1969), modificando los niveles de intercambio entre las aguas dulces (ricas en fosfatos) y salobres o estuarinas (Liss, 1976).

### **1.5 Ciclo del nitrógeno**

Tres importantes sales inorgánicas disueltas están involucradas con este ciclo, dos formas gaseosas, los cuales son sustraídas y producidas por procesos metabólicos. También existen en forma de sales orgánicas incluyendo a la urea, ácido úrico y los aminoácidos. El nitrógeno entra de fuentes difusas desde los continentes, por difusión

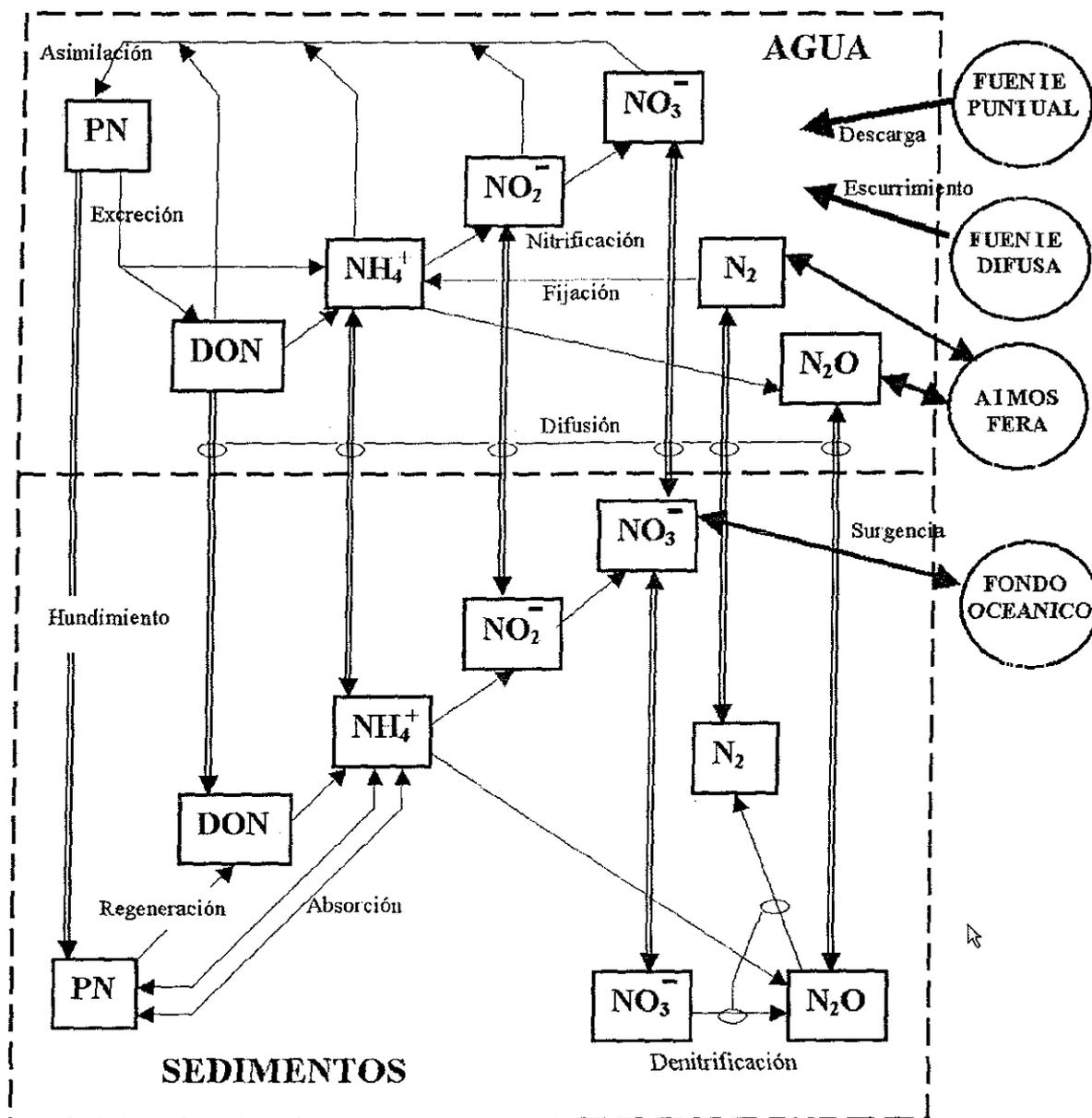
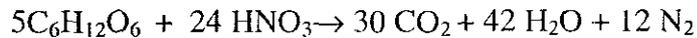


Fig. 2. Ciclo del Nitrógeno (Day, et al, 1989).

atmosférica y por surgencias del fondo de las aguas del océano y a través de la fijación biológica. Las sales orgánicas e inorgánicas disueltas son asimiladas por el fitoplancton (y bacterias) tomando preferentemente el  $\text{NH}_4^+$ . Pequeñas cantidades de  $\text{NH}_4^+$  entran al sistema vía fijación del nitrógeno, mientras que grandes cantidades se escapan vía la denitrificación (oxidación de la materia orgánica de manera aeróbica usando el  $\text{NO}_3^-$  como un aceptor electrónico liberando  $\text{N}_2$ ) por la siguiente reacción:



Los  $\text{NO}_3^-$  entran vía drenes y son producidos en el agua o sobre los sedimentos por nitrificación que es la oxidación del amonio a nitrato en condiciones aeróbicas. El nitrógeno es regenerado principalmente como  $\text{NH}_4^+$  por la excreción de metazoarios 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  $\text{NH}_4^+$  funciona como buffer en las reacciones de adsorción y desadsorción con arcillas, principalmente, y material húmico (Day et al, 1989) (Fig.2).

El nitrato puede seguir otro proceso conocido como denitrificación hasta nitrógeno gaseoso.

Las actividades volcánicas liberan ciertas cantidades a la atmósfera pero se desconoce lo significativo del aporte. El nitrógeno gaseoso 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.

### **1.6 Secuencia de los cambios o síntomas durante la eutroficación**

La secuencia de cambios que caracterizan a los estadíos progresivos de la eutroficación en las aguas costeras incluyen (GESAMP, 1990):

1 -Una elevada producción primaria, la cual se incrementa al inicio hasta que la luz se convierte en el factor limitante provocando mortandades significativas del

fitoplancton durante la noche, ocurriendo tanto en los estanque de cultivo acuícola como en los ecosistemas costeros.

2.-Cambios en la composición de las especies de plantas y florecimientos muy densos y frecuentemente tóxicos. Se ha notado que para el caso del fitoplancton que además del incremento del aporte de los nutrientes, el cambio en la proporción del nitrógeno con respecto al fósforo, i.e la relación de Redfield puede provocar el reemplazo de un grupo fitoplanctónico por otro, e.g. las diatomeas son reemplazadas por florecimientos de fitoplancton nocivos (Alonso-Rodríguez et al., 2000).

3.-Reducción de los niveles de oxígeno disuelto, que eventualmente convierten grandes extensiones de las aguas costeras en hipóxicas o anóxicas.

4.-Efectos adversos sobre peces e invertebrados, a consecuencia de la disminución del oxígeno disuelto, la fauna que tiene capacidad, obviamente migra en busca de condiciones adecuadas, sin embargo, los organismos sésiles no y frecuentemente son eliminados.

5.-Impacto sobre la amenidad, desde el punto de vista estético algunas regiones costeras cuando alcanzan condiciones muy severas, es muy evidente el deterioro de la calidad del agua (por la presencia de natas fungales, hediondez) y del paisaje asociado.

6.-Cambios en la estructura de las comunidades bentónicas.

No todos estos rasgos son observados en cada caso y la secuencia completa no es siempre obvia, a veces ocurre que los cambios en la estructura de las comunidades bénticas son frecuentemente las primeras manifestaciones de la eutroficación, probablemente debido a que el bentos integra la exposición a lo largo del tiempo (GESAMP, 1990).

## **1.7 Causas y efectos de la eutroficación**

En el agua de mar abundan importantes elementos biológicos, exceptuando especies de N y de P, los cuales han sido reconocidas como elementos biolimitantes. La continua variación de factores físicos, tales como luz, temperatura, movimiento de agua, estratificación y mezclas, etc, en combinación con las variaciones en condiciones nutricionales, crean una rica fuente para el crecimiento algal (Harris, 1986). Los niveles de productividad de las aguas bajo otras condiciones, está ampliamente determinada por la disponibilidad y el suministro al sistema de nitrógeno y fósforo. Así que se puede concluir que las condiciones más importantes en determinar la eutroficación son (Vollenweider, 1992):

- (a) El aporte excesivo y la acumulación de nutrientes en áreas de reducida circulación del agua.
- (b) La tasa limitada de renovación y de mezclado vertical de la columna de agua que restringe la dispersión de nutrientes y el fitoplancton.
- (c) La reducida disponibilidad de oxígeno para la respiración en las capas profundas.

El problema de la eutroficación costera ha sido resaltado en años recientes a causa de que cada vez se manifiestan más florecimientos de fitoplancton tóxico en muchas áreas costeras del mundo (Valiela, 1995; Alonso-Rodríguez et al , 2000), que pueden provocar impactos significativos sobre el valor comercial y de la calidad de los mariscos para el consumo humano. Entre las consecuencias que se han identificado con el problema de la eutroficación sobresalen:

Los florecimientos macroalgales en estuarios someros (Valiela,1997);

El desarrollo de anoxia en la columna de agua de algunas secciones o regiones de los cuerpos de agua costeros;

Las pérdidas para las pesquerías comerciales (Shumway, 1990; Valiela, 1997);

### Disminución de la transparencia del agua;

En los bañistas, por la adherencia de material algal en el cuerpo y un alto pH, puede causar dermatitis y conjuntivitis, y la ingestión de algas puede provocar diarrea en individuos sensibles. Además, por ingestión de alimento marino contaminado se pueden producir intoxicaciones por DSP (envenenamiento tipo diarreico), NSD (envenenamiento neurotóxico), PSP (envenenamiento paralítico), ASP (envenenamiento amnésico) y ciguatera, siendo a veces letales para el hombre (Vollenweider, 1992).

La descomposición de la materia orgánica, consume grandes cantidades de oxígeno, provocando una disminución en la concentración de éste causando, en casos extremos, mortandad de peces, formación de aguas corrosivas y la presencia de sustancias indeseables tales como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, H<sub>2</sub>S, NH<sub>3</sub> (produciendo un mal olor), ácidos orgánicos, toxinas algales (se pueden acumular en peces, particularmente en mariscos, siendo una amenaza para la salud humana), etc. (Vollenweider, 1992).

La eutroficación es vista por GESAMP (1990) en su informe de "The State of Marine Environment", como la más importante amenaza para las aguas marinas causada por la contaminación. Este rasgo otorgado a la eutroficación se le dió debido al dramático florecimiento algal que ha ocurrido en años recientes en varias áreas costeras y mares cerrados alrededor del mundo así como en las lagunas costeras, lagos interiores y reservorios (Vollenweider, 1992).

La eutroficación es un fenómeno normalmente relacionado con el enriquecimiento de nutrientes que provienen de las descargas de los ríos o descargas de alcantarillas que nutren a poblaciones algales y microbianas. Nutrientes orgánicos, inorgánicos, la física local, las condiciones bioquímicas y los procesos biológicos, mantienen un delicado balance con el oxígeno, que puede ser trastornado cuando hay una limitante en su mezcla en la columna vertical de agua, produciendo eventualmente eventos catastróficos (Vollenweider, 1992). La eutroficación es uno de los problemas más antiguos que afectan la calidad del agua, así con el desarrollo de asentamientos cerca

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

de ríos, lagos y áreas costeras, se puede inferir que las descargas y filtraciones de sitios dispuestos a lo largo de las fronteras de agua y los aportes provenientes de otras actividades humanas como la agricultura e industria, contribuyen a incrementar el crecimiento de algas y macrófitas acuáticas.

En Europa la eutroficación de lagos ha sido un problema desde el comienzo del siglo XIX, quizá como consecuencia de los cambios sucedidos con las prácticas agrícolas y el crecimiento de la población. Durante este siglo la eutroficación ha avanzado en todos los países densamente poblados, particularmente a partir de la segunda guerra mundial, y eso está afectando a todos los tipos de mantos acuíferos (lagos, reservorios, estuarios, aguas costeras, etc) (Vollenweider, 1982, 1989).

### **1.8 Estrategias y remedios contra la eutroficación**

Las estrategias disponibles para remediar este problema en las lagunas costeras y estuarios son las siguientes (Warren, 1992):

#### *Para el caso de las fuentes urbanas*

- Plantas de tratamiento de drenaje deben ser instaladas donde no existan, u optimizar las que son inadecuadas.
- Estrategias de nitrificación y desnitrificación deberían ser incorporadas, junto con la removilización de fosfatos.
- Reformulación de detergentes.

#### *Para el caso de las áreas donde hay agricultura*

- El uso de fertilizantes deberá ser reducido al mínimo.
- Las aguas ricas en nutrientes, deberán ser recicladas, para posteriormente usarlas para la irrigación o para la producción de biomasa comercial.

- Implementar nuevos esquemas de drenaje para los humedales, para incrementar la retención de nutrientes en el suelo y permitir más tiempo para la atenuación natural.

*Para los nutrientes provenientes de la atmósfera*

- Se deben implementar acuerdos para reducir la contaminación del aire, ya que los óxidos de nitrógeno son una importante fuente de nitratos aportados por la lluvia hacia las lagunas costeras.
- En algunas circunstancias, las medidas para reducir el tiempo de residencia de los nutrientes en el agua pueden ser efectivos.

*Para el caso de las pesquerías*

- Deberían ser monitoreadas mientras los aportes de nutrientes son reducidos para asegurar que las reducciones no van tan rápido como para dañar la productividad de las pesquerías.

### **1.9 Susceptibilidad a la carga de nutrientes de las lagunas costeras**

En los lagos se ha demostrado que existe una correlación válida entre la carga del nutriente limitante por área ( $\text{g/m}^2$ ) y la profundidad promedio de los lagos. Modelos posteriores incorporaron las tasas de renovación mejorando la capacidad predictiva de los modelos y a partir de estas relaciones ha sido posible determinar los aportes permisibles que no provocan eutroficación y los aportes críticos que se mantienen en niveles de umbral en el aporte de fósforo, arriba de los cuales se observa la eutroficación.

La estrategia en los lagos despertó en los últimos diez años el interés para el desarrollo de técnicas de evaluación en los cuerpos de agua costeros, desafortunadamente, las relaciones que controlan la eutroficación costera son más complejas que las que controlan la eutroficación de los lagos. Biggs et al., (1989)

adaptaron la estrategia empleada en los lagos para describir la susceptibilidad estuarina a los contaminantes y a la eutroficación. Mientras que Vollenweider (1992) trata con la relación entre carga de nutrientes y la respuesta algal trófica en lagos, Biggs et al. (1989) extiende este concepto a los estuarios desarrollando un esquema basado en datos físicos e hidrológicos y homologando a ésta con una clasificación de cuenca. Lowery (1998) representó un modelo de regresión multinominal logístico que predice el status de los estuarios como normóxicos, hipóxicos y severamente hipóxicos, ello basado en el aporte de nitrógeno, estratificación por salinidad y la relación fósforo/nitrógeno (P/N). El modelo fue aplicado en 10 estuarios estadounidenses en el Golfo de México. La estrategia empleada en esta modelación constituye una base relevante para evaluar las medidas de manejo sobre reducción de nutrientes en el contexto de la respuesta de los estuarios, y además podría ser de utilidad, cuando se pretende implementar programas de manejo integral costero y se busca optimizar el uso del suelo en las cuencas de drenaje donde concurren diferentes actividades antropogénicas que descargan nutrientes.

El modelo de Lowery está basado en las siguientes premisas: (a) los aportes de nitrógeno en los estuarios influyen sobre la disponibilidad del nitrógeno, el cual influye sobre el crecimiento y la densidad del fitoplancton, lo que contribuye a la eutroficación. (b) En aquellos estuarios limitados por el fósforo, la influencia del nitrógeno sobre la eutroficación es menor. Además, se prevé que la influencia del nitrógeno es mayor en las aguas oligo-mesohalinas debido a que el nitrógeno inorgánico disuelto limnético es rápidamente convertido a biomasa fitoplanctónica en tales aguas. También las porciones oligo-mesohalinas de los estuarios son más factibles de ser estratificadas, y la estratificación contribuye en la formación de aguas hipóxicas del fondo al aislarse las aguas superficiales oxigenadas. Las aguas del fondo hipóxicas resultan de la combinación de las altas densidades de fitoplancton en las aguas superficiales y la estratificación vertical, ello indica que tienen condiciones eutróficas en esta porción del estuario. Consecuentemente el modelo de Lowery se enfoca sobre la porción oligo-mesohalina de los estuarios, que experimenta la

influencia del aporte de nitrógeno y la ocurrencia de aguas estratificadas que son más viables de producir aguas del fondo hipóxicas y condiciones eutróficas en estos ecosistemas.

La respuesta de los estuarios o las lagunas a la adición de nutrientes depende principalmente de, sí los sistemas están mezclados o estratificados. El patrón de circulación de dos capas, característico de los estuarios estratificados crea una trampa de nutrientes, la cual provoca que las más altas concentraciones se presenten en la cabeza lagunar o del estuario. Las altas velocidades de las corrientes superficiales, la turbulencia y el mezclado mitigan la acumulación de nutrientes, mientras que las aceleradas tasas de producción de materia orgánica favorecen la acumulación de nutrientes. La pobre circulación en las aguas del fondo fomenta las condiciones anóxicas y entonces se acumula mayor cantidad de materia orgánica. Esta materia orgánica requiere oxígeno para su oxidación y la mineralización de los nutrientes involucrados, la cual reduce las condiciones de oxígeno de las aguas del fondo. Cuando la velocidad de las aguas del fondo es suficientemente grande, el déficit de oxígeno que conduce a la anoxia puede ser prevenido por la relativamente alta tasa de renovación de las aguas del fondo.

Una laguna o un estuario, siendo un cuerpo de agua altamente dinámico en espacio y en tiempo, puede existir en un estado estratificado o mezclado, o exhibir ambas características. Esta complejidad puede ocultar la evaluación del enriquecimiento de nutrientes. Finalmente, las tasas relativas de aporte de nutrientes, el ciclaje metabólico, el mezclado y el vaciado deberán ser evaluados en caso de disminución de oxígeno y de anoxia en estos ecosistemas costeros. Claramente cualquier intento para manejar los sistemas costeros lagunares deberá considerar la dinámica física, química y biológica.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### **1.10 Justificación del trabajo**

El planteamiento de este trabajo surge a partir de la inquietud que se tiene por conocer los niveles de impacto que sufren las lagunas costeras del estado de Sinaloa, debido al flujo de nutrientes que se aporta hacia ellas aumentando los niveles de éstos, pudiendo provocar estragos ecológicos que redundan en pérdidas económicas, principalmente pesqueras.

Un factor que justifica la realización de este trabajo es el aumento de granjas camaronícolas en Sinaloa cuyos efluentes descargan directamente hacia las lagunas costeras, las cuales en años recientes han llamado la atención sobre el impacto localizado que esta actividad provoca. Sin embargo, el aporte estimado de la camaronicultura (Páez-Osuna et al., 1999) ha resultado pequeño en relación a otras actividades. Ahora, dado que los aportes en la acuicultura se dan de manera directa e inmediata sobre las aguas receptoras, ello puede provocar efectos adversos localizados en regiones o pequeñas zonas caracterizadas por una mayor vulnerabilidad.

La construcción de granjas camaronícolas en la región no debe continuar sin existir un censo de las mismas con sus atributos; sin hacer un balance del desarrollo de esta actividad con relación a la aplicación de los ordenamientos y programas suscritos, y sin analizar el impacto acumulado ya existente sobre los sistemas lagunares. El continuar el desarrollo de camaronicultura sin evaluar su situación actual, pone en riesgo no sólo la operación de las ya existentes, sino también su potencialidad que se ha estimado en 180,000 ha de superficie total.

La importancia de este proyecto se puede examinar, si además consideramos que las cantidades excesivas de nutrientes pueden alterar la composición específica, diversidad y dinámica de cualquier comunidad. El aporte de nutrientes conduce a florecimientos algales, y a un aumento en la producción de materia orgánica, disminución de la transparencia del agua y una fuerte demanda de oxígeno necesaria para descomponer los desechos orgánicos generados, provocando eutroficación

(Kennish, 1992; Libes, 1992; Vollenweider, 1992; Nixon, 1995). Debido a que la pesca es una de las actividades más importantes que sostiene la economía del estado de Sinaloa, la eutroficación es una seria amenaza para ésta, trayendo con ella diversas consecuencias potenciales. Además, el deterioro de la producción béntica es remplazada por organismos pelágicos que tienen menor valor comercial. El daño que la eutroficación produce en el fondo es difícil de revertir o restaurar (Volterra y Kerr, 1992), por otra parte la producción de sustancias tóxicas asociadas con la eutroficación, constituyen un riesgo para la salud humana, si se consume marisco contaminado por dichas sustancias; además las sustancias tóxicas causan pérdidas a diversos organismos, provocando deformaciones en ellos que impiden su comercialización, incluso hasta la mortalidad de los mismos.

Otra actividad económica importante en el estado de Sinaloa es el turismo y éste se puede ver afectado por la eutroficación de la siguiente manera: la reducción en la transparencia del agua, presencia de aguas coloridas y producción de macroalgas y microalgas, reducen la amenidad y por lo tanto el valor turístico de las aguas. La patogenicidad presente en el mucílago algal y aerosoles marinos que se producen durante el florecimiento algal, pueden producir irritaciones cutáneas. Antecedentes de este efecto sobre el turismo, han sido documentadas, por ejemplo, en la costa Emilia Romagna en el Norte de Europa, que sufrió pérdidas considerables por la falta de turismo en los años 1988 a 1989 (Volterra y Kerr, 1992).

Debido a los problemas que produce la eutroficación a nivel ecológico y por consiguiente a nivel económico de las comunidades aledañas a estos mantos acuíferos, es necesario enfrentar y buscar una solución al problema o al menos mitigarlo, generando el conocimiento de los flujos antropogénicos de nutrientes y optimizando las actividades por cuenca de drenaje. Los síntomas de eutroficación pueden no ser los mismos en todas las partes del mundo, pero las causas son siempre las mismas: el excesivo aporte de los nutrientes. Las aguas que están sujetas a la eutroficación deberán ser claramente identificadas, así que los presupuestos de

nutrientes descargados son el principal parámetro que se debe considerar en cualquier área problema.

## 2.- HIPÓTESIS

- a) El presupuesto global del aporte de nutrientes en Sinaloa, puede ser estimado a partir de los antecedentes sobre el funcionamiento de los estanques camaronícolas, desarrollo agrícola (cultivo y manejo) y dinámica de los nutrientes en las descargas municipales.
- b) En Sinaloa, las fuentes de suministro, que más contribuyen al aporte de nutrientes son: la camaronicultura, agricultura, turismo y la densidad poblacional.
- c) Las lagunas costeras que reciben un mayor aporte de nutrientes antropogénicos, resultarán más o menos impactadas, dependiendo de la dinámica y de la capacidad asimilativa de sus aguas, es decir, se puede producir un mayor impacto en zonas con menos carga de nutrientes, pero con un tiempo de residencia mayor del agua y una capacidad asimilativa menor, que en otras zonas que reciben un mayor flujo de nutrientes, pero poseen un menor tiempo de residencia del agua.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### **3.- OBJETIVOS**

El objetivo general a cumplir en este estudio consiste en:

Efectuar un presupuesto global de la carga de nutrientes que incide sobre cada uno de los sistemas lagunares costeros que conforman al litoral del estado de Sinaloa, para ello se contemplan los siguientes puntos:

- (a) Identificar, para cada sistema lagunar las principales fuentes de aporte (drenes municipales, agricultura, camaronicultura y ríos naturales) que contribuyen al flujo de nutrientes hacia el sistema lagunar, considerando la cuenca hidrológica que influye sobre cada sistema.
- (b) Estimar los flujos máxicos de nitrógeno y fósforo que aporta cada actividad humana como la agricultura y la camaronicultura, así como los flujos de otras fuentes de aporte como drenes municipales y ríos naturales hacia cada uno de los sistemas lagunares costeros.
- (c) Comparar los flujos de nutrientes globales que inciden en cada laguna costera
- (d) Clasificar los sistemas lagunares estudiados en relación al grado de impacto que presentan de acuerdo a la concentración de nutrientes presente en el interior de la laguna, así como también identificar en cada laguna la existencia de nitrificación o denitrificación, haciendo uso del Modelo de Balance de Nutrientes de LOICZ.

## **4.-ANTECEDENTES**

La alta productividad primaria de los ecosistemas costeros está relacionada precisamente con el aporte de nutrientes de ríos, de drenes continentales (drenes industriales, estanques acuícolas, drenes domésticos) y del efectivo reciclamiento entre los sedimentos y la columna de agua por procesos de mineralización bacteriana (Nixon, 1981). Los ciclos biogeoquímicos de estos nutrientes mantienen concentraciones que son adecuadas para la producción de comunidades fitoplanctónicas, sin embargo, el incremento de actividades humanas (urbanización, agricultura e industrialización) durante las pasadas dos décadas, ha incrementado las concentraciones de nutrientes (N y P) en las lagunas costeras de México.

Son pocos los estudios que en México se han hecho, respecto al presupuesto de flujo de nutrientes hacia las lagunas costeras, proveniente de las diferentes actividades humanas como, la agricultura, la camaronicultura y de los drenes municipales. A continuación se describen en forma general de antecedentes sobre el tema, presentes en el mundo y en nuestro país.

### **4.1 Los nutrientes y la camaronicultura**

Una de las actividades humanas que han sido foco de atención en el tema de la contaminación de lagunas costeras es la camaronicultura, trabajos referentes a esta actividad se han enfocado principalmente en Sinaloa, a cuantificar y verificar la distribución de las granjas, pero en realidad muy pocos se han aventurado al estudio del flujo de nutrientes proveniente de ellas.

La camaronicultura en el mundo se ha desarrollado rápidamente, atraída por la demanda del mercado de Norteamérica, Europa y Japón en las pasadas dos décadas (Primavera, 1997). Esta actividad humana se desarrolla principalmente en localidades con clima tropical y subtropical que poseen tierras adecuadas para el cultivo del camarón. Aunada a otras actividades humanas, las granjas camaronícolas pueden

degradar el ambiente, alterar la integridad del ecosistema y competir por el alimento con habitantes nativos de las regiones costeras. Entre 1-1 5 millones de ha de costas del mundo han sido convertidas en granjas de camarón, y entre los principales países camaronícolas se tienen a China, Tailandia, India, Indonesia, Filipinas, Malasia, Ecuador, México, Honduras, Panamá y Nicaragua (Rosenberry, 1998; FAO, 1999). Dichas granjas han provocado impactos en estos países, y éste ha provocado la reducción en la producción, el brote de enfermedades y por consiguiente la implantación de regulaciones en la operación de las granjas, para no alterar más la salud de la zona costera.

La captura de camarón en altamar mundialmente, fue de 1.6-2.2 millones de ton-métricas, pero con la demanda futura, esta producción será insuficiente, y las granjas camaronícolas son las que podrían satisfacer la demanda. En 1998, las granjas del mundo produjeron 840,200 ton en un área de operación de 999,350 ha, siendo Asia la principal productora, seguida por América Latina. México tiene una producción en ton-métricas de 17,000 en una área de 24,000 ha, en 1998 habían 319 granjas con 24,500 ha, ocupando el segundo lugar de los productores del hemisferio occidental, superado sólo por Ecuador; y ocupa el octavo lugar a nivel mundial en producción de camarón (Rosenberry, 1998; FAO, 1999). En América Latina son dos especies de camarón, las que principalmente se cultivan, *Litopenaeus vannamei* y *Litopenaeus stylirostris*.

Con lo que respecta al estado de Sinaloa, el camarón es uno de los recursos pesqueros más importantes del estado, en 1999 desembarcaron en las costas de Sinaloa 20 mil ton correspondientes al 45% del total del Pacífico Mexicano, pero en los últimos años la captura de camarón en Sinaloa se ha reducido significativamente de 30,300 ton en el año de 1987 a 19,300 ton en 1999. Esta pesquería se sustenta en tres especies principales: *Litopenaeus vannamei* (camarón blanco), *L. stylirostris* (camarón azul) y *Forfante penaeus* (camaron café), y en menor medida *L. brevisrostris* (camarón cristal) y *Trachypeneaus pacificus* (camarón botalón). Debido a que la captura de camarón ha decrecido y la producción de camarón proveniente

de la acuicultura tiene una tendencia a incrementarse, la camaronicultura se ha presentado como la única alternativa para obtener incrementos sustantivos en la producción de este recurso (Páez-Osuna, 2001). La camaronicultura en Sinaloa, en 1999, ocupó el primer lugar con 13,511 ton a nivel nacional, equivalente al 46% del total producido en el país (Páez-Osuna, 2001). La camaronicultura en Sinaloa, ha mostrado un incremento sostenido del número de granjas, y una tendencia a incrementar sus dimensiones más no un incremento en su eficiencia (medida como producción por superficie). Durante el período de 1992-1995, se obtuvo un rendimiento promedio de 1.6 veces mayor al del lapso de 1996-99 en una superficie equivalente a la mitad. En 1991 las granjas camaronícolas tuvieron una superficie promedio de 100 ha y una eficiencia de 775 kg/ha

Los efluentes de los estanques camaronícolas pueden provocar un deterioro en la calidad del agua de las lagunas costeras y estuarios, este impacto depende de varios factores como (Páez-Osuna, 2001): (i) la magnitud de la descarga, (ii) la composición química de los efluentes (nutrientes, sólidos suspendidos y materia orgánica); los efluentes camaronícolas se han caracterizado por poseer concentraciones relativamente altas de sólidos suspendidos, nutrientes y materia orgánica y (iii) de las características del cuerpo receptor e.g rango de dilución, tiempo de residencia y calidad del agua.

Hay pocos estudios sobre los flujos químicos y características de los efluentes en las estanquerías camaronícolas (e.g. Hopkins et al., 1993; Briggs y Funge-Smith, 1994; Robertson y Phillips, 1995; Páez-Osuna et al., 1997) a pesar de que estos son esenciales para tomar decisiones relacionadas con los impactos ambientales que puedan surgir a partir de la operación de las granjas camaronícolas (Páez-Osuna, 2001)

Se han evaluado las características químicas de los efluentes de las granjas camaronícolas en diferentes sistemas de cultivo (e.g. Phillips, 1994; Briggs y Funge-Smith, 1994, Páez -Osuna, et al., 1994; 1997; Rivera-Monroy, 1999). En estos

estudios se ha visto que la cantidad de nutrientes, sólidos suspendidos, DBO y clorofila, se incrementan con el aumento de la densidad de la producción de camarón (Tunvilai, 1993; Robertson y Phillips, 1995).

Con diferencia a otros países, del sudeste de Asia, la camaronicultura en México es una práctica reciente. Históricamente el proceso de expansión se inició en 1985, cuando las autoridades mexicanas estimularon esta actividad, pero fue hasta 1988 que la camaronicultura alcanzó niveles económicos importantes, y desde ese año la camaronicultura en México se ha incrementado continua y moderadamente. Una característica importante de México es, que posee una gran cantidad de lagunas costeras que cuentan con marismas y salitrales que pueden constituirse en importantes áreas para el establecimiento de estanques camaronícolas, en efecto, las lagunas sirven como habitats de crianza de postlarvas de camarón la cual es una importante fuente comercial de estas regiones. A pesar que el desarrollo ha sido moderado, la camaronicultura en México como en otros países ha despertado interés acerca de los efectos producidos por los efluentes de estanques camaronícolas sobre los ecosistemas costeros.

La cantidad de tierras bajas (marismas y salitrales) consideradas potencialmente aptas para la camaronicultura en México han sido estimadas en 335,000 ha, y de éstas, están disponibles en las costas del noroeste de México 230,000 ha que corresponde el 70.4% del total nacional (De la Lanza-Espino et al., 1993).

En 1994, se registraron 189 granjas camaronícolas con aproximadamente 12,217 ha de las cuales 80% operaban de manera semi-intensiva, 17%, bajo el sistema extensivo y el 3% de forma intensiva (Ochoa,1994) en México. En 1999 se registraron 255 granjas en una superficie mayor a 35,700 ha (Páez-Osuna, 2001), de estas se reportaron 231 granjas en operación y 24 granjas sin operar, su superficie total en operación fue de 24,700. Estas granjas fueron principalmente construidas en suelos salinos, que no representaban ninguna fuente o uso para otros propósitos productivos (Hernández-Cornejo y Ruiz-Luna, 2000).

Las granjas camaronícolas en la costa de México dependen principalmente de los sistemas lagunares y estuarinos para el aporte de agua. Sólo dos de las 24 granjas estudiadas por Hernández-Cornejo y Ruiz-Luna (2000) en la zona Sur de Sinaloa, tomaban agua de y drenaban al Océano Pacífico, las otras 22 granjas estaban comunicadas a sistemas lagunares para llevar a cabo su producción. Este factor remarca la necesidad de estudiar el potencial de asimilación de nutrientes de estos ecosistemas para la práctica de la acuicultura

El manejo tradicional de las granjas camaronícolas involucra un continuo aporte de agua limpia y la descarga de agua de desecho. Este intercambio de agua se realiza con la finalidad de mejorar la calidad del agua descargando productos como nutrientes y materia orgánica para evitar la eutroficación, pero manteniendo el florecimiento del plancton en un nivel adecuado (Chamberlain, 1997) Los recambios de agua varían de acuerdo al tipo de granja, de 1-5% para el caso de manejar un sistema de tipo extensivo a un 25-30% en el caso de un sistema intensivo (Chamberlain,1997).

El tipo de granja que más se ha estudiado es la granja semi-intensiva en la costa noroeste de México, en esta región fueron evaluadas descargas de nutrientes por hectárea de estanque por ciclo (Páez-Osuna et al , 1997). Considerando tales valores y asumiendo que los sistemas intensivos combinados con los sistemas extensivos son ambientalmente equivalentes a los sistemas semi-intensivos, i.e, un total de 27,500 ha, una primera estimación de la descarga de nutrientes en México obtuvo 462 ton al año de fósforo y 2,866 ton al año de nitrógeno (Páez-Osuna et al., 1998b).

Para verificar la magnitud de la contaminación de una granja camaronícola Páez-Osuna et al., (1997) estudiaron una granja de tipo semi-intensivo, que es el tipo de granja que principalmente funciona en el Noroeste de México, analizó dos ciclos y obtuvo los siguientes resultados mediante el uso de un modelo de balance de masas; del total de nitrógeno y fósforo introducido al estanque como fertilizante, alimento, agua de entrada, y comida externa, fue recuperado el 35.5% y al 6.1% de nitrógeno y fósforo, respectivamente, esto para una producción de 1,822 Kg/ha de camarón

cosechado, la volatilización de amonio y la adsorción de fósforo por los sedimentos constituyó el 27.4 % y el 63.5% respectivamente. Además obtuvo que la descarga de nutrientes en esta granja semi-intensiva implicaba, comparado con desecho de nutrientes de una comunidad humana, a la descarga producida por 56,200-192,750 personas de N y de 43,500-149,170 personas en términos de fósforo, descargadas anualmente (Páez-Osuna et al., 1997).

Páez-Osuna et al., (1998a) ilustra un modelo generalizado de masas para el nitrógeno y el fósforo para 1 ha de un estanque representativo de tipo intensivo, semi-intensivo y extensivo del NW de México. Independientemente del sistema de cultivo se nota en los tres casos que la principal ruta de entrada del nitrógeno es a través del alimento que se le suministra al camarón. Mientras que en el sistema intensivo se tiene un aporte de nitrógeno que representa el 84.7% (168 Kg N) a través del alimento suministrado, en el semi-intensivo es de 71.5% (75.6 Kg N), y en el extensivo de 59.9% (25.2 Kg N). Cuando se examinan las salidas de nitrógeno, se nota que la biomasa de camarón durante la cosecha constituye una porción significativa y del mismo orden entre los tres sistemas de cultivo, 24.2% para el extensivo, 28.9% para el semi-intensivo y de 51.6% para el intensivo. La ruta de salida más importante del nitrógeno en las estanquerías de camarón es a través de los efluentes de descarga y de la volatilización del amonio y la denitrificación además de la acumulación del nitrógeno en los sedimentos, que en el cultivo extensivo representa el 54.6% (23 KgN), en el semi-intensivo el 62.7% (66.3 Kg N) y en el intensivo el 44.5% (88.2 Kg N) del nitrógeno total. Estas diferencias revelan que el sistema intensivo arroja mayor cantidad de nitrógeno a la atmósfera y hacia los sedimentos que el sistema semi-intensivo y el extensivo. Al igual que el nitrógeno, la ruta principal de entrada del fósforo en los tres sistemas de cultivo está representada por el suministro del alimento, siendo de 44.6% (5.4 KgP) para los estanque extensivos, de 66.7% (16.2 Kg P) para los estanque semi-intensivos y de 81.4% (36 Kg P) para el sistema intensivo. En el caso de las salidas del fósforo, se tiene que la acumulación sedimentaria representa hasta un 55.2% (24.4 Kg P) para el sistema intensivo, y hasta

un 28.1% para el sistema extensivo del aporte total. Esto claramente revela que los cultivos entre más intensivos son los que arrojan más fósforo y en mayor proporción respecto al aporte total que recibe el estanque. En el caso de los sistemas extensivo y semi-intensivo aún cuando las cantidades de nutrientes involucradas, son diferentes entre sí, se tiene que del total de nitrógeno, añadido con el alimento, 46.7% es recuperado durante la cosecha como biomasa, y se libera al ambiente el restante 57.3 %, mientras, que en el caso del fósforo, se recupera un 20.4% y se libera un porcentaje mayor al ambiente. Sinaloa es el estado con más área dedicada a la camaricultura en el Noroeste de México. La carga total estimada para esta región, para el año 2000 fue de 1,656 ton N y de 481 ton P (Páez-Osuna et al., 1998a).

El desarrollo de la camaricultura, como ya se mencionó ha generado preocupación respecto a los efectos que provocan los efluentes de las estanquerías camaronícolas. Estos efluentes frecuentemente descargan en cuerpos de agua someros y de circulación restringida, haciéndose más sensibles a las adiciones de nutrientes y materia orgánica. El conocimiento de estos flujos es importante por varias razones:

- (a) Para evaluar la eficiencia del uso de fertilizantes y alimentos en el cultivo en cuestión;
- (b) Para conocer el destino de los nutrientes dentro y fuera de los estanques;
- (c) Para estimar el potencial de contaminación de los efluentes camaronícolas;
- (d) Para planear acciones concernientes a resolver los impactos potenciales que puedan resultar de las operaciones camaronícolas, y;
- (e) Para entender los procesos biogeoquímicos costeros ambientales influenciados por el aporte orgánico y de los nutrientes.

Un estudio de monitoreo detectó que en 1996 el número de granjas construidas alrededor de la bahía Santa María-La Reforma (Sinaloa) era de 47 con una superficie total de 4,736 ha, sin embargo para ese mismo año sólo 18 de ellas reportaron

producción la cual ascendió a 617 ton esta producción es relativamente baja si se compara que en 1994 la producción fue de 1,034 ton en 8 granjas que reportaron producción, esta reducción de la producción se debió principalmente a problemas de enfermedades en el camarón que aumentó la mortalidad del producto en cultivo. En los últimos años para evitar esta mortalidad, se cambió por una especie más resistente a las enfermedades mejorando el rendimiento de la cosecha, pero aumentando la demanda de insumos, principalmente de alimento balanceado; en otras palabras la introducción de la nueva especie significa una intensificación del sistema de cultivo de camarón, ignorando qué repercusiones tiene esto en las aguas receptoras de efluentes a la bahía.

En la Tabla 1 se presenta un balance de masas de nitrógeno y fósforo por hectárea (por ciclo) en estanques de camarón basado en información de Robertson y Phillips (1995), Briggs y Funge-Smith (1994) y Páez-Osuna et al., (1997), en granjas de Vietnam, Sureste de Tailandia y el Noroeste de México.

Los impactos ambientales que producen la expansión de las granjas camaronícolas se pueden resumir como sigue (Páez-Osuna, 2001):

*(a) Durante su establecimiento*

- Destrucción de humedales, alteración de los drenes, produciendo suelos salinos en zonas agrícolas (durante su establecimiento).

*(b) Durante su operación.*

- Declinación de la producción silvestre de camarón y de especies comerciales importantes, contaminación biológica, aparición de enfermedades e infecciones para las poblaciones silvestres, y disminución de la calidad del agua en las cuencas receptoras (disminución de oxígeno, reducción de la luz, cambios en la macrofauna bentónica y eutroficación). Este último efecto, que es el que más interesa en este trabajo de investigación, se puede mitigar o

resolver, incluyendo policultivos de peces, moluscos, halófitas, artemia, que funcionan como purificadores del agua; o bien, mediante el uso de aguas con una tasa de recambio de cero; uso de estanques de sedimentación, o bien mejorando la distribución y composición del alimento, para los estanques, sin embargo, la mayoría o todas las medidas de mitigación se encuentran en la etapa de prueba y experimentación.

#### 4.2 Los nutrientes en las aguas costeras

Además de estudios de flujos de nutrientes también se han realizado estudios de nutrientes en las lagunas costeras examinando tanto su concentración en el agua como en los sedimentos. En la costa occidental de Baja California, con escasos o nulos aportes fluviales, el flujo de nutrientes para la zona costera y cuerpos lagunares procede del reciclamiento local favorecido por la circulación antiestuarina y en forma importante por las surgencias del océano adyacente, que se presentan en primavera y verano. En el Estero Punta Banda, que se encuentra al fondo de la Bahía de Todos los Santos, las concentraciones de nitratos poseen una distribución temporal con intervalos temporales y espaciales bien marcados; Álvarez-Borrego et al.(1997) determinaron en un período de surgencias (mayo-agosto) contenidos de  $\text{NO}_3^{-1}$  de 0.1 a 1.0  $\mu\text{g-at/L}$ . En esta misma época, pero en la Bahía de San Quintín, que se encuentra adyacente a una intensa área de surgencias, el promedio de este nutriente alcanzó dos veces más la concentración más alta que en Punta Banda. Las corrientes dentro de la bahía juegan un papel importante en la resuspensión y liberación de nutrientes en la columna de agua. Millán-Núñez y Rivas-Lozano (1988) determinaron concentraciones de  $\text{NO}_3^{-1} + \text{NO}_2^{-1}$  más altas en el lado oceánico (8.0 a 8.8  $\mu\text{g-at/L}$ ) que en el interior de la bahía (< 7.7  $\mu\text{g-at/L}$ )

Otras localidades que marcan la clara influencia de las surgencias en la distribución de los nutrientes fue Bahía Magdalena en donde se determinó en la boca máximos de

$\text{NO}_2^{-1} + \text{NO}_3^{-1}$  en marzo, junio y julio (3 a 10  $\mu\text{g-at/L}$ ), que corresponden a una surgencia y mínimos en octubre (menos de 0.5  $\mu\text{g-at/L}$ ) en la misma área.

Ochoa-Macheto (1987) en un estudio sobre la calidad del agua en Bahía de Guaymas determinó niveles máximos de 211.9  $\mu\text{g-at/L}$  de  $\text{NH}_4^{+}$  en la zona de influencia de la industria pesquera ubicada en la boca de la bahía, pero los niveles de nitratos y nitritos fueron bajos (4.3 y 0.22  $\mu\text{g-at/L}$  respectivamente).

Ortega-Salas y Stephenson (1976) cuantificaron en el sistema lagunar de Yavaros, contenidos altos de nitratos que van de 3.0 a 84.0  $\mu\text{g-at/L}$  de  $\text{NH}_4^{+1}$  y de 49.6 a 90.0  $\mu\text{g-at/L}$  de  $\text{NO}_3^{-1} + \text{NO}_2^{-1}$ . El incremento de estos últimos según los autores, es resultado del uso de fertilizantes agrícolas como el nitrato de potasio en el área.

Conde-Gómez (1992) en el sistema lagunar de Ensenada del Pabellón, Sinaloa, calculó exportaciones máximas de amonio hasta del 74% al mar adyacente, seguidas de nitratos y nitritos. De la Lanza et al., (1991) señaló que los ingenios azucareros pueden proporcionar a la laguna, a través de los sedimentos de los drenes, niveles de amonio superiores a 150  $\mu\text{g-at/L}$  de amonio.

El ciclo del nitrógeno en los cuerpos de agua costeros está determinado fundamentalmente por procesos biológicos (Presley y Trefy, 1980; Hatton et al., 1982) y sedimentológicos, como lo indican las investigaciones realizadas en laguna de Huizache-Caimanero, donde los sedimentos tienen baja capacidad de retención de amonio, pero su adsorción puede ser inmediata a bajas concentraciones (menores de 20  $\mu\text{g-at/L}$ ), altas cargas pueden causar una disminución en la adsorción y acumularse en la columna de agua, tal como lo registraron Arenas y De la Lanza (1990) en estudios in situ en la citada laguna. Aunado a esto, la morfología y dinámica de circulación crean aislamiento que favorece a la liberación de amonio de los sedimentos, alcanzándose niveles en el agua subyacente de hasta 80.0  $\mu\text{g-at/L}$  a una tasa de liberación de 1.85  $\mu\text{g-at/cm}^2/\text{día}$  (252  $\text{mg/m}^2/\text{día}$ ), que es considerado por los

Tabla 1. Balance de masas de N y P por hectárea, por ciclo en estanque de camarón de Vietnam, Noroeste de México y Sureste de Tailandia.

	Tra-Vinh Vietnam		Noroeste México		Tra-Vinh Vietnam		Sureste Tailandia	
Especies	<i>Penaeus</i>		<i>Penaeus</i>		<i>Penaeus</i>		<i>Penaeus</i>	
	<i>Merguensis</i>		<i>Vannamei</i>		<i>Monodon</i>		<i>Monodon</i>	
	<i>Monodon</i>		<i>Monodon</i>		<i>Monodon</i>		<i>Monodon</i>	
Manejo de estanque	Semi-intensivo		Semi-intensivo		Intensivo		Intensivo	
Densidad poblacional (m <sup>-2</sup> )	4.0		14		52		72	
Período de cultivo (días)	180		95		122		124	
Alimento (ton)	105		2.2		13.2		12.5	
Producción (ton)	0.5		1.8		6.8		6.5	
Cambio de agua (%)	10		5		-		2.7	
Fertilización	No		Si		Si		Si	
<b>ENTRADAS</b> (Kg)	N	P	N	P	N	P	N	P
Alimento	250	25	108	23	934	216	799	151
Agua de ingreso	32	10	25	4	21.5	4	39	7
Siembra	0.5	-	<0.1	<1	0.5	-	<1	<1
Fertilización	0.0	0.0	9	1	31	8.5	19	53
Otros	-	-	-	-	-	0.5	1	80
<b>Total de entradas</b>	<b>282.5</b>	<b>35</b>	<b>142</b>	<b>28</b>	<b>987</b>	<b>229.5</b>	<b>858</b>	<b>291</b>
<b>SALIDAS</b> (Kg)								
Camarón cosechado	14.5	1	51	2	202	13	185	19
Agua de egreso	64	20	52	8	100	19.5	284	29
Residuos	204	14	39	18	685	197	389	243
<b>Total de salidas</b>	<b>282.5</b>	<b>35</b>	<b>142</b>	<b>28</b>	<b>987</b>	<b>229.5</b>	<b>858</b>	<b>291</b>

autores como alto, demostrando la potencialidad de los sedimentos de redistribuir amonio en condiciones de estancamiento.

El subsidio lagunar de nutrientes a la zona oceánica ha sido señalado como un fenómeno generalizado y actualmente ha adquirido mayor importancia dado el incremento de las actividades agropecuarias. Se evaluaron flujos en El Verde, Sinaloa hacia el medio costero, tanto para nitritos, nitratos, y amonio; sobresaliendo la heterogeneidad en la exportación con contenidos que van desde menos de 1.0 Kg N/día hasta 487 Kg N/día (nitritos y nitratos) y de 10 a 140 Kg N/día (amonio) (Flores-Verdugo, 1985).

De la Lanza y Rodríguez-Medina (1993) calcularon en la laguna de Huizache-Caimanero una exportación de 4.4 Kg de amonio y 3.0 Kg de nitrato en un ciclo de variación de marea diurna, valores altos comparados con otros sistemas costeros de otras latitudes, mismos que se justifican por el relajamiento de la marea geomorfología, estacionalidad y reacciones biogeoquímicas. Concha-Alonzo (1992) registró una fuerte exportación de nitrógeno en todas las formas en la laguna de Celestún, asociada a la marea y a su alto tiempo de permanencia dentro del sistema lagunar con una salida neta de 833,478 KgN/área. Arenas (1979) cuantificó en detalle el balance de entrada y salida de compuestos nitrogenados en la Laguna de Huizache-Caimanero y resaltó el subsidio marino hacia el ambiente lagunar con importaciones de nitritos (0.6% del nitrógeno total), nitrógeno orgánico particulado (98.5% de nitrógeno total) y nitratos (0.87%). Sin embargo dado el balance hidrológico positivo del sistema que introduce mayores cantidades de agua a la laguna que la que sale, se determinó un egreso de amonio que representó el 9.3% del nitrógeno total importado.

Con respecto al fósforo, se puede mencionar que la concentración de ortofosfatos disueltos en las lagunas costeras puede oscilar desde lo indetectable hasta contenidos altos cercanos a 10  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfatos, resultado de la complejidad local. Concentraciones mayores de 2.5  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfatos no son frecuentes en las surgencias debido a que en las aguas oceánicas (a profundidades mayores de 200 m)

no se detectan, ni se acumulan esos contenidos, en consecuencia, si se encuentran valores altos, éstos son causa de la remineralización de la materia orgánica en áreas de baja profundidad ( De la Lanza, et al., 1994).

Conde-Gómez (1992) determinó en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa una marcada variación espacial y temporal; en agosto de 1.2 a 7.6  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfatos y en abril de 3.1 a 25  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfato, resultando, según los autores, de las actividades agrícolas y de los ingenios azucareros. Estos contenidos señalan que se pueden exportar a través de los flujos de mareas, hasta un 25% de lo generado en la laguna

Un caso extremo de incremento de ortofosfatos por actividades humanas es el registrado en la Bahía de Guaymas, Sonora, señalándose concentraciones máximas hasta de 116.8  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfatos cercanas a la industria harinera de pescado y 75.6  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfato determinados en las aguas cercanas a la descarga municipal dentro de la bahía (Ortíz-Gallarza, 1991). La laguna de Tampamachoco, Veracruz, mostró contenidos de 0.26 a 1.1  $\mu\text{g-at/L}$  de fosfatos, que se incrementaron cinco veces más en sólo 10 años como resultado de las actividades antropogénicas (Contreras, 1985).

Registros de tres décadas en la Laguna de Huizache-Caimanero permiten observar la constancia en el contenido de ortofosfatos de 0.5 a 3.5  $\mu\text{g-at/L}$  (Arenas, 1969; Ortega-Salas y Stephenson, 1976; Rodríguez-Medina, 1989). Sin embargo, a partir de los 80 el alto impulso a la actividad acuícola, que conlleva la fertilización y recambio de agua para el cultivo del camarón, representa un fuerte riesgo de aumento del nutriente para este sistema lagunar, entre 30 a 100% de la concentración inicial de ortofosfatos como resultado de las prácticas de camaronicultura (De la Lanza et al., 1994).

Al igual que el nitrógeno, el principal aportador de fósforo para algunas lagunas lo constituye la vía fluvial. En el Golfo de Tehuantepec se localiza la Laguna Superior, Oaxaca, donde Ortíz-Gallarza et al., (1991) cuantificaron contenidos de ortofosfatos de 0.05 a 0.37  $\mu\text{g-at/L}$ , justificables por el escaso aporte fluvial y aparentemente nula

contaminación. Este sistema lagunar es altamente salino, con concentraciones de hasta 54‰ y escasa vegetación circundante que aporta material orgánico remineralizable, conduciendo al incremento de ortofosfatos.

Como ya se mencionó anteriormente, la fase sedimentaria es muy importante para la distribución de nutrientes en la columna de agua. Los ortofosfatos pueden ser capturados por los sedimentos, por el proceso de absorción en un 60% (Hobbie et al., 1975). Sin embargo, dado el incremento en las actividades agrícolas, la capacidad de adsorción de los sedimentos ha disminuido, por la saturación, razón por la cual, Contreras (1992) registró un incremento fuerte en ortofosfatos disueltos en la columna de agua en las lagunas del sureste del Pacífico Mexicano. Arenas y De la Lanza (1983) en la laguna de Huizache-Caimanero calcularon una pérdida de fósforo, a través de la sedimentación, del 92%, y el resto por la pesca, por la exportación al medio marino adyacente y otros procesos. Dentro del presupuesto de este elemento se determinó que el mayor aporte es a través de la vegetación halófila, que crece cuando la laguna se encuentra en período seco, y se descompone durante la época de lluvias, contribuyendo con un 42% del fósforo total aportado por otras fuentes; el agua de la lluvia contribuye con 37%, y un 1% lo reincorpora el sedimento al agua a través de la difusión y resuspensión, y el resto por escurrimiento y canales artificiales. El papel que juega la mineralización de la materia orgánica y el tipo de descomposición en el sedimento es trascendental para la fertilidad de estos sistemas costeros, sobre todo en la movilización de nutrientes.

La disponibilidad de los ortofosfatos o de fósforo disuelto en el agua intersticial de los sedimentos depende, también, de las condiciones óxido-reducción. Un concepto generalizado es que, bajo niveles de oxidación, el fósforo es atrapado en los sedimentos y liberado en condiciones de reducción (Holm, 1978). Sin embargo algunos trabajos señalan que en aerobiosis puede ser liberado el fósforo del sedimento por la descomposición microbológica (Propp, et al., 1980). Los sedimentos arcillosos adsorben cantidades altas de ortofosfatos hasta de 300  $\mu\text{g-at/L}$ , incluso bajo condiciones anóxicas, lo cual corrobora que la adsorción y desadsorción, se puede

presentar tanto en la anaerobiosis como en la aerobiosis, como fue demostrado por Arenas y De la Lanza (1990). Esta capacidad alta de retención juega un papel muy importante (al igual que en el nitrógeno) no sólo para regular la biomasa fitoplanctónica, sino también en el control de los desechos antropogénicos.

Páez-Osuna et al., (1992), con el fin de estimar la contaminación por agroquímicos en la laguna Ensenada del Pabellón cuantificaron el contenido de fósforo inorgánico en los sedimentos y demostraron que aquellos de los drenes sobrepasaron aproximadamente el doble de los no impactados con máximos de 1,113 ppm en sedimentos contaminados y 513 ppm en áreas fuera de la influencia directa.

Páez-Osuna et al., (1990) estimó que las concentraciones de fósforo disuelto para la laguna de Urías oscilaban entre 46.9 µg/L a 137.5 µg/L y las concentraciones de fósforo particulado de 1.6 µg/L a 17.3 µg/L. Así que el total de fósforo puede ser estimado en un intervalo de 48.5 – 154.8 µg/L. El Puerto de Mazatlán, localizado en la laguna de Urías, es responsable de los mas severos impactos sobre la laguna (Hubbard-Zamudio, 1983; Villalba, 1986). La presencia industrial así como los grandes asentamientos humanos en el área provocan disturbios ecológicos en la laguna, como la presencia de granjas camaronícolas, llamadas “Acuícola Don Jorge S.A.”, “Granja productora de Especies Acuáticas de Barrón S.C.L.” y una pequeña granja, “Jarilla” (Hernández-Cornejo, 1998), y también de industrias procesadoras de pescado descargando material orgánico directamente a la laguna (Páez-Osuna et al., 1997), otra fuente no menos importante, que impacta al sistema, es la presencia de una termoeléctrica, produciendo la entrada de agua caliente hacia el sistema. Otra fuente importantísima de contaminación es la entrada de descargas de desechos municipales por una laguna interior adherida a la laguna Urías denominada laguna del Infiernillo, la cual se presenta altamente eutrofizada. Rivas-Montaña (1993) puntualizó que a esta laguna descargan aguas de desecho urbanas a razón de 9,936 m<sup>3</sup>/día, de ca. 30% de la población mazatleca (Osuna-López et al., 1997).

### **4.3 Los nutrientes y la agricultura**

La pérdida de nutrientes proveniente de la agricultura es uno de los temas que merece especial atención al momento de tratar con flujo de nutrientes procedente de las diferentes actividades humanas que afectan a distintos cuerpos de agua que reciben sus descargas. La agricultura, en Europa, como una fuente de aporte de fósforo hacia los cuerpos de agua adyacentes a ella, está recibiendo mucha atención, debido a que los aportes constantes de P por ésta, son generalmente suficientes para mantener en condiciones eutróficas los lugares colectores de estas descargas (Kronvang et. al., 1993; Sharpley et. al., 1994; Foy et.al., 1995).

El fósforo en el suelo existe en forma orgánica, pero existe principalmente en forma inorgánica. En muchos suelos agrícolas del 50 a 75% del fósforo, es inorgánico, pero en otros esta fracción puede variar de 10 a 90%. Las formas inorgánicas de fósforo están dominadas por hidruros sequóxidos y por compuestos de Fe y Al cristalinos y amorfos en los suelos ácidos y no calcáreos; y por compuestos de calcio en suelos alcalinos. Las formas orgánicas incluyen fosfolípidos lábiles, ácidos nucleicos, inositol, ácido fúlvico y ácido húmico.

El fósforo se puede encontrar de manera natural en el suelo, pero muchas veces este fósforo no es suficiente para el desarrollo de cultivos constantes, así que es necesario agregar fertilizantes que son ricos en fósforo, con estas aplicaciones, la disponibilidad de fósforo en el suelo se incrementa, cuya magnitud depende de las características físicas y químicas del suelo. El fósforo inorgánico está considerado como la mayor fuente disponible natural del P para las plantas, de ahí que los fertilizantes agreguen fósforo inorgánico al suelo aunque también en algunos casos se utilizan abonos orgánicos (Sharpley y Rekolainen, 1997).

El fósforo particulado es aquel que fue absorbido por las partículas del suelo y materia orgánica erosionada por corrientes de agua, constituyendo en algunos casos la mayor proporción de fósforo transportado de tierras de cultivo (60-90%, dependiendo

del tipo de suelo y de los eventos de lluvias) (Pietilainen y Rekolainen, 1991; Sharpley et. al., 1992).

Un factor muy importante para el transporte de P en el suelo es la precipitación, así como las propiedades del suelo. Por ejemplo en suelos turbosos y ácidos, la afinidad de absorción por el fósforo es baja debido a la predominante carga negativa superficial y los complejos de Al y de Fe por la materia orgánica (Duxbury y Peverly, 1978; Miller, 1979; White y Thomas, 1981) Similarmente el fósforo es más susceptible de moverse en suelos arenosos con baja capacidad de absorción del fósforo. Otro factor que determina la magnitud de las pérdidas de fósforo es el tipo de cultivo, la cantidad de fertilizante agregado y las variaciones climáticas.

En Norteamérica, Sonzogni et al., (1980) resaltaron la variabilidad de las pérdidas de fósforo no sólo entre las diferentes categorías de usos de la tierra, sino también en el tipo de tierra usada. Por ejemplo las pérdidas de fósforo decrecieron desde el suelo tipo arena hasta el suelo tipo arcilla. Otro factor que influye son los procesos químicos que implican la absorción y la desadsorción del P del suelo (Reddy et. al., 1980). Ryden (1973) mencionó el bajo contenido de P en el agua de lluvia, y que el alto contenido de P en las corrientes superficiales estudiadas se debía a los altos contenidos de P en la superficie del suelo y a la erosión del mismo.

La cuantificación de P es por lo tanto muy difícil de determinar con exactitud, para esto se requeriría, entre otras cosas, monitorear constantemente las corrientes de drenes agrícolas, tomando en cuenta las condiciones hidrológicas, químicas del suelo, así como el tipo de cultivo desarrollado en esa parcela y también la cantidad de fertilizante agregado y el tiempo durante el cual se ha fertilizado, son muchas las variantes que no permiten tener un número exacto y general de pérdidas de fósforo por agricultura en el mundo, es decir cada suelo y cada cultivo va a tener un flujo particular dependiendo de las condiciones específicas que predominen.

Neely y Baker (1989) mencionan que la contaminación química de los drenes agrícolas depende de la combinación del suelo y de los factores climáticos que afectan

la cantidad y ruta del drenaje agrícola. El grado de contaminación también depende de las propiedades químicas que indican la persistencia y la adsorción del fertilizante en el suelo. Para el transporte químico del fertilizante hay tres rutas: sedimento, las corrientes superficiales, y las corrientes subsuperficiales, para determinar por qué ruta se pierden los componentes del fertilizante principalmente, es de gran utilidad conocer el coeficiente de partición  $K$ , el cual puede estar definido como una razón de la concentración de un químico adsorbido al suelo entre la concentración del químico disuelto en el agua. Por lo tanto los fertilizantes con un alto valor de  $K$ , son fuertemente adsorbidos al suelo y son transportados principalmente por el sedimento (nutrientes particulados), así que los fertilizantes con bajo coeficiente  $K$ , indica que son principalmente transportados por las corrientes superficiales (Ahuja y Lehman, 1983; Donigian et al, 1977). Dentro de los químicos con un alto valor de  $K$ , que son transportados principalmente por el sedimento, sobresalen los insecticidas organoclorinados, herbicidas como el trifluralín, profluralín y el paraquat, el N orgánico total y el P total, incluyendo  $PO_4-P$ ,  $NO_3-N$ , el cual es el químico más importante perdido de forma subsuperficial. Las pérdidas de  $NO_3-N$ , en las corrientes superficiales son usualmente bajas, menos en suelos impermeables y húmedos, ya que provienen de la infiltración inicial, la cual removería mucho del  $NO_3-N$  de la zona superficial, antes de formar parte de las corrientes. El  $NH_4-N$  y la mayoría de los pesticidas corresponderían a la categoría de los químicos que se pierden en las corrientes superficiales

Normalmente, el N se aplica en un intervalo de 125 a 200 Kg/ha, y el P de 25 a 100 kg/ha en la producción de maíz en el oeste medio de U.S.A. Las cantidades perdidas en el drenaje agrícola se presentan en un rango del 10 al 50% del N aplicado, y usualmente en menos del 5% del P aplicado (Neely y Baker, 1989).

En un estudio realizado por Zollweg et al., (1995), en Pensilvania, se encontró que las exportaciones de fósforo procedentes de los drenes agrícolas están dominadas por los flujos de tormentas, los cuales contribuyen aproximadamente con el 70% del P total exportado (Pionke y Kunishi, 1992).

Las evaluaciones de las pérdidas de fósforo en los países Nórdicos están basados principalmente en el monitoreo de pequeños drenes y ríos dominados por tierras agrícolas. Las pérdidas de P en estos países presentan una cierta variación entre un país y otro, debido a que el valor de estas pérdidas depende de varios factores como las cantidades de P asimiladas por las plantas cultivadas, variables climáticas como la temperatura, precipitación y radiación, así como los tipos de suelo, incluida la textura del suelo que determina en gran parte las propiedades hidrológicas de éste.

Sharpley y Mendzel (1987) llegaron a la conclusión de que un suelo sin fertilizar presenta una pérdida de fósforo total soluble de 0.12 Kg/ha/año, datos similares se han publicado por Ryden et al., (1973). Sharpley y Mendzel (1987) mencionan que las pérdidas de P son pequeñas con las tasas de fertilización recomendadas (0.8 µg/ml-0.16 µg/ml pérdidas de P). Las pérdidas superficiales son mucho más grandes que las subsuperficiales y además tales pérdidas están relacionadas con el uso de los fertilizantes. Sharpley y Mendzel (1987) calcularon que las pérdidas de P soluble en corrientes de tierras cultivadas sin fertilizar eran de 0.01 a 0.50 Kg/ha/año y de 0.02 a 1.4 Kg/ha/año de fósforo soluble y particulado, respectivamente y en tierras fertilizadas fue de 0.04-4.3 Kg/ha/año de fósforo soluble y de 0.02-18.19 Kg/ha/año de fósforo particulado. Lord et al., (1995) encontraron un exceso de nitrógeno entre 114 y 139 KgN/ha para áreas con fertilización mediante abono y 90 KgN/ha para áreas dominadas por producción de cereales en Inglaterra.

Howse et al., (1997) midieron pérdidas en drenaje de un suelo arcilloso en Oxfordshire, Reino Unido, y encontraron que las concentraciones eran de 0.03 a 0.50 mg P/L entre un período de 1990-1995; observaron pérdidas de 38 gP/ha/100 mm, en tierras con baja fertilización, y de 61 gP/ha/100 mm en tierras con altas tasas de fertilización, en el flujo de drenes agrícolas.

Se han realizado estudios en diferentes partes de Europa, analizando parcelas de cultivo por separado agregándoles una concentración conocida de fertilizante, para saber qué cantidad de fósforo es perdido por las corrientes de agua, como por

ejemplo, en Devon, Inglaterra, se analizaron el fósforo total y el fósforo reactivo, en 1994, aplicando 16 Kg P/ha utilizando el fertilizante triple superfosfato resultando una pérdida de 0.5 KgP/ha por evento de lluvia ( 20 mm-50 mm) (Howse et al., 1997).

En otro experimento realizado en Bristone (Inglaterra), se analizaron 20 parcelas con suelo arcilloso de 0.2 ha, aisladas, desde el mes de febrero de 1990 hasta octubre de 1993, a las parcelas se les trataron de diferentes formas:

- Con una baja fertilización (16 Kg/ha/año).
- Una alta fertilización (33 Kg/ha/año).
- Dren restringido.
- Dren no restringido.

Los resultados fueron los siguientes: Una concentración de fósforo total de 0.07–3.13 mg P/L (1990–1993) en el agua del dren agrícola. Las muestras de los flujos mostraron pocas diferencias entre los eventos de las corrientes a diferentes tiempos después de la aplicación de fertilizantes. Esto sugiere que, en muchos de los casos las pérdidas de fósforo están controladas por procesos del suelo no relacionados con el fertilizante aplicado, sino relacionado con las reservas de P en el suelo por aplicaciones pasadas de fertilizante. De 1993 a 1994 hubo un flujo de fósforo total de 0.7 KgP/ha y de 0.135 Kg P/ha como fósforo reactivo, en cuatro parcelas con flujo restringido. En 8 parcelas sin flujo restringido el fósforo reactivo fue de 0.240 Kg P/ha. La pérdida anual media fue de 70.6 g P/ha/ año, en parcelas con flujo no restringido, pero en drenes con flujo restringido fue de 49.9 g P/ha/ año (Howse et al., 1997).

Con respecto a las emisiones atmosféricas de nitrógeno Olivier et al., (1998), publicaron un inventario global de fuentes antropogénicas de nitrógeno. Con respecto a los NO<sub>x</sub> (NO y NO<sub>2</sub>), las estimaciones de emisiones antropogénicas globales para

1990 fueron aproximadamente de 31 millones ton N/año. La mayor fuente antropogénica identificada incluye los combustibles fósiles y la calcinación de biomasa. Las fuentes naturales contribuyen con 19 millones ton/año. Para el  $\text{NH}_3$  la emisión global estimada fue de 54 millones de ton/año, las mayores fuentes son las excreciones animales, y el uso de fertilizantes de N inorgánico. La fuente global de  $\text{N}_2\text{O}$  fue aproximadamente de 15 millones ton/año. Pero la contaminación de N no solo daña a la atmósfera, sino también a cuerpos de agua que reciben los flujos de nutrientes, en este apartado se hablará del N proveniente de los campos agrícolas vía terrestre.

En Europa, las estimaciones sugieren que las pérdidas de nitrato en el suelo pueden ser de 10 a 50 veces más altas en áreas con agricultura intensiva donde los fertilizantes químicos y el abono de ganado son aplicados, comparado con las pérdidas de áreas sin cultivar, con un suelo similar (EEA, 1995).

Murray Darling Basin en Australia, cuenta con mas del 40% de la agricultura nacional, y la eutroficación de sus cuerpos de agua se esta incrementando constantemente (Commonwealth of Australia, 1995). Nueva Zelanda también experimenta una eutroficación de algunos de sus lagos y ríos por las corrientes de nutrientes proveniente de la agricultura.

Hasta el momento se han mencionado antecedentes de pérdida de nutrientes procedente de la agricultura en Europa, pero también se han hecho estudios de dichos flujos provenientes de la agricultura de otros países, como los encontrados en el sur y sudeste de Asia; en estos países, el cultivo de arroz es el que predomina, y aproximadamente el 10% del total de los fertilizantes nitrogenados usados globalmente, son utilizados para el cultivo del arroz, se aplican amonio, nitratos y formas de amidas como fertilizante, pero el 80% de los fertilizantes aplicados corresponden a la urea, la cual es altamente soluble en agua, y tiende a perderse, ya sea por filtración en el suelo, o por corrientes superficiales o bien por volatilización o

denitrificación. Este nitrógeno perdido causa problemas de contaminación acuática y atmosférica.

La principal fuente de nitrógeno en Europa es la filtración de los campos agrícolas causada por el exceso de aportes al suelo de fertilizante y abono con respecto al nitrógeno que se llevan las plantas cultivadas. De 1960 a 1980 el uso de fertilizantes comerciales se incrementó de 124,000 a 400,000 ton N/año (Statics Denmarck, 1997). Las altas concentraciones de nitratos en las aguas subsuperficiales son provocadas por las filtraciones de los campos agrícolas. Beber el agua con tales concentraciones puede ser peligroso para la salud humana. De acuerdo con la Drinking Water (80/778/EEC), un agua en condiciones para ser consumida, por los humanos debe de tener una concentración mínima de 25 mg NO<sub>3</sub>/L (aproximadamente 5.6 mg N/L) idealmente, y un máximo de 50 mg NO<sub>3</sub>/L. Los niveles naturales de nitrato en aguas subsuperficiales es de 2 mgN/L (EEA, 1995) (Iversen, et al., 1998).

Para mediados de 1980 el total de emisiones de nitrógeno provenientes de la agricultura y que va al ambiente acuático fue estimado en aproximadamente 260,000 ton, de las cuales 30,000 ton fueron originadas de la explotación agrícola y aproximadamente 230,000 ton se suministraron a partir de las filtraciones de los campos agrícolas (Danish EPA, 1990)

Un balance de nitrógeno en varios países de Europa, presentó un exceso de más de 200 KgN/ha/año en Holanda (Tabla 2) y en Portugal de 10 KgN/ha/año (EUROSTAT, 1997). Este balance consiste en obtener un exceso de nitrógeno, este exceso está definido como la diferencia entre el nitrógeno aportado al suelo agrícola proveniente de fertilizantes comerciales, abonos, deposición atmosférica, y de la fijación del nitrógeno, y la salida de nitrógeno por las cosechas por hectárea por año. El exceso de nitrógeno está compuesto de dos partes: el nitrógeno que se queda acumulado en el suelo y las pérdidas al ambiente, esta última está constituida por la fracción volatilizada como amonio, la filtración y el flujo superficial de nitratos y la

denitrificación a gas nitrógeno y óxido nítrico. Para obtener la cantidad de  $N_2O$ , se emplea la siguiente fórmula general (Bowman, 1994):

$$\text{Emisiones de } N_2O \text{ KgN/ha} = 1 + 1.25\% \times N_{\text{aplicado}} \text{ (fertilizante o abono)}$$

En Holanda, la agricultura es la principal fuente de nitrógeno en las aguas subterráneas, las pérdidas de nitrógeno se han incrementado desde que se intensificó la agricultura después de 1950, en los suelos arenosos del este y sur de Holanda (Fraters et al., 1997), debido al incremento de la aplicación de fertilizantes artificiales y abonos animales aplicados. Especialmente la rápida intensificación en la producción de ganado ha contribuido con los excesos de nitrógeno derivados de la agricultura. En Holanda existen 2 millones de hectáreas de agricultura, correspondiendo al 60% del área total del país, en 1996 se observó un aporte de N de 1008 Gg/año ( $1 \times 10^{12}$  g/año), de los cuales 392 Gg/año fueron de fertilizantes comerciales y 519 Gg/año fueron de abonos animales, existiendo una carga neta en el suelo de 535 Gg/año, tomando en cuenta la cantidad de N recolectada en los cultivos (Oenema et al., 1998).

**Tabla 2. Balance de Nitrógeno proveniente de diversos cultivos en Holanda (KgN/ha/año).**

Cultivo	Abono	Fertilizante artificial	Deposición utilizable	Nitrógeno en exceso	Emisiones de óxido nítrico
Cártamo	89	120	22	124	3
Caña	103	147	25	140	3.4
Trigo	110	170	18	157	3.7
Maíz	123	225	21	196	4.4
Cáñamo	0	96	16	58	2.2
Álamo	0	59	15	66	1.7

Referencia: Biewinga y Van der Bijl (1996)

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

Existe una diferencia entre los aportes de nitrógeno y el nitrógeno en exceso en los campos de cultivo de Holanda. Los suelos arcillosos en el norte, oeste y centro de Holanda dominan los campos de cultivo, así como los campos lecheros. Los aportes de nitrógeno son más pequeños en los suelos arenosos del este y sur de Holanda donde los cultivos son menos intensivos y dominan las granjas de puercos y lecheras. (Meinardi y Van der Eertwegh, 1995) De 1992 a 1995 se registró un promedio de 150 KgN/ha/año en forma de nitrato en los acuíferos de los suelos arenosos que contienen cultivos arables, las concentraciones de nitratos en los acuíferos de suelos arenosos son bajas, porque se pierde mucho nitrógeno vía denitrificación (Oenema et al., 1998). En la Tabla 3 se muestra un balance del nitrógeno en la superficie de suelos agrícolas de Holanda, de 1986 a 1996.

La costa del Noroeste de México está caracterizada por la presencia de una vasta zona agrícola, productora de trigo, arroz, maíz, soya, caña de azúcar y hortalizas, principalmente. Tal actividad se ha incrementado significativamente durante la tres pasadas décadas y dicho incremento ha provocado, que esta actividad humana sea posiblemente la principal aportadora de nutrientes en relación a las demás actividades humanas; Sonora y Sinaloa son los principales estados agrícolas de México donde ca. 1,680,000 ha de tierras de riego son intensivamente explotadas (Anónimo, 1994). La contribución estimada de nutrientes para 1998 por la vía agrícola en las costas de Noroeste de México fue de 26,714 ton de P y 53,476 ton de N (Páez-Osuna et al., 1998b). Esta área está bordeada por cinco importantes valles agrícolas (Mexicali, Yaqui, Mayo, Del Fuerte y Culiacán) donde se aplican grandes cantidades de pesticidas y fertilizantes.

Para concluir con los antecedentes presentados se puede decir que la estimación de primer orden en la descarga de nutrientes de P y N en la costas del Noroeste de México, proveniente de las granjas camaronícolas, fuentes municipales, agrícolas y fluvial a las aguas costeras es de ca. 48,673 ton de P y 92,684 ton de N (Páez-Osuna et al., 1998a). Estas descargas van principalmente a estuarios y lagunas costeras donde los nutrientes son la fuente principal de crecimiento de organismos autótrofos,

la descarga de nutrientes estimada en las granjas camaronícolas es en realidad pequeña en comparación con otras fuentes de nutrientes como la procedente de la agricultura y los efluentes municipales, sin embargo en conjunto estas descargas pueden causar serios problemas a los ecosistemas lagunares susceptibles.

La pesca, el turismo y las propias granjas camaronícolas dependen en gran parte de la calidad del ambiente costero, el cual puede ser fácilmente degradado por las efluentes agrícolas, municipales e industriales. Dado que la agricultura es el principal pilar que soporta el desarrollo económico de las costas del Noroeste de México, es urgente y justificada una evaluación costera de los flujos o aportes relativos de nutrientes, en cada sistema lagunar y la cuenca de drenaje asociada.

Tabla 3. Balance de nitrógeno en la superficie de suelos agrícolas de Holanda.

Kton de N	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
<i>Aporte de fertilizante mineral</i>	492	471	447	418	403	392	384	382	365	398	381
<i>Aporte de abono</i>	496	471	465	460	479	498	521	526	509	522	520
<i>Total de aporte de nitrógeno</i>	1107	1073	1031	997	1002	1008	1021	1024	980	1019	999
<i>Salidas de nitrógeno</i>	489	468	474	463	497	484	506	522	447	448	470
<i>Balance (lo que reside en el suelo)</i>	618	605	557	534	505	524	515	502	533	571	529
<i>Balance en KgN/ha (2 millones de has agrícolas)</i>	306	300	277	266	252	267	263	256	274	291	267
<i>Pérdidas a la atmósfera</i>	159	151	150	147	143	146	110	120	103	95	94
<i>Pérdidas totales</i>	777	756	707	681	648	670	625	622	636	666	623
<i>Pérdidas totales en KgN/ha</i>	385	375	351	339	323	341	319	317	327	339	314

Referencia: Fong (1998); CBS (1992)

## **5.-AREA DE ESTUDIO**

El estado de Sinaloa se ubica en el noroeste del país, entre los 22°30'40" y 27°02'42" de latitud Norte, al norte limita con los estados de Sonora y Chihuahua, al sur con Nayarit, al este con Durango y al oeste con las aguas del Golfo de California y del Océano Pacífico. Su superficie total es de 58,328 Km<sup>2</sup> (3% de la superficie total de la Rep. Mexicana). Sinaloa posee una población de 2,534,835 habitantes (INEGI, 2001). Los municipios de Mazatlán, Culiacán, Ahome y Guasave concentran el 67.1% de la población total. Tiene una extensión agrícola de 1,333,450 ha (743,482 ha de agricultura de riego y 589,968 ha de agricultura de temporal), en las que se cultivan hortalizas, legumbres, frutales, granos y pastizales. Posee 656 Km de litoral y 229,000 ha de lagunas litorales (INEGI, 1995). Su riqueza le ha permitido ocupar el tercer lugar nacional (1988) en cuanto al volumen de captura de especies pesqueras con 141,850 ton. Basándose en el sistema de clasificación climática empleada por Köppen se puede identificar en la entidad los siguientes tipos climatológicos (INEGI, 1995):

Muy seco-muy cálido. Localizado en las cercanías de la Bahía de Perihueté sobre la costa hacia el extremo noroeste de la entidad; registra una temperatura media anual de 22 a 24°C, con excepción de los Mochis y sus alrededores que varían de 24 a 26°C y posee una precipitación media anual de 100-400 mm.

Seco-muy cálido. Se encuentra a lo largo de la llanura costera en la franja donde se ubica la agricultura de riego, en la porción noroeste de la entidad. Su temperatura media anual es de 24 a 26°C con excepción en la Sierra de San Francisco ubicada en el límite con Sonora, donde la temperatura media es menor a 22°C en la porción noroeste del poblado El Fuerte donde la temperatura media es mayor a los 26°C; con precipitación media anual de 400-500 mm.

Semiseco-muy cálido, se localiza en la porción oriente, entre las zonas de valles y el límite con la Sierra Madre Occidental, se presenta una franja abarcando desde el

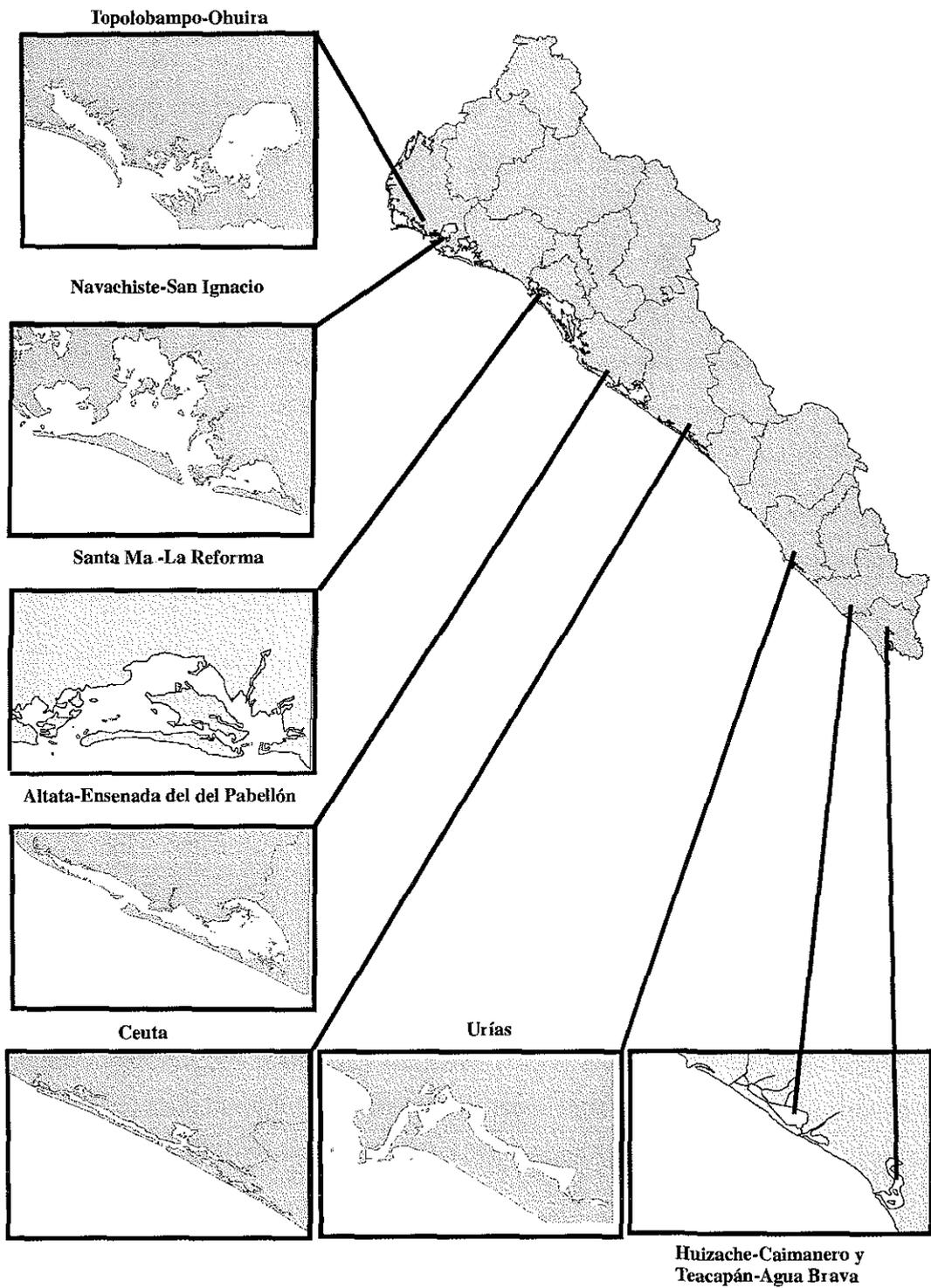


Fig. 4 Area de Estudio

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

noroeste de Mazatlán hasta los límites con Sonora con precipitación media anual de 500 a 800 mm y temperaturas de 22 a 24°C

Cálido-Subhúmedo, se ubica en la parte baja de la sierra en las cercanías de las poblaciones de Chinabampo, Bacurito, Badiraguato, Mazatlán, Escuinapa y Teacapán, su temperatura media anual fluctúa de 24 a 26°C y varía en la porción sureste donde la temperatura media anual supera los 26°C, la precipitación oscila de 700 a 1200 mm, pero en el sureste del estado tiene rangos mayores alcanzando hasta 1500 mm

Otros climas que se presentan en el estado son los semicálidos-semihúmedos y templado subhúmedo, localizados en la porción noroeste en los límites con Chihuahua. Enseguida se describirán las lagunas costeras que conforman el litoral de Sinaloa (Fig 3).

### 5.1 Topolobampo-Ohuira

Localizada en la costa noroeste de Sinaloa, entre los 25°32'00'' y 25°36'00'' latitud Norte y los meridianos 108°54'00'' y 109°09'00'' de longitud Oeste, está comprendida en el municipio de Ahome. La extensión de la Bahía de Topolobampo es de 6,000 ha (60 Km<sup>2</sup>) conectada con el Golfo de California a través de una boca de aproximadamente 3 Km de largo, y la de la Bahía de Ohuira es de 125 Km<sup>2</sup>, conectada con la Bahía de Topolobampo a través de un canal (Green-Ruiz, 2000). Se encuentra dentro de la clasificación I-C y II-A (Lankford, 1977) respectivamente. La bahía de Topolobampo recibe los efluentes urbanos e industriales generados en el mismo puerto. Alrededor de la laguna existe una población de 198,000 habitantes (incluida la población de los Mochis) (Green-Ruiz, 2000). Es un área muy seca en cuanto al clima, cálida con temperatura media anual mayor que 22 °C y la del mes más frío menor que 18°C, con régimen de lluvias en verano y un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2 % del total anual, siendo extremoso con oscilación térmica entre 7 y 14 °C. Para la zona de Topolobampo, la temperatura promedio anual es de 24°C con la máxima en julio, mientras que la precipitación promedio anual es de

240.9 mm, siendo septiembre el mes más lluvioso (Green-Ruiz, 2000). La red hidrográfica de esta zona pertenece a la vertiente occidental de la Sierra Madre Occidental, en donde se presentan los ríos Fuerte y Sinaloa y algunos arroyos intermitentes que desembocan en el Golfo de California, a lo largo de los cuales se han construido presas de donde emanan un gran número de canales de riego. Algunos de estos canales desembocan en el sistema lagunar, además de tres drenes de aguas negras y de desechos industriales provenientes de la Ciudad de los Mochis (parcialmente), Topolobampo, Paredones, Lázaro Cárdenas y Juan José Ríos (Green-Ruiz, 2000). La Secretaría de Marina (Anónimo, 1990) llevó a cabo un estudio sobre las corrientes en esta zona de estudio, observando que durante el flujo de mareas, la corriente se interna paralela al cauce del canal de navegación, disminuyendo desde la boca del sistema lagunar hacia las partes más someras. Una vez que el agua pasa por el canal que comunica a las dos lagunas se divide en dos pequeñas corrientes, una en dirección noreste hacia las regiones someras del norte de la laguna de Ohuira, mientras que para la región sureste de este cuerpo de agua, la corriente entrante fluye con dirección este-sureste, para después virar al noreste siguiendo el contorno de la costa. Durante el reflujó, en la laguna de Ohuira las corrientes fluyen en dirección sureste siguiendo el cauce del canal, para girar al suroeste en el estrecho que une a las lagunas, donde se incrementa la intensidad, para finalmente fluir hacia el suroeste sobre el canal de navegación (Green-Ruiz, 2000). Dentro de las actividades económicas realizadas alrededor de este complejo están; la agricultura de soya, maíz, sorgo, hortaliza, frijol y de arroz, se practica la pesca y la acuicultura. Este complejo se comunica con el mar a través de una boca de 3 Km localizada entre la isla Santa María y Punta Copas. No se ubica ningún afluente importante en el área, sin embargo, en estas bahías descarga el drenaje colector principal Benito Juárez, el cual transporta los residuos industriales, agrícolas y urbanos del poblado de Ahome. Alberga especies pesqueras como camarón, ostión, botete, robalo, constantino, mojarra y pargo (Diario Oficial, 2000).

## 5.2 Navachiste-San Ignacio

Se localiza entre los 25°22'00" y 25°35'00" latitud Norte, y 109°05'00" y 108°45'00" longitud Oeste. Pertenece a los municipios de Ahome y Guasave. El sistema abarca 26,700 ha y comprende principalmente la Bahía de Navachiste con 21,400 ha. Como subsistemas la Bahía de San Ignacio con 2,700 ha y la Bahía de Macapule con 2,600 ha. Tiene una profundidad media de 4 m. Posee una barrera arenosa de 23 Km de largo, 8 islas. En torno a este complejo lagunar se observan actividades agrícolas, pesqueras, acuícolas y turísticas. Pertenece a la clasificación III-A según Lankford (1977). Es un sistema semicerrado por la isla de San Ignacio; tiene dos bocas de comunicación con el Golfo de California denominadas Ajoro y Vasequilla con una extensión de 2 y 1.5 Km de ancho, respectivamente. Dentro de las principales efluentes se encuentran dos esteros importantes, El Colorado y El Caracol que reciben los aportes de drenes agrícolas y municipales del distrito de riego 063. Las especies importantes que alberga son: camarón, ostión, almeja, lisa, mojarra, botete, pargo, mero y robalo (Diario Oficial, 2000).

## 5.3 Santa María- La Reforma

Se encuentra en la parte central del estado de Sinaloa, Tiene un área de 1350 Km<sup>2</sup>, Se encuentra entre los 24°43'00" y 24°25'00" latitud Norte y los 107°56'00" y 108°19'00" longitud Oeste. Está compuesta por un diverso mosaico de manglares, planos intermareales, marismas de agua dulce, extensas zonas salobres y marismas emergentes salobres (Zamora-Arroyo et al., 2000). El área de manglar se extiende en una superficie aproximada de 157 Km<sup>2</sup>. La profundidad máxima es de 24 m y la profundidad media es de 7 m, se comunica con el océano Pacífico a través de dos grandes bocas con más de 5 Km de ancho y de 12 a 17 m de profundidad (Zamora-Arroyo et al., 2000). La bahía se encuentra dentro de la llanura del Pacífico, donde encontramos un clima de semiseco a seco muy cálido, con una temperatura media anual de 24.2°C y una precipitación promedio anual de 433.8 mm, con las mayores lluvias en verano y escasas en invierno. Es el sistema costero más grande del estado

de Sinaloa y uno de los más importantes por la gran diversidad de flora y fauna silvestre. Este sistema forma parte del corredor de aves migratorias de Norte América. Los tipos de vegetación (Zamora-Arroyo et al., 2000) son: bosques de manglar localizados en el borde de la línea costera y bordes de algunas islas e islotes, selva baja espinosa que se encuentra en la isla Talchichitle y Altamura así como algunos manchones muy cercanos a la costa, selva baja caducifolia que se localiza principalmente en la zona cerril de Angostura y Navolato; otro tipo de vegetación existente, son las asociaciones halófitas que están localizadas después de la vegetación de manglar, mezcladas con pastizales salinos o con suelos con alto contenido de sal. Comprende parte de los municipios de Angostura y Navolato. Las islas Talchichitle y la Altamura dividen a la bahía en dos, las Bahías de Santa María y Reforma. Al sureste de localiza el estero Yamero. Entra en la clasificación tipo III-A y III-C (Lankford, 1977). Los principales centros poblados son la Reforma con cerca de 7,600 habitantes en 1995 y la cabecera municipal de Angostura con 4,687 habitantes, mientras que en todo el municipio de Angostura es de 47,095 habitantes. La principal especie explotada es el camarón. La producción agrícola en la cuenca del Río Mocorito, que corresponde al distrito agrícola de Guamuchil es de casi 400,000 ton anuales dominando el cultivo de maíz, trigo, garbanzo, sorgo y frijol. Esta cosecha corresponde a 140,872 ha, de las cuales 86,214 son de riego y 54,658 de temporal (Zamora-Arroyo et al., 2000)

#### **5.4 Altata-Ensenada del Pabellón**

Sistema lagunar que se encuentra entre 107°28'00'' y 107°48'00'' Oeste y 24°19'00'' y 24°32'00'' Norte, en el Océano Pacífico. Esta región es cálida con una estación de lluvias que abarca de junio a septiembre-octubre y presenta una estación de secas de noviembre a mayo (Lieberknecht, 2000). Los bordes de la laguna y de las islas de la laguna están cubiertos por manglares (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicenia germinans*) con una extensión total de 10,630 ha (Lieberknecht, 2000). La laguna sostiene una importante industria camaronícola (*Penneus spp.*), bivalvos (*Cassostrea spp.*) y varias especies pesqueras (*Mugil spp.*, *Lutjanus spp.*, *Sphoeroides*

*spp.*) para el mercado nacional y la exportación. Corresponde a la clasificación tipo III-A de las lagunas costeras según Lankford (1997). Altata tiene una profundidad media de 5m con condiciones principalmente marinas (32 usp). Ensenada del Pabellón se encuentra junto a Altata y es más ancha que ésta, cubre un área de 247 Km<sup>2</sup> y tiene una profundidad media de 1m y presenta condiciones, hasta hace algunos años, estuarinas con una salinidad entre 10 a 28 usp. La salinidad anual de todo el sistema es hasta hace unos cuantos años de aproximadamente de 28 usp en promedio. El agua de mar adyacente posee una salinidad de 35 usp. La temperatura del agua varía de 20°C en enero a 32°C en agosto. El área del complejo lagunar es aproximadamente 460 Km<sup>2</sup>, incluyendo 100 Km<sup>2</sup> de manglares. El Río Culiacán descarga a la laguna un flujo anual de 3,400 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>, descargando 80 m<sup>3</sup>/s hace algunos años (CNA, 1996), pero desde hace varios años (JAPAC) la descarga es de aproximadamente 3.5 m<sup>3</sup>/s, pero en un estudio realizado por la CNA(1996), el flujo fue de 4.1 m<sup>3</sup>/s. La profundidad del sistema varía de 25 cm en la zona de manglares a 15 m en la entrada de la Tonina. Pero se estima un promedio de 3 m para el total del sistema, dando un volumen total de aproximadamente 1,400 x 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> (Flores-Verdugo y De la lanza-Espino, 1997). El sistema está separado del mar por una estrecha barrera de arena (con 60 Km de largo y de 1-2 Km de ancho), interrumpida por dos entradas: una pequeña y relativamente reciente (La Palmita) y una principal (Tonina). El complejo lagunar se encuentra localizado en el valle de Culiacán y recibe las descargas agrícolas del distrito, por varios canales de drenaje. Este distrito comprende más de 2 700 Km<sup>2</sup> (270,000 ha) (Lieberknecht, 2000) de tierras agrícolas de riego usada principalmente para la producción hortícola, legumbres, granos y caña. La producción hortícola de esta región constituye hasta es una tercera parte de la producción total exportada de México. También en esta región existen dos industrias azucareras, una de ellas descarga sus drenes en el sistema lagunar. Adicionalmente la laguna recibe un nuevo impacto por las granjas camaronícolas (Diario Oficial, 2000).

## 5.5 Ceuta

La laguna de Ceuta, es una típica laguna litoral localizada en la llanura costera de Sinaloa, se localiza entre los 24°00'00'' y 24° 15'00'' latitud Norte y los 107°05'00'' y 107°27'00'' longitud Oeste. Su área total aproximada es de 7,140 ha con una anchura de 1.1 Km. Dos series de antiguas líneas de playa paralelas a la costa actual, caracterizan la morfología lagunar; la primera constituye a la isla de Quevedo y, la segunda forma a las islas de Villamoros y de Enmedio. Los rasgos anteriores son de naturaleza arenosa, su relieve es escaso y están cubiertos con vegetación pionera; en sus márgenes lagunares se han desarrollado amplios pantanos de manglar. Laguna Ceuta se comunica al Golfo de California a través de dos bocas permanentes. La primera se denomina boca de Ceuta, su amplitud aproximada es de 2 Km y su profundidad media es de 13 m; la segunda es conocida como boca artificial o boca de la Ensenada del Mar, y presenta 475 m de ancho. Geomorfológicamente la laguna Ceuta se puede dividir en dos partes: 1) El brazo oriental, situado al sur de la isla de Enmedio entre la boca de la Ensenada del Mar y la desembocadura del arroyo del Norote con una longitud de 25 Km aproximadamente. La profundidad media cerca de la boca artificial y del arroyo del Norote, es de 2 y 0.5 m, respectivamente. 2) El brazo occidental, situado entre la desembocadura del río San Lorenzo y la boca artificial con una longitud de 27 Km, aproximadamente. El brazo oriental, después de la época de lluvias (agosto-octubre), no recibe aportes significativos de agua dulce, lo cual aunado a su profundidad, la longitud y la radiación solar, origina una alta tasa de evaporación, la salinidad del agua en este brazo es de 35 usp cerca de la boca artificial y de 300 usp en el extremo oriental durante los meses de mayo, junio y julio. Esta particularidad es aprovechada por los lugareños para la producción de sal, durante los meses de febrero a septiembre, en una zona de aproximadamente 2 Km<sup>2</sup>, dispuesta hacia un extremo más hipersalino. Esta explotación se realiza aislando en parcelas, masa de agua hipersalina hasta la cristalización y precipitación total de sal (Osuna-López, 1981). Pertenece a la clasificación III-A según Lankford (1977). En la cuenca de drenaje asociada a la laguna se practica la agricultura (trigo, maíz, hortalizas y frijol), hay actividades pecuarias y acuícolas. se comunica con el Golfo de California

a través de dos bocas; Boca de Ceuta o Boca Vieja y Boca de la Ensenada del Mar o Boca Nueva con la longitud aproximada de 500 m. La laguna está imitada por el curso inferior de los ríos San Lorenzo y Elota; El drenaje superficial que fluye hacia la laguna está constituido por el río San Lorenzo y por los arroyos, el Tapón, el Norote y el Tacuichamona. El escurrimiento promedio anual del río, calculado por Arispe (1976), fue de  $222.3 \text{ m}^3/\text{Km}^2$ . Actualmente este volumen ha disminuido debido a la construcción y operación de la presa El Comedero, en la Cuenca del Río San Lorenzo. Este sistema lagunar alberga a especies importantes como camarón, lisa, curvina, mero, botete, robalo y ostión, además alberga a una especie protegida como la tortuga golfina (Diario Oficial, 2000).

### 5.6 Estero de Urías

El estero de Urías es una laguna que presenta una edad de 5000 años aproximadamente (Martin, 2000). El paisaje del área costera en el Sur de Sinaloa puede ser considerado como altamente fragmentado debido, principalmente a los cambios de usos de la tierra (Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 1999). La eutroficación y los rellenos para ganar terreno para fines de uso urbano, durante las pasadas tres décadas han impactado a las lagunas y a los estuarios alrededor de Mazatlán, y se predice que dicha expansión se va a seguir presentando (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999).

Se localiza al sur del estado de Sinaloa, en el municipio de Mazatlán de  $23^{\circ}09'00''$  a  $23^{\circ}13'00''$  N y de  $106^{\circ}20'00''$  a  $106^{\circ}25'00''$  W. Se encuentra limitado al noroeste por el puerto de Mazatlán y el poblado de Urías, al sur por el poblado de la Isla de la Piedra, granjas hortícolas y camaronícolas, y al oeste su boca, con 214 m de ancho y una profundidad de 6.7 m (Montaño-Ley y Páez-Osuna, 1990) se abre al Océano Pacífico y el Golfo de California. Está influenciado por tres corrientes de agua diferentes. La corriente Nor-ecuatorial que predomina durante el verano y otoño, conduciendo agua de  $26$  a  $30^{\circ}\text{C}$  con una salinidad intermedia (entre  $34.6$  y  $34.8$  ‰). Durante la primavera e invierno el flujo saliente de la corriente del Golfo de

California aporta agua de 15 a 20°C con salinidades menores a 34.6 ‰ (Roden, 1964; Álvarez-Borrego y Schwartzlose, 1979). Tiene aproximadamente 18 Km<sup>2</sup> de superficie y su espejo de agua se calcula en 12.8 Km<sup>2</sup> (Ramírez-Zavala, 1998). Tiene un perímetro litoral de 23 Km y una anchura que fluctúa entre 0.1 y 1.13 Km (Álvarez-León, 1977). Puede considerarse un complejo lagunar y está formado por una serie de esteros conocidos localmente como estero del Astillero, estero de Urías y estero la Sirena. El estero del Astillero es la zona que comprende desde la boca hasta el Parque Industrial Alfredo V. Bonfil. La boca actual del sistema es un área ganada de mar en 1945 que consiste en una serie de rompeolas que unen las islas del Crestón, Azada y Monte Vigía al oriente y las islas de la Piedra y Chivos al occidente. La boca se orienta hacia el sur y tiene una abertura de 150 m que sirve de entrada y salida a los barcos. Aquí se encuentra la máxima profundidad del sistema (15 m). El arroyo de Jabalíes cruza parte de la ciudad de Mazatlán. Recibe parte de los desechos urbanos y desemboca en un área rodeada de manglares conocida como el estero del Infiernillo, éste a su vez se comunica bajo el puente Juárez con el estero del Astillero. En el estero de Urías, se encuentra en la zona intermedia del sistema lagunar, la profundidad va disminuyendo hacia el interior en un intervalo de 6 a 2 m de promedio. La infraestructura industrial es reducida y sobresalen la termoeléctrica José Aceves Pozos que vierte agua sobrecalentada a esta parte del canal y el rastro municipal también arroja desechos al estero. El estero la Sirena se encuentra en la cabecera del sistema. Tiene una forma meándrica y una profundidad media de 1.5 m. se encuentra conectado a una serie de canales angostos llamados estero Confites, estero del Caimán, estero Barrón y estero del Zacate. El estero Confites presenta una profundidad media de 4 m; y es quien surte de agua a la industria camaronícola desarrollada en esta región del sistema, como la granja Clementina y la Productora de Especies acuáticas de Barrón. Entre ambas granjas se forma un área hasta 1999 de 220 ha de estanquería. De acuerdo con la clasificación de Lankford (1977), el estero de Urías es considerado como una laguna costera de tipo III-B. Presenta una boca permanente y su orientación es semiparalela a la línea de costa. Se caracteriza por tener un clima cálido, el más seco de los subhúmedos con lluvias en verano. Estas

lluvias alcanzan un máximo de 1,915 mm anualmente, aunque también puede fluctuar entre 800 y 1500 mm (Villalba, 1986; Berlanga-Robles y Ruiz-Luna, 1999) y caen principalmente durante los meses de julio a octubre. La evaporación es más intensa entre noviembre y junio; llegan a registrarse hasta 1,914 mm por año (Villalba, 1986). El estero de Urías se comporta como un estuario durante la época de mayor precipitación pluvial (desde agosto hasta octubre); el agua dulce de las lluvias llega por escurrimiento y produce un descenso en la salinidad del agua que es más marcado hacia la cabecera del sistema. García-Guerrero (1999) observó este comportamiento y registró salinidades tan bajas como 7 usp en esta área. De acuerdo a los criterios de Pitchard (1967) y Brusca (1980) se puede considerar al estero de Urías como un antiestuario o laguna hipersalina, ya que en la época de estiaje (desde enero hasta junio) la evaporación excede la entrada de agua y por lo tanto, la temperatura y la salinidad se incrementa desde la boca que comunica con el océano hacia las regiones más internas del estero. Durante la época de secas, Villalba (1986) observó este gradiente positivo desde la boca hacia el interior del sistema que llegó a incrementarse hasta 40 usp.

Se presenta una franja estrecha de manglar *Rhizophora mangle*, próxima al espejo de agua, con una altura promedio de 5 m, detrás de este tipo de manglar se encuentra *Laguncularia racemosa*, enseguida *Aviceneae germinans* y por último *Conocarpus erectus* presente solo esporádicamente (Hubbard-Zamudio, 1983)

### **5.7 Huizache-Caimanero**

Se encuentra en la costa sur de Sinaloa, entre los 22°50'00'' y 23°05'00'' latitud Norte y los 105°55'00'' y 106°15'00'' longitud Oeste, se ubica dentro de los municipios de Mazatlán y El Rosario (Diario oficial, 2000). Entre los Ríos Presidio al norte y Baluarte al sur. Ambos ríos tienen cuencas de drenaje que se extienden desde el flanco de la Sierra Madre Occidental. Varias corrientes pequeñas fluyen hacia la laguna y sólo se activan durante la época de lluvia. Cuenta con dos esteros (uno en cada extremo de la laguna) que se comunican con los estuarios de los ríos

mencionados. Ambos esteros son estrechos y sinuosos poseen aproximadamente 10 Km de longitud y los bordean manglares. La laguna tiene una longitud de 35 Km y una anchura máxima de 3.5 Km. En 1969 se señaló una superficie de 17,500 ha, para 1997 el registro fue de 13,000 ha aproximadamente, pero en 1999 Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, encontraron que en épocas de lluvias la lagunas de Huizache y el Caimanero tenían un área promedio de 41 y 134 Km<sup>2</sup> en la estación de lluvias y de 15 y 40 Km<sup>2</sup>, durante la estación de secas. Durante época de sequía del sistema ve reducida su superficie hasta en un 63% aproximadamente. Se encuentra dentro de la clasificación tipo III-A (Lankford, 1977). La laguna posee tres Tapos:

(1) Tapo Caimanero. Este lugar corresponde a la boca de la laguna del Caimanero y al extremo interno del estero de agua dulce. En este sitio se sitúa una trampa para la captura de Peneidos inmigrantes del mar. Hacia la laguna tiene un angosto canal cuya profundidad no rebasa los 2 m en época de inundación. El estero de agua dulce tiene una trayectoria sinuosa de aproximadamente 9 Km; desemboca en el estuario del Río Baluarte en donde la profundidad máxima alcanza 4 m. La anchura de este estero oscila entre 40 y 50 m y aumenta en las curvas particularmente en la que se halla en el tapo de agua dulce.

(2) Tapo Pozo de la Hacienda. Corresponde al sitio de comunicación entre la Marisma de Huizache y la Laguna de Caimanero, un estrecho aproximado de 200 m y una profundidad variable de 2.3 a 3 m durante la época de lluvias y de 1 m en sequía.

(3) Tapo el Ostial. En él está la primera trampa para capturar camarón en su migración de Huizache al mar, a través de un largo estero que recibe el nombre de Ostial en la parte alta y Botadero en sus porciones media y baja; en ésta se bifurca en los esteros Cachón y Violín, que a su vez se comunican con el estuario del Río Presidio. En la intersección de Botadero, Cachón y Violín se ubica una estrecha barra, que periódicamente se abre para administrar el embalse del sistema Huizache. La profundidad en el Tapo El Ostial es muy baja en época de sequía, y durante las lluvias no sobrepasa los 2 m. Su anchura es de 60 m aproximadamente. Todo el sistema

Huizache-Caimanero se ve afectado por las fuertes fluctuaciones climáticas a lo largo del año.

En la época de sequía, baja tanto el nivel del agua que Huizache sufre una desecación total y se convierte en una marisma (Contreras, 1993). Se presenta una temperatura mínima de 23°C y una máxima de 33.8°C, y una salinidad de 0.08‰ como mínima y una máxima de 16‰. (Contreras, 1993). La pesca y la camaronicultura son actividades preponderantes, en los terrenos circunvecinos el 32% es de uso agrícola, 5% forestal, 30% pastizal y asociaciones secundarias, 2% forestal y 12% otros. La agricultura desarrollada es de tipo estacional, con una cantidad mínima de de cultivos irrigados por bombas, los cultivos temporales son de chile, sorgo y maíz, desarrollados al oeste de la laguna, son consideradas 21,540 ha (Ruiz-Luna y Berlanga-Robles, 1999). El sistema se comunica de manera indirecta e intermitente con el mar a través del estero del Ostial, al norte del sistema. El Río Baluarte y el Río Presidio son su principales afluentes, aunque no proporcionan el flujo total de su agua, solo es un porcentaje de éste, ya que la mayoría de su flujo va hacia el mar. Se encuentran especies como camarón de estero, jaiba, chihuil, corvina, lisa macho, mojarra, pargo y robalo (Diario Oficial, 2000)

### **5.8 Teacapán-Agua Brava**

Se localiza en la planicie costera norte del estado de Nayarit y parte sur del estado de Sinaloa, entre los 22°4' latitud Norte y 105°35' longitud Oeste. Presenta una extensión de 40,000 ha, un perímetro de 83 Km y 150,000 ha de manglar. Según Lankford (1977) este complejo lagunar se clasifica en el tipo III-C. En cuanto a las actividades que la rodean son, la agricultura con un 28.5 %; la actividad ganadero-forestal abarca el 15.3 %, el pastizal representa un 15.0 %, los cuerpos de agua representan el 15.0%, el mangle-forestal abarca el 14.6% y otros el 11.6%, en esta última se encuentran tres granjas camaronícolas de tipo semi-intensivo, cubriendo una superficie de 282 ha (Diario oficial, 2000). Se comunica al mar por la Boca Teacapán (comunicación natural), con un ancho de 1000 m aproximadamente y con profundidades de 3 a 9 m,

de acuerdo con la época del año; otra comunicación con el mar es a través de un canal artificial en la Boca de Cuautla, de más de 2000 m de ancho y con una profundidad superior a los 30 m. Los afluentes principales son los ríos que descargan en el sistema (Cañas, Rosa Morada y Bejuco-estacionales- y Acaponeta, San Pedro, Santiago (sur) y Baluarte (norte), pero sólo dos ríos tiene flujos todo el año, con un flujo anual de  $3\,000 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$  para el Río acaponeta y  $2\,456 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$  por el río San Pedro. Los otros ríos son estacionales con flujos por abajo de  $180 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ . La precipitación es de 1 459 mm/año y una evaporación de 1 991 mm/año. La salinidad es de aproximadamente 20 usp (Smith, 1997). Dentro de las especies importantes que alberga están el camarón de estero, chihuil, burro, corvina, lisa, macho, mero, mojarra, pargo, robalo y constantino (Diario Oficial. 28 de agosto de 2000).

## **6.-METODOLOGIA**

El estudio metodológicamente se puede dividir en dos grandes partes; (a) trabajo de revisión de la literatura disponible, para además de describir el área de estudio, establecer las fuentes de suministro de nutrientes, y (b) trabajo de campo enfocado a caracterizar químicamente a aquellas lagunas en donde no existe información previa. El análisis de la literatura publicada disponible y literatura sin publicar (información gris), se examinó considerando no solo las características de cada complejo lagunar, sino también las de la cuenca de drenaje asociada, cuantificando cada actividad relacionada con el aporte de nutrientes, para ello se procedió a:

1.-Localizar las fuentes de aporte de nutrientes en cada cuenca de drenaje de los ocho sistemas lagunares señalados. Dichas fuentes incluyen a la agricultura, los aportes de aguas municipales (población urbana y rural), estanquería dedicada a la camaricultura y los aportes fluviales. 2.-Una vez identificadas las fuentes de aporte de nutrientes (N y P), cuantificar el flujo de éstos por cada fuente que rodea al sistema lagunar, para ello, (a) se realizó un esquema ilustrando y representando las fuentes de aporte; (b) enseguida se preparó una tabla con los datos de fuentes de aporte de nutrientes de la cuenca, desglosándose de acuerdo con el esquema detallado en la página siguiente:

### **6.1 Muestreo**

#### **6.1.1 Muestreo del Río Culiacán**

El material y el equipo requerido para el muestreo fue el siguiente: agua doblemente desionizada, botas de plástico, cajas de petri, frascos de polietileno de 1 L, soporte de filtración, filtros de 0.45 micras, palillos de madera, pinzas, GPS, guantes, hielera, hielos o gelatinas, jeringa de presión de 50 ml, pHmetro, pinzas de disección, tapabocas, tubos de vidrio de 80 ml con tapón de rosca, solución de  $\text{HgCl}_2$  0.4% y termómetro de mano.

	No de habitantes	Distancia de la cabeza del colector de drenaje urbano hasta la entrada del Sist.Lagunar	Autopurificación en la senda de descarga	Aporte de Nitrógeno	Aporte de Fósforo
Agricultura (especificar los tipos de cultivos y las especies cultivadas)	Superficie cultivada (ha)	Cantidad de fertilizante aplicado para cada cultivo (N y P)	Porcentaje de fertilizante que se moviliza (no utilizado por la planta y no fijado por el suelo)	Porcentaje de nutriente que se autodepura por la senda de drenaje desde el cultivo hasta el Sist Lagunar	Aporte de N y P por cada cultivo hacia la laguna
Camaronicultura (especificar el número de las granjas)	Superficie dedicada a la estanquería (ha)	Tipo de granja (intensiva, semintensiva y extensiva)	Aporte de nutrientes (N y P) hacia la laguna: a) y b)	a) Cuando no se remueven los sedimentos de los estanques	b) Cuando se remueven los sedimentos de los estanques
Aporte fluvial	Gasto anual	Concentración de nutrientes aportados por los ríos naturales	Flujos de N y P que aportan al sistema lagunar		

\*Se consideran ríos que no tienen aportes urbanos ni agrícolas, para percatarse del aporte natural de nutrientes por la vía fluvial.

(1) Se inició con el muestreo de los ríos, Humaya y Tamazula, haciendo uso de un vaso de precipitado de 500ml adaptado a una varilla de 5 m y de un frasco de polietileno de 1 L. En cada caso se tomó una muestra de agua de los 20 cm superficiales de la columna de agua, con la ayuda del instrumento muestreador, antes mencionado de 5 m de largo, con el objeto de recolectar agua de un punto más distal del margen del río. El muestreo de estos ríos se realizó en febrero y julio del 2001.

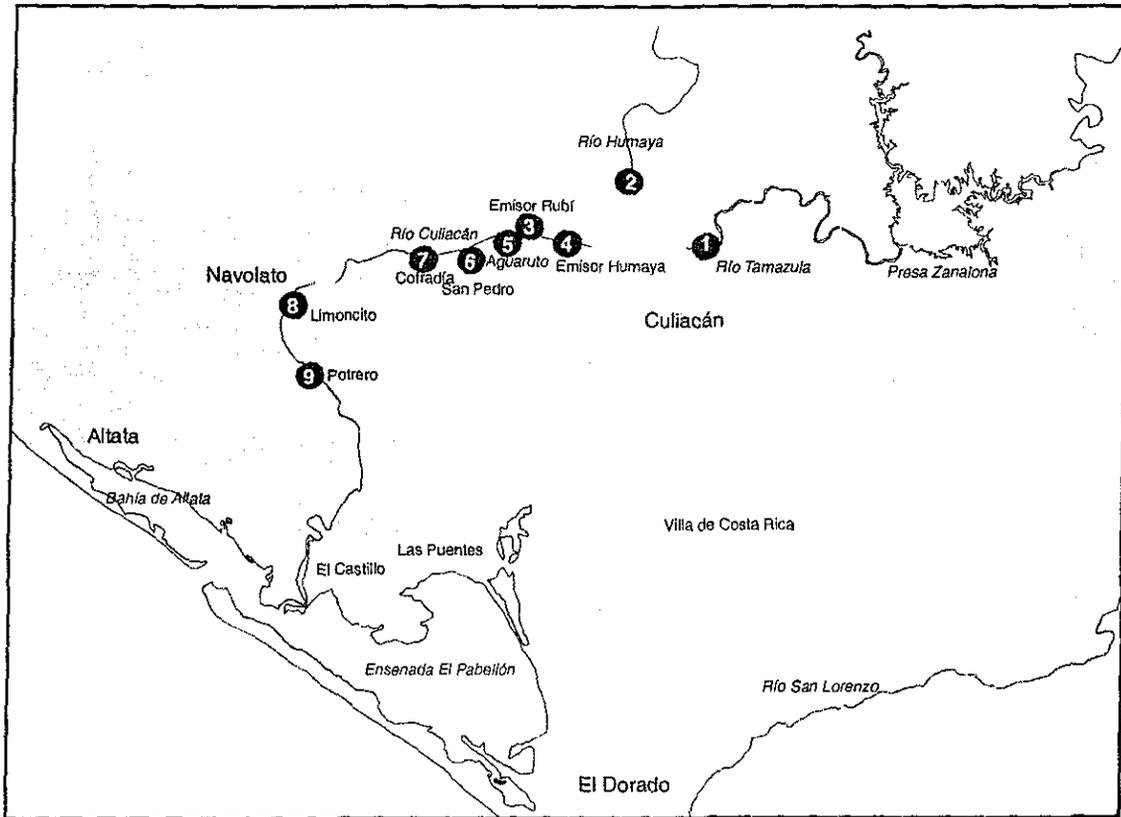
(2) Después de la recolección de la muestra, se procedió a medir el pH y la temperatura del agua, anotándola en una libreta de campo.

(3) Inmediatamente después se filtró la muestra utilizando una membrana de 0.45 micras GF/F con la finalidad de calcular los sólidos totales contenidos en la muestra, auxiliándonos de una jeringa de presión, filtrando hasta saturar el filtro, recolectando la muestra filtrada (50 ml) en un tubo de vidrio de 80 ml de capacidad, agregándole posteriormente tres gotas de  $HgCl_2$  0.4%. La muestra filtrada fue utilizada para determinar fósforo y nitrógeno disueltos.

- (4) Enseguida se agregaron otros 50 ml de muestra sin filtrar a un tubo de vidrio, con la finalidad de utilizar dicha alícuota para determinar el contenido de fósforo y nitrógeno total.
- (5) Posteriormente se conservaron en refrigeración y con  $\text{HgCl}_2$  0.4%, 150 ml de muestra, como reserva, en un frasco de polietileno opaco.
- (6) Todas las muestras para su conservación se guardaron en hieleras y en oscuridad, durante la realización del muestreo y durante el transporte del campo al laboratorio.
- (7) Una vez terminado el muestreo de los ríos Humaya y Tamazula se inició con el muestreo de las siguientes estaciones, separadas una de otra por un promedio de 8 Km, a lo largo del cauce del río Culiacán: (a) Emisor Humaya o Las Flores, (b) Emisor Rubí o Bacurimi, (c) Aguaruto, (d) San Pedro, (e) Cofradía, (f) Limoncito, (g) El Potrero. Realizando el mismo procedimiento anterior para todas las estaciones descritas. Este muestreo se realizó en un promedio de 8-10 hr durante el mes de febrero del 2001 y se tomó una muestra por estación a lo largo del cauce del Río Culiacán (Mapa 1)

### **6.1.2 Muestreo de Lagunas Costeras**

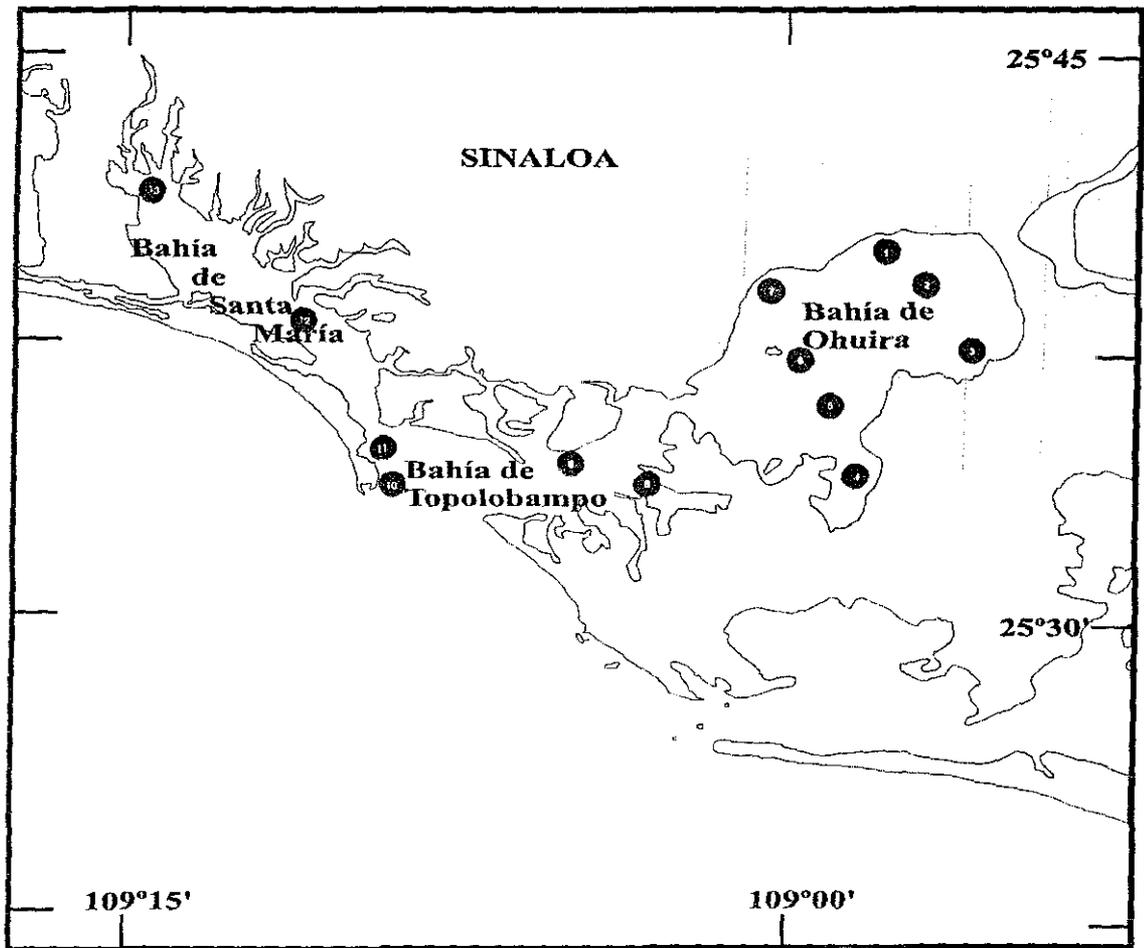
Para la realización de este muestreo se requirió del siguiente material y equipo: agua doblemente desionizada, cajas de petri, frascos de polietileno de 1.5 L, soporte de filtración, filtros de 0.45 micras, palillos de madera, pinzas, GPS, guantes, hielera, hielos o gelatinas, jeringa de presión, pHmetro, pinzas, tapabocas, tubos de vidrio de 80 ml, con tapón, solución de  $\text{HgCl}_2$  0.4% y termómetro, profundímetro, refractómetro, tabla de mareas y botella muestreadora tipo Van Dorn. Este muestreo se realizó en 4 lagunas costeras, situadas al norte de Sinaloa: (a) Ceuta, (b) Topolobampo–Ohuira, (c) Navachiste–San Ignacio y (d) Santa María-La Reforma. En el mes de abril del 2001 (Mapa 2, 3, 4, 5).



● Puntos de muestreo

Mapa 1. Estaciones de muestreo en el Río Culiacán

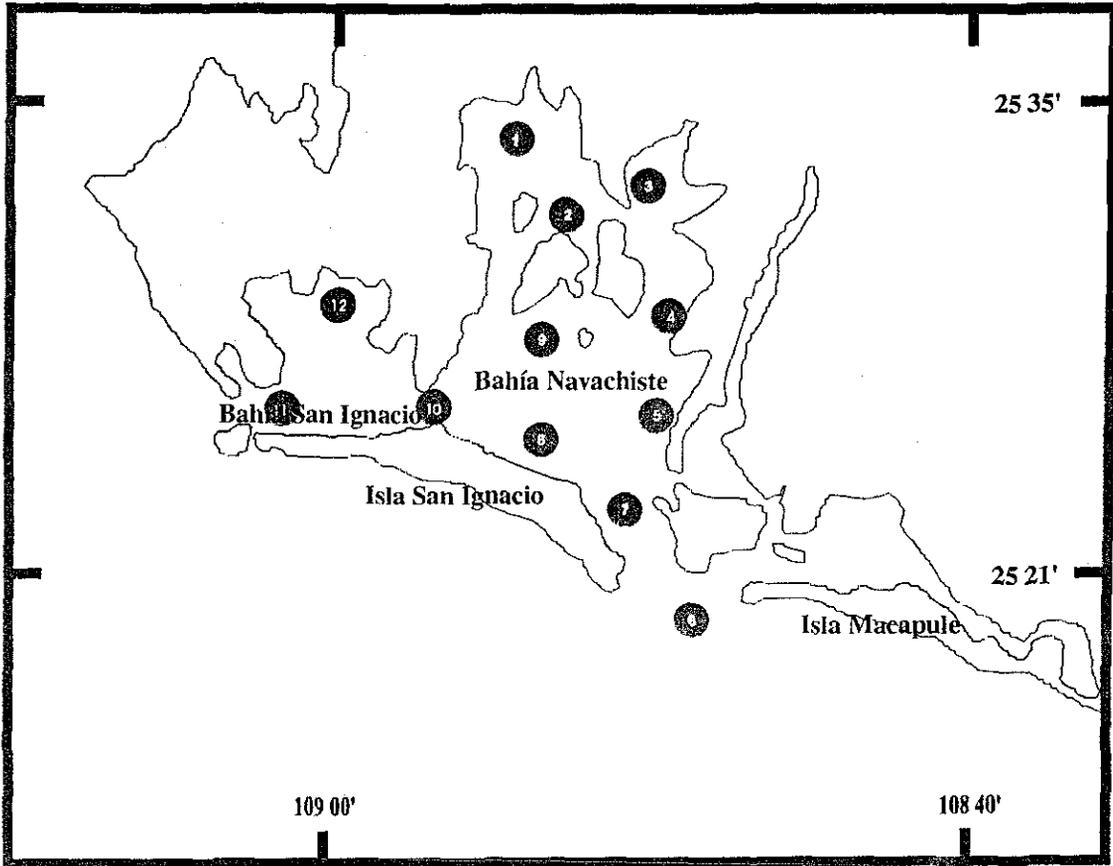
TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



● Puntos de muestreo

Mapa 2 Estaciones de muestreo en la laguna Topolobampo-Ohuira

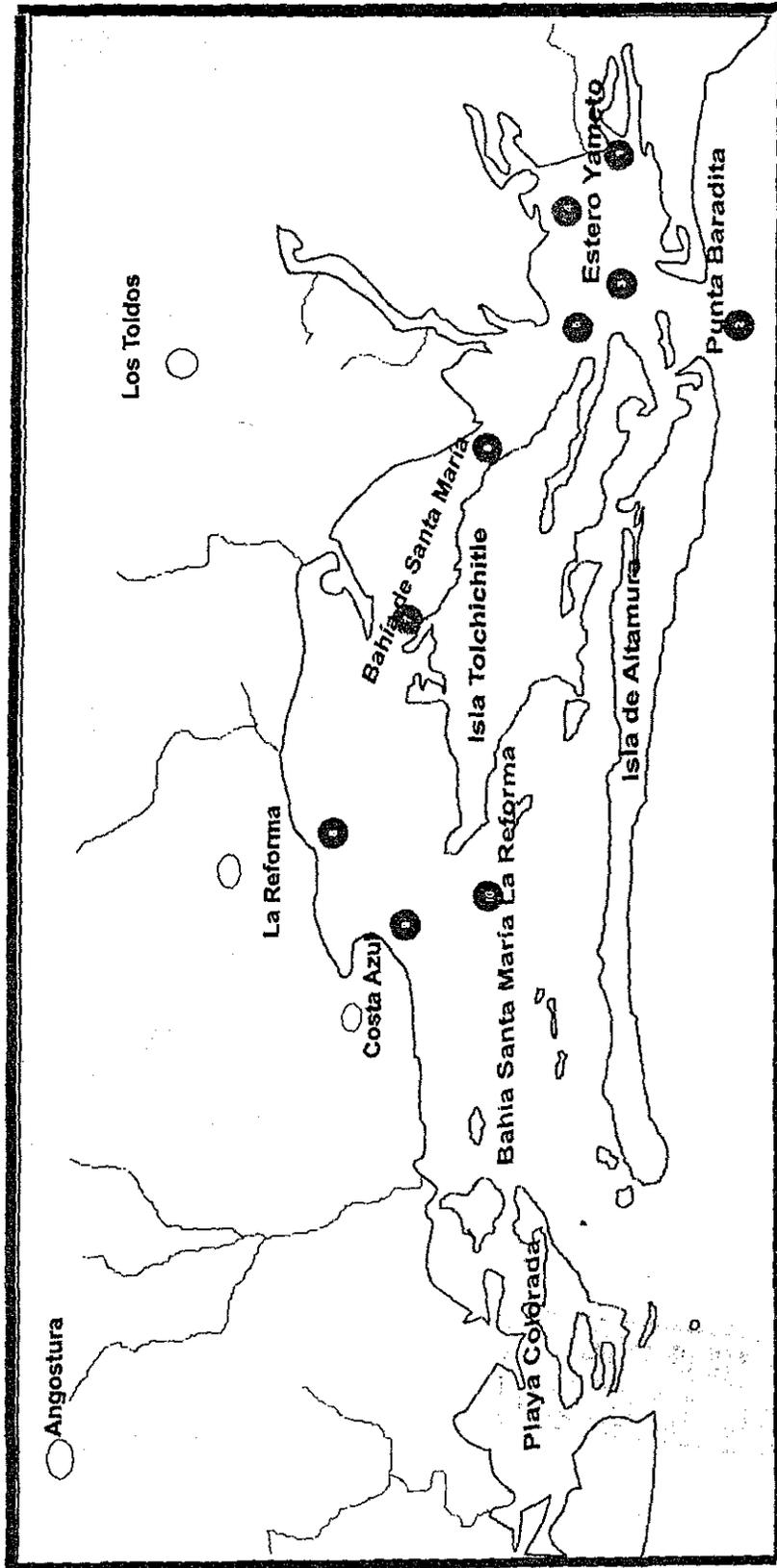
TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



● Puntos de muestreo

Mapa 3. Estaciones de muestreo en la laguna Navachiste-San Ignacio

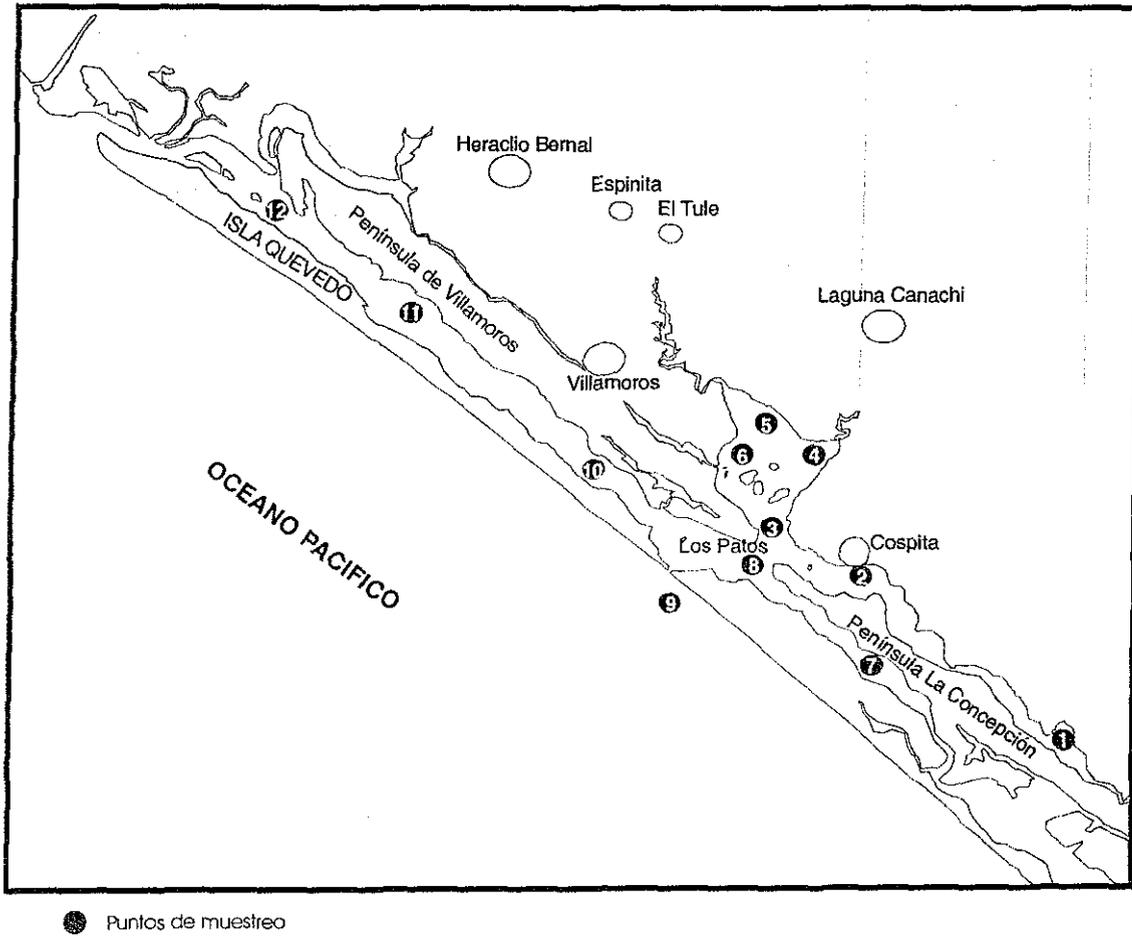
TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



● Puntos de muestreo

Mapa 4. Estaciones de muestreo en la laguna Santa María-La Reforma

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Mapa 5. Estaciones de muestreo en la Laguna Ceuta

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

---

**Procedimiento:**

(1) Con la ayuda de una lancha se muestrearon durante la pleamar todos los puntos previstos, 12 estaciones de muestreo en pleamar y las mismas estaciones en bajamar, obteniendo un promedio de 30 muestras por laguna. La muestra se obtenía a dos profundidades cuando era posible hacerlo, una muestra se tomaba en la superficie (20-50 cm), y otra en el fondo a una profundidad de 4-6 m aproximadamente dependiendo de la profundidad del punto de muestreo. La muestra superficial se obtenía utilizando un frasco de polietileno de boca ancha de 1L, la muestra del fondo se tomaba con una botella muestreadora tipo Van Dorn, y se vaciaba la muestra a un frasco de polietileno de boca ancha de 1L y se registraba la profundidad de la toma de muestra. Inmediatamente a ambas muestras se le media temperatura y se registraba tanto el punto de muestreo tomando en cuenta su latitud y longitud, como el nombre de dicho punto, así como también la salinidad (por un refractómetro de mano).

(2) El tiempo de recolección de las muestras estaba determinado por el tiempo de duración de pleamar y bajamar que por lo general era de 2-3 hr para pleamar y el mismo tiempo en bajamar

(3) Una vez terminado el muestreo se realizó la filtración de las muestras, las alícuotas permanecieron en refrigeración. Para la filtración de las muestras se utilizó un soporte de filtración con una membrana de 0.45 micras, luego de saturar el filtro, se filtraba un poco de agua destilada con la finalidad de eliminar las sales retenidas. La muestra filtrada (50ml) se recolectó en tubos de vidrio de 80 ml con tapón hermético, agregándole 3 gotas de la solución de  $\text{HgCl}_2$  0.4%. Posteriormente se guardaron en la oscuridad y refrigeración. Estas muestras se utilizaron para cuantificar el fósforo y el nitrógeno disueltos.

(4) Una vez separada la muestra filtrada, se procedió a separar la muestra sin filtrar, agregando 50 ml de muestra en otro tubo de vidrio de 80 ml, con la finalidad de determinarles nitrógeno y fósforo total

(5) Enseguida se procedió a guardar una muestra de reserva tanto filtrada como sin filtrar aproximadamente de 150 ml de cada una en frascos opacos de polietileno, manteniéndolas en refrigeración y se les agregó solución de  $\text{HgCl}_2$  0.4% para su conservación.

(6) Enseguida se realizó el muestreo en bajamar, el cual, por lo general, se realizó a medio día, con una duración de 2-3 hr. aproximadamente, para ello se llevó a cabo el mismo procedimiento descrito anteriormente.

## **6.2 Metodología de Laboratorio.**

### **6.2.1 Oxidación de compuestos nitrogenados y fosforados para la determinación de nitrógeno y fósforo total**

#### **Fundamento**

En el estudio de la oxidación de los compuestos de nitrógeno con persulfato en un medio alcalino, se observa que todas las especies de nitrógeno se oxidan hasta nitrato y que los enlaces orgánicos de fósforo son completamente descompuestos a fosfato (Grasshoff, et al., 1983)

#### **Reactivos**

*Agua destilada.*

*Mezcla oxidante:* Disolver 5 g de persulfato de potasio ( $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ) y 3 g de ácido bórico en 100 ml de 0.375 mol/L almacenar en botes de polietileno a temperatura ambiente. El reactivo es estable por 1 semana.

*Hidróxido de sodio 0.375 mol/L :* disolver 15 g. de hidróxido de sodio (NaOH) en agua destilada y aforar hasta 1 L. Guardar en frascos de polietileno.

#### **Almacenamiento de la muestra**

Almacenar en botes de polietileno a baja temperatura o bien agregar ácido.

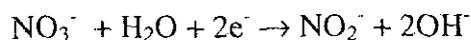
## Procedimiento

Agregar 5 ml de solución oxidante a 50 ml de muestra (estándar o blanco), cerrar el tubo y poner en autoclave al menos por media hora a 115°C (240°F). Una vez transcurrido este tiempo, se deja enfriar el autoclave, enseguida, se extraen los tubos con muestra y esperar a que se enfríen a temperatura ambiente. Enseguida se toma la muestra necesaria para la determinación de fósforo total y de nitrógeno total en forma de fosfatos y de nitratos, respectivamente

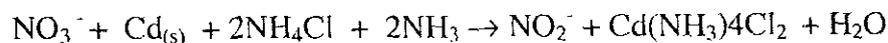
### 6.2.2 Determinación de nitratos

#### Fundamento

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-Hernández, 1979):



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



Algunos lotes de cadmio producen rendimientos más bajos de nitratos que otros, lo que sugiere que es importante la pureza del metal. Las columnas de cadmio gradualmente pierden su actividad con el uso, por lo que deben regenerarse continuamente.

#### Reactivos

*Disolución de sulfanilamida:* Disolver 5 g de sulfanilamida (4-NH<sub>2</sub>C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>SO<sub>2</sub>NH<sub>2</sub>) en una mezcla de 50 ml de ácido clorhídrico concentrado y 300 ml de agua destilada. Diluir a 500 ml con agua. La disolución es estable durante meses.

*N-(1-naftil)etilendiamina:* Disolver 0.5g de N-(1-naftil)etilendiamina ( $\text{NH}_2\text{C}_2\text{H}_4\text{NHC}_{10}\text{H}_7$ ) en 500 ml de agua destilada. La solución se guarda en frascos oscuros. Preparar la disolución cada mes o tan pronto se desarrolle un color café oscuro.

*Estándar de nitratos:* Secar el nitrato de potasio ( $\text{KNO}_3$ ) en estufa a  $100^\circ\text{C}/1$  hr. Pesar 0.1011 g de nitrato de potasio y disolver a 100 ml con agua destilada. La concentración obtenida será 0.01 M.

*Estándar diluido de nitratos:* Hacer diluciones hasta obtener concentraciones de 0.625  $\mu\text{M}$ , 1.25  $\mu\text{M}$ , 2.5  $\mu\text{M}$ , 5  $\mu\text{M}$ , 10  $\mu\text{M}$ , 20  $\mu\text{M}$ , para la realización de una curva que nos permita obtener la concentración de nitrógeno total en las muestras analizadas.

#### *Limaduras de cadmio*

*Disolución de sulfato de cobre (2%):* Se disuelven 20 g de sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) en 1000 ml de agua destilada.

*Disolución de HCl 2N:* Se aforan 85 ml de ácido clorhídrico (HCl) a 500 ml con agua destilada.

*Disolución de  $\text{HNO}_3$  0.3N:* Se aforan 10 ml de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) a 500 ml con agua destilada.

*Buffer de cloruro de amonio:* Se disuelven 175 g de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) grado reactivo en 500 ml de agua destilada.

*Disolución de lavado de cloruro de amonio:* Para 100 ml de solución 0.1 M, agregar 0.5345 g de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) y llevar a 100 ml con agua destilada.

#### **Preparación de la columna**

(1) Se preparan limaduras de cadmio raspando o limando una pieza de cadmio (realizarlo con tapabocas y con guantes debido a que el Cd se absorbe por la piel y

---

sustituye al Ca de los huesos), las limaduras deben ser de tamaño uniforme por lo que se usa la fracción de limadura retenida en una malla de 0.5 mm que pasa a través de una malla de 2 mm. El cadmio se puede obtener en forma de esferas de diámetro uniforme de Merck (malla 20) sin embargo es preferible usar limaduras, pues debido a su mayor superficie de contacto tienen una eficiencia mayor.

(2) Aproximadamente 40 g de limaduras de cadmio son lavadas con HCl 2N en un embudo de separación y enjuagadas perfectamente con agua destilada, lavadas con HNO<sub>3</sub> 0.3 N y enjuagadas de nuevo con agua destilada, lavados con HCl 2N para eliminar el ión NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y lavados de nuevo con agua destilada.

(3) El cadmio se trata con 200 ml de sulfato de cobre por cada 40 g de limaduras en una botella especial de lavado; se agita hasta que todo el color azul haya desaparecido de la solución y se formen partículas de cobre semicoloidal en el líquido sobrenadante.

(4) Se coloca un tapón de lana de vidrio en el extremo de la columna de reducción, la cual se llena con la disolución de lavado de cloruro de amonio. El cadmio cubierto de cobre se introduce lentamente invirtiendo el recipiente en la parte superior de la columna, y al mismo tiempo se palmea para permitir la sedimentación. La columna no debe de llenarse más arriba del nivel correspondiente al punto de descarga para evitar que se seque el cadmio.

(5) La columna se lava con 50 ml de la disolución lavadora de NH<sub>4</sub>Cl. Se deja reposar por un mínimo de 24 horas, renovando la disolución lavadora unas 3 ó 4 veces durante el período. La velocidad de flujo debe ser tal que 50 ml de disolución tarden en pasar entre 12 y 15 min. A través de la columna. Si el flujo es menor a 12 min, se disminuye regulando la velocidad de salida o poniendo un tapón de lana de vidrio más apretado, si el flujo es mayor de 15 minutos, se afloja el tapón de lana de vidrio, si no es posible regularlo, hay que emplear una llave de salida.

(6) Cuando la columna no se utiliza, se deja cubierta con la disolución de cloruro de amonio.

(7) Si la eficiencia de la columna baja es necesario repetir los pasos desde el inciso (2).

### **Calibración de la columna**

Es necesario calcular el factor de eficiencia de la columna. Se ha observado que la relación entre concentración y absorbancia es lineal, por lo que es posible obtener el factor usando únicamente una concentración conocida de nitratos.

Se mide 110 ml de estándar diluido de nitratos, en un matraz, y se agregan 2 ml de cloruro de amonio, se mezclan y se agregan a la columna; se descartan los primeros 50 ml del efluente y se miden los siguientes 50 ml en una probeta de vidrio, inmediatamente se agrega 1 ml de la disolución de sulfanilamida y se deja el reactivo reaccionar por un período de 2 a 8 min, se agrega 1 ml de la disolución de naftil etilendiamina, se mezcla y se lee a los 10 minutos mínimo y 2 horas máximo a 543 nm, contra un blanco de agua destilada.

El factor se calcula de la siguiente manera:

$$F = \frac{20 \mu\text{g de N-NO}_3}{\text{Absorbancia}}$$

F tiene un valor de 25, usando las concentraciones de estándar dados anteriormente.

### **Procedimiento**

Antes de analizar la muestra, se mide la cantidad de nitratos presentes en el agua destilada, el procedimiento a seguir es el mismo que el seguido para evaluar el factor, usando en lugar de 110 ml de estándar diluido, la muestra de agua destilada o problema que se va a analizar:

- (1) Descartar los primeros 50 ml que pasan a través de la columna y coleccionar los siguientes 50 ml en una probeta de vidrio.
- (2) Agregar 1 ml de la disolución sulfanilamida.
- (3) Mezclar y esperar 5 min
- (4) Agregar 1 ml de la disolución naftil etilendiamida.
- (5) Mezclar, esperar 10 min.
- (6) Leer a 543 nm contra un blanco de agua.

Estos pasos se ahorran cuando se utiliza como en este proyecto un autoanalizador de nitratos, en el que ya están montados los reactivos, en el caso de las muestras de río y de lagunas costeras analizadas se utilizaron diluciones de la muestra dependiendo de la concentración de nitrógeno contenido en la muestra.

### Cálculos

Se corrige la absorbancia con los blancos de reactivos y de turbidez y se calcula la concentración de nitratos:

- (1) Los resultados se pueden obtener mediante el uso de una regresión lineal en una calculadora científica o bien con el programa de computación Excel incorporando los datos de la curva (absorbancia obtenida en un espectrofotómetro uv-visible contra la concentración de los estándares de nitrato manejados, en este caso se utilizaron estándares de 1.25, 2.50, 5.00 y 10.00  $\mu\text{M}$ ).
- (2) Posteriormente se incorporan los datos de absorbancia obtenidas de las muestras analizadas, dichos datos se obtienen en unidades  $\mu\text{M}$  que posteriormente se pueden convertir a mg/L o bien  $\mu\text{g/L}$  según las unidades que se elija manejar:

$$\mu\text{M}_{\text{calculadora}}(\text{Factor de dilución})(\text{PM Nitrógeno})/1000 = \text{mg N/L}$$

$$\mu\text{M}_{\text{calculadora}}(\text{Factor de dilución})(\text{PM Nitrógeno}) = \mu\text{g N/L}$$

### 6.2.3 Determinación de ortofosfato disuelto

La misma muestra que se sometió a la digestión para el análisis de nitrógeno total, se analiza para obtener resultados de fósforo total con la siguiente técnica (Rosales-Hernández, 1979):

#### Fundamento

El fosfato presente, más el producido por la digestión ácida en la muestra reaccionan 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-Hernández, 1979).

#### Reactivos

*Acido sulfúrico 4.5 mol/L:* cuidadosamente adicionar 250 ml de ácido sulfúrico concentrado ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) a 750 ml de agua destilada. Permitir que se enfríe y diluir a 1 L. Guardar en frascos de polietileno.

*Solución de ácido ascórbico:* disolver 10 g de ácido ascórbico ( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$ ), en 50 ml de agua, después adicionar 50 ml de ácido sulfúrico 4.5 mol/L. Guardar en frascos de vidrio ámbar en el refrigerador. Es estable mínimo por una semana y puede ser usado mientras no desarrolle color.

*Reactivo mezclado (mix):* Disolver 12.5 g de heptamolibdato de amonio tetrahidratado  $(\text{NH}_4)_6 \text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ , en 125 ml de agua. También disolver 0.5 g de tartrato de potasio y antimonilo  $(\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O})$  en 20 ml de agua destilada. Adicionar la solución de molibdato a 350 ml de ácido sulfúrico 4.5 mol/L, mezcle continuamente. Adicionar la solución de tartrato y mezcle bien. Reactivo estable por varios meses.

*Heptamolibdato de amonio 0.073 M:* Disolver 3.0 g de heptamolibdato de amonio  $(\text{NH}_4)_6 \text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$ , en agua destilada y diluir a 100 ml. Guardar en un frasco de plástico protegiéndolo de la luz directa del sol. Si se llega a formar un precipitado, preparar una nueva disolución.

*Disolución estándar de fosfatos:* pesar 136.1 mg de fosfato monobásico de potasio  $(\text{KH}_2\text{PO}_4)$  (que ha sido previamente secado a 100 °C) en agua destilada y diluir a 100 ml, en un frasco volumétrico. Agregando antes 0.2 ml de solución de ácido sulfúrico 4.5 M. Guardar en frascos de vidrio en refrigeración, estable por meses. Concentración obtenida es de 10  $\mu\text{M}/\text{ml}$ .

*Disolución estándar diluida de fosfatos:* 10 ml de la disolución de fosfatos se diluyen con agua destilada a 1000 ml en un frasco volumétrico. 1 ml de disolución contiene 0.06  $\mu\text{g}$  de  $\text{PO}_4/\text{ml}$ . Esta disolución se prepara en el momento de usarse.

*Blanco de turbidez:* Si al leer la absorbancia de la muestra contra un blanco de agua destilada, se obtiene una lectura mayor de 0.05 las disoluciones deben filtrarse pues la materia en suspensión pueden afectar el método.

*Blanco de reactivos:* Se efectúa el procedimiento de la muestra, usando 50 ml de agua destilada en lugar de muestra. El blanco de reactivo no debe exceder la lectura de 0.02; si es mayor, se usa agua redestilada; si da el mismo valor hay que revisar el reactivo de molibdato de amonio.

## Procedimiento

- (1) Medir 10 ml de muestra digerida y colocarla en una probeta graduada (si es necesario, realizar diluciones).
- (2) Agregar 250  $\mu\text{L}$  de la mezcla de reactivos ácido-molibdato y mezclar.
- (3) Agregar 250  $\mu\text{L}$  de la disolución de ácido ascórbico.
- (4) Esperar 15 min y leer la absorbancia de la disolución a una longitud de onda de 882 nm, usando un blanco de agua destilada. Enjuagar la celda con la disolución de muestra antes de colocarla para leer la absorbancia.
- (5) Corregir la absorbancia medida restando la lectura del blanco de turbidez y del blanco de reactivos.

### Cálculos

Sustraer la absorbancia de los blancos, de la absorbancia de la muestra y convertir este valor de absorbancia a la concentración correspondiente de fósforo haciendo una regresión lineal de los datos obtenidos con estándares de fósforo en concentraciones de 0.625, 1.25, 2.5, 5.0, 10.0  $\mu\text{M}$ , dichos datos se insertan en la calculadora con la función de regresión lineal o bien utilizando el programa de computación Excel y se incluyen, una vez realizada la curva de regresión, los datos de absorbancia obtenidas de las muestras analizadas, obteniendo de esta forma la concentración en  $\mu\text{M}$  de las muestras, enseguida se hace la siguiente conversión de unidades:

$$\mu\text{M}_{\text{calculadora}}(\text{Factor de dilución})(\text{PM Fósforo})/1000 = \text{mg N/L}$$

$$\mu\text{M}_{\text{calculadora}}(\text{Factor de dilución})(\text{PM Fósforo}) = \mu\text{g N/L}$$

### 6.2.4 Sólidos totales

#### Material y equipo

Membranas de 0.45 micras GF/F, estufa, pinzas, cajas de petri de plástico o vidrio, palillos, balanza analítica, desecador.

## Procedimiento

- (1) Las membranas sin muestra se someten a 400°C por 2 h., se taran y se registra el peso.
- (2) Posteriormente se guardan en cajas petri de plástico o vidrio.
- (3) Se filtra la muestra de agua en el campo y se enjuaga con agua destilada, si la muestra filtrada era de laguna costera.
- (4) Se someten a 100°C en una estufa durante 4 hr, aproximadamente.
- (5) Enseguida, se colocan en un desecador durante 10 min, para que tomen la temperatura ambiente, sin adquirir humedad del mismo.
- (6) Posteriormente se pesan en una balanza analítica, y se registra el peso.

$$\text{mg/L ST} = \frac{\text{Peso membrana con muestra} - \text{peso membrana sin muestra} (1 \times 10^6)}{\text{ml de muestra filtrada}}$$

### 6.2.5 Pérdidas por ignición

#### Material y equipo

Membrana con muestra de sólidos totales, pinzas, cápsulas de porcelana, mufia, balanza analítica.

#### Procedimiento

- (1) Las membranas sin muestra se someten a 400°C por 2 hr, se taran y se registra el peso.
- (2) Posteriormente se guardan en las caja petri de plástico o vidrio.
- (3) Se filtra la muestra de agua en el campo y se enjuaga con agua destilada, si la muestra filtrada era de laguna costera.
- (4) Se someten a 100°C en una estufa durante 4 h., aproximadamente.

- (5) Enseguida, se colocan en un desecador durante 10 min, para que tomen la temperatura ambiente, sin adquirir humedad del mismo.
- (6) Posteriormente se pesan en una balanza analítica, y se registra el peso para calcular los sólidos totales.
- (7) Una vez calculados los sólidos totales, estas mismas membranas se colocan en una cápsula de porcelana dentro de una mufla durante 2 h. a 400 °C, posteriormente se espera a que se enfríe la mufla y enseguida se extraen las membranas del interior con mucho cuidado utilizando pinzas y se colocan en su respectiva caja de petri.
- (8) Después se colocan por 10min. en un desecador una vez transcurrido este tiempo, se pesan en una balanza analítica y se procede a los siguientes cálculos:

$$\text{mg/L de C} = \frac{\text{peso membrana sólidos totales} - \text{peso membrana sometida a mufla} (1 \times 10^6)}{\text{ml de muestra filtrados}}$$

### 6.3 Procesamiento de la información

#### 6.3.1 Cálculos de flujo de nutrientes aportado por la camaronicultura

Para contar con los flujos y cargas de nutrientes procedentes de las granjas camaronícolas, se requiere tener información detallada de cómo operan y se manejan cada una de las granjas existentes en la cuenca de drenaje en estudio, así como saber su comportamiento respecto a los flujos de ingreso y de egreso de nutrientes de cada una de ellas. Esta información además de no estar disponible, resulta laborioso detallarla y emplearla en un balance global de las cargas de nutrientes, que, finalmente, no tiene que ser tan preciso, pero sí confiable con respecto a cierto orden de magnitud. Al no disponer de suficiente información, se puede hacer una primera estimación de la carga global a partir de dos estrategias, una, aplicando un modelo representativo de todas las granjas (e.g. Páez-Osuna et al. 1999), y otra, aplicando

modelos individualmente por cada tipo de manejo existente y al final integrar los resultados, esta última estrategia fue la utilizada en este trabajo, sumando simplemente las cargas producidas por cada tipo de estanquería de acuerdo con la superficie dedicada en cada caso. En este trabajo se tomará un modelo general representativo para evaluar la carga de nutrientes, para cada tipo de granja, según si es de tipo extensivo, semi-intensivo o intensivo. Para elaborar el modelo en cada caso se tomaron las siguientes consideraciones (Páez-Osuna, 2001):

Que las granjas lleven a cabo ciclos de cultivo de 120 días. Aunque se tiene claro que no siempre es así, se puede decir que la mayoría de las granjas operan con esta duración. Hay granjas que su ciclo lo extienden más allá de los 120 días y viceversa, dependiendo de factores externos como el precio del camarón o los compromisos de venta o a veces de amenaza de cierta enfermedad (Páez-Osuna, 2001).

Se utilizó para el modelo en cada tipo de cultivo una tasa de recambio de agua del 4%. Obviamente hay estanques que operan con recambios mayores o menores, pero este porcentaje se asume que es representativo para la mayoría de las granjas de Sinaloa (Páez-Osuna, 2001).

La composición del alimento suministrado se asume que es granulado y contiene en promedio un 35% de proteínas y 1.2% de fósforo. Aunque es variable la composición del alimento empleado en las granjas, esta composición protéica es la que más frecuentemente se observa en las etiquetas de los alimentos de la mayoría de las granjas. El contenido de fósforo fue evaluado previamente en varios alimentos para camarón empleados en el Sur de Sinaloa (Páez-Osuna et al., 1997).

El factor de conversión de alimento, definido como la razón de la cantidad de alimento añadido (en peso seco) dividido entre el peso (húmedo) de camarón cosechado, aunque variable según la granja y la época del año, se estima para esta primera estimación que es de 1.5 para cada ciclo (Páez-Osuna, 2001).

La fertilización para la estanquería semi-intensiva e intensiva se asume en este modelo que se hace dosificando urea y superfosfato triple con un 45% de nitrógeno y un 20% de fósforo, respectivamente. De manera generalizada se asume que la fertilización se hace para estanques semi-intensivos e intensivos a razón de 6 8 Kg/ha de superfosfato triple y 29.5 Kg/ha de urea, y en el caso de los estanques de tipo extensivo se asume que no hay fertilización (Páez-Osuna, 2001).

Para los cultivos semi-intensivos la siembra de la poslarva (PL) se considera de 10-20 PL/m<sup>2</sup>, para el extensivo <10 PL/m<sup>2</sup>, y para el cultivo intensivo se asume que es de 25-50 PL/m<sup>2</sup>.

El contenido de fósforo y nitrógeno para el camarón cultivado, en este caso, *L.vannamei* o bien *L stylirostris*, es de 0.37% P y 3.41% N en peso húmedo, i.e. 1.2% P y 11.0% en peso seco (Boyd y Teichert-Coddington, 1995; Páez-Osuna et al., 1997).

El flujo másico de nutrientes en el agua que ingresa a los estanques depende de la tasa de recambio y de la concentración de nitrógeno y fósforo del agua que ingresa a los estanques. A pesar de que las granjas emplean agua de diversas áreas, se puede generalizar que las granjas toman el agua de dos formas: (a) unas, desde el litoral directamente del mar de donde la bombean de acuerdo a sus necesidades; y (b) otras, que son la gran mayoría desde las lagunas o esteros utilizando un pequeño canal denominado canal de llamada. En un estudio a lo largo de un año realizado en cuatro diferentes granjas durante dos ciclos consecutivos en el centro y sur de Sinaloa se encontró que la concentración promedio de nitrógeno y fósforo total fue de 346 µg N/L y 161 µg P/L para la época de secas y de 378 µg N/L y 124 µg P/L para la época de lluvias (Páez-Osuna et al., 1999). A partir de esto se asume que una concentración representativa para el agua de suministro sería de 362 µg N/L y 142 µg P/L.

Respecto al agua de salida descargada durante las operaciones de recambio y durante la cosecha, cuando se vacían los estanques, lo más deseable sería contar con

información detallada de la composición de los efluentes de manera continua en cada una de las granjas que conforman a la cuenca de drenaje. En el mismo estudio señalado en el punto anterior (Páez-Osuna et al., 1999), se obtuvieron algunos datos que permiten suponer que:

Para granjas extensivas, el agua de egreso presenta un flujo de 8.3 Kg de N y de 7.5 Kg de P por ha de cultivo por ciclo, este flujo sería considerado como el flujo mínimo de la granja camaronícola, pero al cabo de un tiempo de cultivo (8 años) los sedimentos de la granja camaronícola son removidos de la granja para ser desechados a la laguna costera que la alberga (en Sinaloa todavía no se practica este procedimiento en granjas de tipo extensivo), representando un mayor flujo de nutrientes proveniente de la granja camaronícola, tomando como valor máximo el flujo de nutrientes de 31.3 Kg de N y de 10.9 Kg de P por hectárea cultivada por ciclo. Otro aspecto que se debe tomar en cuenta es que no todas las granjas presentan un ciclo de cultivo anual, sino que la mayoría presentan 2 ciclos anuales. Se estima que un 74 % de las granjas en Sinaloa presentan 2 ciclos anuales, y el 26% restante presentan un ciclo de cultivo al año (Fig. 4).

Para el caso de las granjas de tipo semi-intensivo se estima un flujo mínimo por ha por ciclo de 8.3 Kg de N y 7.5 Kg de P y un flujo máximo de 74.6 Kg de N y de 19.9 Kg de P por hectárea por ciclo (Fig. 5).

Para el caso de las granjas intensivas se estima un flujo mínimo de 7.2 Kg de N y 8.6 Kg de P por hectárea por ciclo y un flujo máximo de 95.4 Kg de N y 33.0 Kg de P por hectárea por ciclo (Fig. 6)

La producción entre granja y granja camaronícola es variable, pero para los fines de cálculo se contempla la obtenida para el año 2000, el promedio para un estanque extensivo, semi-intensivo e intensivo fue de 300, 900 y 2000 Kg/ha respectivamente. Estos datos se ajustaron de acuerdo a la información disponible a nivel estatal, buscando llegar a un promedio por tipo de cultivo (Páez-Osuna, 2001).

Para el cálculo de carga de nutrientes procedentes de la camaronicultura se consideró un balance de masas y a partir de las siguientes ecuaciones se obtuvieron las pérdidas ambientales de nitrógeno ( $L_n$ ) y fósforo ( $L_p$ ):

$$L_p = FC_{Fp} + fC_{fp} + IC_{Ip} - HC_{Hp} \quad (1)$$

$$L_n = FC_{Fn} + fC_{fn} + IC_{In} - HC_{Hn} \quad (2)$$

Donde  $C_F$ ,  $C_f$ ,  $C_I$  y  $C_H$  se refiere al contenido de nitrógeno (n) o fósforo (p) en el alimento (F), el fertilizante (f), el aporte de agua (I) y la cosecha (H), respectivamente. A partir de las ecuaciones (1) y (2), y de la información que aparece en cada uno de los modelos elaborados es posible calcular la carga por ha de cultivo para cada nutriente y cada sistema de cultivo. A partir de estos flujos y de la superficie dedicada a la camaronicultura se estimó la carga global por cada sistema lagunar.

Para la realización de los cálculos se utilizó el programa de computación Excel para manejar los datos disponibles más recientes obtenidos de un estudio realizado en 1999 por Lyle-Fritch et al., (2001) del número y tipo de granjas, así como el hectareaje de estanquería en uso en cada granja distribuida en cada sistema lagunar estudiado.

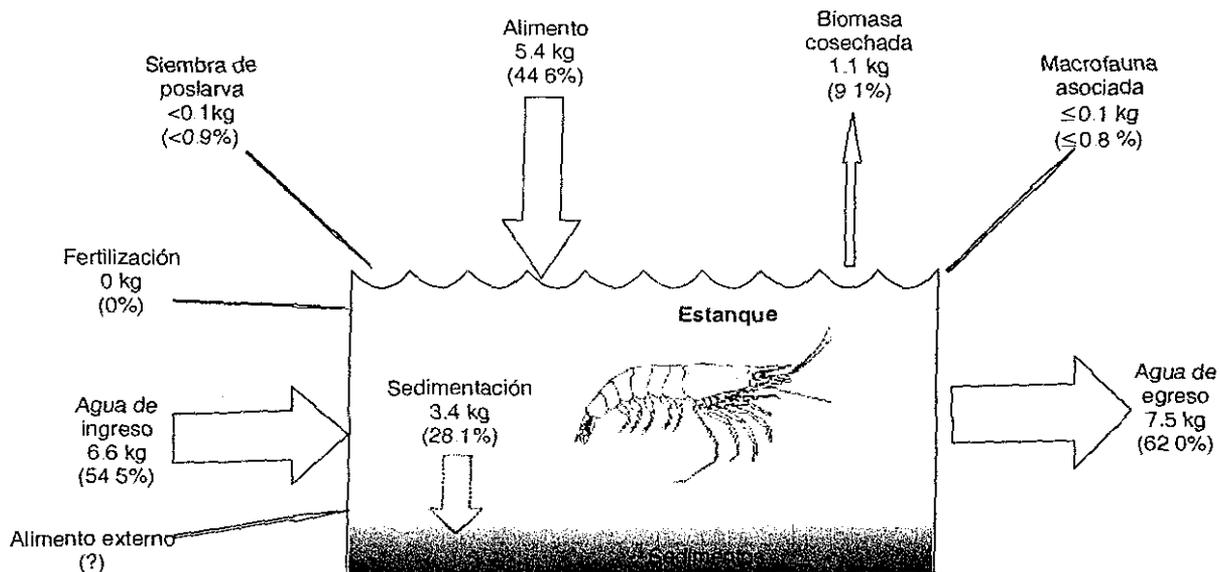
Los cálculos se realizaron en el siguiente orden:

(1) Se clasificó el número de granjas que correspondían a un determinado tipo de cultivo por sistema lagunar con la información más reciente (Lyle-Fritch et al., 2001).

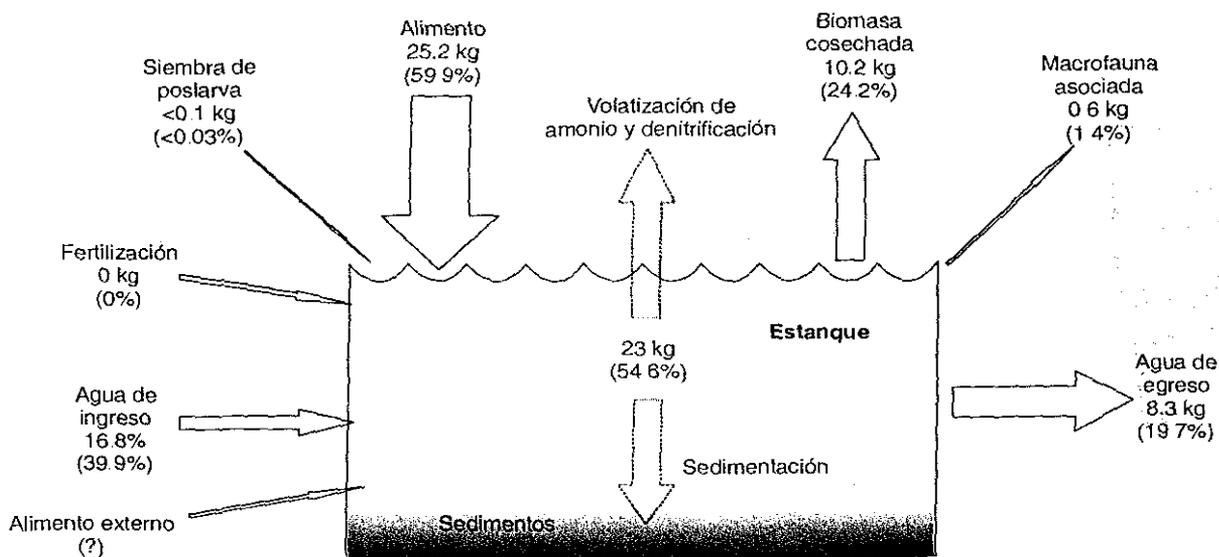
(2) Una vez clasificadas y cuantificadas las granjas, se determinó el número de granjas que presentaban uno y dos ciclos de cultivo anuales que representan el 26% y el 76% respectivamente, de las granjas totales cuantificadas por cada sistema lagunar.

(3) Enseguida se obtuvieron los datos de flujos de nutrientes por cada tipo de granja tomando en cuenta los flujos mencionados en el punto número 8 de las consideraciones anteriores, tomando en cuenta que para las granjas que tenían dos ciclos de cultivo, estos flujos se multiplican por dos.

# Fósforo



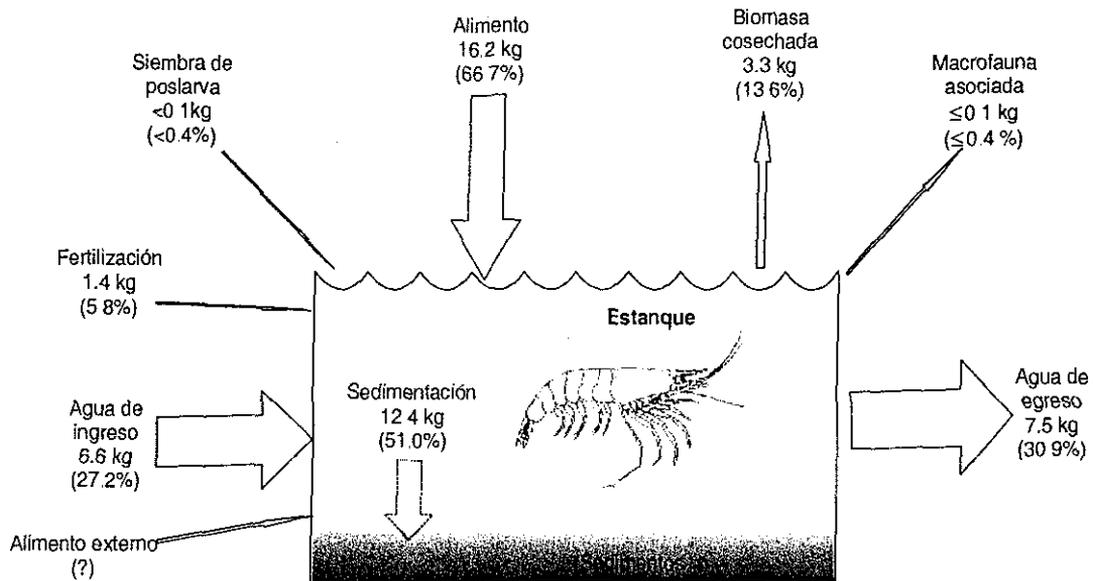
# Nitrógeno



**Fig. 4.** Balance de masas para el P y N en una granja extensiva, sobre la base de una ha y un ciclo de cultivo (Tomado de Páez-Osuna, 2001).

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

# Fósforo



# Nitrógeno

**TESIS CON FALLA DE ORIGEN**

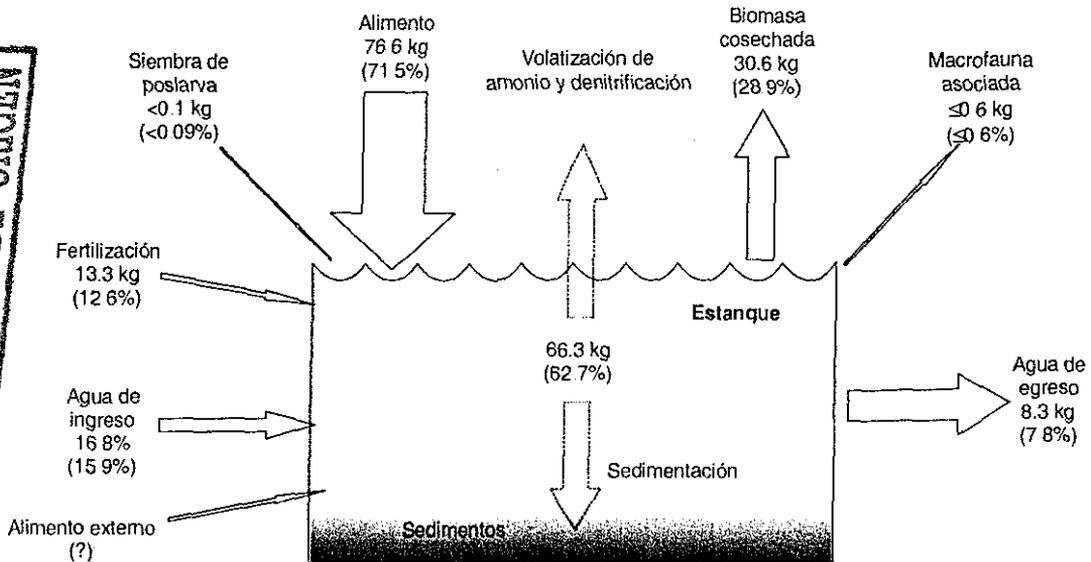
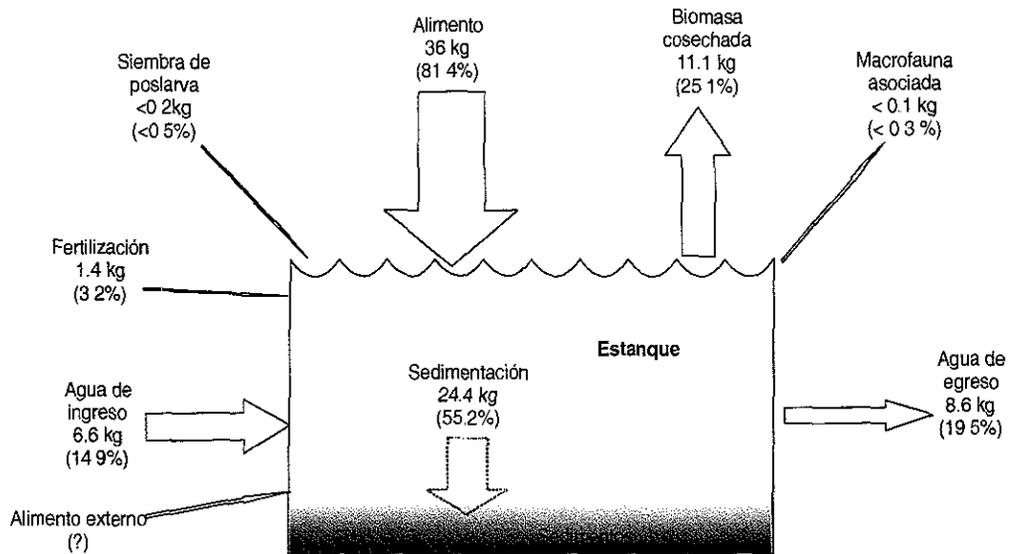
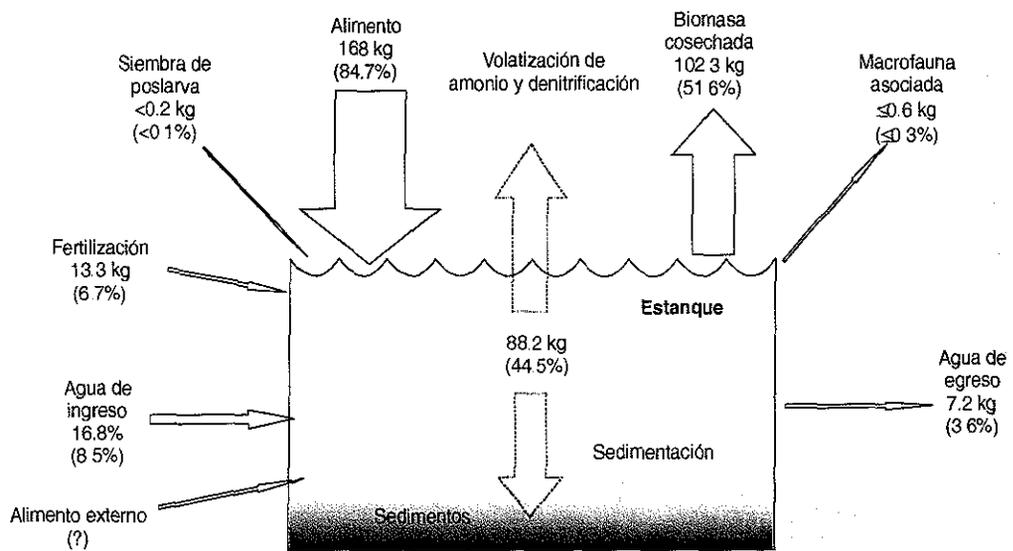


Fig. 5. Balance de masas para el P y N en una granja semi-intensiva, sobre la base de una ha y un ciclo de cultivo (Tomado de Páez-Osuna, 2001).

## Fósforo



## Nitrógeno



**Fig. 6.** Balance de masas para el P y N en una granja intensiva, sobre la base de una ha y un ciclo de cultivo (Tomado de Páez-Osuna, 2001).



Fotografía aérea de un agranja de camarón

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES EN ECONOMÍA Y ESTADÍSTICA  
CARRERA DE ECONOMÍA

(4) Una vez realizados los cálculos se realizaron gráficas que integraban el valor máximo y mínimo de nutrientes aportado por la totalidad de las granjas camaronícolas adyacentes a cada sistema lagunar.

(5) Se calculó la media y la desviación estándar para cada sistema lagunar.

### **6.3.2 Cálculo de la carga de nutrientes procedente de la agricultura**

Para la realización de este cálculo se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones: que las prácticas de fertilización que se efectúan en la región del noroeste de México se dan de acuerdo con la guía de campo elaborada por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (Anónimo, 1985), donde se señalan las dosis de fertilización según el tipo de cultivo y la época del año.

Para la realización de los cálculos de la cantidad aportada de N y P en forma de fertilizante hacia los cultivos agrícolas, fue necesario investigar, primeramente el hectareaje de agricultura que alberga cada cuenca hidrológica, para alcanzar este objetivo fue necesario elaborar dos mapas con una misma escala obtenidos del Anuario Estadístico de Sinaloa (INEGI, 2000), uno de ellos integra la división de las cuencas hidrológicas y el otro, integra la localización de las regiones agrícolas, mediante el programa de Auto Cad (versión 2000) se pudo calcular la proporción del área que corresponde a la agricultura dentro de la cuenca hidrológica que está relacionada con una determinada laguna costera. El área real dedicada a la agricultura por cuenca se obtuvo multiplicando el porcentaje de agricultura por el área total de la cuenca hidrológica perteneciente al estado de Sinaloa (INEGI, 1995). Una vez obtenidos estos datos de hectareaje de agricultura por cuenca, se procedió a investigar por cuenca, que hectareaje de esta agricultura pertenece a la agricultura de riego, así como el tipo de cultivo (INEGI, 2000). Después de haber obtenido los datos de hectareaje de riego por cada cuenca hidrológica que influye sobre una determinada laguna costera, se calculó la cantidad de fertilizante aplicado por cada tipo de cultivo, para este cálculo fue necesario investigar los datos de cantidad de N y P aplicados

para cada tipo de cultivo existente en cada cuenca hidrológica, estos datos fueron obtenidos de las guías de cultivo para la asistencia técnica agrícola publicadas por el INIFAB (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias) (1997), recopilándose estos datos en la Tabla 4. Así una vez obtenidos estos datos, se calculó la concentración de nutrientes aplicados en cada cuenca hidrológica. Ackefords y Enell (1990) estimaron que del fertilizante aplicado, sólo del 10 al 50% se va hacia los drenes agrícolas, en el caso del nitrógeno y para el caso del fósforo se va un máximo del 5%, así que en base a este dato se calculó el flujo hacia los drenes, pero además es necesario tomar en cuenta que durante el transporte de los nutrientes desde las tierras agrícolas hasta las aguas costeras adyacentes ocurre la “autopurificación”, tanto del nitrógeno como del fósforo. La tasa de “autopurificación” de nitrógeno y fósforo observado en otras regiones ha sido de 50% y de 25% respectivamente (Gánem, 1990; Ackefords y Enell, 1990).

**Tabla 4. Dosis de fertilizante aplicado de acuerdo al cultivo agrícola según la guía de campo (INIFAB, 1997).**

Especie Cultivada	Fertilizante (Kg N/ha)	Fertilizante (KgP/ha)	Datos usados	Datos
			para los cálculos N (Kg/ha)	usados para los cálculos P (Kg/ha)
<i>Maíz</i>	250	50-100	250	75
<i>Sorgo</i>	80-100	No se aplica	90	0
<i>Frijol</i>	46-60	No se aplica	53	0
<i>Garbanzo</i>	40	40	40	40
<i>Trigo</i>	160	40	160	40
<i>Cártamo</i>	80-120	No se aplica	100	0
<i>Algodón</i>	153	13	153	13
<i>Papa</i>	120	120	120	120
<i>Cíclicos</i>	326.6	400.2	326.6	400.2
<i>Soya</i>	40	60	40	60
<i>Arroz</i>	135.3	No se aplica	135.3	0

Así que después de esta consideración se hizo un cálculo, tomando en cuenta los porcentajes de autodepuración descritos en el punto anterior, para así obtener el flujo final de los nutrientes hacia los sistemas lagunares estudiados.

Otro método que se utilizó para el cálculo de los flujos de nutrientes en los drenes agrícolas, estuvo basado en una investigación bibliográfica sobre estudios de flujos de nutrientes provenientes de la agricultura de otros países y se consideraron las concentraciones de N y P que se presentan en lugares con un similar tipo de cultivo y suelo. Los datos que se tomaron en cuenta fueron flujos en los drenes agrícolas, 43 a 85 Kg/ha/año de N y de 1 a 5.3 Kg/ha/año de fósforo. Una vez calculados los Kg/año en cada cuenca con un determinado hectareaje de cultivo, se tomó en cuenta la consideración anteriormente señalada, en cuanto a la autodepuración, obteniendo así un segundo dato con un segundo método

### **6.3.3 Estimación de la carga de nutrientes procedente de los efluentes municipales**

Primeramente se procedió a recalcular el equivalente de población para Sinaloa previamente estimado por Páez-Osuna et al., (1998b) de 6 gN/persona al día y 1.4g P/persona al día. De acuerdo con las mediciones efectuadas y se obtuvo un flujo másico de 5.4 gN/persona al día y 3.03 gP/persona al día. Para la descarga municipal en cada sistema lagunar, se tomó en cuenta la población que alberga la cuenca de drenaje respectiva, así como la distancia de los poblados a la laguna costera.

Para obtener la población de cada una de las localidades de cada cuenca de drenaje en estudio, así como para estimar la distancia de sus drenes de descarga hacia la laguna costera, se usó el sistema de cómputo Auto Cad (versión 2000), donde se capturaron mapas de Sinaloa que incluyen poblaciones de cada municipio, así como un mapa que integra la división de las cuencas de drenaje, empleando los Resultados Definitivos Tabulados Básicos del Censo de Sinaloa (INEGI, 2000) en donde se obtuvo la

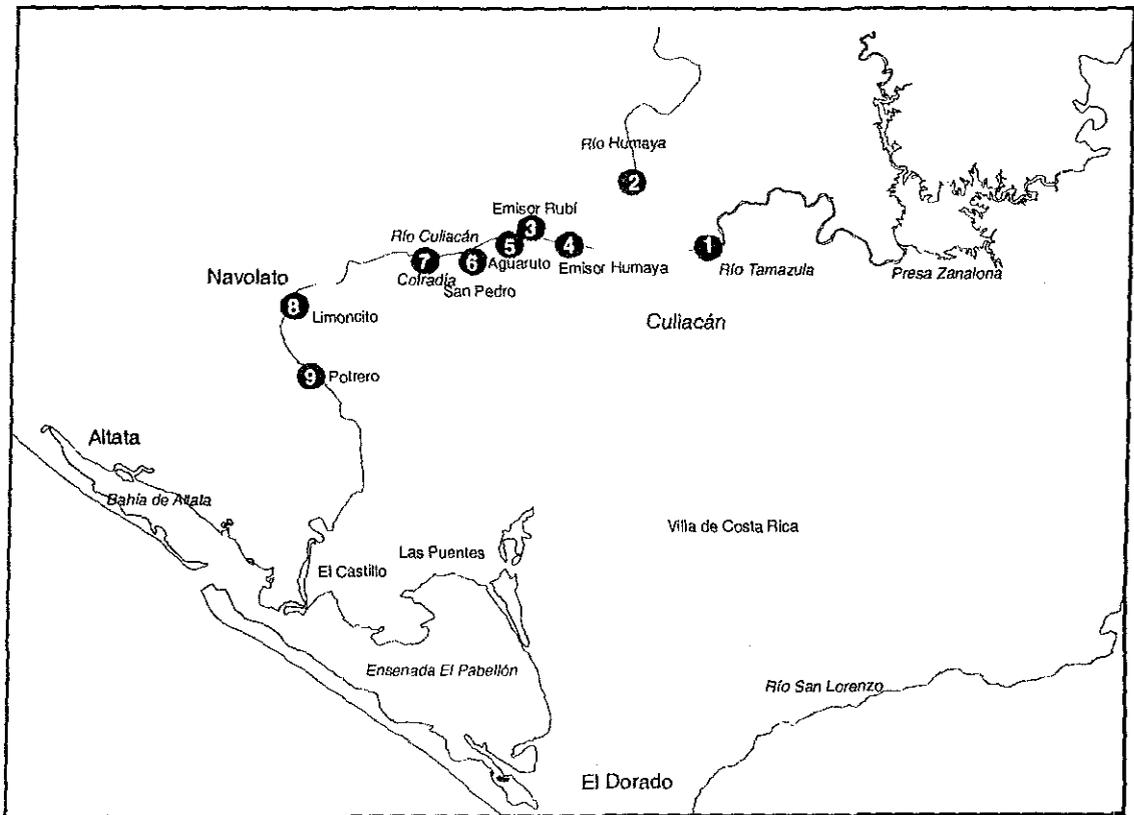
cantidad de pobladores de cada localidad así como el número de personas que tenían acceso al drenaje.

Otro importante aspecto que se consideró, es que durante el transporte de los nutrientes desde donde descargan los efluentes municipales y hasta las aguas costeras adyacentes ocurre la “autopurificación” tanto del nitrógeno como del fósforo; para esto fue necesario saber la distancia recorrida por la corriente y el porcentaje de autopurificación de N y P.

Para obtener los datos de porcentaje de autopurificación de nutrientes por la senda que recorre la descarga desde la cabeza del emisor hasta la entrada del sistema lagunar, se realizó un estudio, muestreando la cabeza del emisor y hasta un punto, justo antes de la entrada al sistema lagunar, para ello se seleccionaron puntos intermedios a lo largo del río Culiacán (Mapa 1):

- 1.-Río Tamazula (ríos naturales)
- 2.-Río Humaya (ríos naturales)
- 3.-Emisor Rubí
- 4.-Emisor Humaya
- 5.-Estación Aguaruto
- 6.-Estación San Pedro
- 7.-Estación Cofradía
- 8.-Estación Limoncito
- 9.-Estación Potrero

1 y 2 son ríos sin contaminación aparente que al unirse en la Ciudad de Culiacán, forman el río del mismo nombre.



● Puntos de muestreo

Mapa 1. Estaciones de muestreo en el Río Culiacán

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Una vez obtenidas las concentraciones de N y P en cada punto de muestreo se aplicó un Modelo Unidimensional para calcular el vertido total del Río Culiacán tomando en cuenta la autodepuración existente. Enseguida se describe el modelo empleado:

### 6.3.3.1 Modelo Unidimensional (Metcalf y Hedí, 1996).

Los ríos y los estuarios suelen tener una dimensión preponderante, constituyendo cuerpos de agua mucho más largos que anchos. Como consecuencia de ello, las aportaciones de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales u otras fuentes se mezclan rápidamente en la sección transversal, lo cual justifica la adopción de modelos unidimensionales. En este tipo de modelos sólo se pretende calcular las variaciones longitudinales de las concentraciones de los constituyentes, tomando como punto de partida los valores medios en cada sección. La ecuación general de conservación de la masa se aplica a cada sección del curso del agua con el fin de obtener un valor medio representativo, lo cual conduce, para constituyentes con cinética de primer orden, a la siguiente expresión:

$$\partial C/\partial t = -U(\partial C/\partial x) + (\partial/\partial x)[(E_x + E_L) \partial C/\partial x] - KC + \Sigma I \quad (1)$$

Donde:  $x$  = distancia longitudinal a lo largo del río o estuario, L.

$E_L$  = coeficiente de dispersión longitudinal,  $L^2/T$

$$E_L = 0.011 U^2 B^2 / H u_* \quad (2)$$

Donde:  $E_L$  = coeficiente de dispersión longitudinal,  $L^2/T$

$U$  = velocidad media transversal,  $L/T$ .

$B$  = anchura del curso de agua, L.

$H$  = profundidad del curso de agua, L.

$u_*$  = velocidad tangencial,  $L/T = \sqrt{gH_s}$

$g$  = aceleración de la gravedad,  $L/T^2$

$s$  = pendiente del curso de agua,  $L/L$ .

La ecuación (1) es prácticamente idéntica a la ecuación (2), sin incluir los términos con derivadas respecto a las dos restantes variables espaciales (y,z), con la excepción de la introducción del término asociado a la dispersión, que es diferente e independiente del fenómeno de dispersión turbulenta. El término asociado a la dispersión surge como consecuencia del proceso seguido para la obtención del valor medio que caracteriza cada una de las secciones como resultado de la relación entre la velocidad transversal y las variaciones de las concentraciones. En los cuerpos de agua naturales, la dispersión suele ser provocada por las variaciones laterales de la velocidad. Para estimar el valor del coeficiente de dispersión se empleó la ecuación (2):

La ecuación (2) es una aproximación, ya que no incorpora la influencia de posibles zonas muertas en las que puede quedar atrapada materia, incrementando, por lo tanto, el valor del coeficiente de dispersión efectivo. Los meandros pueden aumentar o reducir la dispersión dependiendo de su configuración, en particular, la dispersión puede aumentar como consecuencia de la existencia de una sucesión de meandros separados por escasa distancia. En estuarios, las inversiones de flujo provocadas por la marea, así como las corrientes secundarias provocadas por los gradientes de salinidad, tienden a aumentar la dispersión. Normalmente, la dispersión es mucho mayor que la difusión turbulenta, de modo que se puede despreciar el valor de  $E_x$  frente al de  $E_L$ .

Existen dos tipos de vertido de aguas residuales, el vertido instantáneo y el vertido continuo, en el caso del emisor conectado al Río Culiacán, este se asumió que presenta un flujo de tipo continuo

La solución de la ecuación (1) para un vertido continuo en el punto  $x = 0$  es:

$$C = (M' / A\sqrt{U^2 + 4KE_L}) e^{(xU/2E_L) (1 \pm \sqrt{1 + 4KE_L/U^2})} \quad (3)$$

Donde:  $M'$  = velocidad de vertido,  $M'/T = Q_D C_D$

$Q_D$  = caudal de vertido,  $L^3/T$ .

$C_D$  = concentración del vertido,  $M/L^3$ .

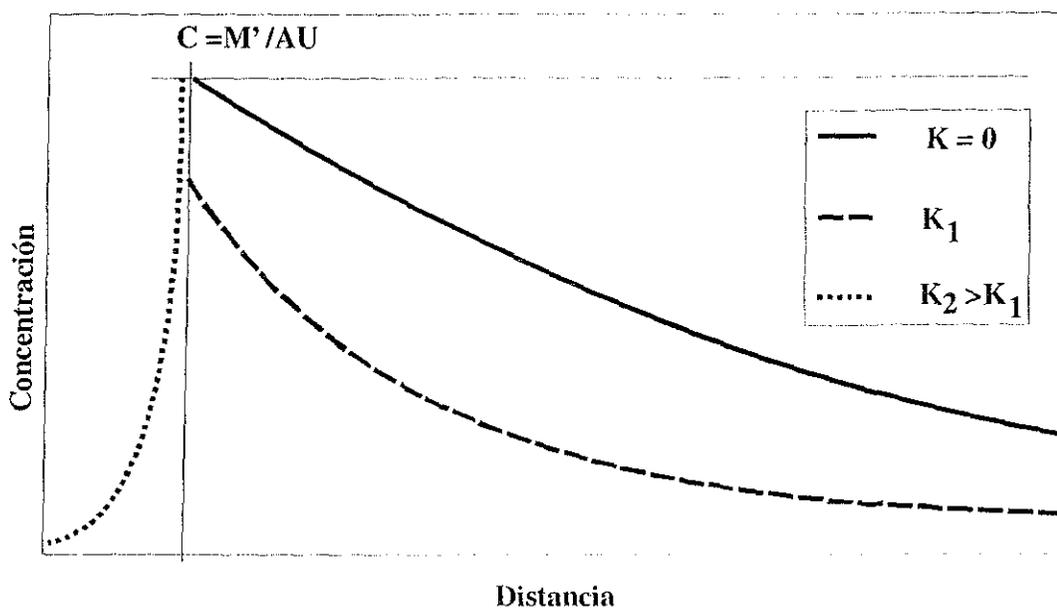
$\pm$  = + para  $x < 0$ , y - para  $x > 0$ .

En la Figura (7) se presenta la ecuación (3). Nótese que para una sustancia conservativa ( $K=0$ ), la concentración aguas abajo del punto de descarga es uniforme con valor  $M'/A \cdot U$ . La intrusión aguas arriba no queda influida, en cantidades apreciables, por el coeficiente de dispersión. En muchos casos, el valor del término  $4KE_L/U^2$  es pequeño comparado con la unidad. Por ejemplo para los valores típicos  $U = 0.30$  m/s,  $K = 0.30$   $d^{-1}$ , y  $E_L = 18$   $m^2/s$ , el valor que toma es 0.0028. En este caso las concentraciones aguas abajo del punto de descarga se aproximan muy bien con la expresión:

$$C = M'/AU e^{-Kx/U} ; (x > 0) \quad (4)$$

Que es independiente del valor del coeficiente de dispersión. Por lo tanto, generalmente se puede aceptar que, en los vertidos continuos de ríos, se puede despreciar la influencia del fenómeno de dispersión.

**Figura 7. Representación de la solución de la ecuación (1), tomando en cuenta un vertido continuo en el punto  $x = 0$ .**



TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Para obtener los datos de cada uno de los flujos anuales de drenes municipales hacia las lagunas después de su autopurificación, fue necesario hacer una grafica que correspondiera con la ecuación (4), tomando como datos base, a los obtenidos en el muestro del Río Culiacán durante el mes de febrero 2001, de la siguiente manera:

Se tomó como base el flujo presentado por el emisor de 1412.57 L/s (JAPAC, 2000) y que este se mantuvo constante durante el transporte de nutrientes, a lo largo del recorrido por el lecho del río.

Para el caso del fósforo se obtuvo la siguiente ecuación (Fig. 8), con un coeficiente de correlación de 0.902

$$C = 0.7886 e^{-0.0331x}$$

Y para nitrógeno (Fig 9), la siguiente ecuación, con un coeficiente de correlación de 0.661

$$C = 1.2415 e^{-0.019x}$$

Los flujos obtenidos son Kg de N o P por habitante por año, y de acuerdo a la distancia de cada dren que descarga en cada una de las diferentes lagunas, tomando en cuenta que presentan un mismo comportamiento al que se presenta en el Río Culiacán, así se pudo obtener el flujo de nutrientes por persona por año que llega a cada laguna estudiada, una vez calculado el flujo por habitante, se multiplicó éste por el total de habitantes que están conectados a este dren, y así se obtuvo el flujo total de nutrientes proveniente de los efluentes municipales al que esta sujeto cada sistema lagunar estudiado.

Debido a la falta de información sobre la descarga de los nutrientes en cada sistema lagunar, se tomó como base de cálculo, el Río Culiacán, para todos los drenes de aguas municipales de los demás sistemas lagunares, tomando en cuenta la distancia del dren hasta la entrada a la laguna costeras afectada y el tamaño de la población a través de la cantidad de nutrientes descargada en el emisor.

Estación	Distancia Km	KgP/año/hab
Emisor	0	1.11
Aguaruto	6.21	0.48
San Pedro	14.35	0.44
Cofradia	24.85	0.39
Limoncito	36.15	0.2
Potrero	58.1	0.13

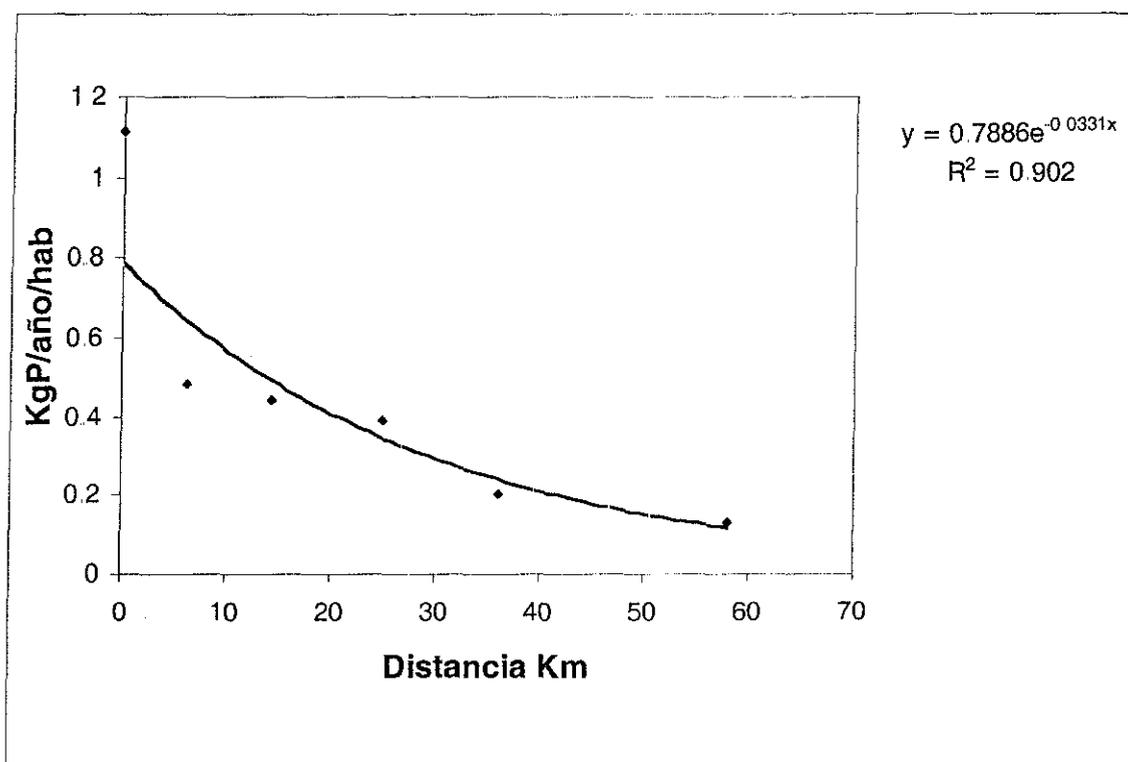


Fig. 8. Modelo unidimensional del fósforo total. Cinética de autodepuración a lo largo del cauce del Río Culiacán para las condiciones promedio de un año.

Estación	Distancia(Km)	KgN/año/hab
Emisor	0	1.97
Aguaruto	6.21	1.02
San Pedro	14.35	0.67
Cofradia	24.85	0.64
Limoncito	36.15	0.59
Potrero	58.1	0.51

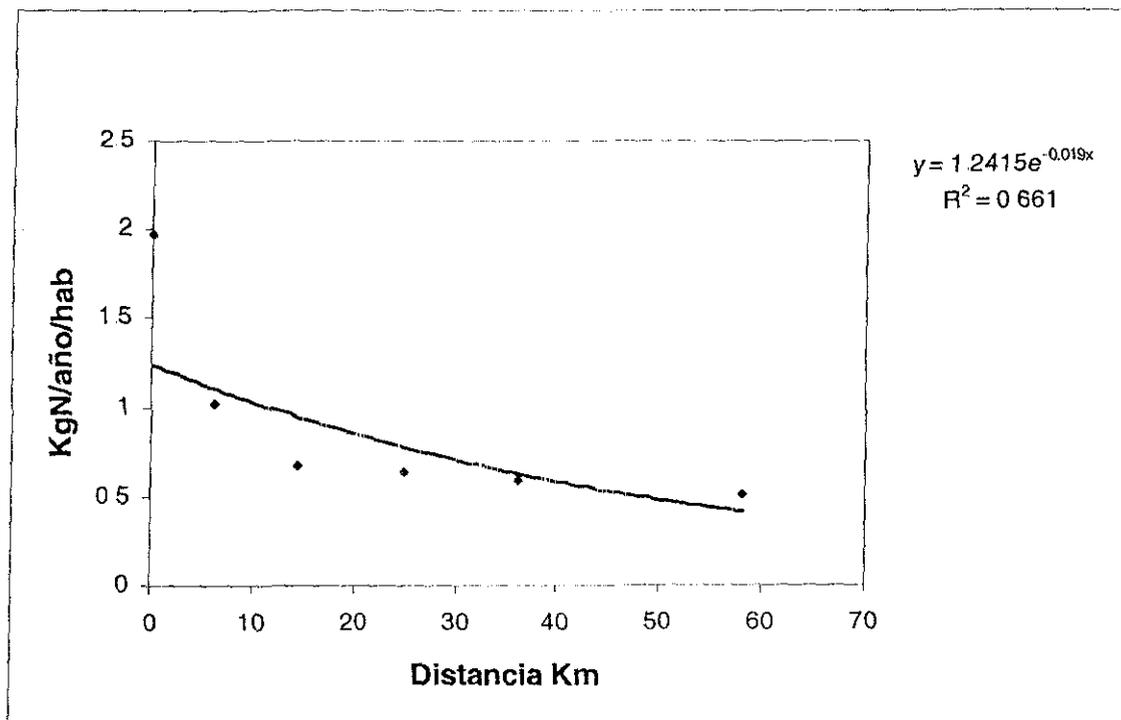


Fig. 9. Modelo unidimensional del nitrógeno total. Cinética de autodepuración a lo largo del cauce del Río Culiacán para las condiciones promedio de un año.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### **6.3.4 Evaluación de los nutrientes proveniente del aporte fluvial**

(1) En el muestreo realizado en la temporada de secas (febrero 2001) en los ríos Humaya y Tamazula se observaron concentraciones promedio de 870  $\mu\text{g/L}$  de N y 43  $\mu\text{g/L}$  de P, y mientras que durante el muestreo de la época de lluvias (julio 2001), se presentaron concentraciones promedio de 1144  $\mu\text{g/L}$  de N y 159  $\mu\text{g/L}$  de P, utilizándose, por lo tanto, para los cálculos de los ríos naturales que afectan a las lagunas costeras del estado de Sinaloa, el promedio anual de 1004  $\mu\text{g/L}$  de N y 101  $\mu\text{g/L}$  de P.

(2) A partir de la concentración media y del gasto registrado en el Estudio Hidrológico de Sinaloa (NEGI, 1995) de cada río que influye sobre una determinada laguna costera, pudo estimarse el aporte fluvial de cada uno de los nutrientes.

Como ejercicio final se pretende considerar el flujo global por cuenca de drenaje contra la hidrodinámica de cada cuerpo lagunar. Este mediante el uso del modelo de LOICZ, el cual requiere datos de flujos de nutrientes proveniente de la cuenca hidrológica, las concentraciones promedio anual de N y P así como de salinidad para cada laguna costera afectada, además es necesario conocer la tasa de precipitación y de evaporación anual en la laguna y las concentraciones de N y P aportadas por el mar.

Se elaboró un esquema resumido representando cada una de las lagunas costeras a lo largo del litoral costero de Sinaloa, conteniendo aporte de nutrientes (N y P por separado) de cada actividad humana que rodea al sistema lagunar (cuenca de drenaje) así como las concentraciones de nutrientes en el interior de cada una de ellas con la finalidad de compararlas y estimar que lagunas están más impactadas que otras.

### **6.3.5 Aplicación del Modelo de LOICZ (López-Méndez, 2001)**

Para poder obtener una comparación sobre el estado trófico de la diferentes lagunas estudiadas, se empleó un modelo general de balance de nutrientes (P y N), así como

de agua y sal. Para este modelo fue necesario determinar variables de flujo de agua y de nutrientes, las salinidades promedio del sistema estudiado, y del océano adyacente al sistema lagunar, índices de evaporación y de precipitación de la laguna, volumen y área de la misma, así como su profundidad promedio. A partir de ello se elaboró un diagrama conceptual con las siguientes variables:

$V_e$  = Flujo de agua evaporada

$V_p$  = Flujo de agua de la precipitación pluvial

$V_q$  = Flujo de agua que escurre del área adyacente

$V_g$  = Flujo de agua subterránea residual

$V_r$  = Flujo residual

$V_s$  = Volumen del sistema

#### 6.3.5.1 Balance de agua

El siguiente esquema representa las entradas y las salidas del sistema para el balance de agua en un sistema costero, considerando un estado de equilibrio. (Fig 10)

$V_e$  = El flujo de agua evaporada se obtuvo multiplicando el área del sistema en  $m^2$  por la evaporación anual en m de esa zona ( $m^3/año$ )

$V_p$  = El flujo de agua precipitada se obtuvo multiplicando el área del sistema en  $m^2$  por la precipitación anual en m de esa zona ( $m^3/año$ ).

$V_q$  = El flujo de escurrimiento se obtuvo mediante una tabla de volúmenes de escurrimiento anuales encontrada en el Estudio Hidrológico de Sinaloa ( $m^3/año$ ). (INEGI, 1995)

$V_g$  = Fue considerado 0.

$V_r$  = Flujo diferencial entre las entradas y salidas del sistema.

$$V_r = (V_q + V_o + V_p - V_e)$$

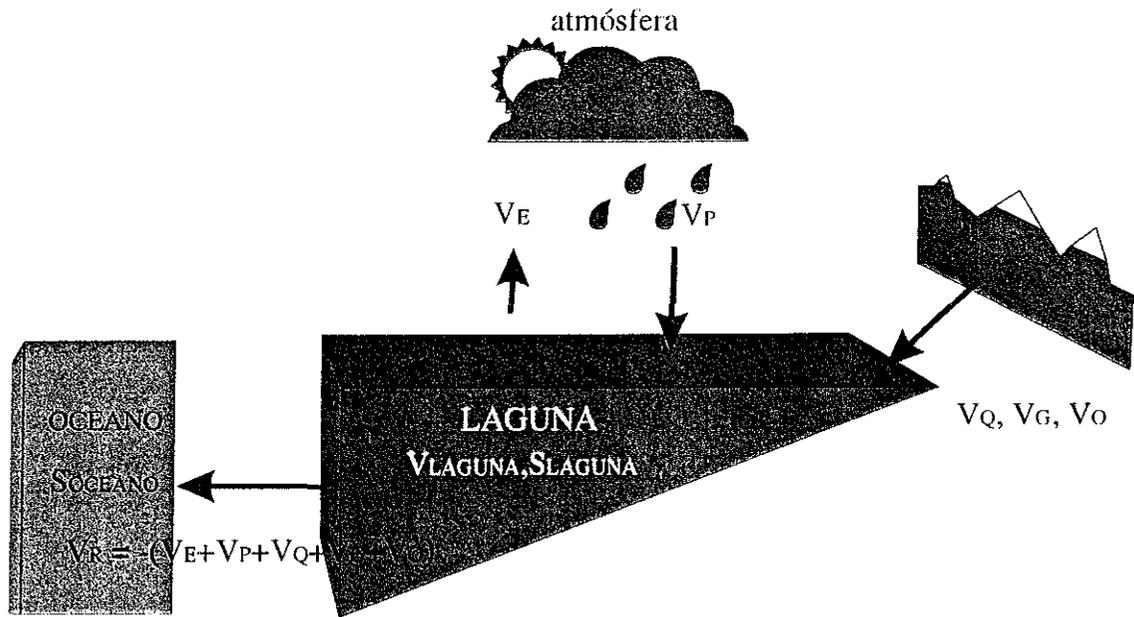


Fig. 10. Balance de agua

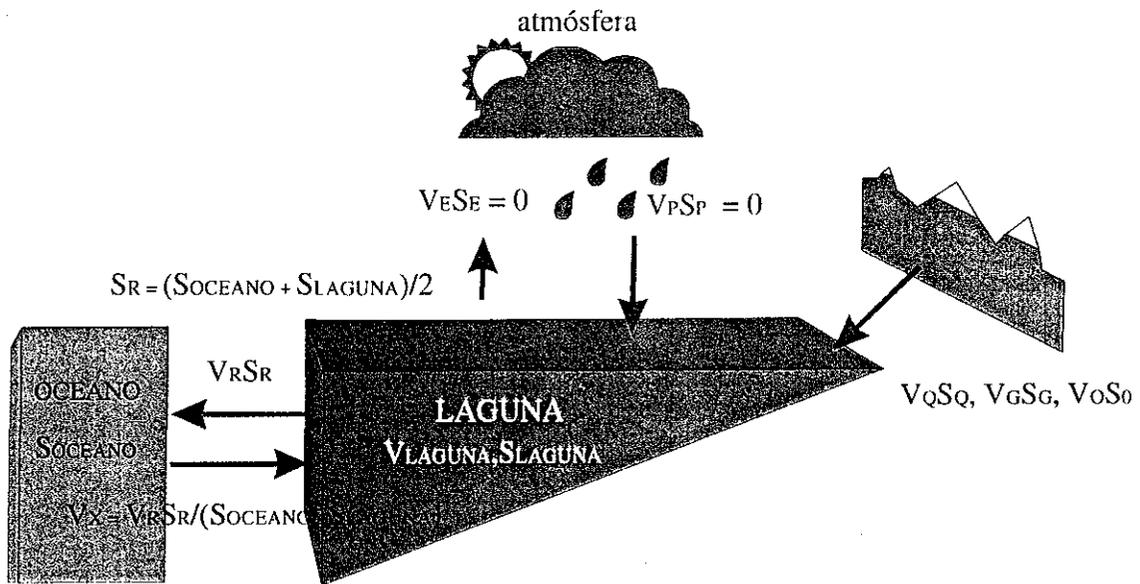


Fig. 11. Balance de sal

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

### 6.3.5.2 Balance de Sal

Las siguientes variables se usaron para el cálculo de sal, representándose en la Figura 11:

$S_e$  = Salinidad del agua que se evapora = 0

$S_p$  = Salinidad del agua de lluvia = 0

$S_q$  = Salinidad del agua que escurre al sistema = 0

$S_g$  = Salinidad del agua subterránea = 0

$S_r$  = Media aritmética de las salinidades exterior( $S_o$ ) e interior del sistema( $S_s$ ).

$$S_r = (S_s + S_o)/2$$

$S_o$  = Salinidad del océano adyacente a la laguna.

$S_s$  = Salinidad del interior de la laguna.

$V_r S_r$  = Masa de sal que entra y sale del sistema

$V_x$  = Flujo de mezcla del sistema con el exterior.

$$V_x = -V_r S_r / (S_o - S_s)$$

Para realizar el balance de agua y sal para cada laguna se utilizó un modelo conceptual de la cuenca, que supone estado de equilibrio (volumen constante). Para el presupuesto de agua, se parte del supuesto de que la cantidad de agua en el sistema se conserva con el tiempo. Los flujos de entrada incluyen entradas como, flujo por precipitación ( $V_p$ ), flujo de agua subterránea ( $V_g$ ) y otras fuentes ( $V_q$ ). Como salida se considero la evaporación ( $V_e$ ). La representación matemática del volumen constante está dado por:

$$dV/dt = V_p + V_g + V_q + V_{entrada} - V_{salida} - V_e = 0$$

Debido a que los volúmenes de entrada y salida no son necesariamente equivalentes, a la diferencia entre el flujo de entrada y el flujo de salida, se le llama flujo residual, y si consideramos que el volumen del cuerpo de agua es constante, entonces quedaría:

$$V_r = (V_p + V_g + V_q) - V_e \quad (1)$$

El movimiento de las sales depende directamente de los flujos de agua; ya que las entradas y salidas de agua debidas a mareas o flujos inducidos por el viento, tienden a equilibrarse la mayor parte del tiempo, en periodos de tiempo largos. Sin embargo estos, junto con otros procesos como difusión, contribuyen al intercambio de agua que transporta sales y otros materiales entre el sistema de interés y límites exteriores, que se representaron por un volumen  $V_x$  o volumen de mezcla. Es por lo tanto este volumen un flujo de entrada y de salida, que no modifica el balance de masas de agua, pero si acarrea sustancias disueltas. Debido a que el volumen tanto de entrada como de salida en la mezcla es el mismo, pues no afecta el balance de agua, lo que permanece desconocido es la cantidad de sal que entra y sale del sistema. Sin embargo, puede obtenerse este valor si consideramos que el volumen residual tiene también una salinidad residual y la diferencia de las salinidades entre el sistema y el exterior como el divisor.

$$V_x = -V_r S_r / (S_o - S_L)$$

Donde  $V_x$  es el volumen de mezcla en el tiempo.

A partir de los valores de  $V_r$  y  $V_x$ , que representan a la cantidad de agua que intercambia el sistema, es posible estimar un tiempo de residencia, en relación con el volumen total del sistema. Se aplicó la siguiente ecuación para el cálculo de tiempo de residencia:

$$\tau = V_{\text{sistema}} / V_x + |V_r|$$

Para obtener el balance de los nutrientes se utilizaron las siguientes variables

**6.3.5.3 Balance del fósforo:**

DIP<sub>q</sub> = Concentración de fósforo proveniente de forma antropogénica

DIP<sub>s</sub> = Concentración de fósforo en el sistema.

DIP<sub>o</sub> = Concentración de fósforo en el océano adyacente al sistema.

V<sub>r</sub>DIP<sub>r</sub> = Masa de fósforo que entra y sale del sistema.

V<sub>x</sub> (DIP<sub>o</sub>-DIP<sub>s</sub>) = Masa de fósforo de mezcla del sistema.

V<sub>q</sub>DIP<sub>q</sub> = Flujo de fósforo antropogénico.

$\Delta \text{DIP} = -V_r \text{DIP}_r - V_x (\text{DIP}_o - \text{DIP}_s) - V_q \text{DIP}_q$

**6.3.5.4 Balance del Nitrógeno:**

DIN<sub>q</sub> = Concentración de nitrógeno proveniente de forma antropogénica

DIN<sub>s</sub> = Concentración de nitrógeno en el sistema

DIN<sub>o</sub> = Concentración de nitrógeno en el océano adyacente al sistema.

V<sub>r</sub>DIN<sub>r</sub> = Masa de nitrógeno que entra y sale del sistema.

V<sub>x</sub> (DIN<sub>o</sub>-DIN<sub>s</sub>) = Masa de nitrógeno de mezcla del sistema.

V<sub>q</sub>DIN<sub>q</sub> = Flujo de nitrógeno antropogénico.

$$\Delta \text{DIN} = -V_r \text{DIN}_r - V_x (\text{DIN}_o - \text{DIN}_s) - V_q \text{DIN}_q$$

Para saber si el sistema lagunar al que se aplica este modelo de balance de nutrientes, presenta una denitrificación o una fijación de nitrógeno, es necesario aplicar la siguiente fórmula:

$$(\text{fix-nit}) = [\Delta \text{DIN}] - [(16)(\Delta \text{DIN})]$$

El resultado de este cálculo puede ser (+) ó (-), si es (+) es indicativo que el sistema está presentando una fijación de nitrógeno, indicativo de que existe un exceso de fósforo y que el sistema está fijando nitrógeno para balancear ese exceso de fósforo y alcanzar la relación de Redfield et al., (1963). Si el resultado es (-), significa que existe una liberación de nitrógeno, ya que existe un exceso de éste en relación al fósforo existente.

## 7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 7.1 Flujo de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas

Los resultados obtenidos fueron los siguientes, basándonos en el número de granjas y la superficie de estanquería en las diferentes lagunas costeras, en donde se especifica para cada laguna, las hectáreas de estanquería por granja y el número de granjas que están en funcionamiento para el año 1999.

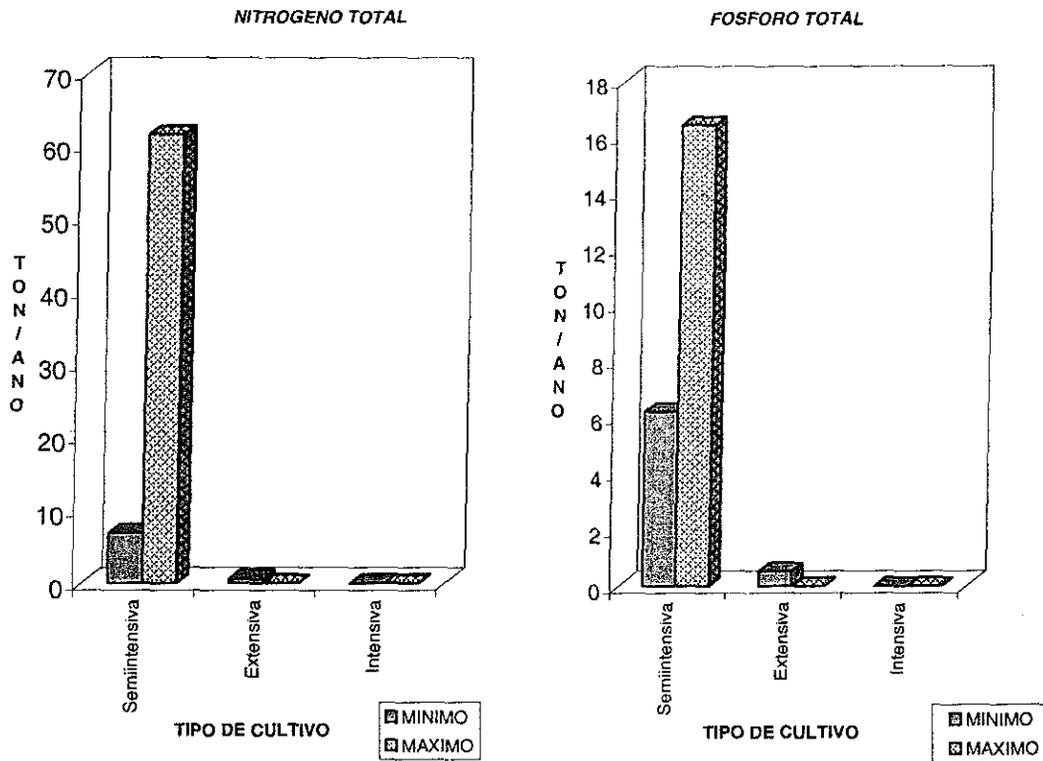
#### Laguna de Topolobampo-Ohuira

El sistema lagunar Topolobampo-Ohuira, alberga 7 granjas camaronícolas con una extensión en operación de 514 ha, de las cuales 474 ha se manejan mediante cultivo semi-intensivo y 40 ha de tipo extensivo, sumando los aportes de nutrientes un flujo de 6.7 tonP/año y 7.4 tonN/año representando el flujo mínimo y como flujo máximo potencial de 16.4 tonP/año y 61.5 tonN/año, en las granjas de tipo extensivo sólo se presenta un flujo único, debido a que en este tipo de manejo de cultivo, no existe remoción de sedimentos del estanque; en este caso las hectáreas manejadas presentan un flujo de 0.6 tonN/año y 0.5 tonP/año. La remonición de sedimentos de los estanques, se puede presentar debido a que después de 8 a 15 años, los estanques se hacen viejos, después de este tiempo los nutrientes fijados en los sedimentos de los estanques pueden ser liberados y provocar problemas graves de sobrefertilización, dando lugar a los florecimientos fitoplanctónicos no deseados y en casos extremos hasta anoxia, por tal razón estos sedimentos van a ser vertidos y van a liberar nutrientes a la laguna (Fig. 12).

TOPOLOBAMPO - OHUIRA						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semintensiva**	474	350.76	5822.62	52333.39	5261.40	13960.25
Semintensiva*		123.24	1022.89	9193.70	924.30	2452.48
<b>Total</b>			<b>6845.51</b>	<b>61527.10</b>	<b>6185.70</b>	<b>16412.72</b>
Extensiva**	40	29.6	491.36	0	444	0
Extensiva*		10.4	86.32	0	78	0
<b>Total</b>			<b>577.68</b>	<b>0</b>	<b>522</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>7.42</b>	<b>61.53</b>	<b>6.71</b>	<b>16.41</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año

\* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	6.85	61.53
Extensiva	0.58	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	6.19	16.41
Extensiva	0.52	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	34.19	38.66
Extensiva	0.58	-
Intensiva	-	-

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	11.30	7.23
Extensiva	0.52	-
Intensiva	-	-

**TESIS CON FALLA DE ORIGEN**

Fig.12. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira

### Laguna Navachiste – San Ignacio

Esta laguna cuenta con 3,609 ha de estanques camaronícolas, de los cuales 3,385 ha utilizan un manejo tipo semi-intensivo, y 224 ha se manejan mediante cultivo extensivo. Los flujos de nutrientes se encuentran en un intervalo de 48.9 a 439.4 tonN/año y de 44.2 a 117.2 tonP/año para las granjas de tipo semi-intensivo. En relación a las granjas de tipo extensivo se presentan flujos de 3.2 tonN/año y de 2.9 tonP/año. Esto da un total de 52.1 ton N/año y 47.1 ton P/año como flujo de nutrientes mínimo hacia el sistema lagunar, pero podría existir un aporte potencial de 439.4 tonN/año y 117.2 tonP/año (Fig 13)

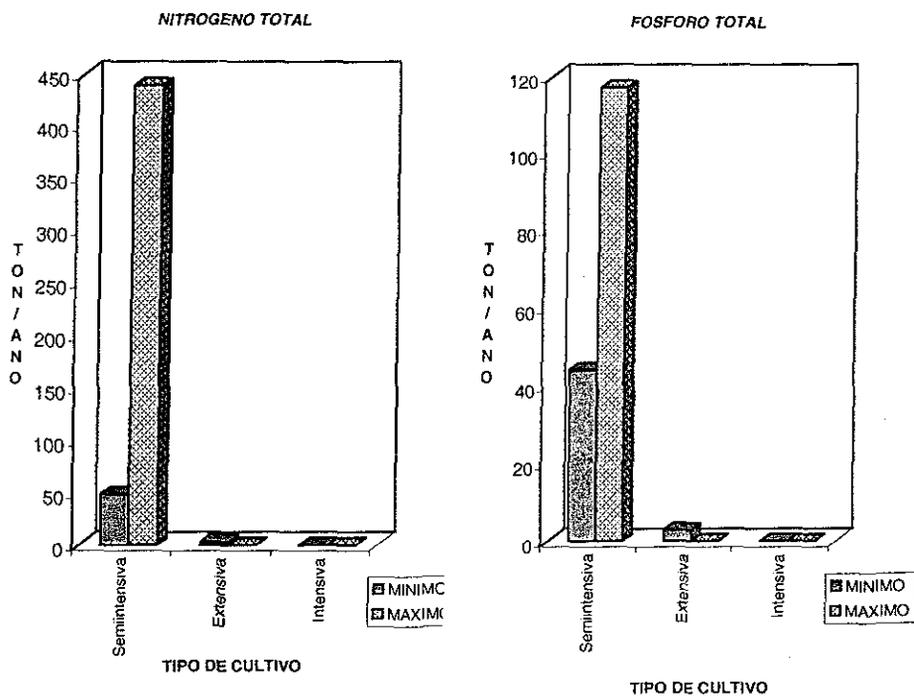
### Santa María – La Reforma

Este sistema lagunar alberga un total de 9,267 ha de estanquería construidas de las cuales el 70.9 % se encontraba en operación en 1999, es decir 6,573 ha, siendo 5,850 ha del tipo semi-intensivo, 591.6 ha del tipo extensivo y 131.5 ha corresponden al sistema de cultivo intensivo. Los flujos para cada tipo de sistema, semi-intensivo, extensivo e intensivo se presenta en un mínimo de 84.5 ton N/año, 8.5 tonN/año y 1.6 tonN/año, respectivamente y un máximo de 759.3 tonN/año, 21.8 tonN/año para los sistemas semi-intensivo e intensivo, respectivamente, debido a que en estos tipos de cultivo se puede existir un recambio de sedimento del estanque camaronícola, y arrojarlo hacia la laguna costera asociada. En el caso de los flujos de fósforo se obtuvieron los siguientes resultados, para las granjas de tipo semi-intensivo, extensivo e intensivo, un mínimo de 76.3, 7.7 y 1.9 tonP/año respectivamente y un máximo de 202.6 para sistemas semi-intensivos y 7.5 tonP/año para los sistemas intensivos. Por lo tanto se concluye que el flujo anual de N y P hacia la laguna de Santa María-La Reforma proveniente de los tres tipos de granjas camaronícolas tiene un mínimo de 94.7 tonN/año y 86.0 tonP/año y un máximo de 781.2 tonN/año y 210.1 tonP/año respectivamente (Fig 14).

NAVACHISTE SAN IGNACIO						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semintensiva**	3385	2504.9	41581.34	373731.08	37573.5	99695.02
Semintensiva*		880.1	7304.83	65655.46	6600.75	17513.99
<b>Total</b>			<b>48886.17</b>	<b>439386.54</b>	<b>44174.25</b>	<b>117209.01</b>
Extensiva**	224	165.76	2751.616	0	2486.4	0
Extensiva*		58.24	483.392	0	436.8	0
<b>Total</b>			<b>3235.008</b>	<b>0</b>	<b>2923.2</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>52.12</b>	<b>439.39</b>	<b>47.10</b>	<b>117.21</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año

\* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	48.89	439.39
Extensiva	3.24	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	44.17	117.21
Extensiva	2.92	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	244.14	276.13
Extensiva	3.24	-
Intensiva	-	-

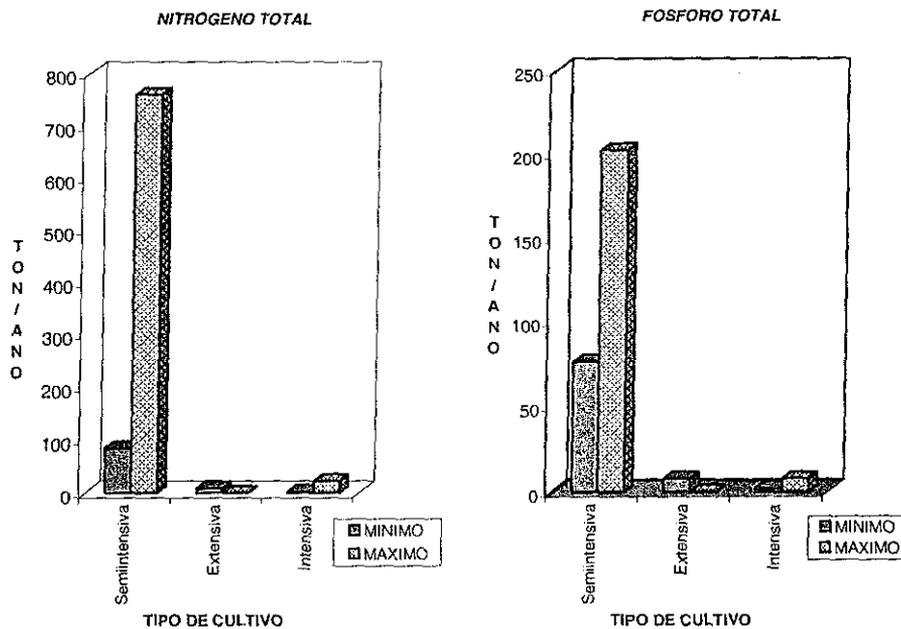
	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	80.69	51.65
Extensiva	2.92	-
Intensiva	-	-

Fig.13. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

STA.MARIA LA REFORMA						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semintensiva**	5849.97	4328.98	71861.03	645883.49	64934.67	172293.32
Semiintensiva*		1520.99	12624.24	113466.02	11407.44	30267.74
<b>Total</b>			<b>84485.27</b>	<b>759349.51</b>	<b>76342.11</b>	<b>202561.06</b>
Extensiva**	591.57	437.76	7266.85	0	6566.43	0
Extensiva*		153.81	1276.61	0	1153.56	0
<b>Total</b>			<b>8543.45</b>	<b>0</b>	<b>7719.99</b>	<b>0</b>
Intensiva**	131.46	97.28	1400.84	18561.10	1673.22	6420.51
Intensiva*		34.18	246.09	3260.73	293.94	1127.93
<b>Total</b>			<b>1646.93</b>	<b>21821.83</b>	<b>1967.17</b>	<b>7548.43</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>94.68</b>	<b>781.17</b>	<b>86.03</b>	<b>210.11</b>

- \*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año
- \* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	84.49	759.35
Extensiva	8.54	0
Intensiva	1.65	21.82

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	76.34	202.56
Extensiva	7.72	0
Intensiva	1.97	7.55

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	421.92	477.20
Extensiva	8.54	-
Intensiva	11.74	14.26

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	139.45	89.25
Extensiva	7.72	-
Intensiva	4.76	3.95

Fig.14. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Santa Ma.-La Reforma

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

### Laguna Altata-Ensenada del Pabellón

En este sistema lagunar se construyeron 6,921 ha de granjas pero sólo se encontraban en operación en 1999, 4,860 ha correspondiendo a 36 granjas camaronícolas de dominio ejidal y particular. Predominaron las granjas de tipo semi-intensivo con un hectareaje total de 4,444 ha presentando un flujo mínimo anual de 64.2 tonN/año y 58 tonP/año, respectivamente y un aporte potencial de 576.9 tonN/año y 153.9 tonP/año. El sistema de tipo extensivo presentó un hectareaje total de 416 ha arrojando un flujo anual de 60 tonN/año y 5.4 tonP/año. En este sistema lagunar no se presentaron estanques con manejo de tipo intensivo. Con estos datos se puede concluir que el flujo total anual de nutrientes mínimo hacia la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón es de 70.2 tonN/año y 63.4 tonP/año y máximos potenciales de 576.9 tonN/año y 153.9 tonP/año (Fig. 15).

### Bahía Ceuta

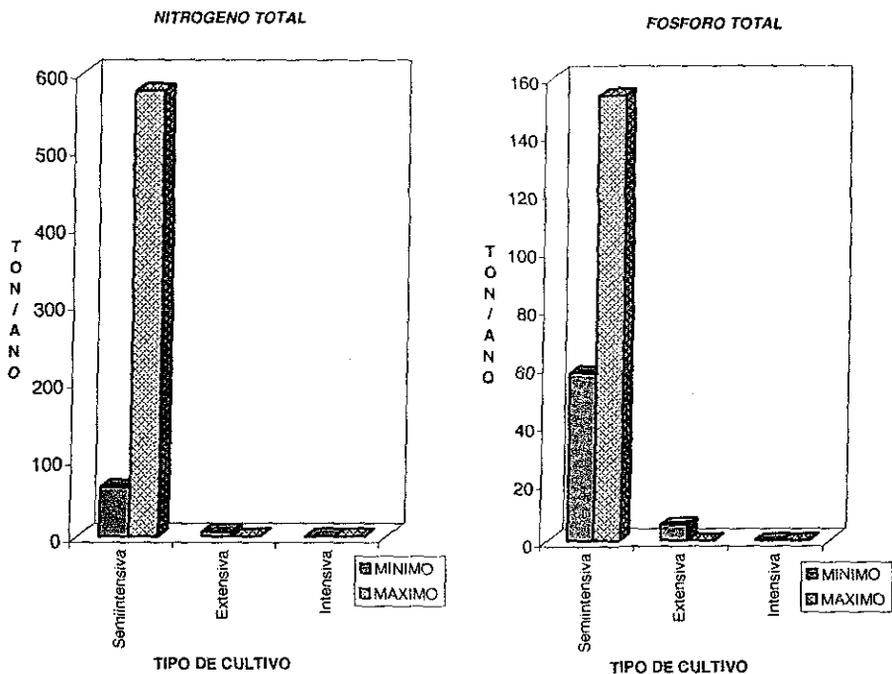
Bahía Ceuta presenta en sus alrededores 25 granjas camaronícolas abarcando un total de 3,894 ha en estanquerías de las cuales sólo 2,901 ha estaban en operación en 1999, que corresponden al 74.5 % aproximadamente, del las cuales el 91% es de tipo semi-intensivo y el 9% de tipo extensivo. Se presentan por lo tanto flujos de nutrientes de 41.9 tonN/año y 37.9 tonP/año como mínimo, respectivamente, y un aporte potencial anual de 342.7 tonN/año y 91.4 tonP/año (Fig. 16).

### Estero de Urías

Los resultados de las imágenes de satélite obtenidas por Martín (2000), muestran un hectareaje total de 425 ha en 1997, pero recientemente (Lyle-Fritch et al., 2001) se cuantificaron 266 ha de las cuales 208 ha están en operación, manejadas por el sistema de tipo semi-intensivo, que operan de acuerdo al modelo descrito por Páez-Osuna et al., (1997), atendiendo el modelo de nutrientes descrito en este trabajo, se obtuvo que existe un flujo de 3 a 27 tonN/año y de 2.7 a 7.2 tonP/año, estos intervalos representan el valor

ALTATA ENSENADA DEL PABELLON						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semintensiva**	4444	3288.56	54590.096	490653.152	49328.4	130884.688
Semintensiva*		1155.44	9590.152	86195.824	8665.8	22993.256
<b>Total</b>			<b>64180.248</b>	<b>576848.976</b>	<b>57994.2</b>	<b>153877.944</b>
Extensiva**	416	307.84	5110.144	0	4617.6	0
Extensiva*		108.16	897.728	0	811.2	0
<b>Total</b>			<b>6007.872</b>	<b>0</b>	<b>5428.8</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>tor/año</b>		<b>70.19</b>	<b>576.85</b>	<b>63.42</b>	<b>153.88</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año  
 \* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	64.18	576.85
Extensiva	6.01	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	57.99	153.88
Extensiva	5.43	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	320.52	362.51
Extensiva	6.01	-
Intensiva	-	-

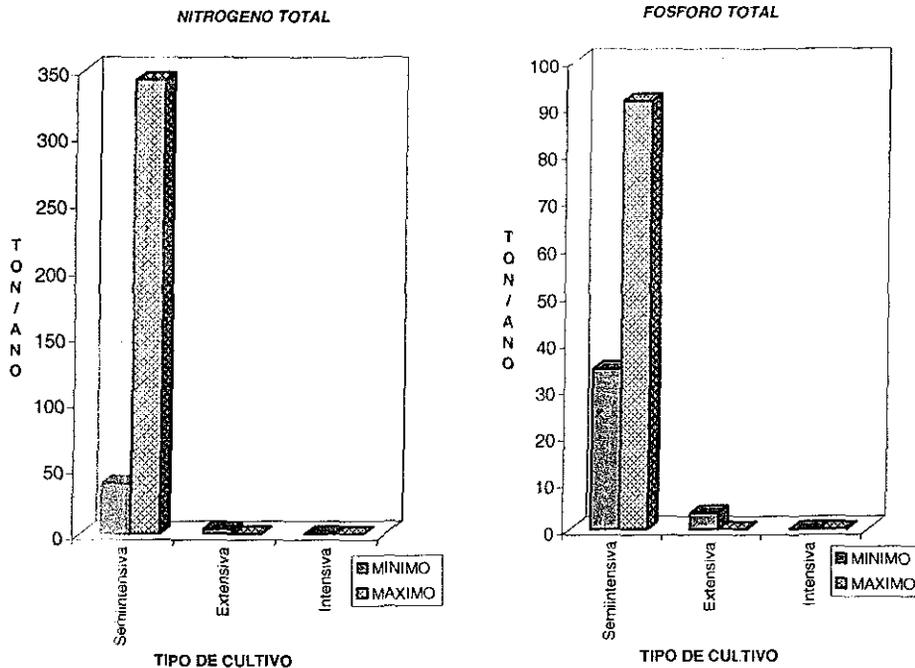
	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	105.94	67.80
Extensiva	5.43	-
Intensiva	-	-

Fig.15. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

CEUTA						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semiintensiva**	2639.91	1953.5334	32428.598	291467.1833	29303.001	77750.62932
Semiintensiva*		686.3766	5696.954	51203.69436	5147.8245	13658.89434
<b>Total</b>			<b>38125.552</b>	<b>342670.8776</b>	<b>34450.8255</b>	<b>91409.52366</b>
Extensiva**	261.09	193.2066	3207.22956	0	2898.099	0
Extensiva*		67.8834	563.43222	0	509.1255	0
<b>Total</b>			<b>3770.66178</b>	<b>0</b>	<b>3407.2245</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>						
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>41.90</b>	<b>342.67</b>	<b>37.86</b>	<b>91.41</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año  
 \* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



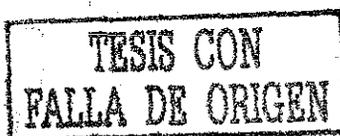
NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semiintensiva	38.13	342.67
Extensiva	3.77	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semiintensiva	34.45	91.41
Extensiva	3.41	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semiintensiva	190.40	215.34
Extensiva	3.77	-
Intensiva	-	-

	Promedio	Desv.Std
Semiintensiva	62.93	40.28
Extensiva	3.41	-
Intensiva	-	-

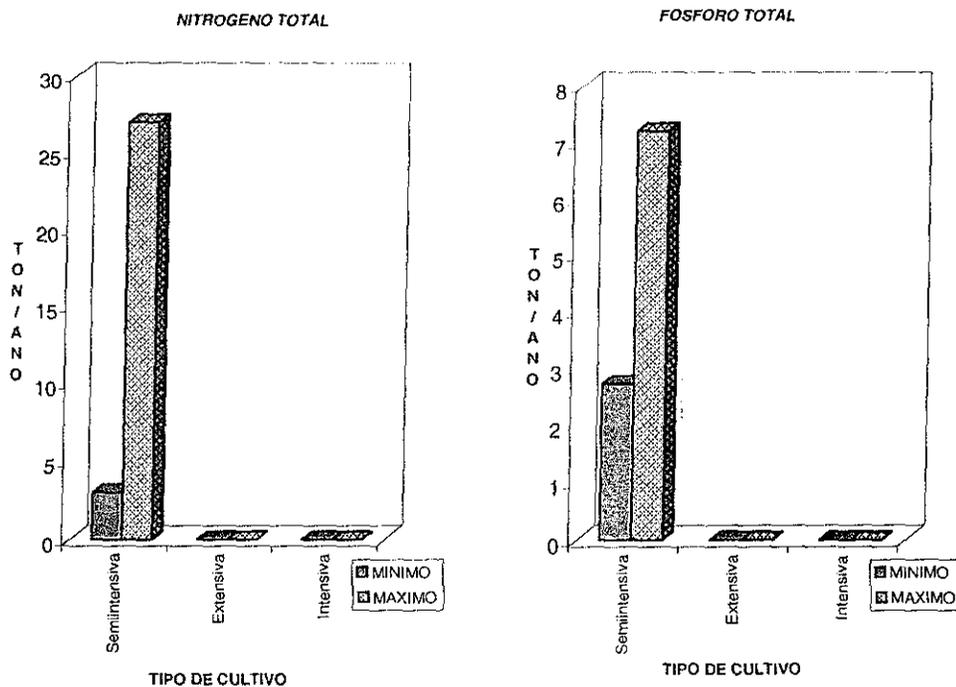
Fig.16. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en la laguna Ceuta



URÍAS						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N min Kg/año	N max Kg/año	P min Kg/año	P max Kg/año
Semintensiva**	208	153.92	2555.072	22964.864	2308.8	6126.016
Semintensiva*		54.08	448.864	4034.368	405.6	1076.192
<b>Total</b>			<b>3003.936</b>	<b>26999.232</b>	<b>2714.4</b>	<b>7202.208</b>
Extensiva**	0	0	0	0	0	0
Extensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutrientetotal</b>	<b>ton/año</b>		<b>3.00</b>	<b>27.00</b>	<b>2.71</b>	<b>7.20</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año

\* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	3	26.99
Extensiva	0	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	2.71	7.2
Extensiva	0	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	15.00	16.96
Extensiva	-	-
Intensiva	-	-

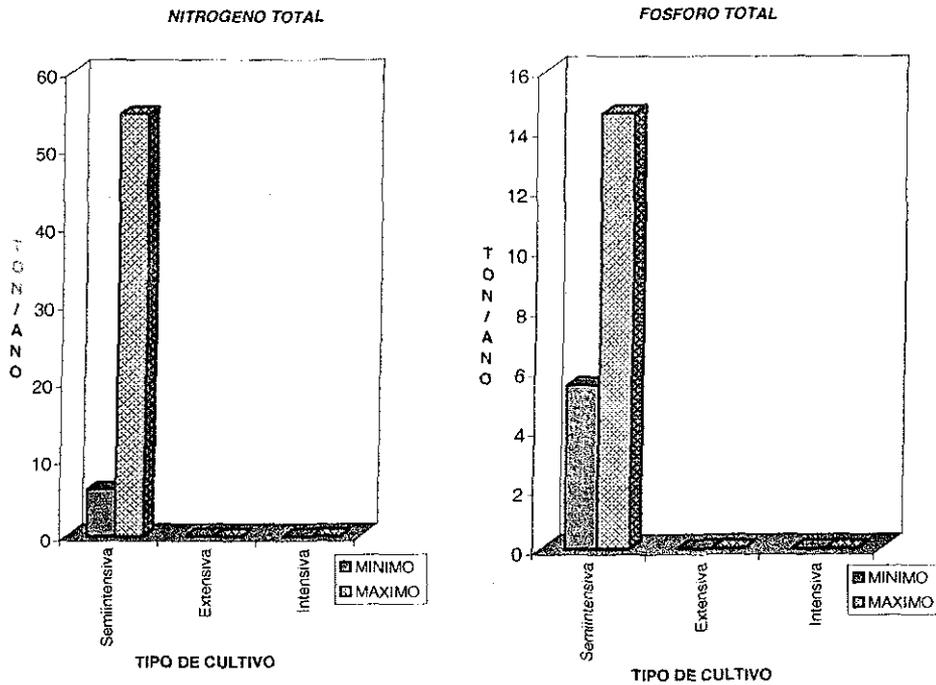
	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	4.96	3.17
Extensiva	-	-
Intensiva	-	-

Fig.17. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en la laguna de Urías

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

HUIZACHE EL CAIMANERO						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N max Kg/año	P minKg/año	P max Kg/año
Semiintensiva**	421	311.54	5171.564	46481.768	4673.1	12399.292
Semiintensiva*		109.46	908.518	8165.716	820.95	2178.254
<b>Total</b>			<b>6080.082</b>	<b>54647.484</b>	<b>5494.05</b>	<b>14577.546</b>
Extensiva**	0	0	0	0	0	0
Extensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>6.08</b>	<b>54.65</b>	<b>5.49</b>	<b>14.58</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año  
 \* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semiintensiva	6.08	54.65
Extensiva	0	0
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semiintensiva	5.49	14.58
Extensiva	0	0
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semiintensiva	30.37	34.34
Extensiva	-	-
Intensiva	-	-

	Promedio	Desv.Std
Semiintensiva	10.04	6.43
Extensiva	-	-
Intensiva	-	-

Fig.18. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Huizache-Caimanero

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

mínimo y máximo potencial, respectivamente, que se puede descargar hacia la laguna, el valor más frecuente presentado, es el valor mínimo, ya que representa el flujo de la granja camaronícola hacia la laguna costera adyacente cuando ésta funciona normalmente, pero si al cabo de algunos años la granja procede a efectuar un recambio de sedimento y si dicho sedimento se deposita en los alrededores o dentro de la laguna costera, arrojaría el valor máximo calculado (Fig.17).

#### Laguna Huizache-Caimanero

Este sistema lagunar presenta un hectareaje total construido de granjas camaronícolas de 523 ha que componen 5 granjas de camarón de las cuales 10 ha corresponden al municipio de Mazatlán pero sus flujos inciden sobre el sistema lagunar Huizache-Caimanero y 513 ha se encuentran en el municipio de Rosario, presentándose 421 ha en total en operación con un manejo de tipo semi-intensivo; dando un flujo anual mínimo de 6.1 tonN/año y de 5.5 tonP/año, y un flujo máximo potencial de 54.6 ton N/año y 14.6 tonP/año (Fig.18).

#### Teacapán-Agua Brava

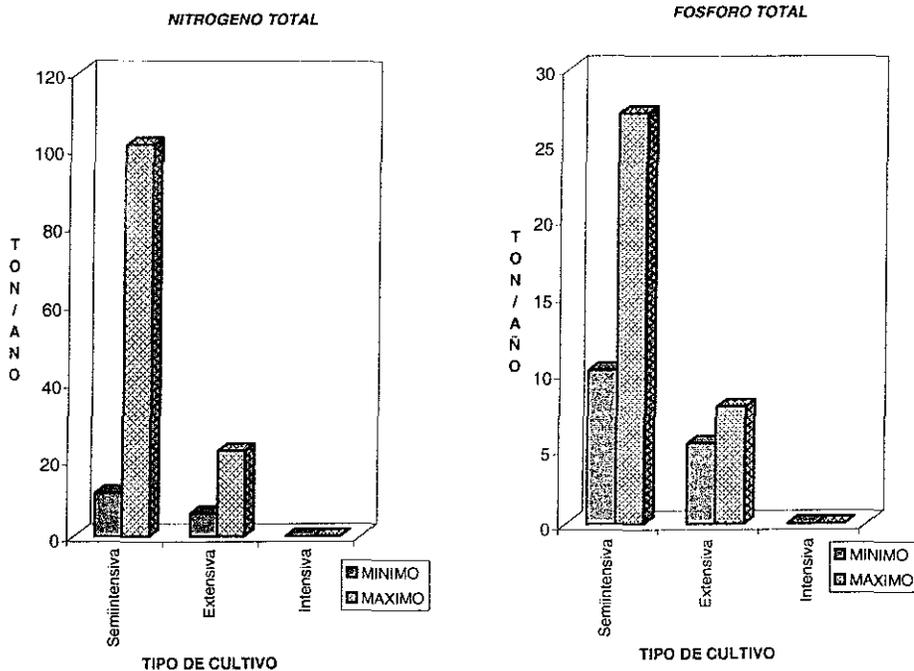
Teacapán-Agua Brava es un sistema lagunar en donde las granjas camaronícolas presentan dos tipos de cultivo, semi-intensivo y extensivo, predominando el primero con 780 ha sobre el sistema extensivo con 411 ha, dando un total de 1,191 ha en operación de las 1,832 ha de granjas construidas en 1999. Las granjas de tipo semi-intensivo arrojan un flujo mínimo de 11.3 tonN/año y 10.2 tonP/año, y un flujo máximo potencial de 101.3 tonN/año y 27 tonP/año. Para las granjas de tipo extensivo se obtuvo un flujo único de 5.9 tonN/año y 5.4 tonP/año. Una vez contabilizados los flujos por tipo de sistema de cultivo, se obtuvo un flujo total mínimo hacia el sistema lagunar de 17.2 ton/año de N y 15.5 ton/año de P y un flujo máximo de 101.3 tonN/año y 27 tonP/año (Fig.19).



TEACAPAN AGUA BRAVA						
Tipo de Cultivo	Ha por cultivo	% de ciclos	N minKg/año	N maxKg/año	P minKg/año	P maxKg/año
Semintensiva**	780	577.2	9581.52	86118.24	8658	22972.56
Semintensiva*		202.8	1683.24	15128.88	1521	4035.72
<b>Total</b>			<b>11264.76</b>	<b>101247.12</b>	<b>10179</b>	<b>27008.28</b>
Extensiva**	411	304.14	5048.724	0	4562.1	0
Extensiva*		106.86	886.938	0	801.45	0
<b>Total</b>			<b>5935.662</b>	<b>0</b>	<b>5363.55</b>	<b>0</b>
Intensiva**	0	0	0	0	0	0
Intensiva*		0	0	0	0	0
<b>Total</b>			<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
<b>Nutriente total</b>	<b>ton/año</b>		<b>17.20</b>	<b>101.25</b>	<b>15.54</b>	<b>27.01</b>

\*\* Granjas que llevan a cabo dos ciclos de cultivo al año

\* Granjas que llevan a cabo un ciclo de cultivo al año



NITROGENO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	11.26	101.25
Extensiva	5.94	22.38
Intensiva	0	0

FOSFORO	MINIMO	MAXIMO
Semintensiva	10.18	27.01
Extensiva	5.36	7.79
Intensiva	0	0

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	56.26	63.63
Extensiva	14.16	11.62
Intensiva	-	-

	Promedio	Desv.Std
Semintensiva	18.60	11.90
Extensiva	6.58	1.72
Intensiva	-	-

Fig.19. Aporte de nutrientes proveniente de las granjas camaronícolas que operan en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

FOSFORO TOTAL			
SISTEMA LAGUNAR	MINIMO	MAXIMO	Has. en operación
TO	6.71	16.41	304
NS	47.10	117.21	3609
SM	86.03	210.11	6573
AEP	63.42	153.88	4860
C	37.86	91.41	2901
U	2.71	7.20	208
HC	5.49	14.58	421
TAB	15.54	27.01	1191

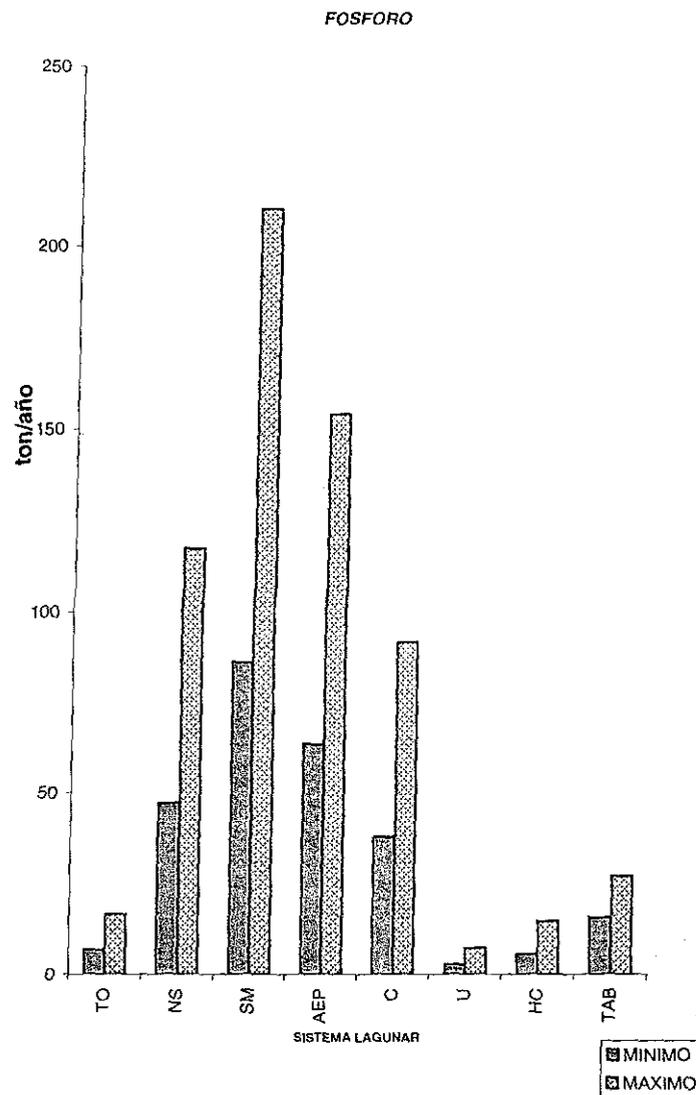


Fig. 20a. Comparación del flujo de fósforo, proveniente de la camaronicultura, que reciben las lagunas costeras de Sinaloa

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Como se puede apreciar en las Figuras 20a y 20b los flujos entre las lagunas costeras de Sinaloa son muy diferentes y obedecen directamente al hectareaje de las granjas camaronícolas que en cada una de ellas se desarrolla, destacan claramente la laguna Santa María-La Reforma, que presenta el mayor hectareaje de granjas camaronícolas con 6,573 ha y por lo tanto, es la que capta un mayor flujo de nutrientes, proveniente de esta actividad con un flujo anual mínimo de P, de 86 ton y un flujo máximo potencial de 210.1 tonP/año. En segundo lugar se encuentra la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón con 4,860 ha de estanquerías de cultivo de camarón, y recibe un flujo anual mínimo de 63.4 ton P y un flujo máximo potencial de 154 ton P, siguiendo la tendencia de un poco menos de tres veces el flujo mínimo. La laguna que recibe el menor flujo de fósforo es la laguna del Estero de Urías, la cual abastecía en 1999 a sólo 208 ha de estanquería correspondientes a tres granjas camaronícolas, presentando un flujo mínimo de tan sólo 2.7 ton casi 32 veces menos que el flujo mínimo que recibe la laguna de Santa María-La Reforma.

Los flujos de nitrógeno se comportan de igual manera que los flujos del fósforo en el comparativo entre las lagunas. El flujo de nitrógeno que reciben las lagunas van de un intervalo de 3 a 94.7 tonN/año, en cuanto al flujo de nutrientes mínimo que pueden recibir, pero, se estima que el flujo anual máximo potencial de nitrógeno hacia las lagunas costeras de Sinaloa es de 2,383.5 ton, recibiendo el mayor flujo de este nutriente la laguna Santa María-La Reforma, en donde el flujo mínimo anual es de 94.7 tonN/año y un flujo máximo potencial de 781.2 tonN/año, en segundo lugar se encuentra, la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón con un flujo anual recibido de 70.2 tonN y un flujo potencial de 576.9 tonN. La laguna que recibe un menor flujo de la camaronicultura en Sinaloa es el Estero de Urías con 3 tonN/año como flujo mínimo y 27 tonN/año como flujo máximo potencial, presentándose un flujo de nitrógeno de 30 veces menor que el flujo recibido por la laguna de Santa María-La Reforma.



NITROGENO TOTAL			
SISTEMA LAGUNAR	MINIMO	MAXIMO	Has. en operación
TO	7.42	61.53	514
NS	52.12	439.39	3609
SM	94.68	781.17	6573
AEP	70.19	576.85	4860
C	41.9	342.67	2901
U	3.00	27.00	208
HC	6.08	54.65	421
TAB	17.20	101.25	1191

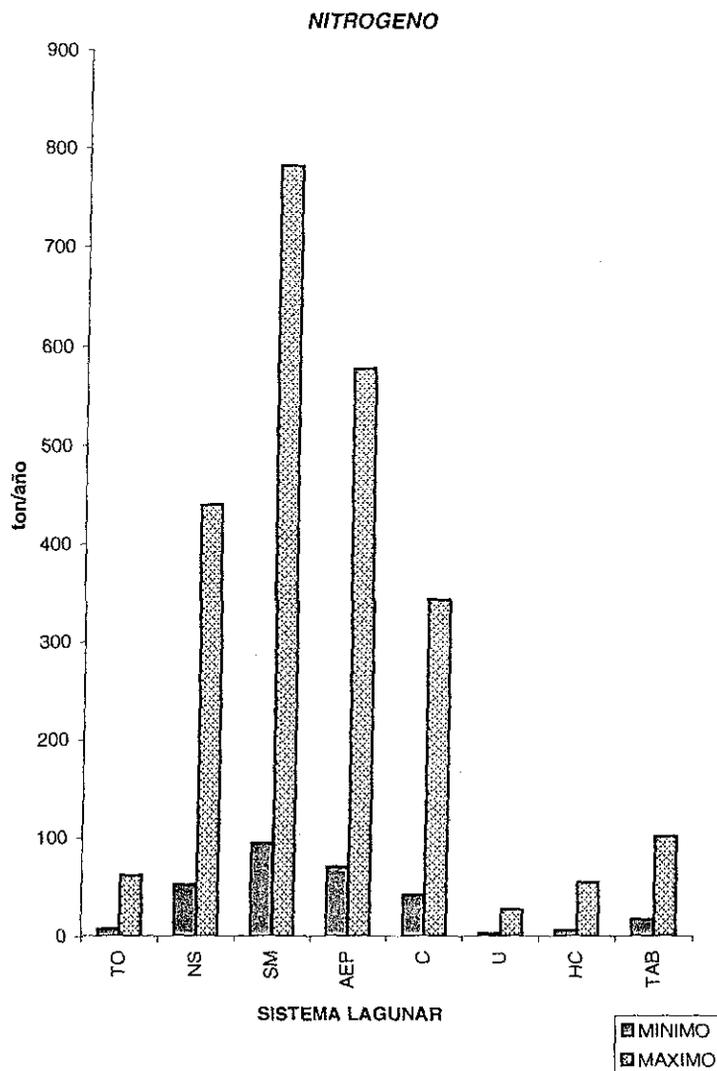


Fig. 20b Comparación del flujo de nitrógeno, proveniente de la camaronicultura, entre las lagunas costeras de Sinaloa

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**

En el estado de Sinaloa se presenta una mayor afluencia de la camaronicultura en las lagunas del centro del estado, dentro de las lagunas estudiadas se presentan 20,277 ha de cultivo de camarón arrojando un total de 292.6 ton N/año como flujo mínimo, y un posible flujo máximo anual de 2,383.5 tonN/año y un flujo mínimo de fósforo anual de 264.9 ton/año y un flujo máximo potencial de 637.8 tonP/año.

Es importante destacar que los valores de nitrógeno y fósforo utilizados para la obtención del flujo mínimo de nutrientes presentado por las granjas camaronícolas hacia las lagunas costeras estudiadas, son valores medios obtenidos del muestreo de dos ciclos anuales (primavera- verano y otoño-invierno), en el agua de egreso de dos granjas semiintensivas (granja Clementina y granja Simental) y dos granjas intensivas ( granja Escutia y granja Dimas) localizadas en la parte centro y sur de Sinaloa. Dichos datos presentaron un valor medio de 8.3 Kg de N y 7.5 KgP por hectárea por ciclo para el caso de las granjas extensivas y semiintensivas, presentando un coeficiente de variación del 38% para el caso del fósforo y del 91% para el caso del nitrógeno. Para las granjas de tipo intensivo los valores medios fueron de 7.2 Kg de N y 7.5 Kg de P por hectárea por ciclo, presentando un coeficiente de variación del 39% para los datos de fósforo y el 37% para los datos obtenidos de nitrógeno (Páez-Osuna, et al., 1994). Estos coeficientes de variación se reflejan en los cálculos finales del flujo de nutrientes procedente de la camaronicultura, obteniendo un coeficiente de variación del 91% para el flujo de nitrógeno en ton/año y del 38% para el flujo de fósforo en ton/año, indicando así, que los datos obtenidos de nitrógeno presentan un error del 91% y los datos de fósforo presentan un error de 38 %, reflejando además que las granjas semiintensivas sobresalen en número de las granjas de tipo intensivo, ya que se refleja más el coeficiente de variación de las granjas semintensivas en los resultados de los flujos finales de las granjas camaronícolas de Sinaloa. Como se puede observar el coeficiente de variación presentado para el nitrógeno es muy grande pero a pesar de esta variación, al momento de comparar el flujo de nutrientes de la agricultura, y de los drenes municipales con el flujo de los mismos proveniente de la camaronicultura, esta última actividad económica sigue siendo la que menos aporte

de nutrientes presenta hacia las lagunas costeras desde el punto de vista global, salvando así las conclusiones ya establecidas en puntos posteriores.

En un presupuesto de flujos de nutrientes realizado por Páez-Osuna et al. (1998a) en el noroeste de México, Sinaloa presentó un flujo global de 580 ton P/año y 1,978 ton N/año, el dato es mayor al encontrado en este estudio debido a que en el modelo de la granja camaronícola que utilizaron se manejaron concentraciones de nutrientes distintas en el agua de egreso, además el hectareaje utilizado para el cálculo fue mayor, ya que tomaron en cuenta el hectareaje total que abarcan las granjas camaronícolas de todo el estado de Sinaloa, y en el presupuesto realizado en este trabajo sólo se cuantificaron las granjas que aportan sus descargas a los sistemas lagunares, es decir se cuantificaron los flujos que van hacia las lagunas costeras y no los flujos en todo el litoral de Sinaloa, descartando un hectareaje de 4,461 ha de estanquería que descargan sus efluentes en ríos, como el río Fuerte Nuevo, el río Fuerte Antiguo y río San Lorenzo, los cuales desembocan en el mar, además algunas granjas se abastecen de agua del Golfo de California y el agua de egreso es dirigida directamente hacia el mar, tan solo estas estanquerías abarcan 1,263 ha productivas, las cuales se encuentran situadas en los municipios de Ahome y San Ignacio, Sinaloa.

En un estudio realizado por Páez-Osuna et al. (1998a), se encontró que Sinaloa ocupa el primer lugar en cuanto al flujo de nutrientes proveniente de la camaronicultura, en relación a otros estados del noroeste de México. En ese mismo año, se les estimaron los siguientes flujos a otros estados como, Baja California Sur, Sonora y Nayarit, con flujos anuales de fósforo de 1.15, 220 y 32.5 ton P, respectivamente, y en cuanto a los flujos de nitrógeno, estos estados presentaron 3.8, 809 y 112 tonN/año, respectivamente.

En este estudio casi el 90% de los sistemas de cultivo utilizados en las granjas de camarón corresponde al sistema de tipo semi-intensivo, constituyendo de las 20,277 ha, 18,201.9 ha de cultivo semi-intensivo, lo que concuerda con lo señalado por Rosenbetry (1998), quien menciona que a excepción de Tailandia, donde el 55% de

granjas se manejan con el sistema intensivo, en el resto del mundo el sistema dominante es el semi-intensivo.

Los flujos de nutrientes en las granjas camaronícolas dependen, en gran medida, del tipo de sistema con el que se esté manejando el cultivo de camarón, si es de tipo extensivo, semi-intensivo o bien intensivo (Páez-Osuna, et al., 1994, Sandifer y Hopkins, 1996). Las diferentes características químicas de los efluentes han sido evaluadas en los diferentes tipos de sistemas de cultivo (Phillips 1994, Briggs y Funge-Smith 1994, Páez-Osuna et al., 1994, 1997, Rivera-Monroy et al., 1999). Para la cuantificación del flujo de nutrientes proveniente de la camaronicultura se utilizaron tres modelos adaptados a los diferentes sistemas de cultivo en donde el agua de egreso presenta un flujo de 8.3 KgN/ha/ciclo y 7.5 KgP/ha/ciclo en el sistema extensivo, 7.2 KgN/ha/ciclo y 8.6 KgP/ha/ciclo en el sistema intensivo y en el sistema semi-intensivo se presenta un agua de egreso con 8.3 KgN/ha/ciclo y 7.5 KgP/ha/ciclo, otros estudios realizados para conocer el flujo de nutrientes de las granjas camaronícolas manejan que un sistema semi-intensivo presenta flujos en su agua de egreso de 52.1 KgN/ha/ciclo y 8.4 Kg/ha/ciclo (Páez-Osuna, et al., 1997), además en un estudio realizado en el noroeste de México se implementó un modelo que representaba condiciones promedio de sistemas de cultivo semi-intensivo y extensivo en las granjas camaronícolas del noroeste de México considerando dos ciclos de cultivo, en este modelo se estimó un efluente con 15.2 KgN/ha y 13.5 KgP/ha (Páez-Osuna et al., 1998a).

En los modelos utilizados, en este estudio, para los cálculos de nutrientes en granjas de tipo extensivo, semi-intensivo e intensivo, para producir 1 ton de camarón, se pierden por el agua de egreso, 27.66 KgN y 25 KgP, 9.2 KgN y 8.3 KgP, 3.6 KgN y 4.3 KgP por tonelada de camarón cultivado, respectivamente, en otros estudios realizados, para una granja de tipo semi-intensivo, se pierden 4.6 KgP/ton y 28.6 Kg/ton (Páez-Osuna et al., 1997) en las jaulas de peces la pérdida por el efluente es de 9.4 KgP (Ackefors y Enell, 1990) a 19.6-22.4 KgP (Holby y Hall, 1991) por tonelada de pescado producida y 12 KgN (Tucker y Boyd, 1985) y 78 KgN

(Ackefords y Enell, 1990) por tonelada de pescado producida. En un estudio realizado por Tovar, et al., (2000) se obtuvo que en un cultivo de peces con manejo intensivo se descargaban 48.09 KgN y 2.57 Kg de fósforo por tonelada de pescado cultivado. Esto pone en evidencia que tanto el cultivo de peces como de camarón arrojan flujos comparables de ambos nutrientes. La diferencia presentada en los flujos de nutrientes por tonelada de camarón cultivada entre este estudio y los realizados anteriormente en una granja semiintensiva (Páez-Osuna et al., 1997), dependen mucho de las toneladas cultivadas y las concentraciones de nutrientes consideradas en el efluente en cada estudio, en la Tabla 5 se muestran las consideraciones empleadas en este estudio y las empleadas por el estudio en una granja semiintensiva por Páez-Osuna et al., (1997)

**Tabla 5. Comparativo del flujo de nutrientes entre los diferentes tipos de cultivo de camarón.**

Tipo de Granja	Cosecha (Kg/ha/ciclo)	N en el efluente (Kg/ha/ciclo)	P en el efluente (Kg/ha/ciclo)	N (Kg/ton cultivo)	P (Kg/ton cultivo)
<i>Extensiva*</i>	300	8.3	7.5	27.7	25
<i>Semiintensiva*</i>	900	8.3	7.5	9.2	8.3
<i>Intensiva*</i>	2000	7.2	8.6	3.6	4.3
<i>Semiintensiva**</i>	1822	52.1	8.4	28.6	4.6

\* Datos obtenidos en este estudio \*\*Páez-Osuna et al. (1997)

Con respecto a las pérdidas de nutrientes por los efluentes de las granjas camaronícolas, se han dado diferentes datos en la literatura revisada para granjas de tipo semiintensiva, estas diferencias, resaltan con respecto a los datos de Robertson y Phillips (1995), los cuales presentan los datos más altos, esto es debido a que en las granjas del sureste de Asia, se pueden presentar diferentes características operacionales con respecto a las granjas de México; así se puede mencionar que las pérdidas de nutrientes por los efluentes camaronícolas dependen del tipo de especie

cultivada, la concentración de proteínas en el alimento, duración del ciclo de cultivo, composición del fertilizante, tasa de recambio de agua, y las toneladas de camarón cosechado (producción) entre otros parámetros, lo que hace que los resultados en diferentes granjas camaronícolas sea variable.

La Tabla 6 muestra una revisión de las pérdidas de nitrógeno total y fósforo total para granjas de diferente manejo.

**Tabla 6. Pérdidas de N y P clasificadas de acuerdo a los diferentes tipos de cultivo camaronícola, expresadas en Kg/ha/día.**

Tipo de granja	Pérdidas de N	Pérdidas de P	Referencia
<i>Semi-intensiva</i>	1.55	0.19	Robertson and Phillips (1995)
<i>Semi-intensiva</i>	0.55	0.09	Páez-Osuna et al.(1997)
<i>Semi-intensiva</i>	0.08	0.07	Páez-Osuna et al. (1998a)
<i>Semi-intensiva</i>	0.01	0.01	Martín (2000)
<i>Semi-intensiva</i>	0.07	0.06	Este trabajo
<i>Extensiva</i>	0.07	0.06	Este trabajo
<i>Intensiva</i>	0.06	0.07	Este trabajo

La diferencia establecida entre las diferentes granjas camaronícolas en México es debida a que en Páez-Osuna et al., (1997) se estudió una granja semiintensiva con flujos en el dren de salida de 52.1 KgN/ha/ciclo y 8.4 KgP/ha/ciclo tomando un ciclo de cultivo de 95 días; pero en tal estudio, en el balance de masa del nitrógeno no se le restó la captación del nitrógeno por los sedimentos a el flujo que emerge en el efluente normalmente (sin que el estanque haya envejecido), en cambio en los estudio posteriores, tanto en el estudio de Páez-Osuna et al., (1998a) y en este trabajo de tesis se consideraron ciclos de 120 días y la acumulación en el sedimento si se tomó en cuenta para el balance de masas, tanto del nitrógeno como del fósforo, arrojando así, resultados más pequeños en el efluente de las granjas camaronícolas contempladas.

## 7.2 Flujo de nutrientes proveniente de los efluentes municipales

Para obtener el flujo de nutrientes proveniente de los drenes municipales que desembocan en las lagunas costeras de Sinaloa, fue necesario tomar como punto de partida el cálculo de la cantidad de nutrientes que arrojaba hacia los drenes municipales cada persona por día, para obtener este dato fue necesario tomar como base a los drenes municipales de la Ciudad de Culiacán, debido a que estos drenes son los que recolectan los desechos de una mayor población, ya que la Ciudad de Culiacán es la ciudad con un mayor número de habitantes en Sinaloa (INEGI, 2000), y por lo tanto puede ser más representativa de toda la población del estado.

Para ello se muestrearon los emisores que recolectan los drenes de esta ciudad, se realizó un muestreo en febrero del 2001, este muestreo se realizó en esta época debido a que era época de secas, estación que predomina nueve meses del año, y este aporte es solamente de drenes municipales y existe un mínimo de mezcla con nutrientes provenientes de los escurrimientos provocados por las lluvias en suelos circunvecinos al río. El dato en las Figuras 21a y 21b es el promedio de la concentración de N y P proporcional entre los emisores Rubí y Humaya que recolectan las aguas domésticas de 550,392 habitantes, éste número de habitantes según JAPAC (2001), resulta de lo siguiente: la Cd. De Culiacán posee de 637,028 habitantes de los cuales el 96% cuenta con servicio de drenaje, de éstos el 90% está conectado al emisor Humaya y al emisor Rubí, los cuales fueron los emisores muestreados y el 10% restante se encuentra conectado al colector Sur, el cual desemboca directamente a la laguna interior de Chiricahueto que forma parte del sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón, en cambio, el emisor Rubí y el emisor Humaya desembocan en el cauce del Río Culiacán el cual después de un recorrido de 60 Km desemboca en el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón. En el muestreo realizado en los emisores, se tuvo una concentración promedio de 13.7 mg/L de P y 24.2 mg/L de N con un flujo anual promedio de 1412.57 L/s correspondiendo 145.10 L/s al emisor Humaya y 1267.47 L/s al emisor Rubí (JAPAC, 2001). Después de la realización de los cálculos pertinentes se obtuvo una

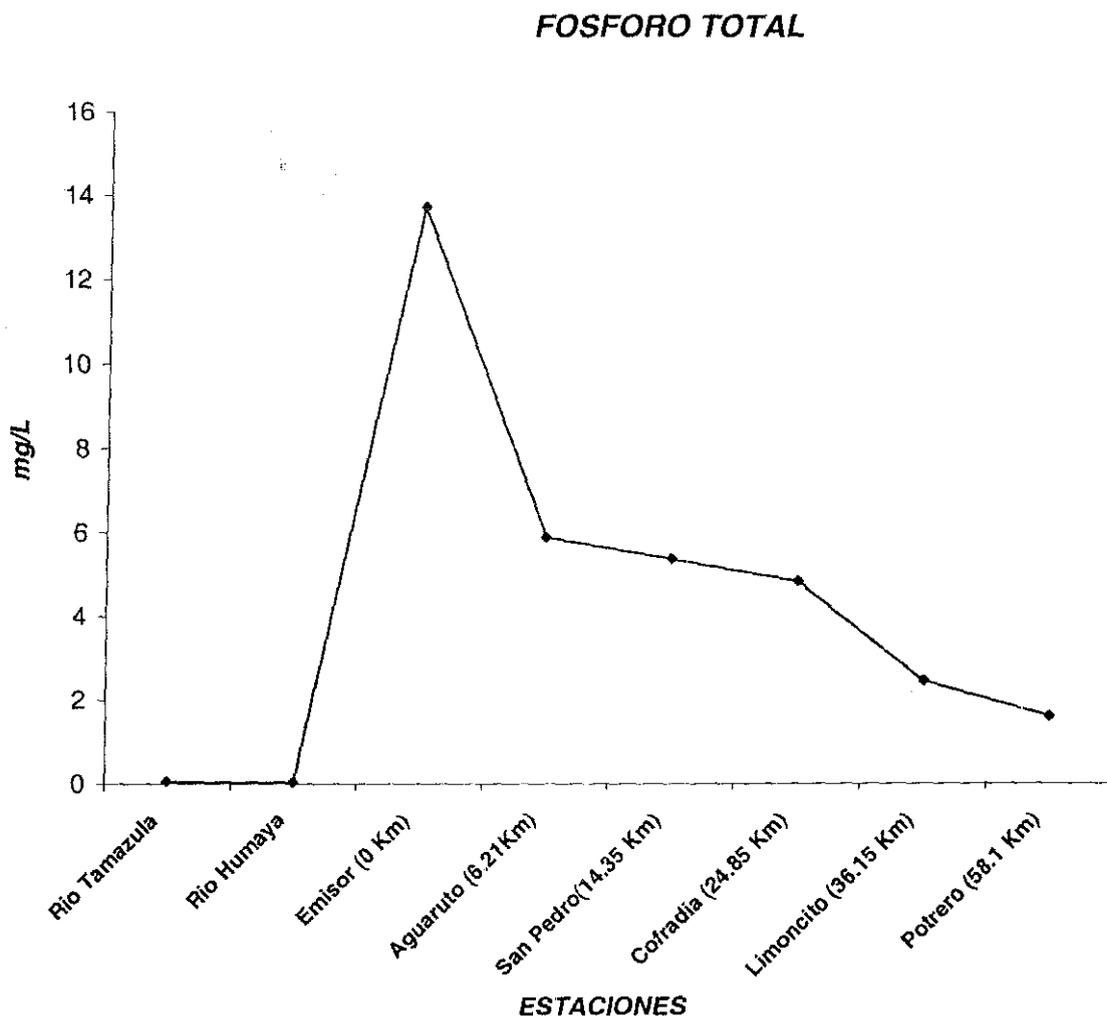
aportación de 3.03 gP/día/hab y 5.39 gN/día/hab. Ahora bien con el objeto de validar estas estimaciones se examinó el estudio de la JAPAC (2001), en este estudio se muestreó a los dos emisores Rubí y Humaya durante un año, obteniéndose un promedio anual de 14.8 mg P/L y 42 mgN/L, estos datos son muy similares a los encontrados en este estudio, confirmando así, la confiabilidad de nuestras mediciones.

En trabajos realizados en Alemania sobre el flujo de nutrientes en sistemas de drenaje urbanos se menciona una concentración en los colectores municipales, en donde incluyeron aguas de desecho doméstico y aguas negras (aquellas que contienen orina y heces fecales) de 16.7 mgP/L y 99 mgN/L (Herrmann y Klaus, 1997), en otro estudio realizado frente a las costas de Taiwan en el Mar Oeste de Ximen, se estudiaron seis descargas de aguas municipales que inciden en este cuerpo de agua, los valores obtenidos van de 0.20 mg/L a 7.48 mg/L de Ptotal (Hong, 1999), estos valores resultan comparables con respecto al obtenido en este trabajo, en el caso del fósforo, aunque en el caso del nitrógeno si se presenta una considerable diferencia, la cual es de esperar, dependiendo del país y de los usos que se le den al agua. En los países nórdicos se presentan valores de 12 gN/hab/día y 2.5 gP/hab/día (Bergheim y Selmer-Olsen, 1978). En un estudio realizado previamente en el estado de Sinaloa por Páez-Osuna, et al., (1998b), obtuvieron que cada habitante de Sinaloa aportaba a los drenes municipales un promedio de 6 gN /día y 1.4 gP/día, siendo similares a los obtenidos este trabajo.

Los resultados obtenidos, con respecto a los flujos de nutrientes provenientes de los drenes municipales por cada cuenca de drenaje, que incide sobre una determinada laguna se reportan en la Tabla 7, Tabla 8 y se representan en la Figura 22.

A lo largo del cauce del río, los nutrientes sufren una serie de procesos de transformación, retención y pérdidas que provoca que exista una disminución en el flujo de éstos a lo largo del caudal del río, desde el emisor hasta la desembocadura

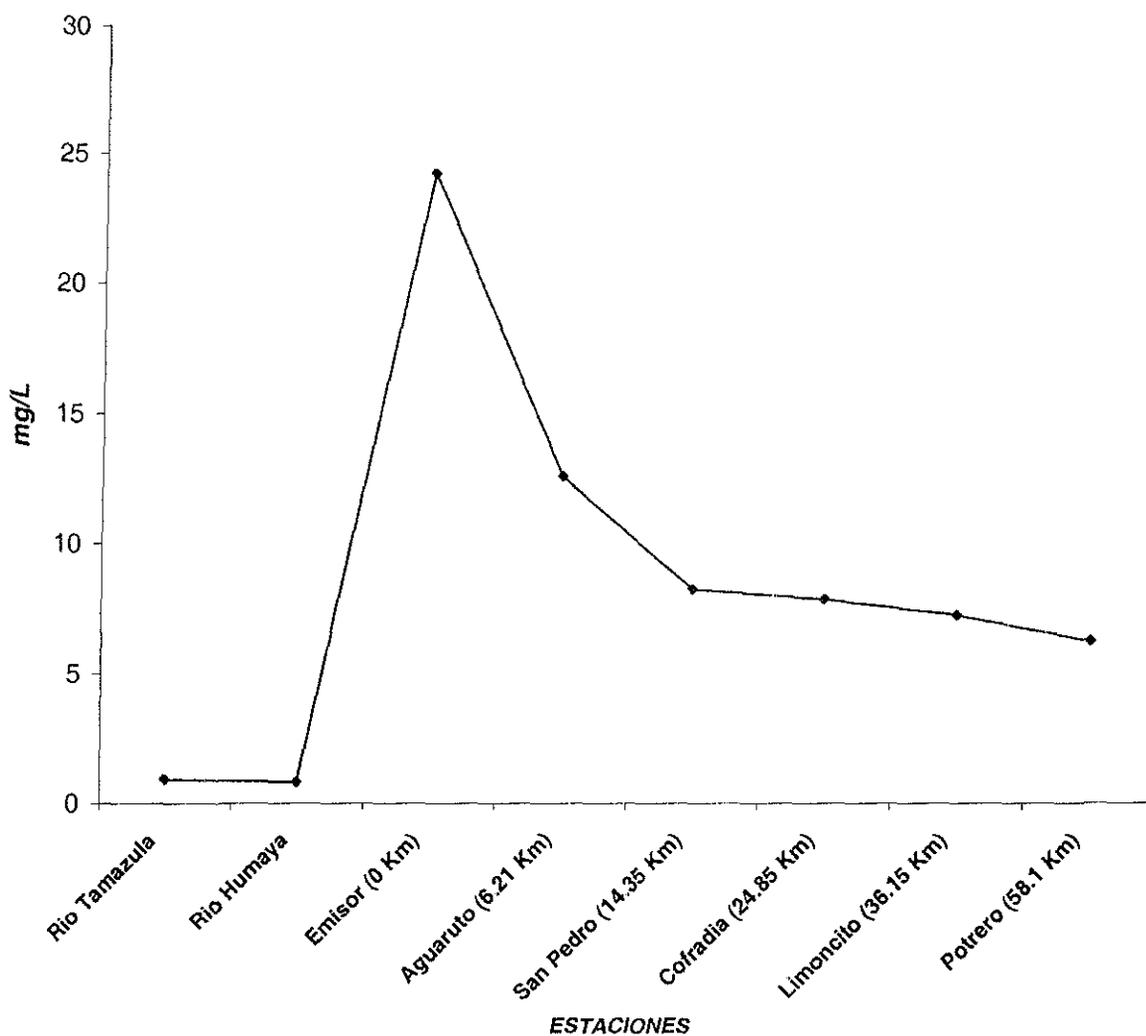
Estaciones	P <sub>T</sub> mg/L
Rio Tamazula	0.046
Rio Humaya	0.04
Emisor (0 Km)	13.73
Aguaruto (6.21Km)	5.88
San Pedro(14.35 Km)	5.37
Cofradia (24.85 Km)	4.84
Limoncito (36.15 Km)	2.45
Potrero (58.1 Km)	1.61



**Fig. 21a.** Variación de la concentración de fósforo total a lo largo del Río Culiacán durante el muestreo del mes de febrero del 2001.

Estaciones	N <sub>T</sub> mg/L
Río Tamazula	0.92
Río Humaya	0.81
Emisor (0 Km)	24.19
Aguaruto (6.21 Km)	12.56
San Pedro (14.35 Km)	8.23
Cofradia (24.85 Km)	7.86
Limoncito (36.15 Km)	7.25
Potrero (58.1 Km)	6.26

**NITROGENO TOTAL**



**Fig 21b.** Variación de la concentración de nitrógeno total a lo largo del Río Culiacán durante el muestreo del mes de febrero del 2001.

del río en la laguna. Los resultados obtenidos, una vez aplicado el Modelo Unidimensional, indican que en una distancia de 58.1 Km, el nitrógeno del emisor se depuró en un 74%, pasando de 1.97 Kg/hab/año a 0.51 Kg/hab/año, este porcentaje de depuración da una idea sobre el grado de depuración que sufren los nutrientes a lo largo del río Culiacán en época de secas; en cuanto al fósforo se determinó una depuración del 88%, indicando que existe una gran captación de fósforo por el lecho del río, posiblemente por la vegetación existente, o bien por el tipo de sedimento existente en el lecho el río (Fig.8 y 9).

Con estos resultados se puede verificar que existe una depuración considerable de los nutrientes colectados en el emisor del dren municipal. En el caso del nitrógeno, la "autodepuración" seguramente involucra varios procesos; (a) la asimilación de nitrógeno por los organismos que habitan en el cauce del río, (b) la conversión de nitrógeno orgánico en formas químicas volátiles que enseguida pasan a la atmósfera, como amonio ( $\text{NH}_4$ ) o como nitrógeno molecular ( $\text{N}_2$ ), y como óxidos de nitrógeno ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ), i.e. por amonificación y denitrificación, un tercer mecanismo importante, (c) es la retención de nitrógeno por los sedimentos del fondo del río, sobre todo cuando contiene fracciones finas que poseen minerales con una gran capacidad de adsorción y de intercambio catiónico, como la motmorillonita, illita y los óxidos de hierro y manganeso, que captaron con cierta facilidad el amonio (Stumm y Morgan, 1984). Con respecto al fósforo la principal ruta de captura en el cauce del río, es a través de los sedimentos y la captura biológica. Los sedimentos por medio de la fracción carbonatada y de los óxidos retienen grandes cantidades de fósforo (Stumm y Morgan, 1984).

Un estudio (Bhrendt, 1999) de flujos de fósforo y nitrógeno realizado en Berlín, Alemania, en dos ríos, el Elbe y el Rhine (1993-1994) indica que los sedimentos de los ríos son importantes lugares de captación de nutrientes provenientes de diferentes fuentes continentales (fuentes puntuales, deposición atmosférica, erosión, desechos urbanos, etc.), en este estudio se demuestra que durante el transporte de los nutrientes por el río, éstos, sufren una retención en los sedimentos, o bien existen procesos de

adsorción o asimilación bacteriana; se señala que de 400 Kton ( $1 \times 10^6$  ton) de N/año que entran al río, se monitorearon 267.2 KtonN/año asociados a la columna de agua en el cauce del río Rhine y de 233.8 KtonN/año que entran, se monitorearon concentraciones de DIN de 111.7 KtonN/año en el río Elbe, en relación al fósforo se observaron datos de entrada de 20.5 y 12.5 KtonN/año, en el río Rhine y Elbe, respectivamente y se monitorearon 14.2 y 4.6 KtonP/año respectivamente. Se observa que el río Elbe presenta un valor más grande de retención de nutrientes que el río Rhine, lo que puede deberse a la diferente morfología e hidrología que existe entre ambos sistemas. Además en este mismo estudio se monitorearon dos períodos de 4 años cada uno (de 1983-1987 y de 1993-1997) y se observó una clara disminución en los aportes de N y P debido a que existió una baja en el número de habitantes, disminuyéndose los desechos urbanos y de las plantas de tratamiento. En el caso del río Rhine se observó una disminución de aportes de 569 KtonN/año (1983-1987) a 400 KtonN/año (1993-1997), en el caso del río Elbe los datos se comportaron de la siguiente manera; se disminuyó de 51.1 KtonP/año(1983-1987) a 20.5 KtonP/año(1993-1997) en el río Rhine y en el río Elbe de 10.2 KtonP/año (1983-1987) a 4.7 KtonP/año (1993-1997). Los datos obtenidos en este estudio muestran que el nitrógeno se depura en un porcentaje del 35% en el río Rhine, y un 56% aproximadamente en el río Elbe.

En el caso del fósforo se presenta un porcentaje de depuración de 59% para el río Elbe y 37% para el caso del río Rhine; estos resultados reflejan que cada sistema fluvial presenta un grado de depuración muy diferente, estas diferencias pueden deberse a condiciones climáticas y a los constituyentes del suelo, si como a la vegetación presente en el cauce del río; se puede prever claramente que en condiciones climáticas más cálidas, como es el caso del río Culiacán, existe una mayor depuración de los nutrientes, que en lugares con condiciones climáticas más frías; posiblemente por una mayor volatilización y también por una mayor asimilación de éstos por la vegetación existente

La laguna costera que recibe un mayor flujo de nitrógeno proveniente de las fuentes municipales es Altata-Ensenada del Pabellón con un flujo de 328.51 ton N/año y tiene el segundo lugar en la percepción de fósforo con 109.72 tonP/año siendo este flujo el 25% y el 15% respectivamente, del total de N y P que aporta el total de los habitantes de Sinaloa aportado hacia respectivo colector de drenes municipales. Pero esta laguna se encuentra en primer lugar en cuanto a la cantidad de nutrientes que recibe el emisor de drenes con 1,292.4 tonN/año y 728 tonP/año arrojado por 656,046 habitantes. En segundo lugar se presenta la laguna Topolobampo Ohuira, la cual recibe los desechos municipales de 288,812 habitantes los cuales aportan 569 tonN/año y 320.6 tonP/año de las cuales el 50% y el 54% de N y P respectivamente se depuran a través de la senda del dren, antes de llegar a la laguna costera, y esto se traduce en un flujo de 279.9 tonN/año y 149.5 tonP/año, ocupando así el segundo lugar en cuanto a la captación de nitrógeno y el primer lugar en cuanto a la captación de fósforo. Así que, los flujos de los nutrientes por año van a depender no sólo del número de habitantes, sino también de la distancia que hay entre el dren y la laguna costera que recibe los escurrimientos, un ejemplo muy claro es el del estero de Urías, que recibe la descarga de 85,678 habitantes siendo este valor el 30% de la población de Mazatlán, presentando una descarga directa, es decir, sin un dren de autopurificación, y descarga directamente 168.8 ton N/año y 95.1 ton P/año. La laguna que recibe un menor flujo de nutrientes es Ceuta con una descarga de 16.6 tonN/año y 8.9 tonP/año, producto esencialmente de una baja población de 17,131 habitantes. Las lagunas de Huizache-Caimanero y de Teacapan-Agua Brava no reciben drenes municipales, ya que estos drenes desembocan al mar directamente.

En total, las lagunas costeras de Sinaloa reciben 834.4 ton N/año y 385.7 ton P/año de los 2,122 ton N/año y 1,195 ton P/año que arroja toda la población a los colectores. Estudios realizados en Sinaloa con respecto a los nutrientes arrojados hacia la zona costera del estado de Sinaloa existe sólo uno, el realizado por el Páez-Osuna et al., (1998a) en donde estimó un flujo total de nutrientes de 1,334 ton N/año y 682 ton P/año, respectivamente, como se puede notar, estos valores son parecidos

Tabla 7. Cálculo de flujo de nutrientes proveniente de los drenes municipales hacia las lagunas costeras de Sinaloa.

TOPOLORAMPO - OHUIRA									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia (km)	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Los Mochis	355774	278330	548.3	308.9	12.6	271.98	144.64	271.98	144.64
Ejido Los Mochis	2911	2658	5.2	3.0	20	1.82	1.08	1.82	1.08
Compuertas	3834	3461	6.8	3.8	26	2.11	1.15	2.11	1.15
Juan Jose Rios	4791	4363	8.6	4.8	15	4.07	2.66	4.07	2.66
<b>TOTAL</b>	<b>367310</b>	<b>288812</b>	<b>569.0</b>	<b>320.6</b>		<b>279.98</b>	<b>149.53</b>	<b>279.98</b>	<b>149.53</b>
NAVACHISTE - SAN IGNACIO									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Adolfo Ruiz Cortinez	12530	6913	13.6	7.7	19	5.98	2.91	5.98	2.91
Alfonso G. Calderon	3783	1263	2.5	1.4	28	0.92	0.39	0.92	0.39
Gabriel Leyva Solano	24718	18616	36.7	20.7	16	17.05	8.64	17.05	8.64
Corepepe	3973	2122	4.2	2.4	11	2.14	1.16	2.14	1.16
<b>TOTAL</b>	<b>45004</b>	<b>28914</b>	<b>57.0</b>	<b>32.1</b>		<b>26.09</b>	<b>13.1</b>	<b>26.09</b>	<b>13.1</b>
SANTA MARIA - LAREFORMA									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Via Baruto Juarez	5702	3993	7.9	4.4	29	2.86	1.21	2.86	1.21
Guamuchil	58615	47748	94.1	53.0	33	31.67	12.63	31.67	12.63
Moconto	5287	4336	8.5	4.5	43	2.38	0.82	2.38	0.82
Col. Agricola de Mexico	2806	1990	3.9	2.2	12	1.97	1.05	1.97	1.05
Col. Agricola Independencia	3219	1931	3.8	2.1	7	2.10	1.21	2.10	1.21
Juan Aldama	3087	1918	3.8	2.1	3	2.25	1.37	2.25	1.37
<b>TOTAL</b>	<b>78716</b>	<b>61916</b>	<b>122.0</b>	<b>68.7</b>		<b>43.22</b>	<b>18.29</b>	<b>43.22</b>	<b>18.29</b>
ALTATA - ENSENADA DEL PABELLON									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Navolato	25435	23030	45.4	25.6	20	19.55	9.37	19.55	9.37
Culiacanito	4019	2963	5.8	3.3	36	1.86	0.71	1.86	0.71
Culliacan	637028	611547	1204.7	678.8	51	288.10	89.16	288.10	89.16
Costa Rica	22418	18506	36.5	20.5	10	19.00	10.48	19.00	10.48
<b>TOTAL</b>	<b>688900</b>	<b>656046</b>	<b>1292.4</b>	<b>728.2</b>		<b>328.51</b>	<b>109.72</b>	<b>328.51</b>	<b>109.72</b>
CEUTA									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Quila	5188	4946	9.7	5.5	24	3.89	1.76	3.89	1.76
El Dorado	13943	12185	24.0	13.5	9	12.75	7.13	12.75	7.13
<b>TOTAL</b>	<b>19131</b>	<b>17131</b>	<b>33.7</b>	<b>19.0</b>		<b>16.64</b>	<b>8.90</b>	<b>16.64</b>	<b>8.90</b>
URIAS									
Ciudad	Total Habitantes	Hab. conectados al dren	N(ton/año)	P(ton/año)	Distancia	N(ton/año)D	P(ton/año)D	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Mazatlan	316434	283592	981.9	419	0	168.78	95.1	168.78	95.1
<b>E. de Infernillo (Maz.)</b>	<b>30%</b>	<b>85678</b>	<b>168.78</b>	<b>95.1</b>	<b>0</b>	<b>168.78</b>	<b>95.1</b>	<b>168.78</b>	<b>95.1</b>

N (ton/año) nitrógeno agregado al dren

P (ton/año) fósforo agregado al dren

N (ton/año) D Flujo de nitrógeno después de la autopurificación

P (ton/año) D Flujo de fósforo después de la autopurificación

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

Tabla 8. Tabla comparativa del flujo de nutrientes procedente de los efluentes municipales que recibe cada sistema lagunar de Sinaloa antes y después de la autopurificación

LAGUNA COSTERA	N(ton/año)	P(ton/año)	Habitantes	N(ton/año)D	P(ton/año)D
Topolobampo-Ohuira	569	320.6	288812	279.98	149.53
Navachiste-San Ignacio	57	32.1	28914	26.09	13.1
Sta.Ma.La Reforma	122	68.7	61916	43.22	18.29
Altata E.Pabellón	1205.4	676.34	611547	328.51	109.72
Ceuta	33.7	19	17131	16.64	8.9
Urias	168.78	95.1	85678	168.78	95.1
Huizache-Caimanero	0	0	0	0	0
Teacapan-Agua Brava	0	0	0	0	0

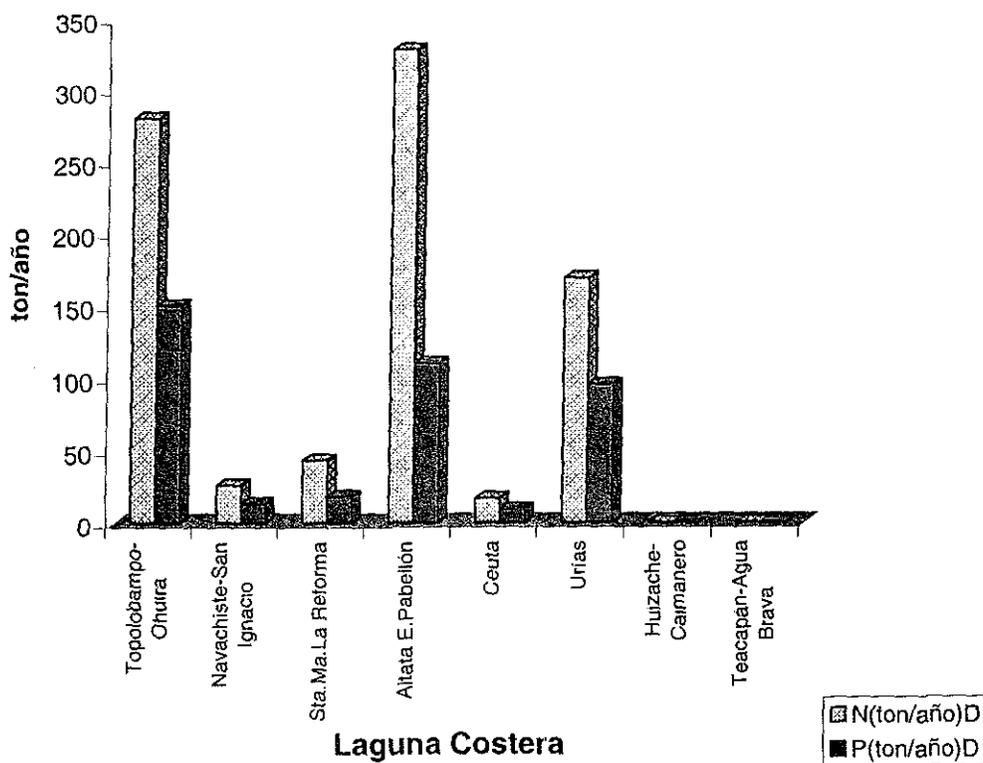


Fig. 22. Representación del flujo de nutrientes proveniente de los drenes municipales hacia las lagunas costeras de Sinaloa

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

a los valores del flujo de nutrientes hacia los colectores, debido a que en ese estudio posiblemente no se tomó en cuenta la autopurificación, como en el presente estudio, en el que si se tomó en cuenta (Fig 22)

### **7.3 Flujo de nutrientes proveniente de la agricultura.**

La agricultura en Sinaloa es una de las principales actividades humanas, en toda la región de Sinaloa, se calculó una extensión aproximada de 18,199.10 Km<sup>2</sup> (INEGI, 2000), en las que se cultivan maíz, sorgo, frijol, garbanzo, trigo, cartamo, algodón, papa, soya, arroz y hortalizas. La concentración de nutrientes como P y N, en los drenes agrícolas va a depender en gran medida de la concentración y dosificación de dichos nutrientes en los fertilizantes aplicados a cada tipo de cultivo, ya que dichas concentraciones varían entre los distintos cultivos. Dentro de los fertilizantes más utilizados se encuentran, sulfato de amonio, nitrato de amonio, urea y triple superfosfato. En la Tabla 9 se muestra la cantidad nitrógeno y fósforo aplicado en forma de fertilizante al año, en la región agrícola que incide sobre cada laguna costera, así como el hectareaje ocupado por esta actividad humana. Se puede distinguir claramente que, la región del norte de Sinaloa, presenta una mayor actividad agrícola intensiva (requiere el uso de fertilizantes) que la región del Sur de Sinaloa, La laguna Huizache-Caimanero y Teacapán-Agua Brava, por ejemplo, sólo presentan cultivos de temporal, utilizados como alimento para el ganado, sin la utilización de fertilizantes (comunicación personal SARH Sur de Sinaloa), llama la atención que INEGI (2000) señala a estas regiones como no agrícolas.

Dentro de los sistemas examinados, la región en que se aplica una mayor cantidad de fertilizantes es la que incide sobre la laguna de Topolobampo-Ohuira, con un aporte anual de 39,290.9 ton N/año y 20 591.5 ton P/año, en tercer lugar se encuentra la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón y Bahía Ceuta, con 20,109.2 ton N/año y 11,952.2 ton P/año, la región que incide sobre Altata-Ensenada del Pabellón presenta un mayor aporte de fertilizantes que la región que incide sobre la laguna de Sta. María-La Reforma, a pesar de que en esta última región, existen

20,000 ha más de cultivo. Esta situación se debe al tipo de cultivo que se desarrolla en cada caso y que, necesitan una menor o mayor cantidad de fertilizantes nitrogenados y fosfatados. En la Tabla 4 se presentó, para cada cultivo, una relación de la cantidad de nitrógeno y fósforo aplicado, esta condición también prevalece en la región que incide sobre la laguna de Navachiste-San Ignacio, que presenta 10,000 ha menos que la laguna de Sta. María-La Reforma, la cual presenta una aplicación de fertilizante de 15,055.4 ton N/año y 7,452.8 ton P/año. La laguna del Estero de Uriás es la que presenta una región agrícola con mayor fertilización en el Sur de Sinaloa, pero debido a su extensión, ocupa el quinto lugar en el estado de Sinaloa. En resumen las regiones agrícolas que inciden sobre las lagunas costeras de Sinaloa, presentan una carga total de 107,554 tonN/año y 64,185.6 tonP/año. En un estudio realizado por Páez-Osuna et al., (1998b), estimaron para todos los estados costeros de México que en 1994, las cargas de nitrógeno y fósforo anuales eran de 141, 232 ton y de 35,272 ton respectivamente.

Con respecto a la cuantificación del flujo de nutrientes proveniente de la agricultura hacia las lagunas estudiadas de Sinaloa, se emplearon dos métodos, uno de los métodos se le denominó "Método de Intervalos" el cual consiste en cuantificar los flujos de los nutrientes tomando en cuenta un intervalo de concentraciones de P y N por hectárea por año, tomado de la literatura revisada, de países con similares condiciones de suelo de cultivo, en comparación con el de la región agrícola de Sinaloa, el cual está constituido por limo principalmente. El otro método es denominado "Método de Porcentajes", en él, se estima la concentración de los drenes agrícolas, a partir de la cantidad de fertilizante aplicado a cada región agrícola, considerando que del 10-50% del nitrógeno y menos del 5% del fósforo aplicado se mueve superficialmente hacia los drenes agrícolas. Pero estos dos métodos fueron utilizados sólo para saber la cantidad de N y P, que se moviliza desde los suelos agrícolas y que se halla disponible en el dren agrícola, luego una porción de tal cantidad se autodepura a lo largo del curso de los drenes agrícolas; para ello se consideró un 50 y un 25% para el nitrógeno y el fósforo, respectivamen-

**Tabla 9.** Reporte de la concentración de fertilizante aplicado a la cuenca hidrológica que influye sobre las lagunas costeras de Sinaloa

Topolobampo-Ohuira				Altata-Ensenada del Pabellón			
Cultivo	Ha de cultivo	N (ton/ciclo)	P(ton/ciclo)	Cultivo	Ha de cultivo	N(ton/ciclo)	P(ton/ciclo)
Maíz	38045.5	9511.4	2853.4	Maíz	16797	4199.25	1259.78
Sorgo	6053.5	544.8	0	Sorgo	2437	219.33	0
Frijol	27523.5	1458.7	0	Frijol	23778.5	1260.26	0
Garbanzo	1605	64.2	64.2	Trigo	54	8.64	2.16
Trigo	10510	1681.6	420.4	Garbanzo	14192.5	567.7	567.7
Cártamo	1710	171	0	Soya	13.5	0.54	0.81
Algodón	3099.5	475.3	40.3	Cártamo	1889	188.9	0
Papa	4220.5	506.46	506.46	Arroz	1676	226.76	0
Hortalizas	16019.5	5232	6411	Hortalizas	10359	3383.25	4145.67
<b>TOTAL/CICLO</b>	<b>108787</b>	<b>19645.46</b>	<b>10295.76</b>	<b>TOTAL/CICLO</b>	<b>71196.5</b>	<b>10054.63</b>	<b>5976.12</b>
<b>TOTAL/ANO</b>		<b>39290.92</b>	<b>20591.5</b>	<b>TOTAL/ANO</b>		<b>20109.2</b>	<b>11952.2</b>
Navachiste- San Ignacio				Ceuta			
Cultivo	Ha de cultivo	N(ton/ciclo)	P(ton/ciclo)	Cultivo	Ha de cultivo	N(ton/ciclo)	P(ton/ciclo)
Maíz	32285	8071.3	2421.4	Maíz	16797	4199.25	1259.78
Sorgo	2947.5	265.3	0	Sorgo	2437	219.33	0
Frijol	22836	1210.3	0	Frijol	23778.5	1260.26	0
Garbanzo	3049	122	122	Trigo	54	8.64	2.16
Trigo	8135.5	1301.7	325.4	Garbanzo	14192.5	567.7	567.7
Cártamo	3104	310.4	0	Soya	13.5	0.54	0.81
Arroz	612.5	82.9	0	Cártamo	1889	188.9	0
Soya	590.5	23.6	35.4	Arroz	1676	226.76	0
Algodón	1831.5	280.2	23.8	Hortalizas	10359	3383.25	4145.67
Papa	467.5	56.1	56.1	<b>TOTAL/CICLO</b>	<b>71196.5</b>	<b>10054.63</b>	<b>5976.12</b>
Hortalizas	7445.5	2431.7	2979.7	<b>TOTAL/ANO</b>		<b>20109.2</b>	<b>11952.2</b>
<b>TOTAL/CICLO</b>	<b>83304.5</b>	<b>14155.5</b>	<b>5963.8</b>				
<b>TOTAL/ANO</b>		<b>28311</b>	<b>11927.6</b>				
Santa María - La Reforma				Estero Urías			
Cultivo	Ha de cultivo	N(ton/ciclo)	P(ton/ciclo)	Cultivo	Ha de cultivo	N(ton/ciclo)	P(ton/ciclo)
Maíz	2148	537	161.1	Maíz	1989	497.25	149.18
Sorgo	1469	132.2	0	Sorgo	2286	205.74	0
Frijol	23689	1255.5	0	Frijol	3030	160.59	0
Garbanzo	43088	1723.5	1723.5	Hortalizas	12009	3922.14	160.16
Trigo	9188	1470	367.5	<b>TOTAL/ANO</b>	<b>19314</b>	<b>4785.72</b>	<b>309.34</b>
Cártamo	9565	956.5	0				
Soya	273	109.2	16.4				
Algodón	1081	165.4	14				
Hortalizas	3608	1178.4	1443.9				
<b>TOTAL/CICLO</b>	<b>94109</b>	<b>7527.7</b>	<b>3726.4</b>				
<b>TOTAL/ANO</b>		<b>15055.4</b>	<b>7452.8</b>				

te, de depuración de los nutrientes en su curso por el dren agrícola (Ackefors y Enell, 1990; Ganem, 1990).

En la Figura 23 se presentan los flujos de nitrógeno obtenidos tanto por el “Método de Intervalos” como por el “Método de Porcentajes”; Topolobampo-Ohuira recibe el mayor flujo de nitrógeno ya que presenta, la región agrícola con mayor hectareaje con respecto a la existente en las demás lagunas costeras. Debido a que el “Método de Intervalos” sólo toma en cuenta el hectareaje cultivado más no la cantidad de fertilizante empleado, y por la razón de que el flujo de los nutrientes está íntimamente relacionado con la cantidad de fertilizante agregado al cultivo, se tomó el “Método de Porcentajes” como el método más representativo para este cálculo. Es relevante aclarar que se utilizaron los dos métodos, con objeto de observar la variación entre ellos y obtener una idea de la magnitud de los datos producidos por ambos métodos. Además es necesario aclarar que el grado de error presentado por estos métodos es bastante elevado, para el caso del “Método de Intervalos” el error estimado sobre el cálculo del flujo de nitrógeno es de 32.8 % y en el caso del “Método de Porcentajes” el error estimado es de 68 %, para el caso del cálculo del flujo de fósforo recibido por cada sistema lagunar estudiado presenta un coeficiente de variación del 67 %, con el empleo del “Método de Intervalos”, en realidad el grado de error es muy amplio pero no se encontró un método para el cálculo del flujo de nutrientes procedente de la agricultura más eficiente debido a la falta de información existente sobre los flujos agrícolas en el estado de Sinaloa y en México en general, por esta razón se presenta en este trabajo tres panoramas en cuanto a la carga de nutrientes recibidos en cada sistema lagunar estudiado, panoramas que se presentan en el punto 6.5, coincidiendo los diferentes panoramas en que la agricultura es la mayor fuente de aporte de nutrientes en el estado de Sinaloa, de ahí la importancia y la necesidad de estudiar con más detalle el flujo de nutrientes proveniente de la agricultura. En la Figura 23, los valores de las medias en ambos métodos presentan una tendencia similar, presentándose como primer lugar por ambos métodos los flujos estimados para la agricultura en el sistema lagunar

Topolobampo-Ohuira y como último lugar los correspondientes a la laguna del Estero de Urías.

Una estrategia posible a aplicar, para verificar la concentración de nutrientes en los drenes agrícolas en Sinaloa sería, el análisis de parcelas aisladas, que no hayan sido fertilizadas anteriormente, y cultivarlas con los cultivos más representativos de la región y tratar dichos cultivos con los fertilizantes aplicados en los valles agrícolas del estado, es decir, tratar las parcelas de cultivo in vitro como se presentan in vivo, igualar a lo más cercano posible a las condiciones naturales en que se desarrolla un cultivo en Sinaloa y así poder estudiar las concentraciones de nutrientes que quedan disponibles en el suelo agrícola para ser arrastrados hacia los drenes agrícolas y estos conducirlos hasta el sistema acuático más cercano.

Una vez aclarado lo anterior y en base a los resultados obtenidos a partir del “Método de Porcentajes”, se tiene que, la laguna que recibe un mayor flujo de nutrientes es Topolobampo-Ohuira con un flujo anual de 5,893.6 ton N/año, en segundo lugar se encuentra la laguna de Navachiste-San Ignacio con 2,831.1 tonN/año, las lagunas de Altata-Ensenada del Pabellón y Ceuta reciben un flujo anual de 3,016.4 tonN/año y en cuarto lugar se presenta la laguna de Sta. María-La Reforma con 2,258.3 tonN/año. La igualdad en cuanto al flujo de nutrientes en la laguna de Altata Ensenada del Pabellón y la laguna de Ceuta, es debido a que reciben, ambas los flujos de los nutrientes provenientes de la agricultura del Valle de Culiacán, recibiendo cada una de ellas probablemente la mitad de estos flujos.

En el caso de los flujos de fósforo, para la comparación de los métodos por Intervalo y por Porcentaje, se tomaron en cuenta los valores máximos, debido a que en el Método por Porcentajes sólo se puede calcular un valor único debido a que lo máximo del fósforo aplicado como fertilizante que puede ir al dren agrícola es de 5%. Entre los dos métodos existe una tendencia idéntica a la presentada con los flujos de nitrógeno, habiendo una variación entre los resultados de ambos métodos utilizados, pero esta variación no es tan significativa, apenas llega a 1,000 tonN/año

LAGUNA COSTERA	N (ton/año) Método Intervalos		N(ton/año) Método Porcentajes	
	Media Intervalos	Desv. Std	Media Porcentajes	Desv.Std
<i>Topolobampo-Ohuira</i>	3481.2	1142.3	5893.64	3929.1
<i>Navachiste-San Ignacio</i>	2665.7	874.7	4246.7	2831.1
<i>Santa Ma.-La Reforma</i>	3011.5	988.1	2258.3	1505.5
<i>Altata Ensenada del Pabellón</i>	2278.3	747.56	3016.4	2010.9
<i>Ceuta</i>	2278.3	747.56	3016.4	2010.9
<i>Uriás</i>	618.05	202.8	717.9	478.6

### FLUJO DE NITROGENO DE LA AGRICULTURA

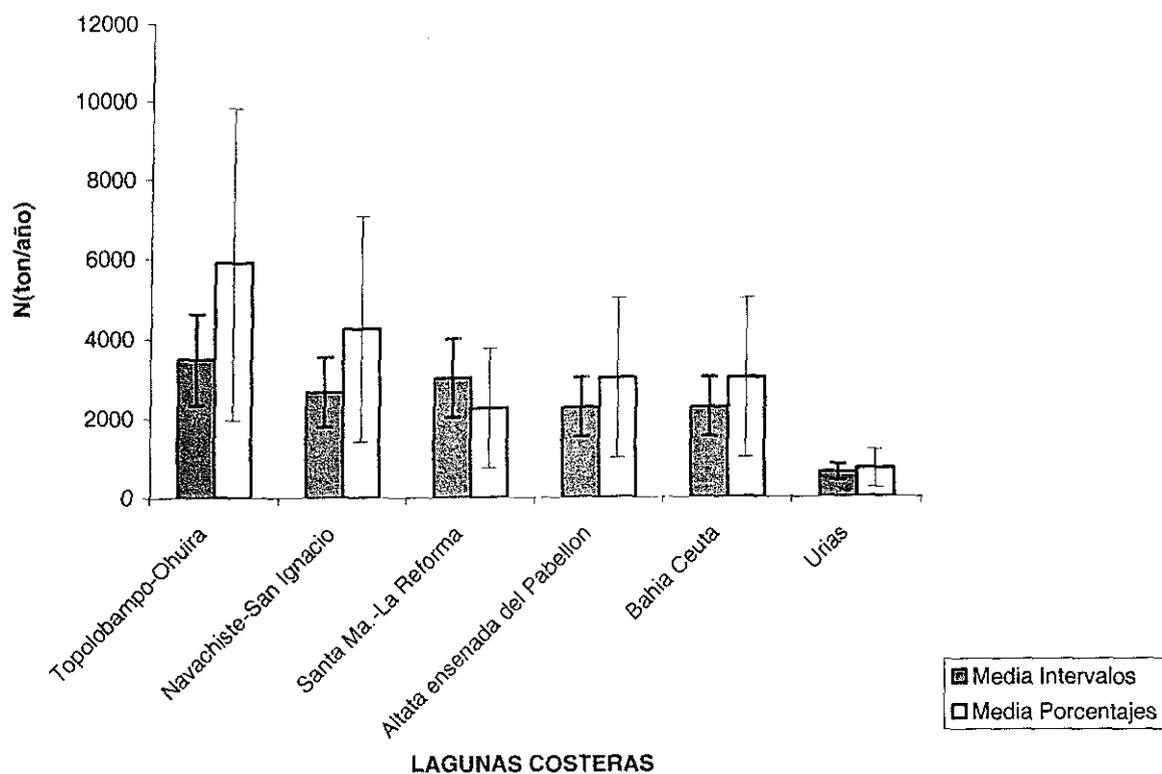


Fig. 23. Flujo de nitrógeno proveniente de la agricultura hacia las lagunas costeras de Sinaloa.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

y 150 tonP/año, en promedio, es decir, el Fig 23 flujo de nitrógeno de la agricultura “Método de Porcentajes” presentan un promedio de 1,000 tonN/año más que los flujos del “Método de Intervalos” y 150 ton/año para el caso del fósforo. A partir del “Método de Porcentajes”, el flujo máximo de fósforo que recibe la laguna de Topolobampo-Ohuira es de 772.2 ton P/año, ocupando el primer lugar en la recepción de fósforo, en segundo lugar se presentan las lagunas de Altata-Ensenada del Pabellón y Bahía Ceuta con 448.2 tonP/año y con muy poca diferencia a las anteriores se encuentra la laguna de Sta.María-La Reforma con 447.3 tonP/año, y recibiendo el menor flujo de nutrientes de las lagunas con agricultura intensiva sobresale, la laguna del Estero de Urías con sólo 11.6 tonP/año (Fig 24).

En total Sinaloa presenta un flujo medio de nitrógeno vía agricultura hacia sus lagunas costeras de 19,149.3 ton/año, y un flujo máximo de fósforo de 2,407 ton/año, representando la octava parte del flujo de nitrógeno presentando una relación molar de 8:1 (N:P). Estudios realizados sobre los flujos de nutrientes en el mundo provenientes de los drenes agrícolas son numerosos, pero dentro de Sinaloa y el Noroeste de México, que es la región con más carga agrícola en México, son muy escasos. En un estudio previo (Páez-Osuna et al., 1998b) la agricultura anual de Sonora y Sinaloa integran un aporte anual de 26,119 ton de P y 49,356 ton de N, presentando Sinaloa (Páez-Osuna et al., 1998a) un flujo de 24,388 ton P y 20,920 ton de N, claramente se puede evidenciar que los datos obtenidos de nitrógeno son similares, pero en el caso del fósforo el flujo obtenido en este trabajo es 10 veces más bajo. Posiblemente se presenta esta discrepancia, debido a que en el trabajo realizado por Páez-Osuna, et al., (1998a) no se tomó en cuenta la autopurificación de los nutrientes.

Con respecto a los datos obtenidos aquí se puede mencionar que la cantidad de N y P que está disponible para entrar en los drenes agrícolas va desde 48 Kg/ha/año hasta 108 Kg/ha/año en promedio para el caso del nitrógeno y de 0.7 a 9.5 Kg/ha/año de fósforo, estos datos concuerdan con los datos obtenidos en la literatura

LAGUNA COSTERA	P(ton/año) Método de Intervalos		P(ton/año) Método Porcentajes	
	Media	Desv. Stand.	Máximo Intervalos	Máximo Porcentajes
<i>Topolobampo-Ohuira</i>	257	175.4	441.5	772.2
<i>Navachiste-San Ignacio</i>	196.8	134.3	331.1	447.3
<i>Santa Ma -La Reforma</i>	222.3	151.8	374.1	279.5
<i>Altata Ensenada del Pabellon</i>	168.2	114.8	283.0	448.2
<i>Ceuta</i>	168.2	114.8	283.0	448.2
<i>Urías</i>	45.6	31.14	76.8	11.6

### FLUJO DE FOSFORO DE LA AGRICULTURA

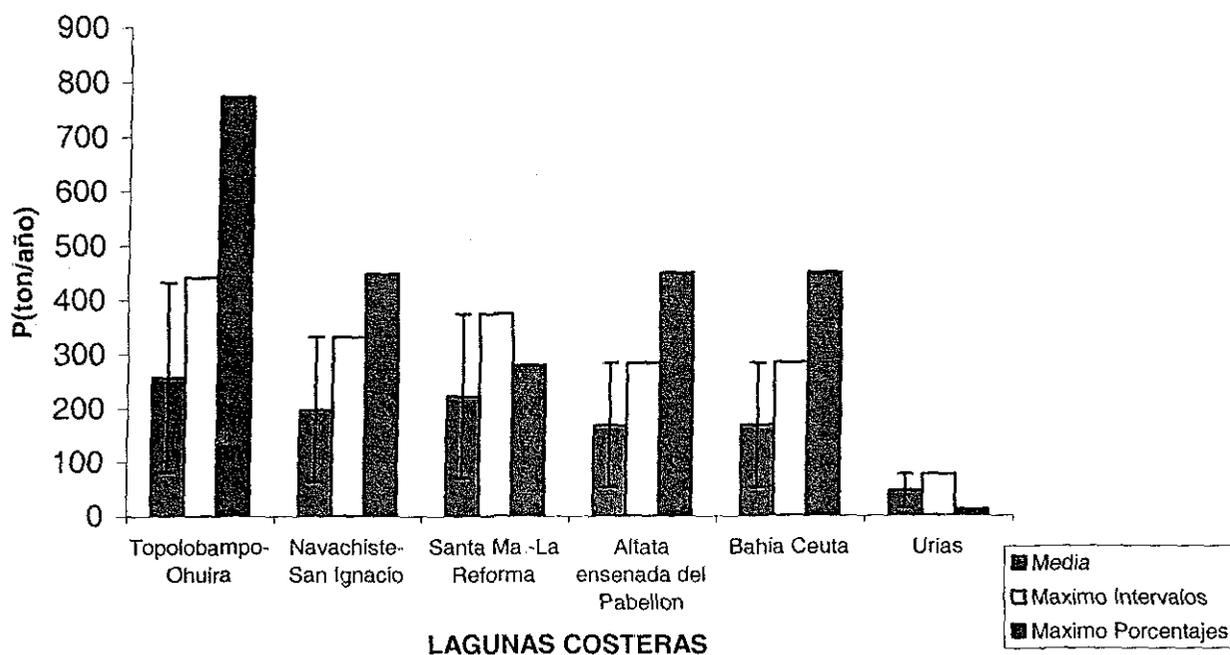


Fig.24. Flujo de fósforo proveniente de la agricultura hacia las lagunas costeras de Sinaloa.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 10. Cargas de nutrientes de drenes agrícolas de diferentes regiones y países.

N (Kg/ha/año)	P (Kg/ha/año)	SUELO	REFERENCIA	OBSERVACIONES
64		Arcilla-limo	Tyra et al.,(1997)	3 años de monitoreo Noruega (92-94) Sureste de Noruega*
72.1 - 45.3	51-80	Arena	Tyra et al.,(1997)	Grimestad-Fertilizante (200kgN/ha/año)
19.6 - 9.34	43-67	Arcilla-limo	Tyra et al.,(1997)	Mordre-Fertilizante (130 KgN/ha/año)
33.3 - 16.6	43-78	Limo arcilloso	Tyra et al.,(1997)	Skuterud-Fertilizante (150 Kg N/ha/año)
64.3 - 37.3	61-85	Limo	Tyra et al.,(1997)	Hoyjord-Fertilizante (130 KgN/ha/año)
ND	1	ND	Sharpley y Rekolainen(1997)	>35% de agricultura en Finlandia 1981- 1985
ND	0.3	ND	Sharpley y Rekolainen(1997)	10-5% de agricul- tura en Finlandia 1981-1985
ND	0.36	ND	Lennox, et al.,(1997)	Greenmout Norte de Irlanda 1992.
	0.23-0.34	Arcilla≤30%	Kronvang et al., (1995)	Dinamarca (1989- 1992)
ND	0.57	Arcilla>30%	Kauppi (1984)	Finlandia (1965- 1974) Drenes pequeños
ND	0.9-1.8	Arcilla>30%	Rekolainen (1989)	Finlandia (1981- 1985) Drenes pequeños
ND	0.8-1.7	Arcilla>30%	Rekolainen et al., (1995)	Finlandia (1986- 1990) Drenes pequeños
ND	0.01-0.6	Arcilla	Ulen, Datos no publicados	Suecia (1988-1994) Drenes pequeños

ND	0.01-2.7	Arcilla	Hoffman y Wall-Elstrom. Datos no publicados.	Suecia (1988-1994) Campo experimental
ND	0.7-1.4	ND	Ulen et al. (1991)	Noruega (1981-1989)
ND	0.45 - 0.8	ND	Pommel y Dorioz, (1997)	Oeste de Europa, Lac Lemán, Genova. Promedio del estudio de 15 ha.
ND	0.95 - 1.70	Arcilla	Rekolaine et al, (1995)	Finlandia (1986-1990)
ND	0.5 - 1.3	ND	Wiggers, (1997)	Dinamarca (1994)
ND	0.7 - 3.4	ND	Withers, (1997)	Reino Unido
ND	0.81 - 1.87	ND	Scokart et al., (1997)	Bélgica (1992)
ND	0.27 - 0.32	ND	Strub y Blum, 1997	Austria
24	0.5	ND	Oenema y Roest, (1998)	Holanda 1985
40	1.8	ND	Oenema y Roest, (1998)	Holanda 1995
20	ND	ND	Parris, (1997)	México 1986-1988
20	ND	ND	Parris, (1997)	México 1993-1995
45-55	ND	ND	Kucke y Kleberg (1997)	Fertilización mineral en el Norte de Alemania, no fue tomada en cuenta la deposición atmosférica
9.0-25.5	0.5-1.5	EUA Mezcla de agricultura	Beaulac y Reckhow, (1982)	Promedio de recopilación de datos mejor estimados de EUA
4.0-22.5	1.0-5.3	Agricultura intensiva	Beaulac y Reckhow, (1982)	Promedio de recopilación de datos mejor estimados de EUA
4.0-6.5	0.7-1.6	Agricultura no intensiva	Beaulac y Reckhow, (1982)	Promedio de recopilación de datos mejor estimados de EUA
10.0	0.8	Arcilla-Limo-Arena	Cullen, (1983)	Sureste de Australia

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

\*En este estudio los fertilizantes constituyen la mayor fuente de nitrógeno aplicado. En Grimestad, 40% del nitrógeno total aplicado es originado por abono. En Skuterud y Modre, el abono constituye el 9% del total de nitrógeno aplicado. En Hoyjord los agricultores no usaron abono en los cultivos

de estudios de países que presentan suelos similares a los presentados en los valles agrícolas de Sinaloa. Una estimación realizada en México por Parris (1997), dió como resultado que las tierras agrícolas de México presentaron un exceso de nitrógeno, disponible para ser arrastrado por un dren agrícola de 20 KgN/ha/año durante la fecha de 1993-1995, presentándose México como uno de los países que menos N liberada de las regiones agrícolas. Beaulac y Reckhow (1982) presentaron una estimación de 4-22.5 KgN/ha/año y 1.0-5.3 Kg/ha/año tras una recopilación de datos estimados en los campos agrícolas intensivos de EUA. Estudios que cuantifican el aporte de los drenes agrícolas a nivel mundial son variados y abundantes, especialmente en Europa y E.U.A, a continuación en la Tabla 10 se presenta una recopilación algunos de los datos de carga de nutrientes en drenes agrícolas, obviamente aún sin depuración en el curso del dren.

#### **7.4 Flujo de nutrientes proveniente de los ríos**

Los ríos de Sinaloa se caracterizan por ser poco caudalosos, y solamente en los meses de julio y agosto, durante la época de lluvias transportan de manera significativa agua y materiales. Debido a que su vocación agrícola, en Sinaloa se han construido varias presas que evitan el escurrimiento natural del agua hacia la zona costera.

Una investigación bibliográfica realizada (INEGI, 1995) permite examinar que las lagunas costeras, del estado de Sinaloa estaban realmente influenciadas por el flujo de nutriente fluvial natural, de esta investigación, resultó que sólo dos de las ocho lagunas costeras estudiadas reciben estos aportes; son la laguna de Santa María-La Reforma, al Norte de Sinaloa y la laguna de Teacapán-Agua Brava al Sur del Estado (sólo se considera el río proveniente de Sinaloa que desemboca en esta laguna, ya que la laguna se encuentra abarcando dos estados, Sinaloa y Nayarit).

Río	Gasto anual (m <sup>3</sup> /año)	N µg/L	P µg/L	N (ton/año)	P (ton/año)
<i>Río Mocorito</i>	121.414 mill	1004.61	101.22	<b>121.97</b>	<b>12.29</b>
<i>Arroyo Pericos</i>	16.083 mill	1004.61	101.22	<b>16.16</b>	<b>1.63</b>
<b>TOTAL (Ton/año)</b>				<b>138.13</b>	<b>13.92</b>
<i>Río Cañas</i>	153.896 mill	1004.61	101.22	<b>154.61</b>	<b>15.58</b>

Laguna	N	P
Sta Ma- La Reforma	<i>138.13</i>	<i>13.92</i>
Teacapan-A.Brava	<i>154.61</i>	<i>15.58</i>

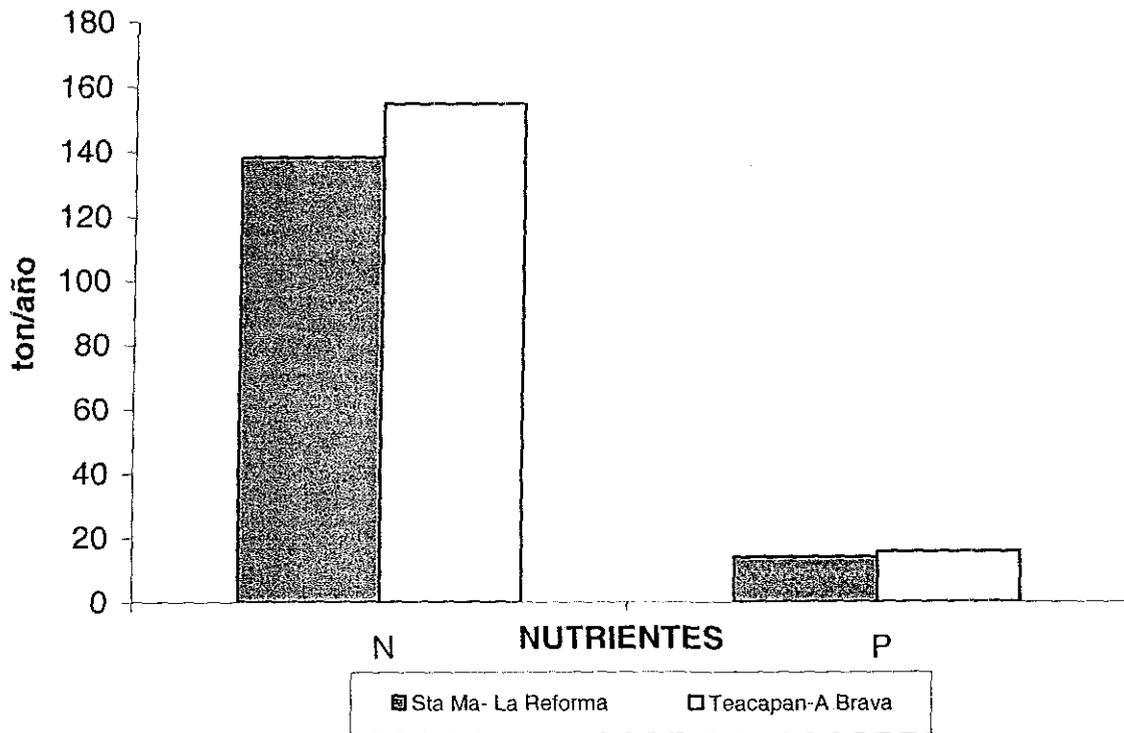


Fig. 25. Flujo de nutrientes provenientes de los ríos naturales hacia las lagunas costeras de Sinaloa.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

En este estudio se obtuvo una concentración promedio para un par de muestreos (en secas y en lluvias) de los ríos Humaya y Tamazula, de  $1004.6 \pm 193 \mu\text{gN/L}$  y  $101.2 \pm 82 \mu\text{gP/L}$ . Maybeck (1982) presentó un promedio de los ríos naturales del mundo de  $935 \mu\text{gN/L}$  y  $558 \mu\text{gP/L}$ , siendo estos datos similares a los aquí obtenidos, especialmente en el caso del nitrógeno (Fig.25).

Otro estudio realizado por la EEA (1995) en ríos no contaminados en Europa, presenta una concentración de nitrógeno de 100-500  $\mu\text{gN/L}$ , los estudios realizados claramente muestran una variación en la concentración de los nutrientes, esa variación es atribuida a varios factores, como el tipo de suelo, la erosión de éste, el tipo de vegetación, el grado de infiltración del manto freático, entre otros.

La laguna de Santa María-La Reforma recibe un flujo fluvial de  $137.497 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ , formado por los flujos del Río Mocorito y Arroyo Pericos, obteniendo así un flujo anual de N y P de 138.1 ton/año y 13.9 ton/año respectivamente, y la laguna de Teacapan-Agua Brava recibe un flujo riverino del Río Cañas, de  $153.896 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{año}$ , recibiendo un total de 154.6 tonN/año y 15.6 tonP/año. Páez-Osuna et al , (1998a) presentan un flujo de nutrientes anual en Sinaloa hacia la zona costera de 7,107 tonP/año y 11,908 tonN/año, en este mismo estudio se estimó el flujo de nutrientes de otros estados como Sonora, Baja California Norte, Baja California Sur y Nayarit, presentando Nayarit el mayor flujo de nutrientes fluvial con 8,753 tonP/año y 14,666 tonN/año y Sonora presentó el menor flujo con 2,531 tonP/año y 4,242 tonN/año.

### **7.5 Comparación del flujo de nutrientes proveniente de las diferentes fuentes: agricultura, efluentes municipales, camaronicultura y fluvial.**

En el presente estudio se cuantificó el flujo de nutrientes hacia las lagunas costeras proveniente de fuentes antropogénicas, en el estado de Sinaloa. Pueden presentarse tres panoramas en las diferentes lagunas costeras estudiadas, debido a que la cuantificación de los flujos antropogénicos se realizaron tomando en cuenta

intervalos de flujos de nutrientes de actividades antropogénicas que así lo requerían, como fue el caso de la agricultura y de la camaronicultura.

Analizando el panorama que podría causar un menor impacto sobre las lagunas costeras estudiadas, se puede ver en las Figuras 26a y 26b, que la laguna costera que recibe un mayor flujo de nutrientes es Topolobampo-Ohuira con 2,251.9 tonN/año y 928.4 tonP/año pero la fuente antropogénica que más contribuye, es la agricultura con 1,964.5 tonN/año y 772.2 tonP/año, constituyendo el 87% del flujo total de nitrógeno y el 83% del flujo de fósforo, siendo la camaronicultura la que contribuye con menos, con 7.4 tonN/año y 6.7 tonP/año, constituyendo el 0.3 % y el 0.7% respectivamente, del total de flujo de nutrientes recibido por este sistema lagunar. En segundo lugar se presenta la laguna de Navachiste-San Ignacio, con un flujo anual de 1,493.8 tonN/año, pero se encuentra en tercer lugar en el caso del flujo de fósforo con 507.5 tonP/año, formado por un flujo anual de 1 415.6 tonN/año y 447.3 tonP/año en el caso de la agricultura, que representa el 95% y el 88%, respectivamente, del flujo total anual de nutrientes, en esta laguna, la camaronicultura contribuye con apenas el 3.5% en el caso del N y el 9.3 % en relación al P, sobrepasando el flujo proveniente de los drenes municipales el cual aporta la mitad de lo aportado por la camaronicultura, manejándose un estimativo de 26.1 tonN/año y 13.1 tonP/año. La laguna de Altata-Enesenada del Pabellón ocupa el tercer lugar en cuanto a la captación de nitrógeno, sobresaliendo el aporte de nitrógeno proveniente de la agricultura, en segundo lugar se presenta el aporte de los drenes municipales y en tercer lugar el de la camaronicultura, constituyendo respectivamente el 71.6%, 23.4%, y el 5% de 1,404.2 tonN/año en total y mientras que para el fósforo, las proporciones que ocupan la agricultura, los drenes municipales y la camaronicultura son del 73%, 16.5% y el 10%, respectivamente del total de 621.34 tonP/año. Para el caso del fósforo, esta laguna ocupa el segundo lugar en cuanto al flujo total que recibe proveniente de todas las actividades antropogénicas, la razón por la cual la laguna de Navachiste-San Ignacio no ocupa el segundo lugar en flujos de fósforo pero si en flujos de nitrógeno es que en Santa María-La Reforma, existe una mayor fertilización con fósforo en los

cultivos agrícolas que en la laguna de Navachiste-San Ignacio, pero en cambio en esta última existe una mayor fertilización con nitrógeno en la agricultura, con estos datos se puede concluir que la agricultura marca, en muchas ocasiones, la diferencia en los flujos relativos de cada nutriente. En este contexto la laguna que recibe un menor flujo de nutrientes es la laguna de Huizache-Caimanero con tan sólo 6.1 tonN/año y 5.5 tonP/año, debido a que en ésta no se desarrolla agricultura de tipo intensivo, además, no existen descargas de drenes municipales, una situación similar se presenta en la laguna de Teacapán-Agua Brava, ya que sólo recibe descargas de granjas camaronícolas y del flujo fluvial, recibiendo un aporte anual de 171.8 tonN/año y de 31.1 tonP/año, dentro del estado de Sinaloa.

Analizando el panorama con flujos máximos, se puede observar que al igual que en el caso anterior, la laguna que recibe un mayor flujo de nutrientes anualmente es la laguna de Topolobampo-Ohuira, en segundo lugar se presenta Navachiste-San Ignacio en cuanto al flujo de nitrógeno, y el tercer lugar, en cuanto al flujo de fósforo, en tercer lugar, la laguna de Altata-Ensenada del Pabellón, con respecto a flujo de nitrógeno, y el segundo lugar para flujos de fósforo. Huizache-Caimanero se presenta como la laguna que recibe menos flujo de ambos nutrientes, este panorama que se ilustra en las Figuras 27a y 27b representa la situación más extrema a la que se pueden enfrentar las lagunas costeras del Estado de Sinaloa. Siendo optimistas, creemos que este panorama es el que menos se puede presentar, debido, a que en el caso de la camaronicultura, como ya se mencionó anteriormente, el flujo máximo de nutrientes se presentaría sólo después de 10 ó 15 años en operación de las granjas camaronícolas, en el caso de la agricultura, se presentan valores máximos de hasta 9,822.7 tonN/año (Topolobampo-Ohuira), que son cinco veces más altos que los valores mínimos presentados para cada laguna costera anteriormente, pero en este sentido no se puede opinar con valores máximos o mínimos, sino con valores medios. El dato de la agricultura es el que presenta una mayor incertidumbre, ya que no existen estudios de la concentración de drenes agrícolas en Sinaloa, y mucho menos un estudio sobre el grado de autopurificación de los nutrientes de estos drenes en su

NITROGENO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura.	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	1964.5	7.42	279.98	0	2251.9
NS	1415.6	52.12	26.09	0	1493.81
SR	752.8	94.68	43.22	138.13	1028.83
AP	1005.5	70.19	328.51	0	1404.2
C	1005.5	41.9	16.64	0	1064.04
U	239.3	3	168.78	0	411.08
HC	0	6.08	0	0	6.08
TA	0	17.2	0	154.61	171.81

## FLUJO GLOBAL DE NITROGENO

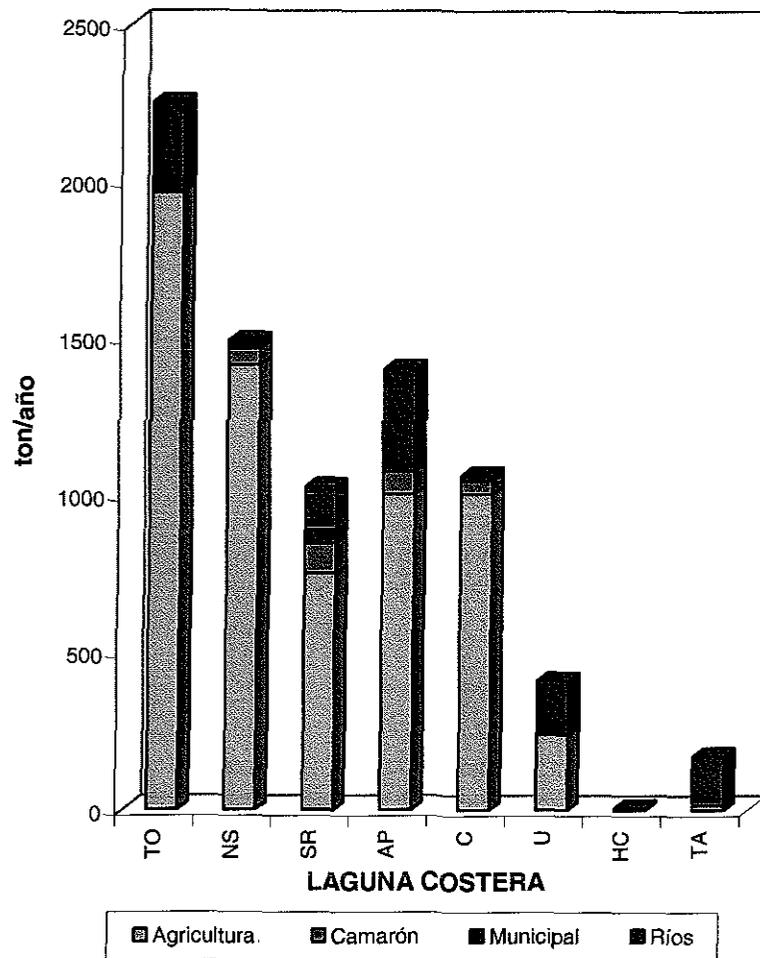


Fig.26a. Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores mínimos entre las lagunas costeras de Sinaloa.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

FOSFORO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	772.2	6.71	149.53	0	928.44
NS	447.3	47.1	13.1	0	507.5
SR	279.5	86.03	18.29	13.92	397.74
AP	448.2	63.42	109.72	0	621.34
C	448.2	37.86	8.9	0	494.96
U	11.6	2.71	95.1	0	109.41
HC	0	5.49	0	0	5.49
TA	0	15.54	0	15.58	31.12

FLUJO GLOBAL DE FOSFORO

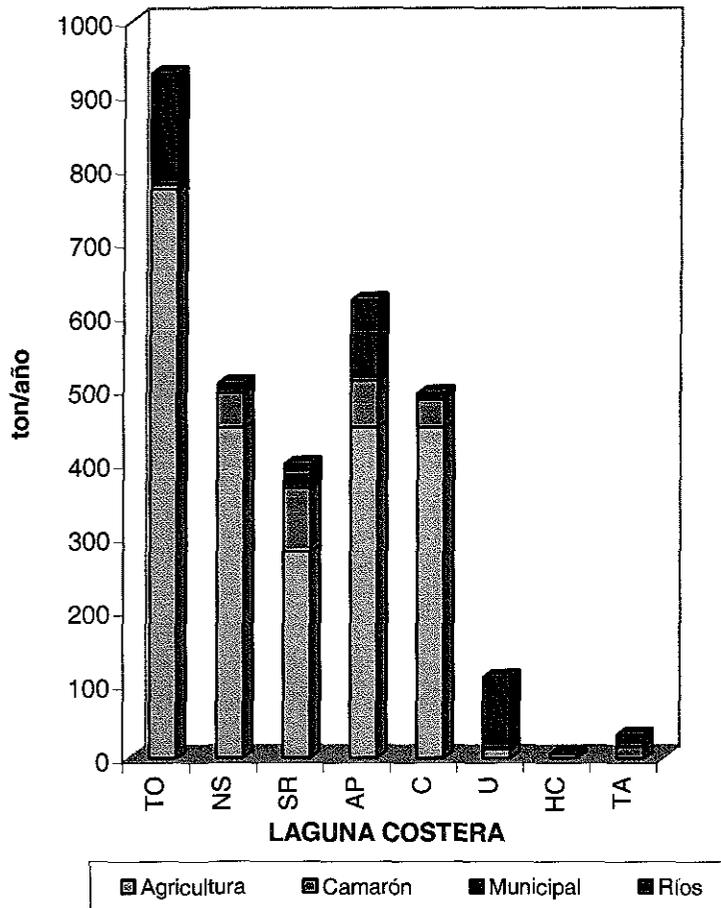


Fig. 26b. Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores mínimos entre las lagunas costeras de Sinaloa.

NITROGENO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	9822.7	61.53	279.98	0	10164.21
NS	7077.8	439.39	26.09	0	7543.28
SR	3763.9	781.17	43.22	138.13	4726.42
AP	5027.3	576.85	328.51	0	5932.66
C	5027.3	342.67	16.64	0	5386.61
U	1196.4	27	168.78	0	1392.18
HC	0	54.65	0	0	54.65
TA	0	101.25	0	154.61	255.86

FLUJO GLOBAL DE NITROGENO

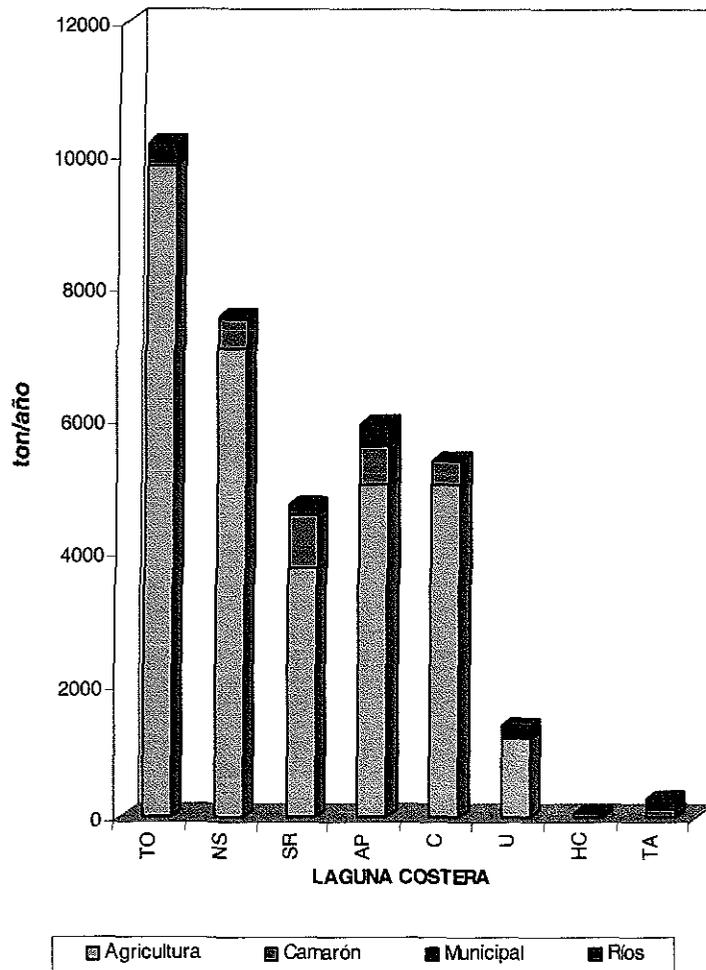


Fig. 27a. Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores máximos entre las lagunas costeras de Sinaloa.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

FOSFORO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	772.2	16.41	149.53		938.14
NS	447.3	117.21	13.1		577.61
SR	279.5	210.11	18.29	13.92	521.82
AP	448.2	153.88	109.72		711.8
C	448.2	91.41	8.9		548.51
U	11.6	7.2	95.1		113.9
HC	0	14.58	0		14.58
TA	0	27.01	0	15.58	42.59

FLUJO GLOBAL DE FOSFORO

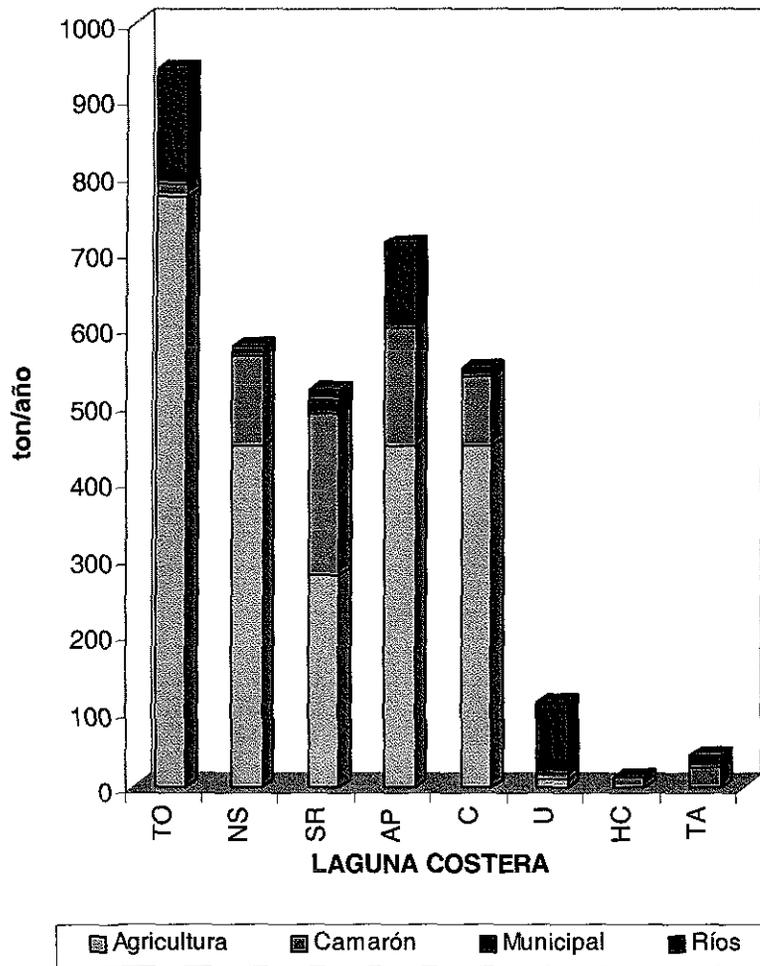


Fig.27b. Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores máximos entre las lagunas costeras de Sinaloa.

recorrido hacia la laguna costera adyacente, así que los datos obtenidos en este trabajo están basados en estudios realizados en Europa y EUA, considerando ambos panoramas, con datos máximos y mínimos, se obtuvo un escenario intermedio, que podría ser más representativo de las condiciones actuales de Sinaloa, este escenario incluye flujos medios de la agricultura, flujos mínimos de la camaronicultura y los obtenidos de los drenes municipales y de los ríos naturales.

Los flujos de N y P que recibe cada laguna costera estudiada se pueden observar en las Figuras 29a y 29b. La laguna costera que recibe un mayor flujo de nutrientes es la laguna de Topolobampo-Ohuira con un total de 6,181 tonN/año y 928.4 tonP/año, siendo la agricultura la actividad antropogénica que aporta un mayor flujo de nutrientes con 5,893.6 tonN/año y 772.2 tonP/año, constituyendo el 95% y el 83%, respectivamente del flujo total, siendo la camaronicultura la actividad antropogénica, que menos aporta a este sistema lagunar con tan solo 7.4 tonN/año y 6.7 tonP/año, representado sólo el 0.12% y el 0.7% del flujo de nitrógeno y fósforo anual, respectivamente. En segundo lugar con respecto al N y en tercer lugar con respecto al P se presenta la laguna de Navachiste-San Ignacio con un flujo total de 4,324.9 tonN/año y 507.5 tonP/año, siendo de nuevo la actividad agrícola la que produce un mayor flujo de nutrientes con 4,246.7 tonN/año y 447.3 tonP/año, constituyendo el 98% y 88%, respectivamente del flujo total, ocupando la camaronicultura el segundo lugar en cuanto a los flujos de nutrientes hacia este sistema lagunar, con un flujo de 52.1 tonN/año y 47.1 tonP/año. En tercer lugar con respecto al N y en segundo lugar con respecto al flujo del P se encuentra el sistema lagunar Altata-Ensenada del Pabellón con un flujo anual de 3,415.1 tonN/año y 621.3 tonP/año, siendo la agricultura la actividad antropogénica que aporta más nutrientes hacia este sistema lagunar, representando un 88% del flujo total de nitrógeno hacia la laguna y un 72% del flujo total de fósforo hacia la misma. En estos dos sistemas se puede observar algo muy peculiar, que en el caso de la laguna de Navachiste-San Ignacio existe un menor flujo de fósforo, con respecto al flujo de la laguna de Altata-Ensenada el Pabellón, situación que es contraria en el caso de los flujos de nitrógeno, la razón es, que en

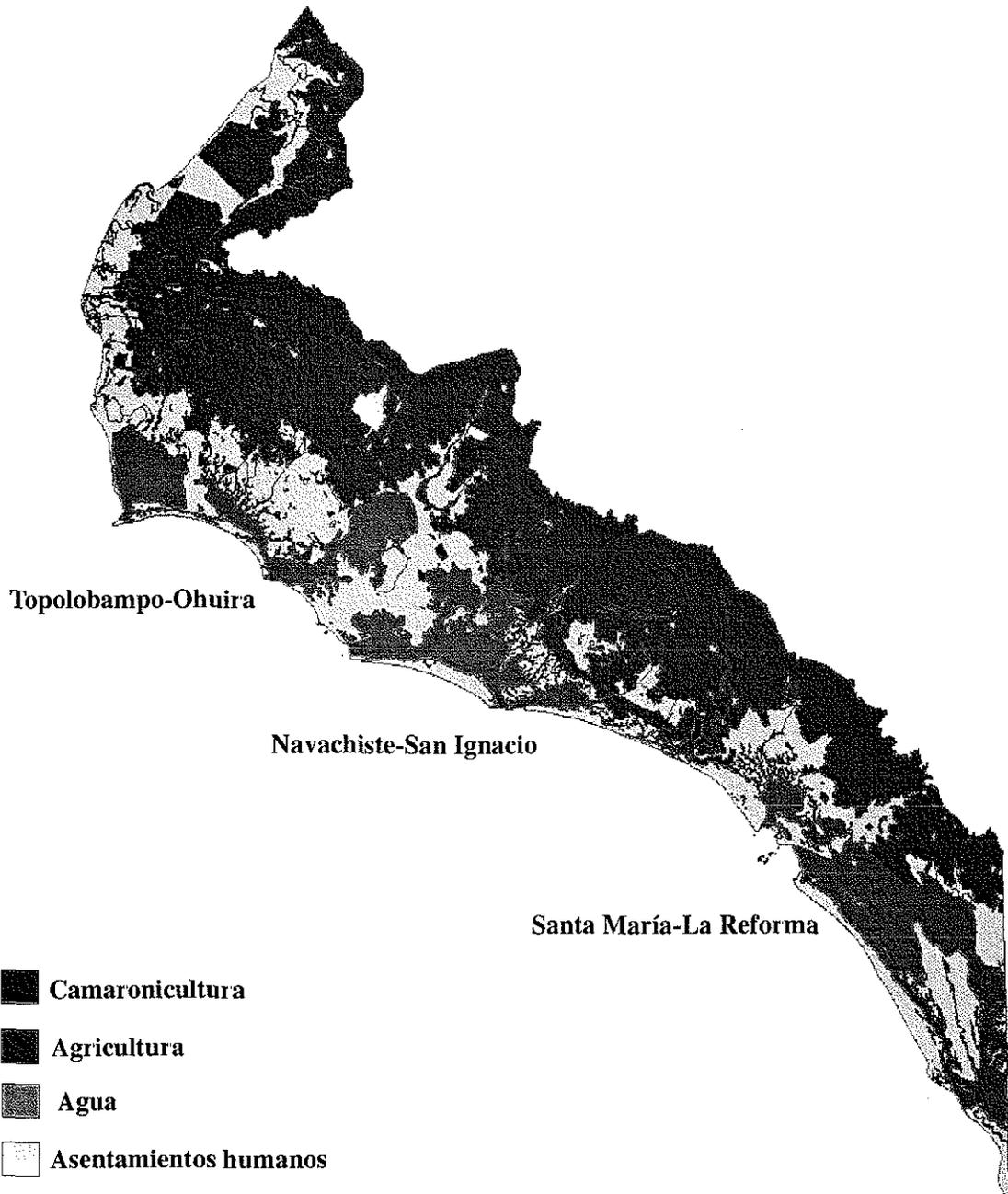
Altata-Ensenada del Pabellón existe una mayor fertilización en la agricultura con fósforo que en la laguna de Navachiste-San Ignacio y una menor fertilización de áreas agrícolas con nitrógeno que en la laguna de Navachiste-San Ignacio. Con respecto a la laguna de Huizache-Caimanero, se puede decir que es la que menos flujo de nitrógeno recibe debido a que sólo presenta flujos provenientes de la camaronicultura.

Como se puede apreciar en un análisis global, la agricultura es la actividad antropogénica que contribuye con una mayor carga de nitrógeno y fósforo hacia las lagunas costeras de Sinaloa, contribuyendo globalmente con 19,149.3 tonN/año y 2,407 tonP/año, representando el 93% de la carga total recibida anualmente de nitrógeno y el 78% del flujo total de fósforo. La segunda fuente antropogénica importante, en cuanto al aporte de nutrientes son los efluentes municipales con un flujo total en las lagunas de Sinaloa de 863.22 tonN/año y 394.6 tonP/año, representando el 4.2% y 12.7% del flujo total de nutrientes recibido. La camaronicultura sólo constituye el 1.4% del nitrógeno total aportado por las actividades antropogénicas y el 8.6% del fósforo total arrojado, este aporte es comparado con el flujo fluvial para el caso del nitrógeno, los cuales representan, también, el 1.4% del nitrógeno total aportado hacia las lagunas costeras de este Estado y el 1% del fósforo total.

Desde que la camaronicultura empezó a ser una actividad importante en Sinaloa, ésta se extendió, por todo el estado, Sinaloa en 1993 fue el principal estado de México que manejaba la camaronicultura, presentando un área de 9,367 ha, la cual en 1997 se incrementó hasta 20,000 ha (Anónimo,1997). Este incremento sin la suficiente planificación, afectó algunas áreas de manglar y de marisma, lo cual hizo que se pusiera una especial atención sobre los impactos ambientales propiciados por esta actividad. En muchas opiniones, en forma equivocada, se cree que la camaronicultura es la principal actividad que impacta ambientalmente a las lagunas costeras por el aporte de nutrientes que presenta; seguramente esta opinión es debido a que las granjas camaronícolas, aportan sus nutrientes de desecho de forma inmediata hacia la laguna costera, y no sufren depuración alguna como la presentada

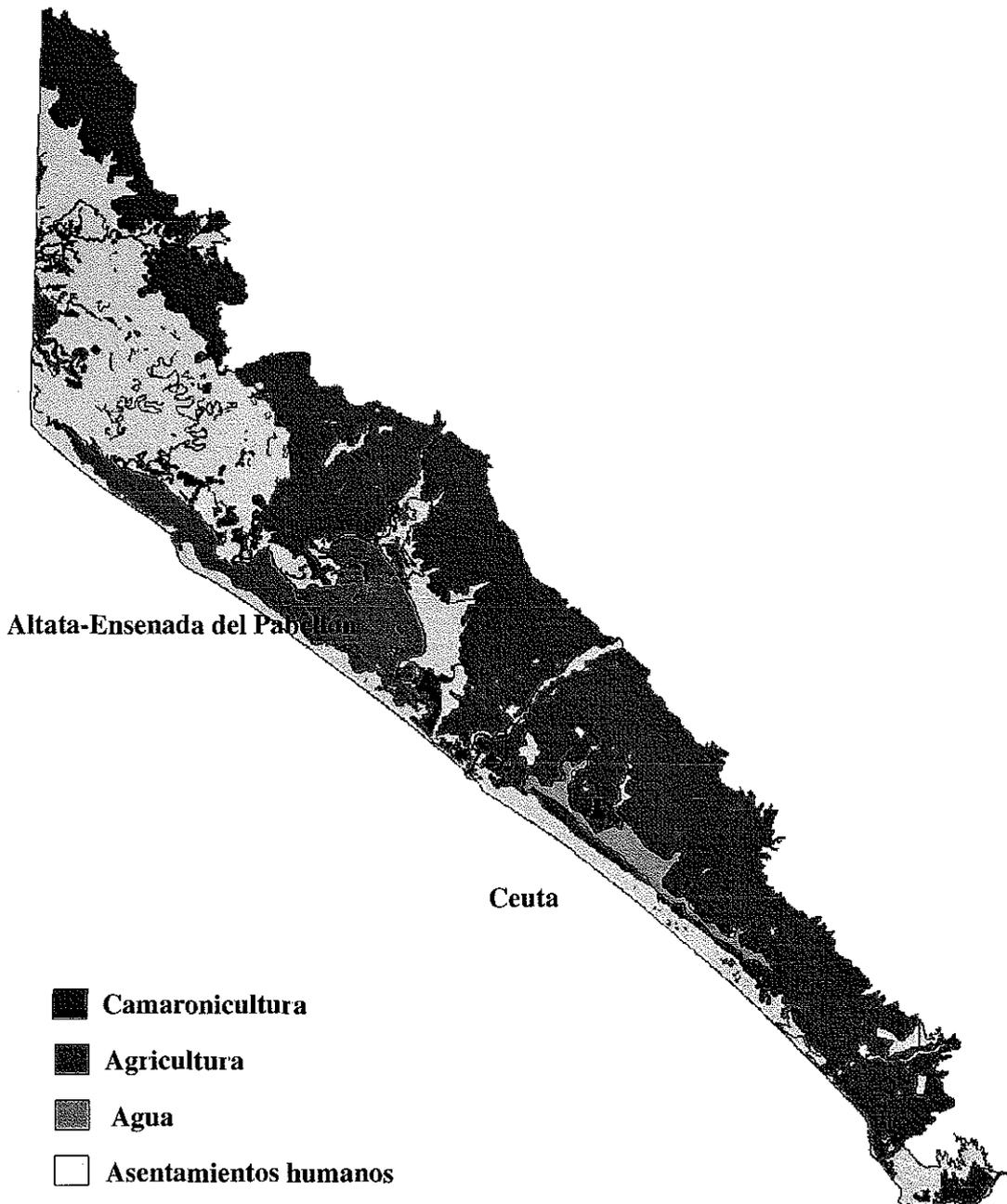
en los drenes municipales y agrícolas. En este estudio se puede observar que la camaronicultura es la actividad antropogénica que menos contribuye con nutrientes a las lagunas costeras de Sinaloa, ocupando sólo el 1.4% del flujo total de nitrógeno al año, dato que coincide con el dato obtenido, previamente, por Páez-Osuna et al., (1998b), cuando cuantificaron el flujo de nutrientes proveniente de 17 ciudades costeras de México, en el cual obtuvo que la camaronicultura constituía el 0.9 % del flujo total proveniente de otras actividades antropogénicas. Esta cifra es comparable con la obtenida en este estudio, pero se mantiene la tendencia de que la camaronicultura es la actividad económica que arroja menos nutrientes a las lagunas costeras.

Esta misma situación se presentó en los países nórdicos, los cuales pusieron mucha atención a los flujos provenientes de la acuicultura, en estudios realizados en estos países, la magnitud de los nutrientes aportados por la acuicultura es muy pequeña en relación a otras fuentes de nutrientes (Ackefors y Enell, 1990; Pillay, 1992). En otro estudio realizado por Páez-Osuna et al., (1998a), el presupuesto global estimado en el estado de Sinaloa dió como resultado que la camaronicultura constituía el 5.5% del flujo de nitrógeno total y que los drenes municipales constituían el 3.7 %, siendo el dato de la camaronicultura mayor porque se manejó un mayor hectareaaje de granjas camaronícolas, estimándolas para todo el estado de Sinaloa, y en este estudio sólo se están estimando las granjas camaronícolas que afectan a cada sistema lagunar. Además, este dato fue estimado con un modelo de balance de masas de las granjas camaronícolas diferente al utilizado en este trabajo. Como se puede observar en las Figuras 28a y 28b, las lagunas costeras del norte del estado, reciben un mayor flujo de nutrientes proveniente principalmente de la agricultura, actividad antropogénica que en el sur de Sinaloa presenta un aporte mínimo a las lagunas, de las cuales sólo el Estero de Urías recibe un flujo de nutrientes proveniente de ésta actividad económica, el cual es mínimo en comparación con las lagunas del norte del estado, el flujo en las lagunas del sur de Sinaloa es de 717.9 tonN/año y 11.6 tonP/año, constituyendo el 12.2 % y el 1.5% del flujo de nitrógeno y fósforo respectivamente recibido por la



**Mapa 6.** Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagunas costeras del Norte de Sinaloa

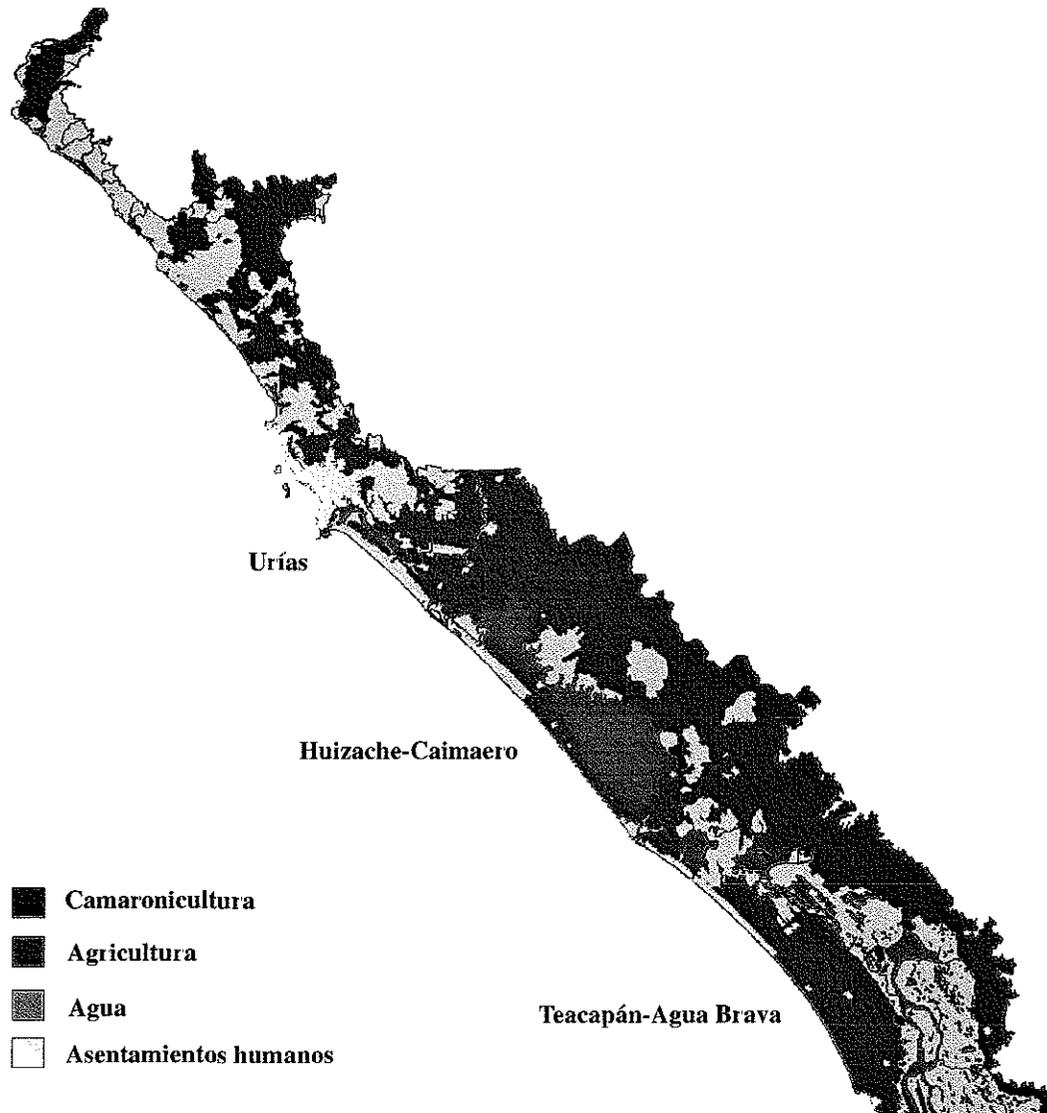
TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



Mapa 7. Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa

UNIVERSIDAD  
DE GUAYMAS  
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES  
CIENTÍFICAS Y TECNOLÓGICAS

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN



**Mapa 8.** Localización de las diferentes fuentes de aporte de nutrientes en las lagunas costeras del Sur de Sinaloa

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

NITROGENO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	5893.64	7.42	279.98	0	6181.04
NS	4246.7	52.12	26.09	0	4324.91
SR	2258.3	94.68	43.22	138.13	2534.33
AP	3016.4	70.19	328.51	0	3415.1
C	3016.4	41.9	16.64	0	3074.94
U	717.9	3	168.78	0	889.68
HC	0	6.08	0	0	6.08
TA	0	17.2	0	154.61	171.81

FLUJO GLOBAL DE NITROGENO

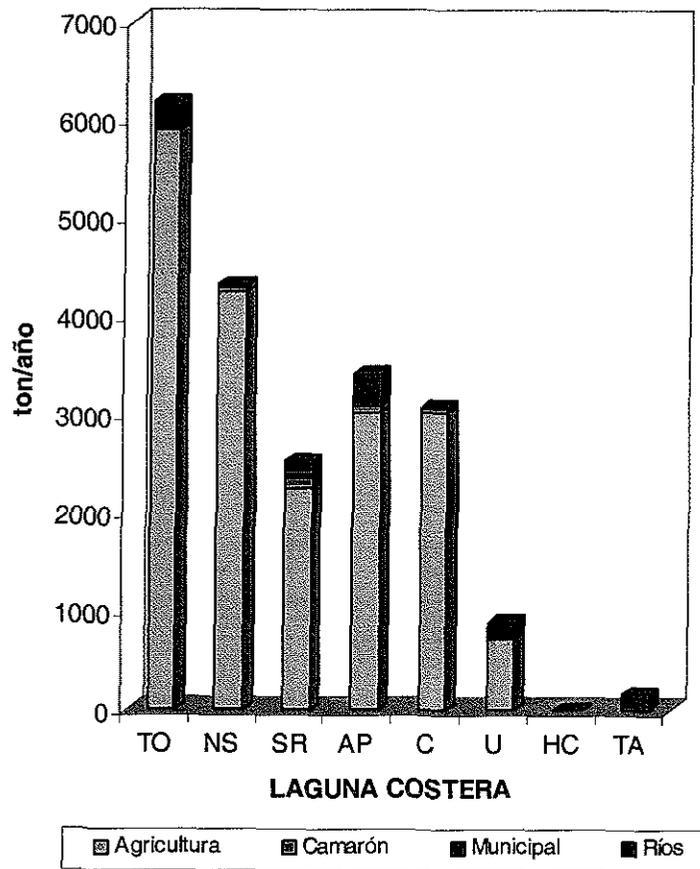


Fig.28a. Comparación del flujo de nitrógeno tomando en cuenta valores medios entre las lagunas costeras de Sinaloa

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

FOSFORO (ton/año)					
LAGUNA	Agricultura	Camarón	Municipal	Ríos	TOTAL
TO	772.2	6.71	149.53	0	928.44
NS	447.3	47.1	13.1	0	507.5
SR	279.5	86.03	18.29	13.92	397.74
AP	448.2	63.42	109.72	0	621.34
C	448.2	37.86	8.9	0	494.96
U	11.6	2.71	95.1	0	109.41
HC	0	5.49	0	0	5.49
TA	0	15.54	0	15.58	31.12

FLUJO GLOBAL DE FOSFORO

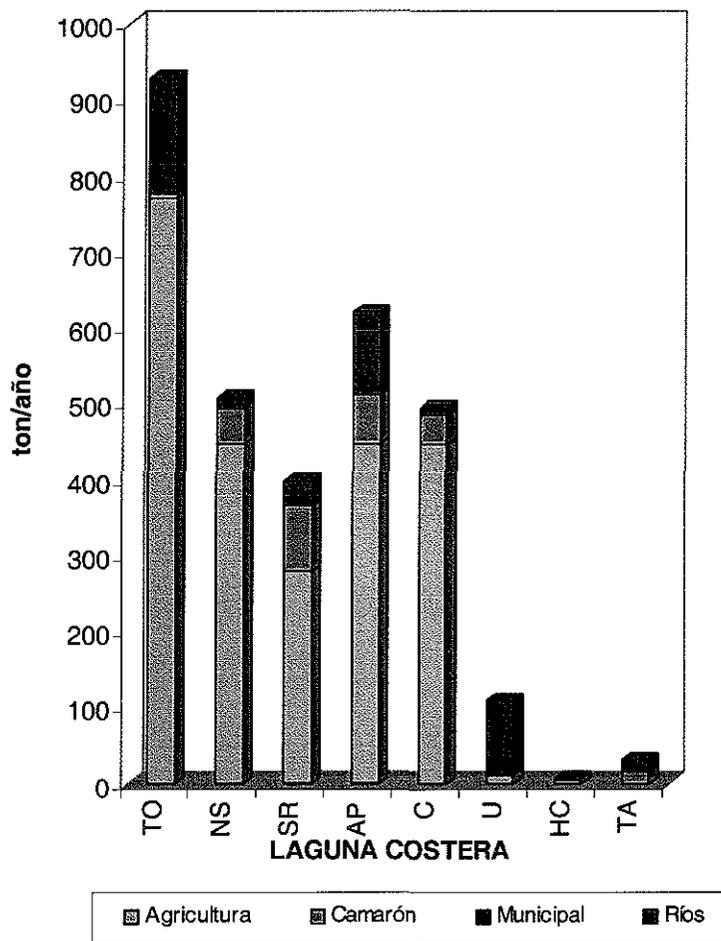
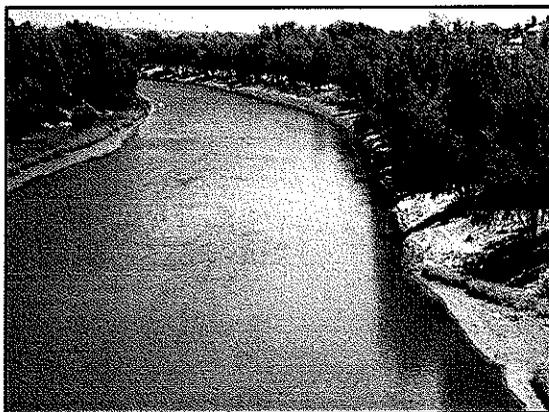
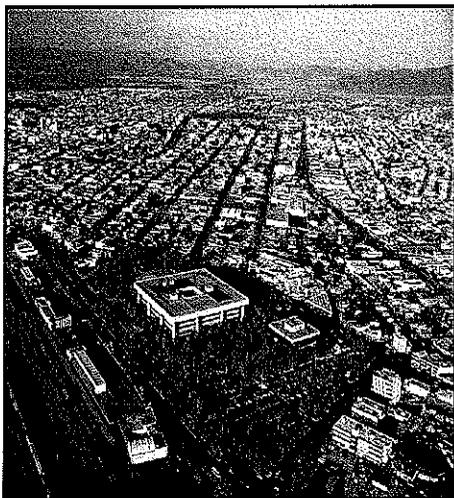
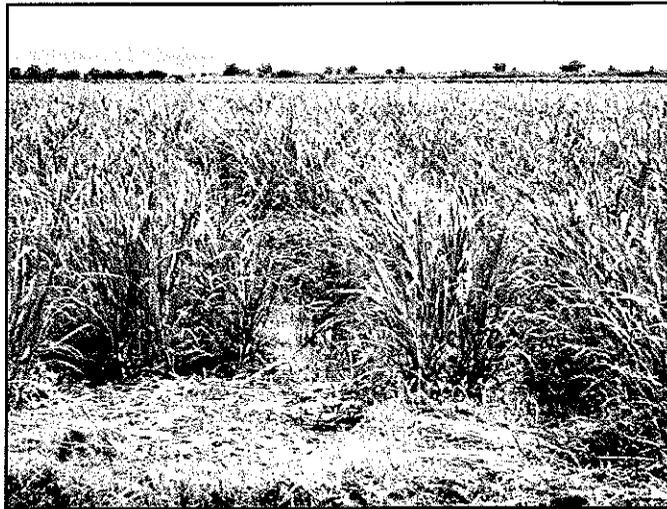


Fig.28b. Comparación del flujo de fósforo tomando en cuenta valores medios entre las lagunas costeras de Sinaloa





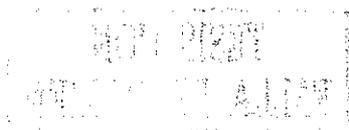
Fotografías representativas de las fuentes de aporte de nutrientes hacia las lagunas costeras de Sinaloa( agricultura, drenes municipales, flujo fluvial y camaronicultura.

laguna de Topolobampo-Ohuira, que es la que recibe mayormente flujos provenientes de la agricultura. Con respecto a la camaronicultura, también las lagunas del norte del Estado, son las que reciben un mayor flujo de nitrógeno y fósforo siendo este flujo 6 veces más grande que el flujo de nitrógeno y fósforo recibido por las lagunas del sur de Sinaloa. La laguna costera que recibe un mayor flujo de nutrientes proveniente de la camaronicultura es

Santa María-La Reforma constituyendo el 32%, tanto para el P y el N, de los flujos camaronícolas de Sinaloa. En cuanto al flujo de los drenes municipales la laguna que recibe un mayor flujo de nitrógeno proveniente de esta fuente puntual es Altata-Ensenada del Pabellón con el 38% de la carga de nitrógeno y el 28% del flujo de fósforo total aportado por esta fuente hacia las lagunas costeras de Sinaloa.

Como se puede apreciar en los datos examinados, la agricultura es la actividad antropogénica que aporta una mayor cantidad de nutrientes en comparación con otras actividades antropogénicas, en segundo lugar se encuentran los drenes municipales y en tercer lugar se encuentra la camaronicultura, presentando un flujo de nutrientes comparable con el aportado por el flujo fluvial. En un estudio realizado en los países Nórdicos presentan la misma tendencia. Representando la agricultura, las aguas domésticas y la acuicultura, el 82%, 15% y el 0.1%, respectivamente del flujo de nitrógeno total aportado (Pillay,1992).

Si se valora el impacto ambiental que puede sufrir cada uno de los sistemas lagunares estudiados se puede decir que las lagunas del norte de Sinaloa, que son las que reciben un mayor flujo de nutrientes, siendo las más impactadas, tomando en cuenta sólo el criterio de flujos recibidos, pero es importante saber la capacidad de asimilación de nutrientes de la laguna costera que se está estudiando, y esa capacidad de asimilación de nutrientes, va a determinar en realidad que laguna está siendo más impactada en relación a otra dependiendo de factores como el tiempo de residencia del agua en el sistema lagunar, factor que maneja LOICZ en un modelo de balance de nutrientes en lagunas costeras, modelo que se aplicó en este estudio para saber la



capacidad de asimilación de las lagunas costeras del litoral de Sinaloa y así estimar el grado de impacto que presentan cada una de ellas. Este análisis se presenta en el siguiente apartado.

**Tabla 11. Datos comparativos de área, volumen y carga de nutrientes recibido por las lagunas costeras de Sinaloa.**

LAGUNA	AREA 1x10 <sup>6</sup> m <sup>2</sup>	BOCA Km	VOLUMEN 1x10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup>	CARGA N ton/año	CARGA P ton/año
Topolobampo-Ohuira	149	3	359	6,181	928
Navachiste-San Ignacio	26.7	Dos bocas de 2 y 1.5	454	4,325	508
Sta. María-La Reforma	492	Dos bocas de 5	1761	2,534	398
Altata-Ensenada del Pabellón	360	1.6	1080	3,415	621
Ceuta	71.4	Dos bocas de 0.5	143	3,075	495
Urías	12	0.214	36	890	109
Huizache-Caimanero	171	Dos bocas muy pequeñas	342	6.1	5.5
Teacapán-Agua Brava	500	1	1266	172	31
<b>TOTAL</b>	<b>1782.1</b>		<b>5,441</b>	<b>20,598</b>	<b>3,096</b>

### 7.6 Relación estequiométrica de los nutrientes en las lagunas costeras de Sinaloa

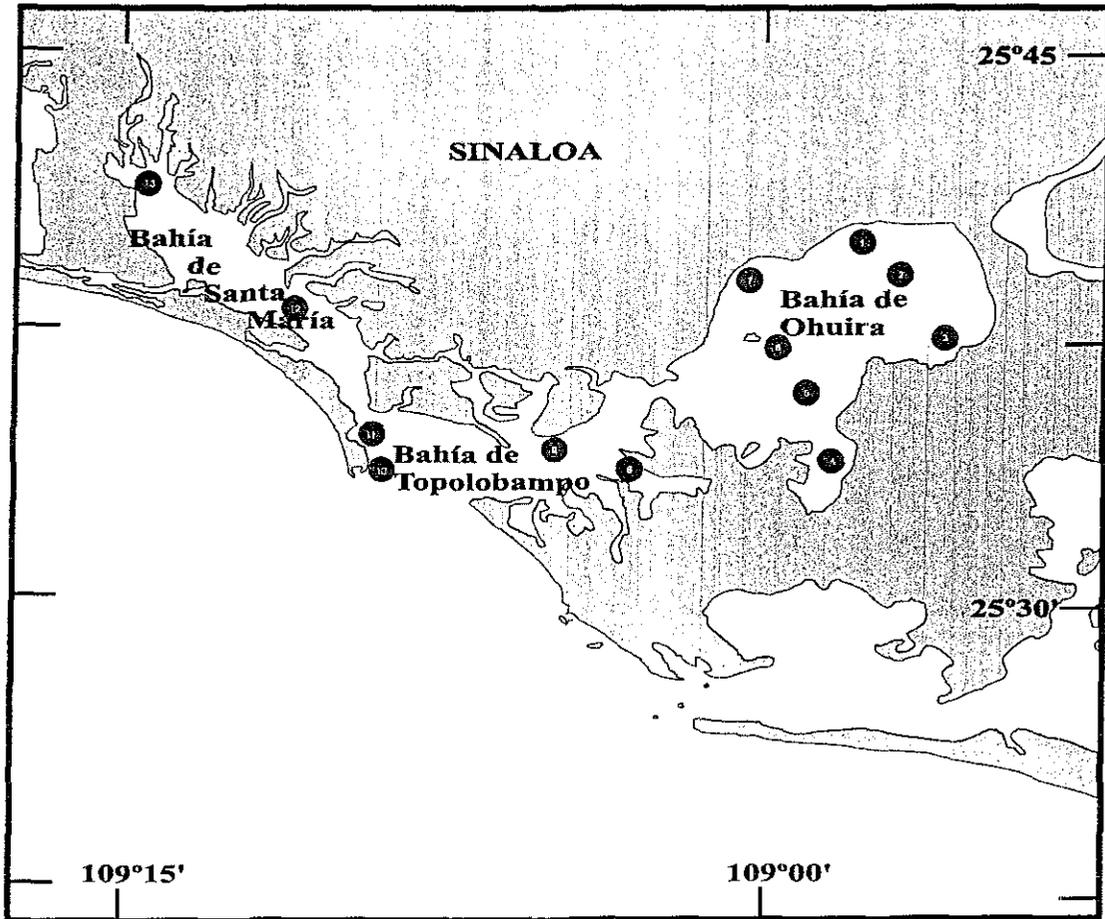
En este estudio de tesis, se realizó un muestreo de primavera (Abril, 2001), en cuatro lagunas del litoral de Sinaloa, con la finalidad de aplicar estas concentraciones en el Modelo de Balance de Nutrientes de LOICZ, los resultados del muestreo de las lagunas Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San Ignacio, Sta. María.-La Reforma y Ceuta se presentan en las Tablas 12, 13, 14 y 15, respectivamente. La laguna de Topolobampo-Ohuira, arrojó una concentración

promedio de 467  $\mu\text{gN/L}$ , la laguna de Navachiste-San Ignacio de 467  $\mu\text{gN/L}$ , y las lagunas de Sta. María-La Reforma y Ceuta, mostraron las concentraciones de 300  $\mu\text{gN/L}$  y 892  $\mu\text{gN/L}$ , respectivamente, dichas concentraciones se encuentran, posiblemente dentro del promedio de las lagunas mexicanas descritas por Contreras et al., (1996), quienes describieron que los valores de nitrógeno total inorgánico de 39 lagunas costeras mexicanas, estuvieron entre 70 y 210  $\mu\text{g/L}$  y los de fósforo total fueron de 70 a 140  $\mu\text{g/L}$ . El mismo autor sugiere que las lagunas costeras en México tienen un continuo estado de eutroficación, el mayor tiempo del año.

Las cargas de nitrógeno influyen en la disponibilidad del nitrógeno en los estuarios, el cual influye en el crecimiento del fitoplancton y en su densidad, lo que contribuye a la eutroficación, pero si existe una limitación en el fósforo la influencia del nitrógeno en la eutroficación disminuye. Además, se cree que la influencia del nitrógeno es más grande en estuarios con aguas oligomesohalinas ya que el DIN (nitrógeno inorgánico disuelto), es rápidamente convertido en fitoplancton, además este tipo de aguas permiten que exista una estratificación más rápida, que contribuye a la formación de aguas profundas hipóxicas (Lowery, 1998).

En cuanto a la concentración de fósforo total encontrado en las lagunas muestreadas, se obtuvieron los valores de 96  $\mu\text{gP/L}$ , 65  $\mu\text{gP/L}$ , 83  $\mu\text{gP/L}$  y 167  $\mu\text{gP/L}$ , en las lagunas Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San Ignacio, Sta. María-La Reforma y Ceuta, respectivamente, los valores obtenidos quedan, la mayoría dentro del intervalo de 70 a 140  $\mu\text{gP/L}$ , antes expuesto, considerado por Contreras et al., (1996), como valores normales para la mayoría de las lagunas costeras Mexicanas.

Las lagunas costeras de Sinaloa son clasificadas en la Tabla 18 de acuerdo al grado eutrófico que presentan según la concentración de nutrientes que contiene de acuerdo a los criterios presentados en la Tabla 17 según el criterio de Smith, et al., (1999), en cuanto a la concentración de fósforo, el estado hipereutrófico predominó en la mayoría de las lagunas costeras investigadas, solamente Teacapán-Agua Brava



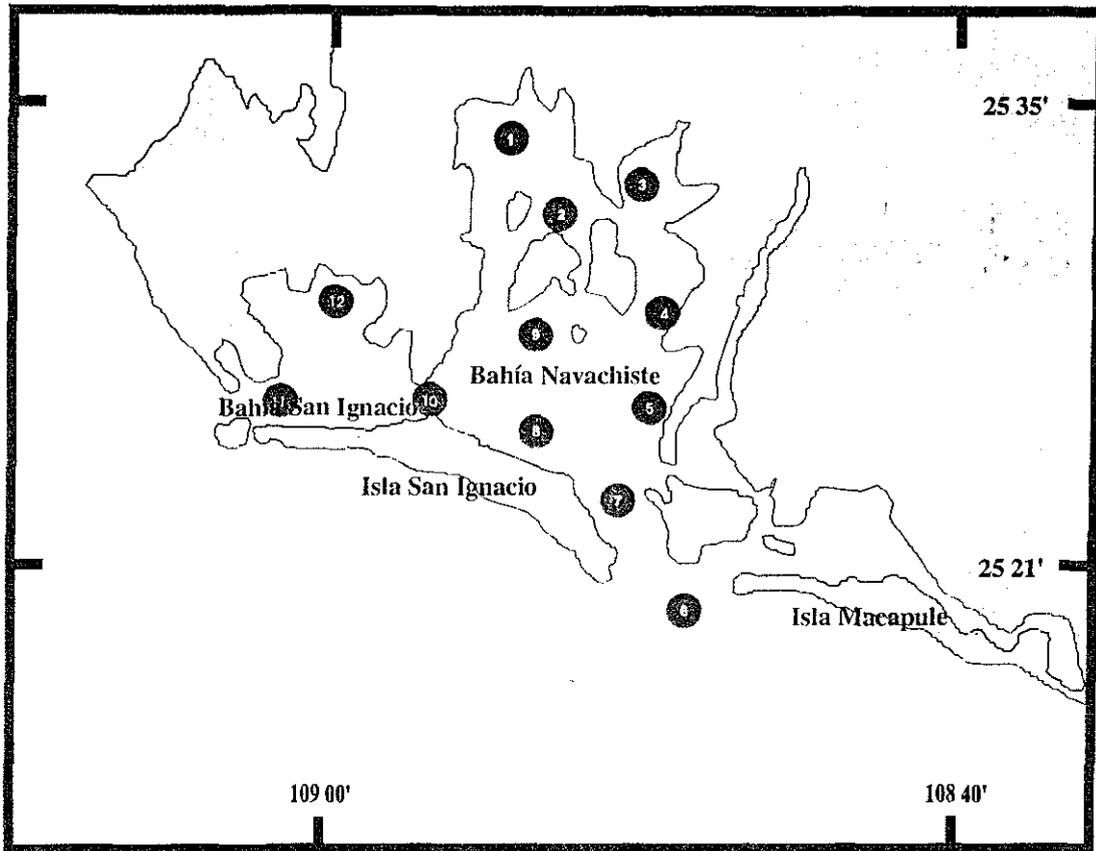
● Puntos de muestreo

Mapa 2. Estaciones de muestreo en la laguna Topolobampo-Ohuira

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 12. Resultados del muestreo de la laguna de Topolobampo-Ohuira

TOPOLOBAMPO - OHUIRA MUESTRAS FILTRADAS(F) Y SIN FILTRAR(SF)								
NOMBRE	TEMP °C	SST (mg/L)	S‰	PPI (mg/L)	Pt (µg/L)F	Pt(µg/L)SF	Nt (µg/L)F	Nt (µg/L)SF
1	24.8	54.67	34	12.33	30.4	113	408	496
2	24.5	7.71	33	2.29	43.7	98.5	287	792
3	24.8	51.82	36	15.91	88	75.3	559	607
4	25.2	14.8	35.5	4.6	55	75.3	342	573
5	24.8	10.6	35	4.4	54	70.4	322	548
6s	23	2.83	36	1.33	56	39.7	390	390
6f	23	17.86	36	5.71	46	70.4	348	348
7	25	32.57	35	6.57	82	43.7	387	822
8	23.2	6.67	36	1.83	52	46.5	319	662
9	23	14.2	36	4.4	46	89.9	263	263
10s	21	7.43	36	3.86	39.6	62	183	585
10f	21	6.14	36	3.14	48	152.2	222	902
11s	21.8	8.17	35.5	3.83	44.3	156.2	186	200
11f	21.8	3.44	36	2	48	153.5	222	234
12s	24	8.83	35	3.67	74.7	152.2	271	317
12f	24	11	35.5	5.83	67.3	85.9	263	269
13	26	25.5	35	7	121.8	286.4	286	354
1'	28.6	113.33	33	12	76.9	125.9	511	619
2'	27.6	38.67	30	6	87.7	88.7	907	907
3'	29	58.67	30	8.67	78.12	104.8	559	554
5'	26.2	19	35	4	43.4	72.5	306	641
6s'	25.2	8.5	35	1	56.4	57	319	319
6f'	25.2	9.67	35	3.67	67.3	80.9	363	363
7'	28	110.67	35	16	69.8	78.1	373	373
8'	24	13.85	36	4.62	45.6	87.4	416	416
9'	22.8	13.2	35	4.8	48	76.9	263	263
10s'	22.4	12.57	36.5	3.71	45.6	62	271	271
10f'	22.4	4.63	37	2.25	61.4	93.9	416	416
11s'	23	3.2	35.5	1.6	86.5	112.5	402	402
11f'	23	4.17	36	2.33	68.5	99.2	274	293
12s'	24	21.14	35.5	4.86	66	92.7	274	299
12f'	24	16.4	36	4.4	61.4	68.8	251	348
13'	27.4	114	38	14	117.8	100.8	215	573
<b>PROMEDIO</b>	24.35	25.63	35.15	5.53	62.95	96.16	345	467
<b>DESVEST</b>	2.08	31.56	1.64	4.08	21.09	46.07	138.73	197.07
<b>I.CONFIANZA</b>	0.71	10.77		1.39	7.20	15.72	47.33	67.24



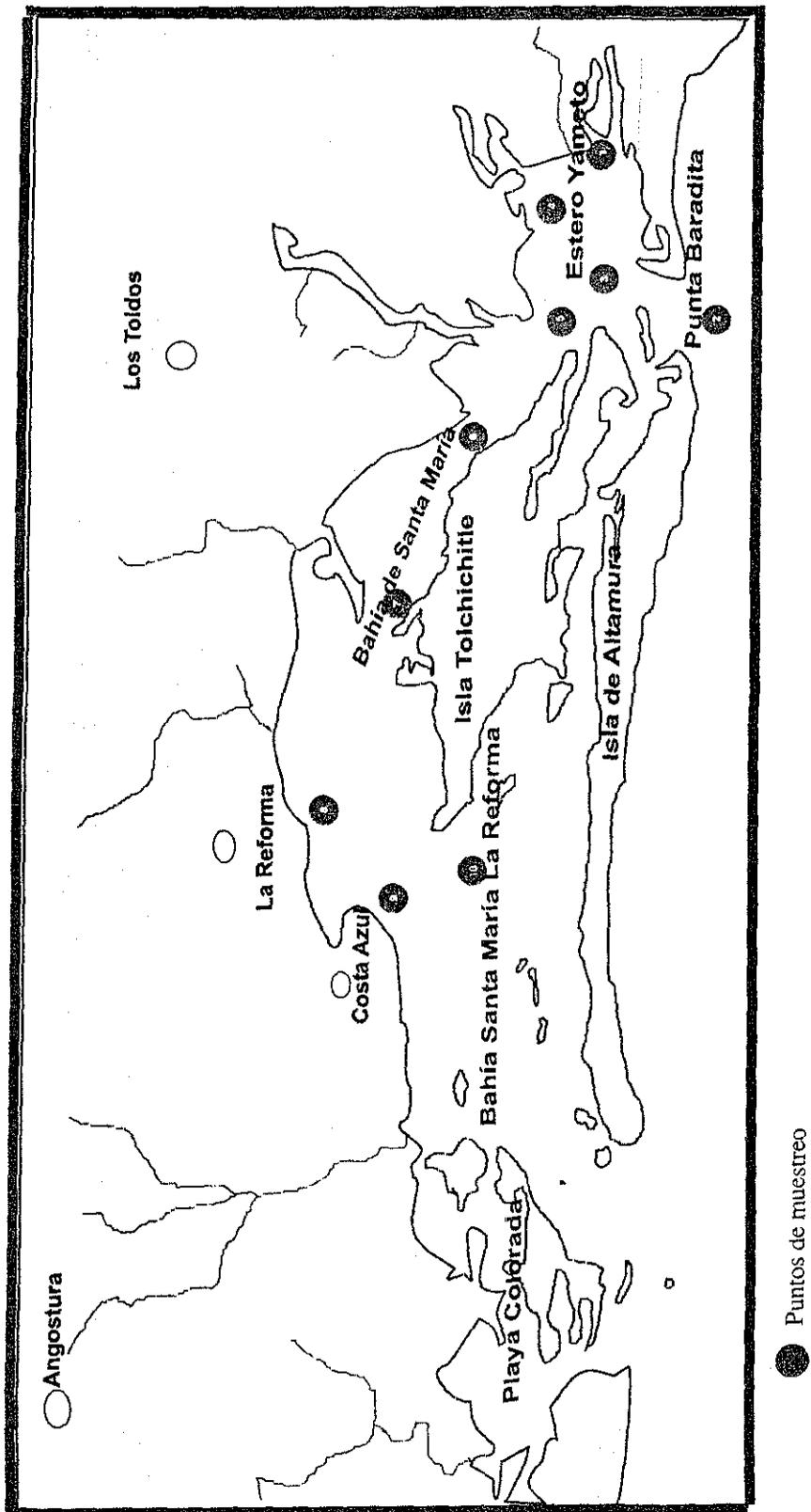
● Puntos de muestreo

Mapa 3. Estaciones de muestreo en la laguna Navachiste-San Ignacio

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 13. Resultados del muestreo de la laguna de Navachiste-San Ignacio.

NAVACHISTE - SAN IGNACIO									
MUESTRAS FILTRADAS(F) Y SIN FILTRAR(SF)									
Estación	TEMP °C	SST (mg/L)	S‰	PPI (mg/L)	Pt (µg/L)F	Pt(µg/L)SF	Nt (µg/L)F	Nt (µg/L)SF	
1	24.4	8.57	37	2.86	32.55	58.28	296	328	
2	24.4	26.67	37	6.33	33.79	53.01	311	340	
3	24.6	24.33	36	4	40.92	53.01	317	704	
4	24	6	38	3.07	38.44	75.33	323	322	
5	23	3.27	37	2	43.4	68.82	290	499	
7	23.6	12	35.5	3.86	42.16	97.96	296	230	
8	23.8	18.5	37	6	35.96	91.45	265	197	
9	24	17.75	37	5.25	45.57	72.54	265	1925	
10s	22.8	9.29	36	3.14	34.72	67.58	152	212	
10f	22.8	16.25	36	6.75	37.2	59.83	152	226	
11	24	21.25	36.5	6.25	33.79	44.95	171	197	
12	24	17.25	36	5.75	34.72	47.74	177	414	
1'	26.6	37	38	7.67	35.96	62	186	200	
3'	27	24.33	36	23.33	98.58	98.58	271	313	
4'	28.2	12.2	37	3.6	54.25	54.25	286	269	
5'	25.5	25	36	5	48.05	48.05	209	212	
8'	26.2	16	36	3.33	40.92	44.95	229	417	
9'	25.4	23.75	36.5	4	45.57	51.46	254	362	
10'	24.4	17.5	36	5.25	25.11	50.22	103	1301	
11'	24.2	15.5	35.5	3	38.44	83.08	171	410	
12'	26	25	36.5	6.67	66.03	76.88	162	730	
PROMEDIO	24.71	17.97	36.50	5.58	43.15	64.76	233	467	
DESVEST	1.43	7.96		4.36	15.34	17.09	66.21	421.17	
ICONFIANZA	0.61	3.40		1.86	6.56	7.31	28.32	180.13	

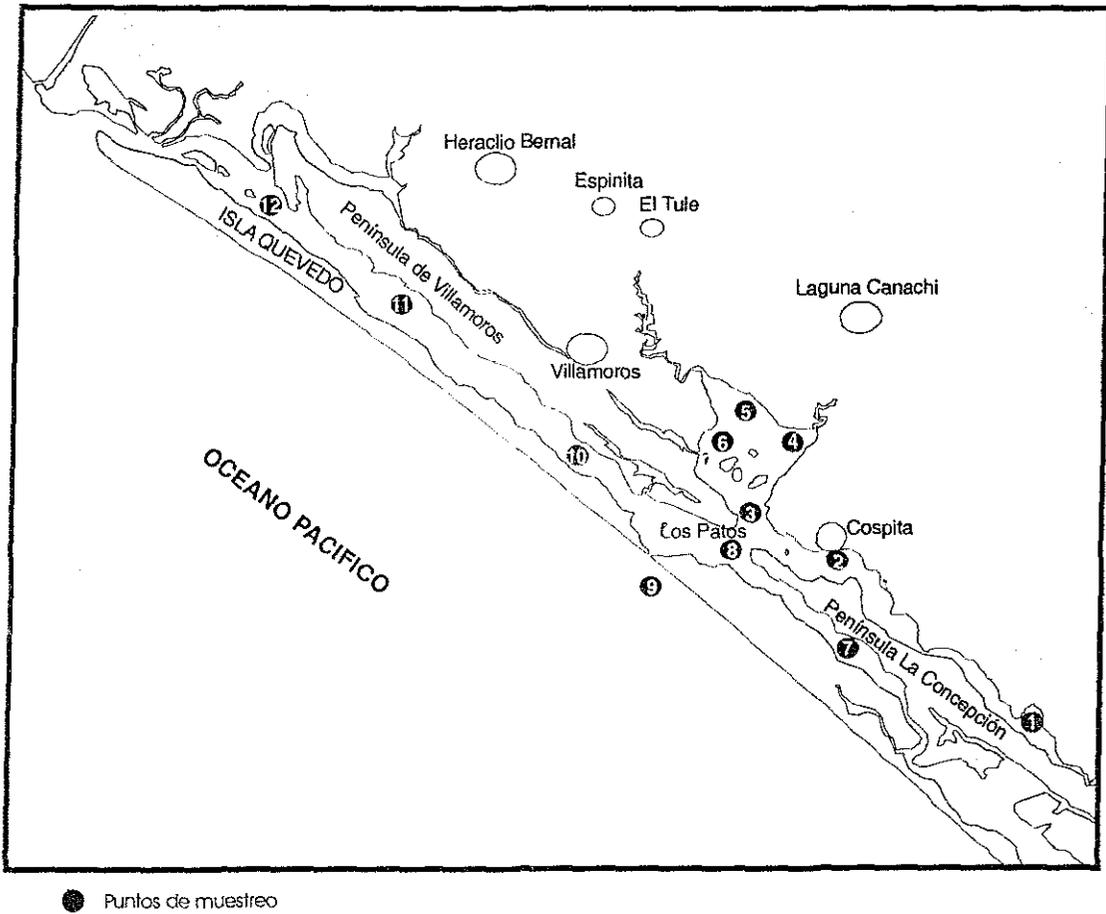


Mapa 4. Estaciones de muestreo en la laguna Santa María-La Reforma

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 14. Resultados del muestreo de la laguna de Santa María-La Reforma.

SANTA MARIA - LA REFORMA									
MUESTRAS FILTRADAS (F) Y SIN FILTRAR(SF)									
Estacion	TEMP °C	SST (mg/L)	S%o	PPI (mg/L)	Pe (µg/L)F	Pe(µg/L)SF	Nt (µg/L)F	Nt (µg/L)SF	
1s	26.4	11.67	40.5	2.5	61.38	89.9	236	271	
1f	26.4	6.67	40.5	2.17	66.03	82.15	254	388	
3s	23.2	10.55	35.5	4.36	39.68	80.91	151	212	
3f	23.2	11.1	36	3.09	32.55	18.29	177	377	
4	24.8	8	36	1.83	35.96	82.15	206	212	
5s	24.8	6.33	36.5	1.83	35.96	64.79	177	225	
5f	24.8	8.67	37	2.33	38.44	72.54	155	437	
6	25.4	7.33	38	1.5	28.83	82.15	188	289	
7	25.4	50.83	38.5	11	20.46	97.96	222	293	
8	26	7.63	37	2.88	7.13	83.08	226	232	
9	25	5.29	37	2.71	14.26	70.37	197	226	
10	24.8	5.14	35.5	2	9.61	71.61	200	215	
1s'	28	19.43	43	6.28	56.42	100.75	339	322	
1f'	28	20.33	43.5	6.67	55.18	105.71	322	334	
3s'	25	19.5	37	4.75	35.96	99.2	229	242	
3f'	25	14	37	4.75	34.72	87.42	289	295	
4'	28	23.43	40	7.14	57.66	87.42	271	271	
5s'	27	18.33	33.5	3.33	125.24	140.12	334	360	
5f'	27	25.43	34	4.29	111.91	141.67	300	369	
6'	27	24.67	39	8.33	23.87	92.69	251	253	
7'	26.8	20.33	40	7	17.98	64.79	263	301	
8'	26	17.75	38.5	6.25	4.65	66.03	159	177	
9'	25.8	16	38	4.67	15.5	47.43	254	459	
10'	26	15.75	37.5	6.25	3.54	71.61	336	434	
PROMEDIO	25.83	15.59	37.88	4.50	38.87	83.36	239	300	
DESVEST	1.33	9.89	2.48	2.44	30.63	25.65	59.02	79.85	
L.CONFIANZA	0.53	3.96		0.98	12.25	10.26	23.61	31.95	



Mapa 5. Estaciones de muestreo en la Laguna Ceuta

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 15. Resultados del muestreo de la laguna de Ceuta.

BAHIA CEUTA										
MUESTRAS FILTRADAS(SF) Y SIN FILTRAR(SF)										
Estación	TEMP °C	SST (mg/L)	S%o	PPI (mg/L)	Ph (µg/L)	Ni(µg/L)	Pi (µg/L)	SF	Ni(µg/L)	SF
1	25	8.17	36	3.16	53	800	149		730	
2	24	13.33	35	4.33	53	705	98		1520	
3	23.2	4.53	36.5	1.33	28	225	43		4100	
4	23.5	25.2	33.3	7.2	40	1036	127		1177	
5	23.8	36	27	9.5	81	665	166		907	
6	24	12.6	36.5	4.6	17	260	94		678	
7	24	9.8	36	5.2	27	250	99		388	
8s	23	7.29	36.5	2	18	156	223		2051	
8f	23	9.17	36.5	2	18	316	198		1750	
10s	24.8	6.53	36.5	2	34	282	99		325	
10f	24.8	7.5	36.5	2.33	25	173	136		179	
11s	25.2	9.2	35	3.4	58	362	128		315	
11f	25.2	15.2	36	5.4	48	247	138		450	
12s	25.2	9.17	35.5	3	50	1390	147		1390	
12f	25.2	10.33	35.5	2.33	53	196	188		272	
1'	29	120	44	23.64	45	465	160		575	
2'	27.4	29.6	37	6.33	40	682	221		741	
3'	28	198.9	28	28.89	85	396	257		741	
6'	27	166.7	28.1	32.22	124	482	254		814	
7'	26.4	19.25	30.5	3.75	48	305	194		668	
8s'	26	19.5	34.5	7	60	356	220		1177	
8f'	26	35.66	35.1	8.67	94	424	173		575	
10s'	25.8	12.5	36.5	3.25	18	219	162		460	
10f'	25.8	63.5	36.8	14.5	24	219	183		252	
11s'	25.5	14	36.5	5.6	27	756	205		1104	
11f'	25.5	16.25	38.5	4.25	55	236	149		358	
12s'	26	27.6	36.5	7.6	80	316	262		366	
12f'	26	46	36.5	10.67	47	219	201		928	
PROMEDIO	25.30	34.05	35.24	7.65	48.21	433.50	166.93		892.54	
DESVEST	1.47	48.27	3.38	7.95	25.91	292.41	54.21		787.67	
ICONTIANZA	0.54	17.88		2.94	9.60	108.31	20.08		291.75	

presentó un estado mesotrófico. Posiblemente éste refleja que el aporte de fósforo en las lagunas costeras es excesivo, lo que está contribuyendo a la eutroficación del 90% de las lagunas costeras de Sinaloa. En cuanto al estado trófico que presentan las mismas lagunas, con respecto al nitrógeno, éste presenta mayor variabilidad, las lagunas que presentaron un nivel hipertrófico son las lagunas de Topolobampo-Ohuira, Navachiste-san Ignacio y Ceuta, el nivel mesotrófico se presentó en tres de las 8 lagunas presentadas, en Santa María-La Reforma y Estero de Urías, y las lagunas del sur de Sinaloa resultaron ser las menos eutrofizadas, ya que presentaron un nivel oligotrófico. Como se puede observar en la Tabla 18, las lagunas que reciben mayor flujo de nutrientes, presentan un estado trófico mayor que las que reciben menos nutrientes por fuentes antropogénicas como es el caso de Topolobampo-Ohuira, que ocupa el primer lugar en la captación de nutrientes antropogénicos, seguida por Navachiste-San Ignacio, Altata-Ensenada del Pabellón y Ceuta; y los sistemas lagunares que captan un menor flujo de nutrientes presentan un nivel eutrófico menor, correspondiendo este comportamiento a las lagunas del sur de Sinaloa en el caso del nitrógeno. Seguramente, la morfología, y tiempo de residencia influyen en gran medida con el comportamiento de las concentraciones de los niveles y dinámica de nutrientes en el interior de la laguna.

Los cambios en las proporciones de Si, N y P en la carga de nutrientes puede ser importante para las comunidades fitoplanctónicas costeras. Estos cambios en la proporción de Si:N:P (16:16:1) (Redfield et al., 1963; Brzezinski, 1985), pueden afectar de varias maneras a las comunidades fitoplanctónicas, la primera es que manteniendo la relación de Redfield et al., (1963) en los nutrientes, las diatomeas marinas abundarían, pero la desviación en esta relación de nutrientes en la columna de agua, puede ser un factor limitante para el desarrollo de la diatomeas, así como de otros grupos fitoplanctónicos (Heckey y Kilham, 1998; Dortch y Whitledge, 1992) Officer y Ryther (1980) hipotetizaron que un decrecimiento en la relación Si:N puede exacerbar la eutroficación por la reducción del crecimiento de diatomeas a favor de flagelados nocivos. El declive de la relación de Si:P, está relacionado con

un significativo afloramiento de algas no silíceas (Smayda, 1990). Significando que una mayor carga de N y P disminuiría la relación de Si:N y Si:P, respectivamente, favoreciendo el incremento de productividad primaria en la superficie bajo estas condiciones, provocando, por lo tanto, un incremento en la eutroficación. (Dubravko, 1995). Hodgkiss y Chan (1987) encontraron una disminución en la relación en N:P en Tolo-Harbor, Hong Kong, la cual coincidió con un cambio en la comunidad fitoplanctónica, con la sustitución de diatomeas por organismos formadores de marea roja.

Por tal razón, cobra una mayor relevancia examinar la relación N:P que las altas concentraciones de ciertos nutrientes en los ecosistemas costeros (Redfield, 1958; Redfield et al., 1963; Rhee, 1978). Una relación N:P menor a 5 indica una limitación de nitrógeno, mayor a 10 es indicativa de una limitación de fósforo, entre 5 y 10 es indiferente (Rinaldi et al., 1992). La relación N:P menor a 5 se asocia a cuerpos de agua que reciben altas concentraciones de formas fosfatadas proveniente de escurrimientos naturales o antropogénicos, mayor a 10 está relacionada a sistemas con una marcada influencia oceánica (Contreras et al., 1997), según Contreras et al., (1997) la mayoría de los estuarios presentan una relación menor a 10. En lagunas costeras la relación N:P (inorgánico) tiende a ser baja (aprox. 6), significando que se manifiesta frecuentemente una limitación de formas nitrogenadas. Una relación mayor a 6:1 esta relacionada con ecosistemas con influencia marina a lo largo del año. En la región del sur de México (Oaxaca y Chiapas) se manifiesta una tendencia al incremento de formas de fósforo con respecto al que de nitrógeno, incluso se detectaron lagunas que llegan a reflejar valores de 0.027 lo que equivale a 37:1 de P:N (Contreras et al., 1996).

En este estudio de tesis se obtuvo una relación de N:P, en cuanto a la concentración de nutrientes dentro de la laguna y los resultados para todas las lagunas estudiadas se presentan en la Tabla 16; las lagunas de Altata-Ensenada del Pabellón, Urías y Huizache- Caimanero presentan una limitación de nitrógeno y reciben gran cantidad de sustancias fosfatadas provenientes, según los criterios de Rinaldi, et al., (1972) de

los escurrimientos naturales y antropogénicos y las lagunas de Topolobampo-Ohuira, Navachiste-San ignacio, Ceuta y Santa María-La Reforma presentan una limitación de fósforo, aparentemente debido a una gran influencia oceánica, aunque en este argumento se debe tomar en cuenta que en esta lagunas sólo se contemplaron datos de la estación de secas, debido a la falta de datos bibliográficos, y se puede mencionar que esta situación es la que prevalece en primavera, debido a que los datos se recabaron durante el mes de febrero del 2001.

Además de la aplicación de relaciones estequiométricas entre los nutrientes, también se empleó el Modelo de LOICZ, para saber, si existe una fijación de nitrógeno o bien una denitrificación, en el sistema lagunar, un signo positivo en el resultado de  $\Delta N$ , es indicativo de una fijación de nitrógeno, dicha fijación puede ser causa de que existe una relación estequiométrica de N:P menor a 16, indicando que existe un exceso de fósforo en la laguna, posiblemente proveniente de flujos antropogénicos como la agricultura, por la aplicación de fertilizantes fosforados y el uso de detergentes. Los sistemas lagunares que manifestaron esta tendencia fueron Santa María-La Reforma y Navachiste-San Ignacio, las lagunas que obtuvieron un signo negativo en el valor de  $\Delta N$  fueron Topolobampo-Ohuira, Altata Ensenada del Pabellón, Ceuta, Uriás y Huizache-Caimanero, indicando que existe una denitrificación en el sistema lagunar, debido a que existe demasiado nitrógeno, que permite la exportación de este elemento, para poder mantener la relación de Redfield, y así mantener una estabilidad en el sistema.

Los resultados obtenidos en los modelos de LOICZ (Fig. 30a, 30b,30c, 31a, 31b,31c, 32a, 32b, 32c, 33a, 33b, 33c, 34a, 34b, 34c, 35a, 35b, 35c 36a, 36b, 36c), no son totalmente representativos de un balance anual, ya que las variables que se utilizaron en la mayoría de los sistemas son datos puntuales de todo el año o bien corresponden solamente a la estación de estiaje, además, con respecto a los niveles de nutrientes en el océano se tomaron valores representativos de una sección del Océano Pacífico (frente a la zona sur de Sinaloa), mar abierto y no son lo

suficientemente representativos en términos espaciales y temporales, ya que se obtuvieron en los meses de noviembre y diciembre. Otro aspecto que es necesario resaltar es, que en el volumen de entrada de agua dulce se tomaron valores de escurrimientos de las cuencas anuales y no estacionales así como los datos de precipitación y de evaporación. Esta situación provoca que se generen valores poco confiables, como es el caso del tiempo de residencia de laguna Santa María-La Reforma, la que presentó un tiempo de residencia muy grande (2.4 años), esta situación es posible que se deba a que en esta laguna como las restantes; fueron muestreadas solamente durante la temporada de secas, lo que provoca salinidades elevadas y no representativas de la situación anual en el sistema lagunar. Santa María-La Reforma es una laguna que presenta dos bocas que la comunican con el océano con más de 5 Km de ancho, en conjunto, por tal razón es difícil que posea un tiempo de residencia de 2.4 años. Para que estos datos sean funcionales en un modelo de LOICZ, es necesario realizar muestreos multitemporales y no puntuales, es decir, se necesitan datos aún más “finos” que los presentados en la Tabla 16.

**Notas de la tabla 16.**

- (1) (Green-Ruiz, 2000)
- (2) Promedios anuales (Monografía, 1990)
- (3) (Montaño-Ley, 2000).
- (4) (Este estudio, 2001)
- (5) Datos de Noviembre a Diciembre, 1993(Lambourn, 1995).
- (6) (Diario Oficial, 2000).
- (7) (Zamora-Arroyo, 2000).
- (8) (Montaño-Ley, et al , 2000).
- (9) Datos de estación de lluvias y de secas (Peraza-Vizcarra, 1973).
- (10) Datos anuales (SEMARNAT, 2000)
- (11) Datos anuales (Martin, 2000).
- (12) Datos anuales, muy puntuales (4 puntos de muestreo) (Ochoa-Izaguirre, 1999).
- (13) Comunicación personal del Dr Francico Flores Verdugo(2001).
- (14) Datos anuales (Galindo, 1997)

Tabla 16. Resumen de variables necesarias para la aplicación del Modelo de LOICZ.

VARIABLES	TOPOLOBAMPO - OHUIRA	NAVA CHISTE - SAN IGNACIO	SANTA MARIA - LA REFORMA	ALTATA - E. PABELLON	CEUTA	URLAS	HUIZACHE - CAIMANERO
$A_{SIST}$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup>	149.00 <sup>(1)</sup>	267.00 <sup>(6)</sup>	492.00 <sup>(7)</sup>	360.00 <sup>(8)</sup>	71.40 <sup>(9)</sup>	12.00 <sup>(9)</sup>	171.00 <sup>(10)</sup>
$V_{SIST}$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup>	359.00 <sup>(11)</sup>	453.90 <sup>(12)</sup>	1761.00 <sup>(13)</sup>	1080.00 <sup>(14)</sup>	142.80 <sup>(15)</sup>	36.00 <sup>(16)</sup>	281.00 <sup>(17)</sup>
$V_f$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup> /año <sup>(2)</sup>	272.67	489.41	765.55	540.00	112.53	25.76	306.09
$V_o$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup> /año <sup>(2)</sup>	62.85	112.41	213.53	241.20	52.05	8.75	247.95
$V_a$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup> /año <sup>(2)</sup>	37.04	37.04	615.40	2710.00	330.25	70.26	140.00
$V_R$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup> /año	172.78	339.96	-63.38	-512.09	-269.77	-53.25	-222.86
$V_X$ $1 \times 10^6$ m <sup>3</sup> /año	40401.72	8102.00	801.93	19360	12600.00	2362.97	499.65
$S_n$ psu <sup>(4)</sup>	35.00	35.00	35.00	35.00	35	35.00	35.00
$S_L$ psu	35.15 <sup>(4)</sup>	36.50 <sup>(4)</sup>	37.88 <sup>(4)</sup>	29.3 <sup>(9)</sup>	35.24 <sup>(4)</sup>	34.80 <sup>(11)</sup>	29.7 <sup>(14)</sup>
$S_p$ psu	35.08	35.75	36.44	32.15	35.12	34.90	32.35
$t$ dias (años)	3.3 (0.008)	18.2 (0.05)	868.7 (2.38)	35 (0.096)	1.3 (0.0036)	1.4 (0.0039)	244.55 (0.67)
$DIN_L$ mmol/m <sup>3</sup>	33.41 <sup>(4)</sup>	33.48 <sup>(4)</sup>	21.42 <sup>(4)</sup>	14.34 <sup>(10)</sup>	63.75 <sup>(6)</sup>	19.55 <sup>(12)</sup>	7.50 <sup>(13)</sup>
$DIN_o$ mmol/m <sup>3</sup> (6)	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60	0.60
$DIN_R$ mmol/m <sup>3</sup>	17.00	17.04	11.01	7.47	32.18	10.08	4.05
Flujo N ton/año <sup>(4)</sup>	6181.04	4324.91	2534.33	3415.10	3074.94	889.68	6.08
$\Delta$ N ton/año	12330.31	-676.32	-2290.81	-546.83	31947.61	1583.03	46.83
$DIP_L$ mmol/m <sup>3</sup>	3.00 <sup>(4)</sup>	2.02 <sup>(4)</sup>	2.61 <sup>(4)</sup>	21.86 <sup>(10)</sup>	5.22 <sup>(4)</sup>	5.30 <sup>(12)</sup>	6.63 <sup>(14)</sup>
$DIP_o$ mmol/m <sup>3</sup>	0.20 <sup>(8)</sup>	0.20 <sup>(8)</sup>	0.20 <sup>(8)</sup>	0.60 <sup>(10)</sup>	0.20 <sup>(8)</sup>	0.20 <sup>(8)</sup>	0.20
$DIP_R$ mmol/m <sup>3</sup>	1.60 <sup>(4)</sup>	1.10	1.41	11.03	2.71	2.75	3.41
Flujo P ton/año <sup>(4)</sup>	928.44	507.50	397.74	621.34	494.96	109.41	5.49
$\Delta$ P ton/año	2682.71	-47.89	-333.04	9656.16	5869.91	1411.75	106.26
N:P (Int. Laguna)	11.14	16.57	8.20	0.66	12.21	3.69	1.13
(Fix-denit) (ton/año)	-30593.01	89.96	3037.91	-155045.38	-61971.01	-21004.98	-1653.4
N:P (Flujos Autopogénicos)	6.66*	8.52*	6.37*	5.50**	6.21*	8.13**	1.11**

\* Muy poco confiable \*\* Poco confiable

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

Tabla 17. Grado trófico de las aguas costeras en función de su contenido de fósforo y nitrógeno (Smith, et al., 1999).

GRADO TROFICO	FÓSFORO TOTAL (mg/L)	NITRÓGENO TOTAL (mg/L)
Oligotrófico	<0.010	<0.260
Mesotrófico	0.010-0.030	0.260-0.350
Eutrófico	0.030-0.040	0.350-0.400
Hipertrófico	>0.040	>0.400

Tabla 18. Clasificación de las lagunas costeras de Sinaloa, de acuerdo a la concentración de nutrientes.

LAGUNA	FÓSFORO TOTAL (mg/L)	NITRÓGENO TOTAL (mg/L)	GRADO TROFICO P	GRADO TROFICO N
Topolobampo-Ohuira	0.096*	0.467*	Hipertrófico	Hipertrófico
Navachiste-San Ignacio	0.065*	0.467*	Hipertrófico	Hipertrófico
Sta.Ma-La Reforma	0.083*	0.299*	Hipertrófico	Mesotrófico
Altata-E.Pabellón	0.699	0.200	Hipertrófico	Mesotrófico
Ceuta	0.167*	0.892*	Hipertrófico	Hipertrófico
Urías	0.169	0.274	Hipertrófico	Mesotrófico
Huizache-Caimanero	0.212	0.105	Hipertrófico	Oligotrófico
Teacapan-A.Brava	0.022	0.056	Mesotrófico	Oligotrófico

\*Estos datos no son anualmente representativos, ya que fueron obtenidos solo durante el mes de febrero del 2001

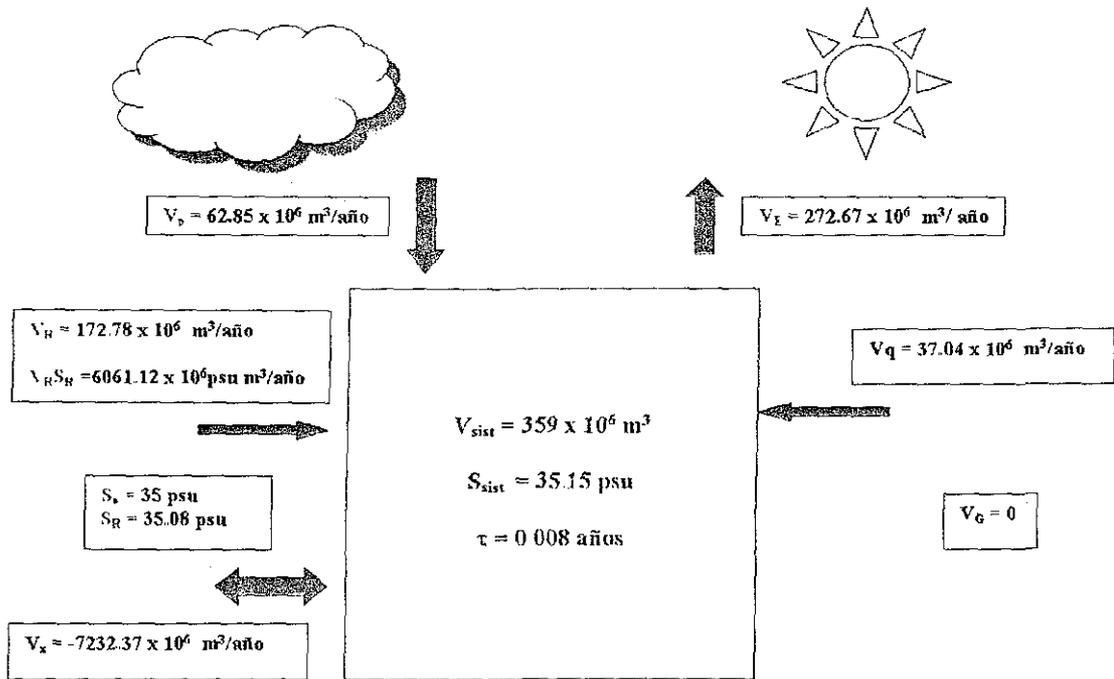


Fig. 29a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira.

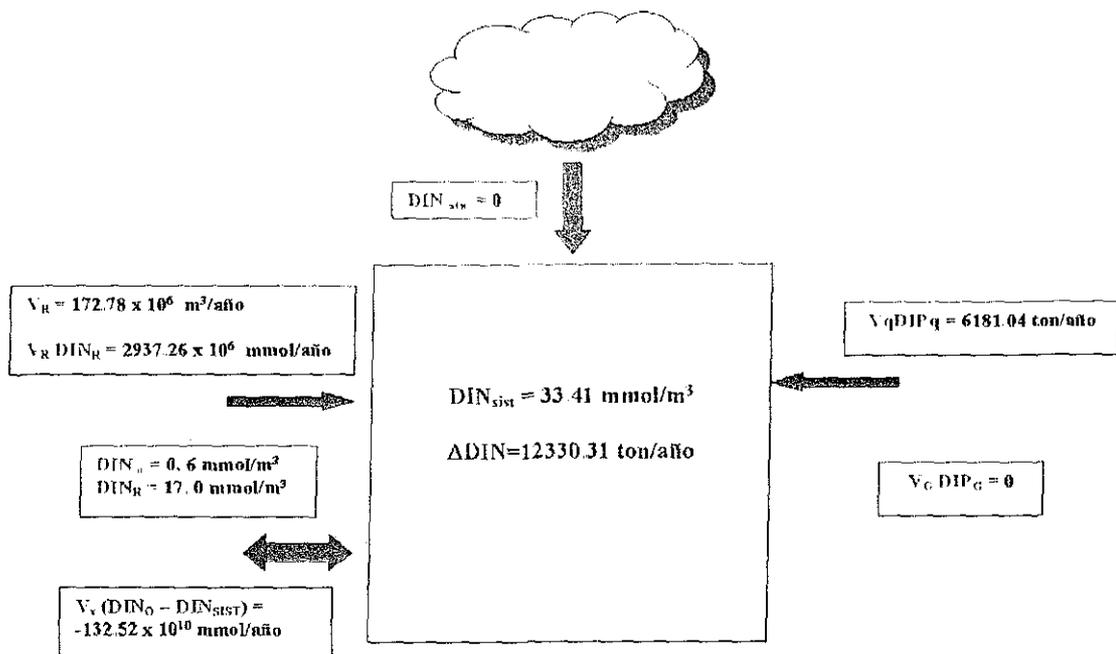


Fig. 29b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

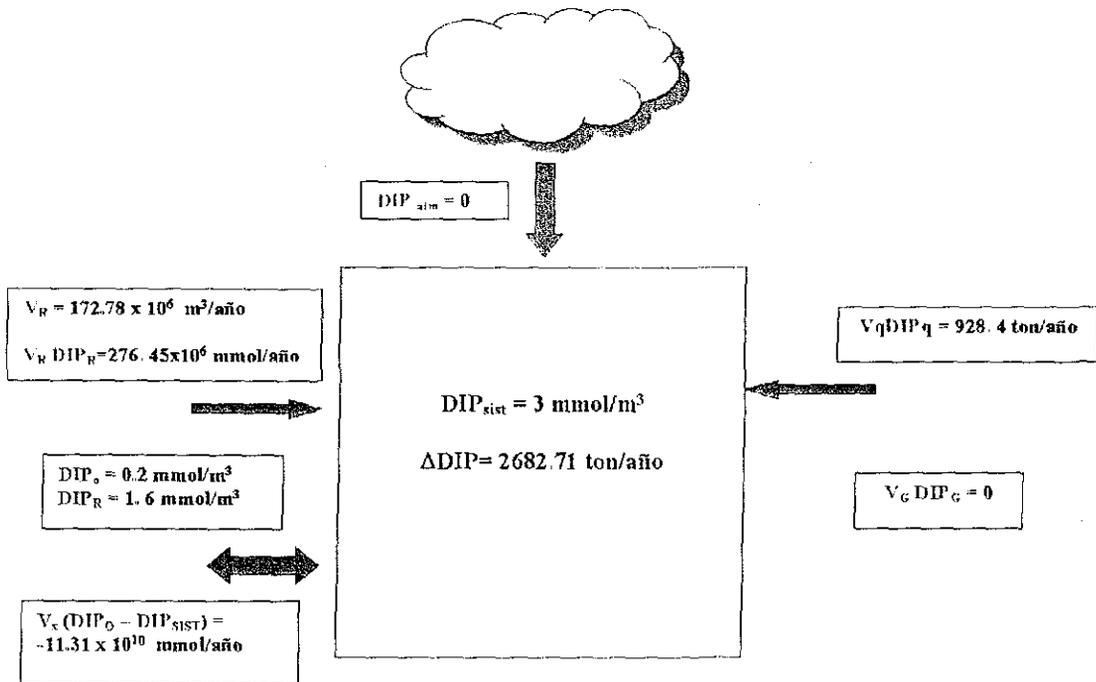


Fig.29c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Topolobampo-Ohuira.

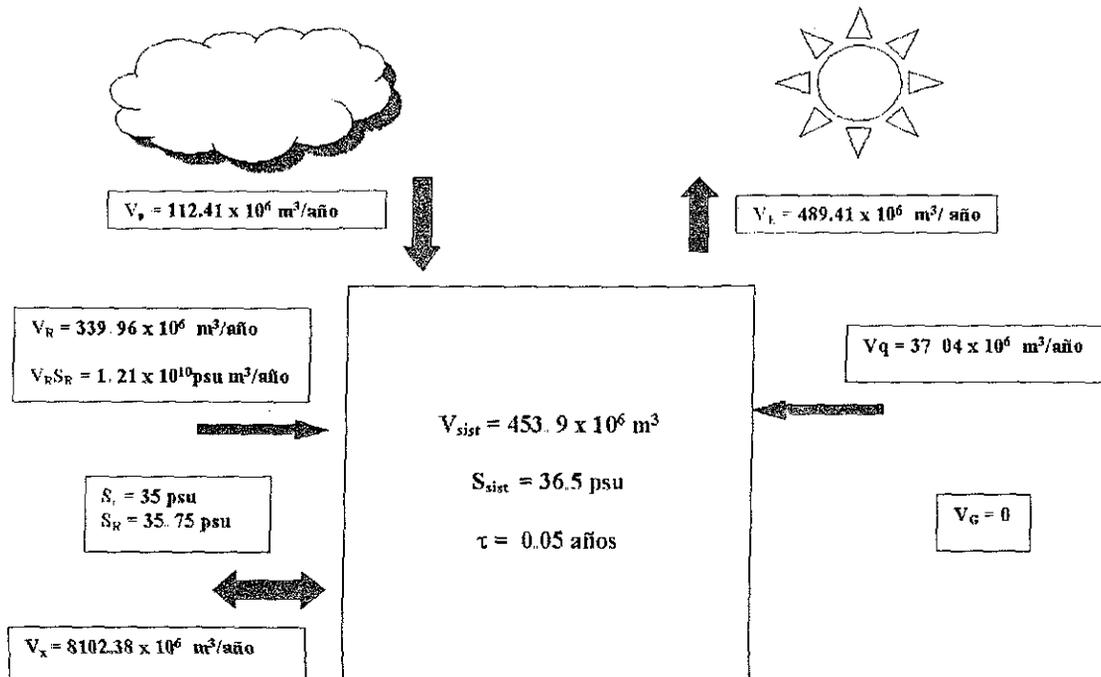


Fig. 30a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio.

TESIS CON  
 FALLA DE ORIGEN

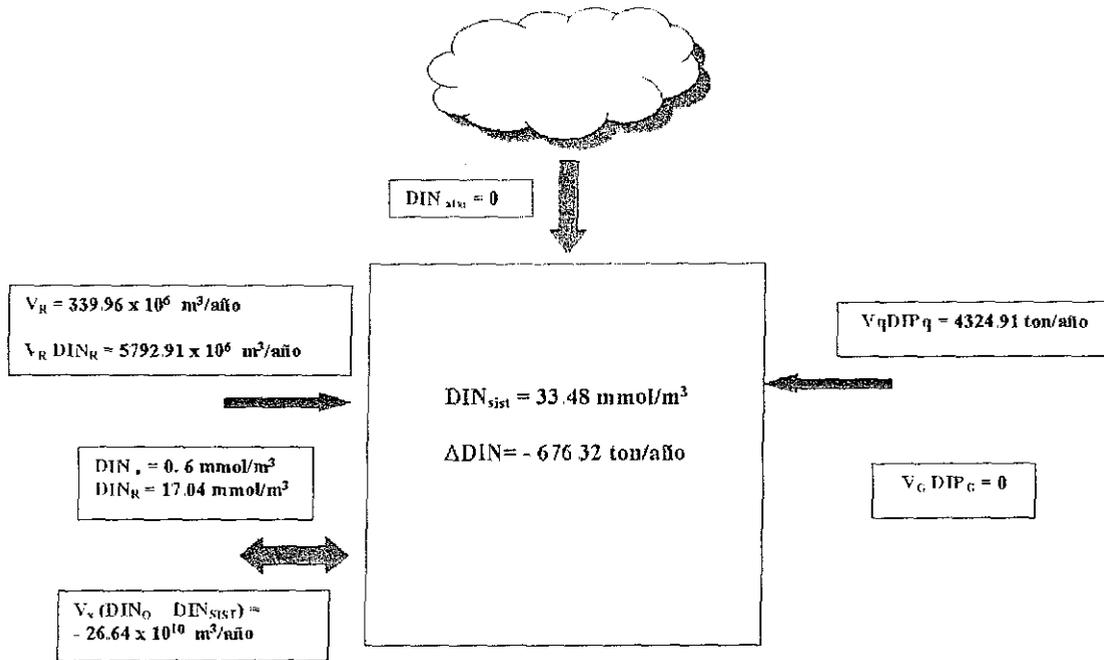


Fig. 30b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio.

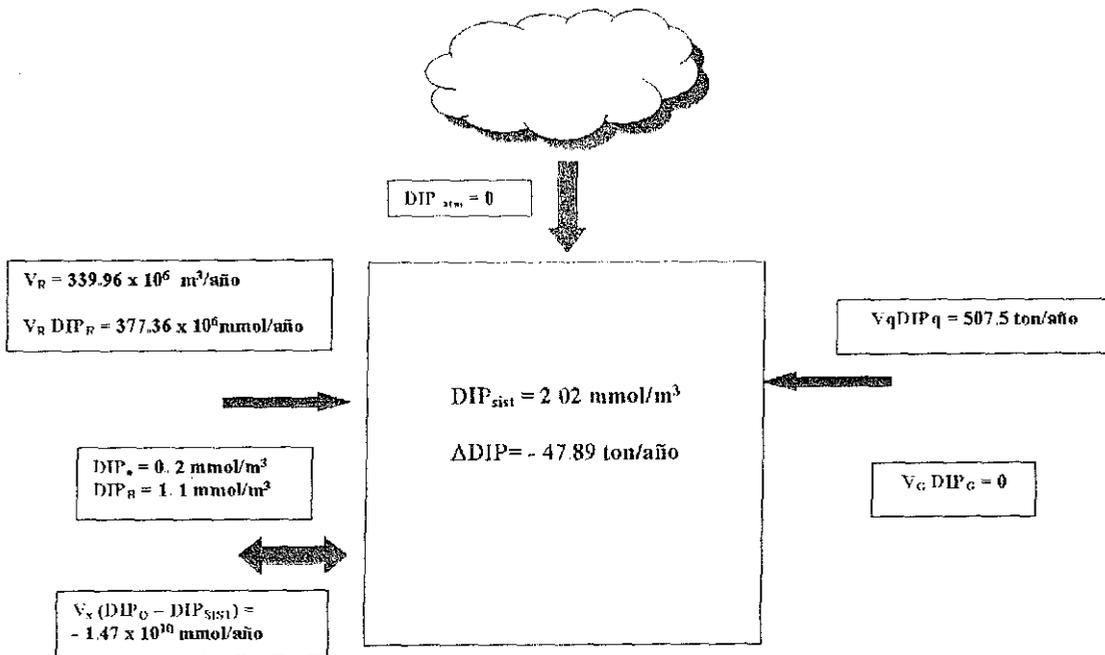


Fig. 30c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Navachiste-San Ignacio.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

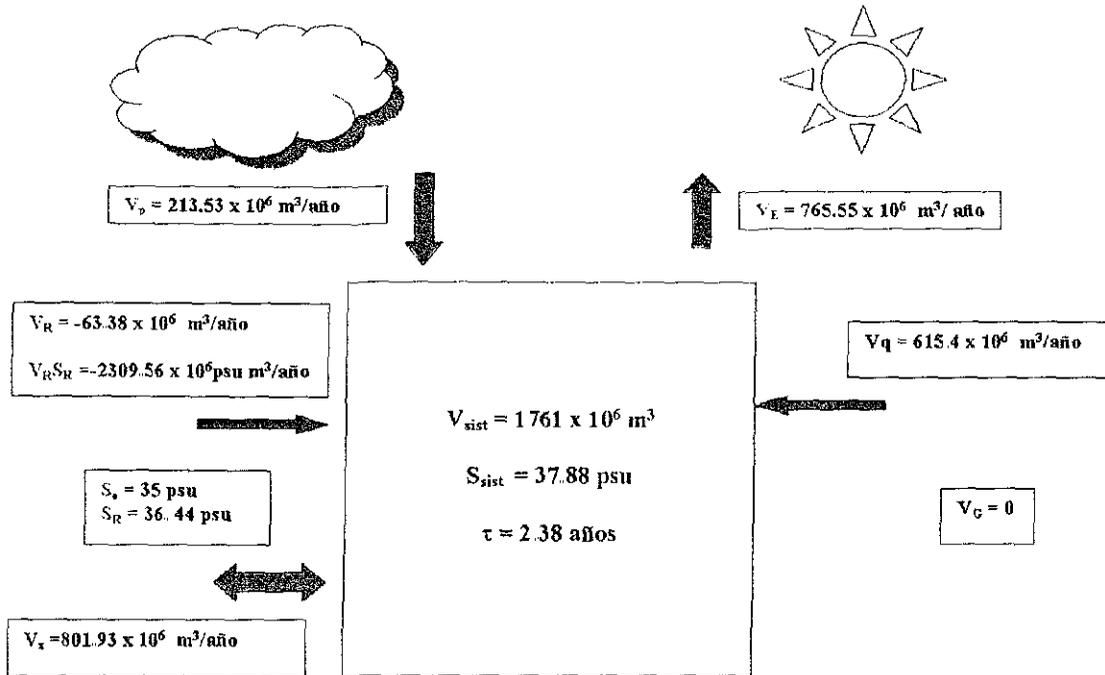


Fig. 31a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Santa Ma.-La Reforma.

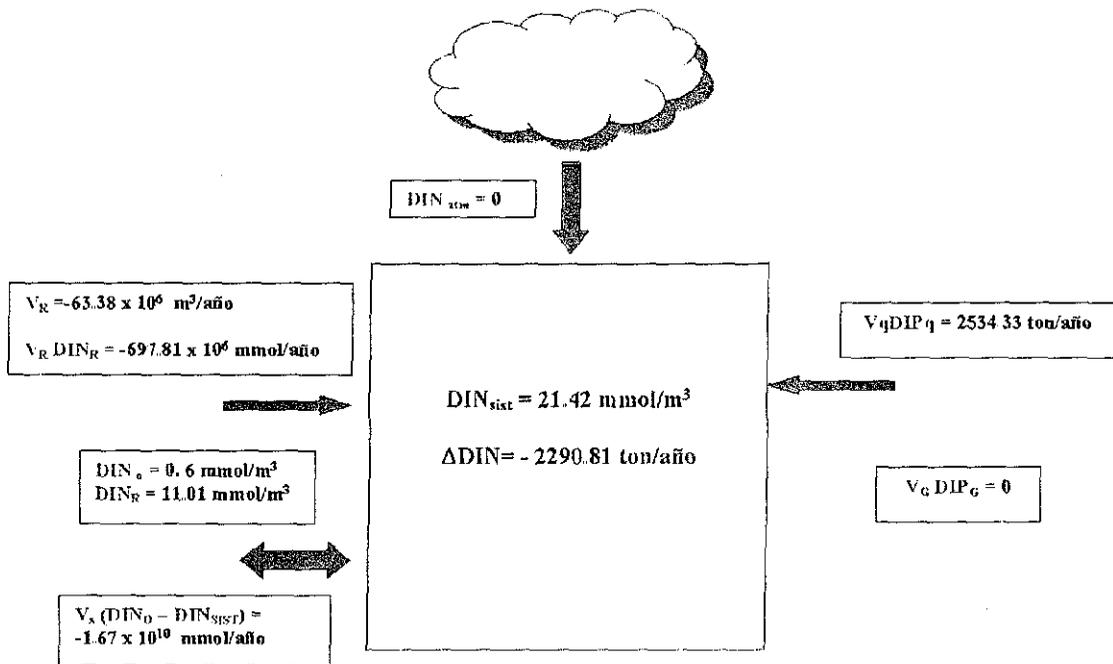


Fig. 31b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Santa Ma.-La Reforma.

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

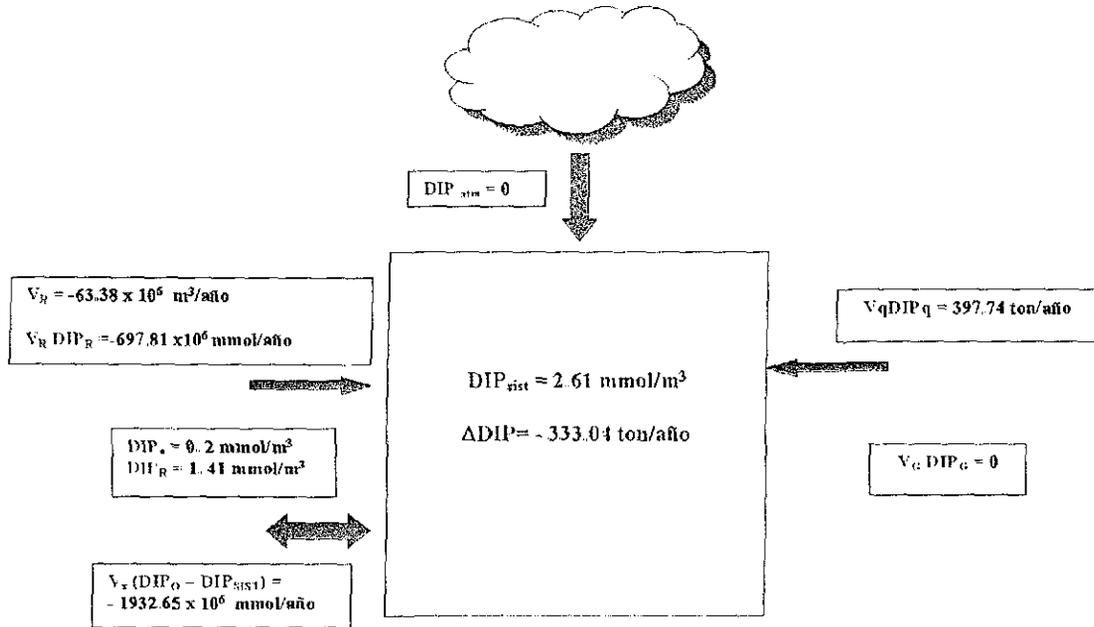


Fig. 31c Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Santa Ma.-La Reforma.

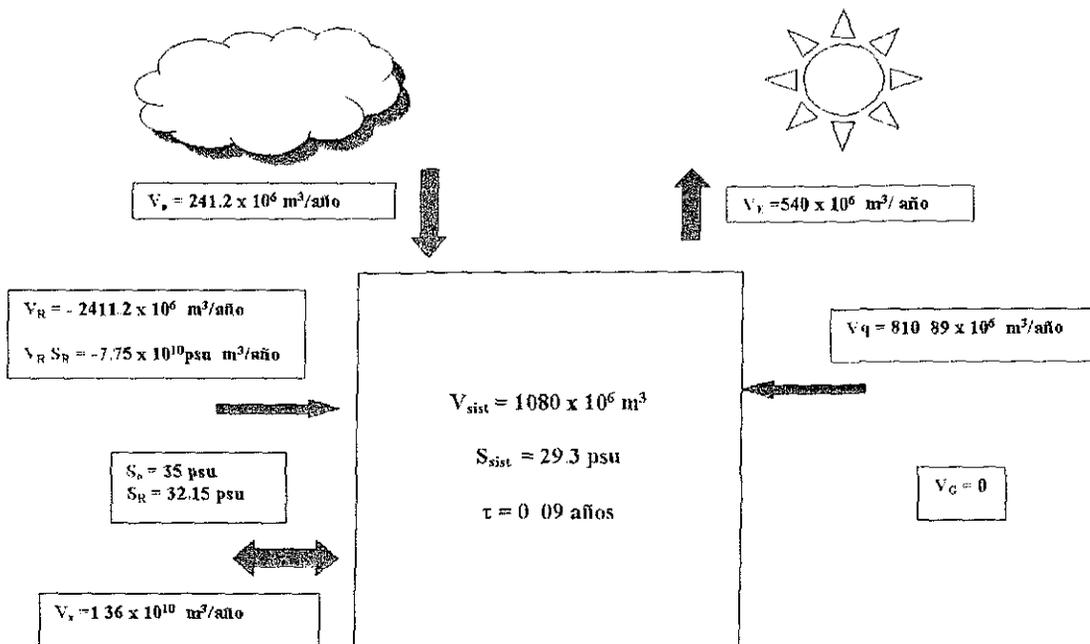


Fig. 32a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Altata- Ensenada del Pabellón.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

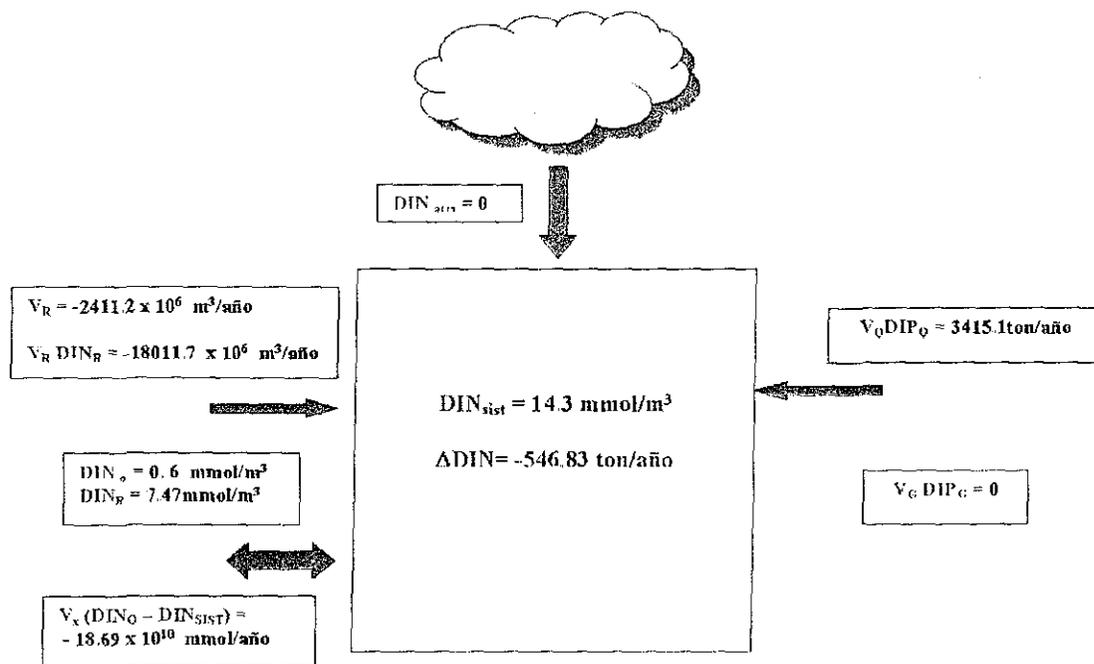


Fig. 32b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Altata- Ensenada del Pabellón.

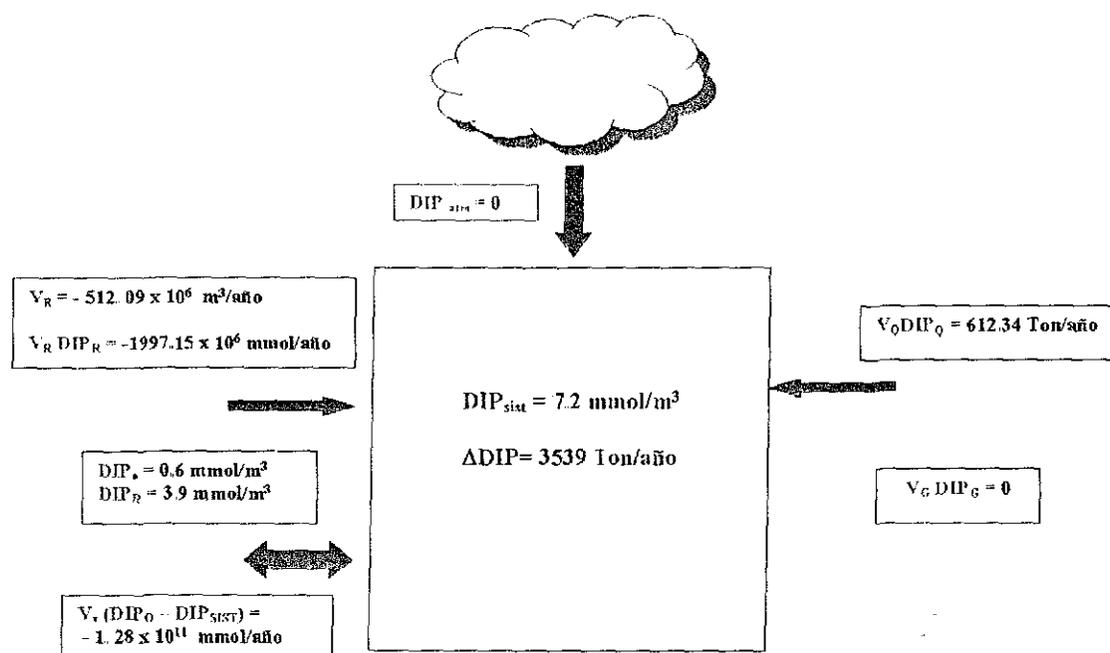


Fig. 32c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Altata- Ensenada del Pabellón.

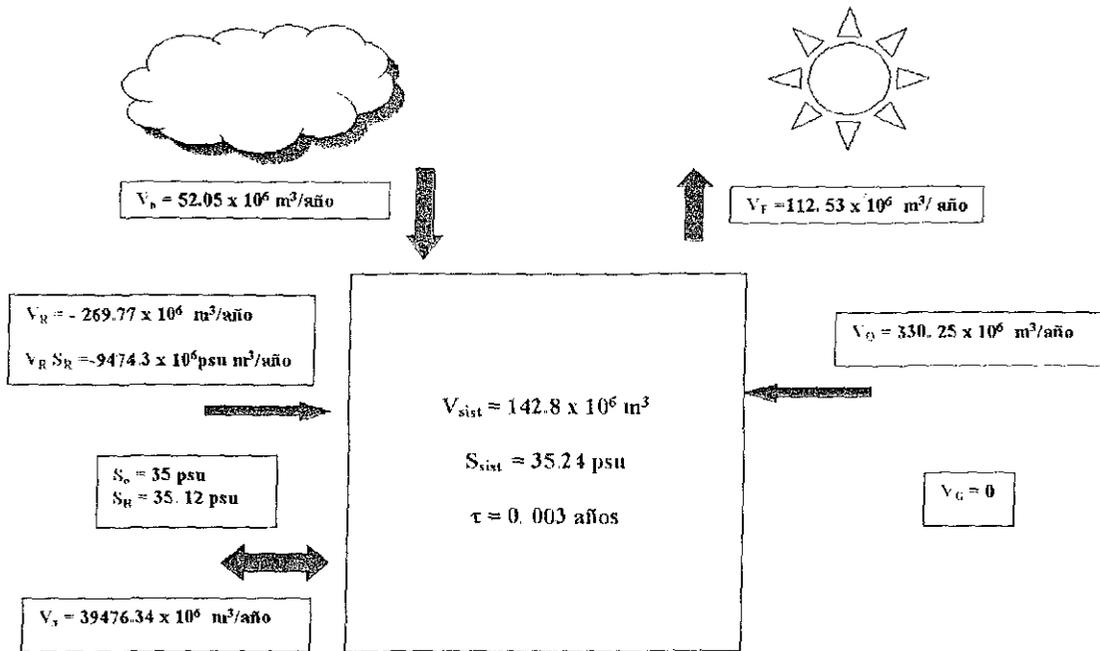


Fig. 33a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Ceuta

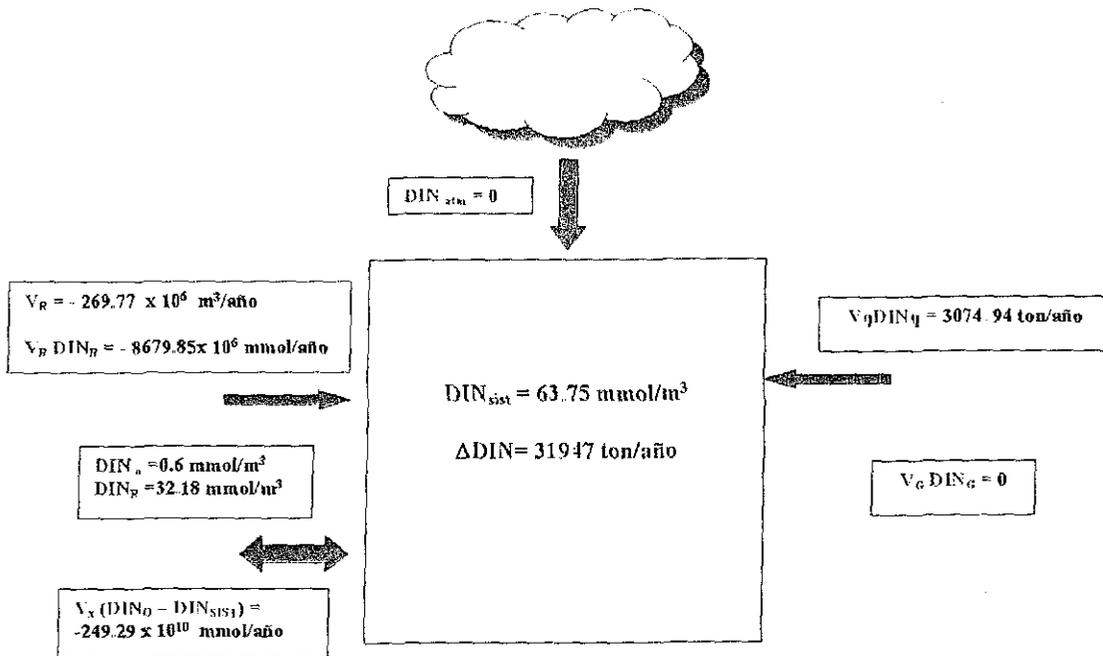


Fig. 33b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Ceuta.

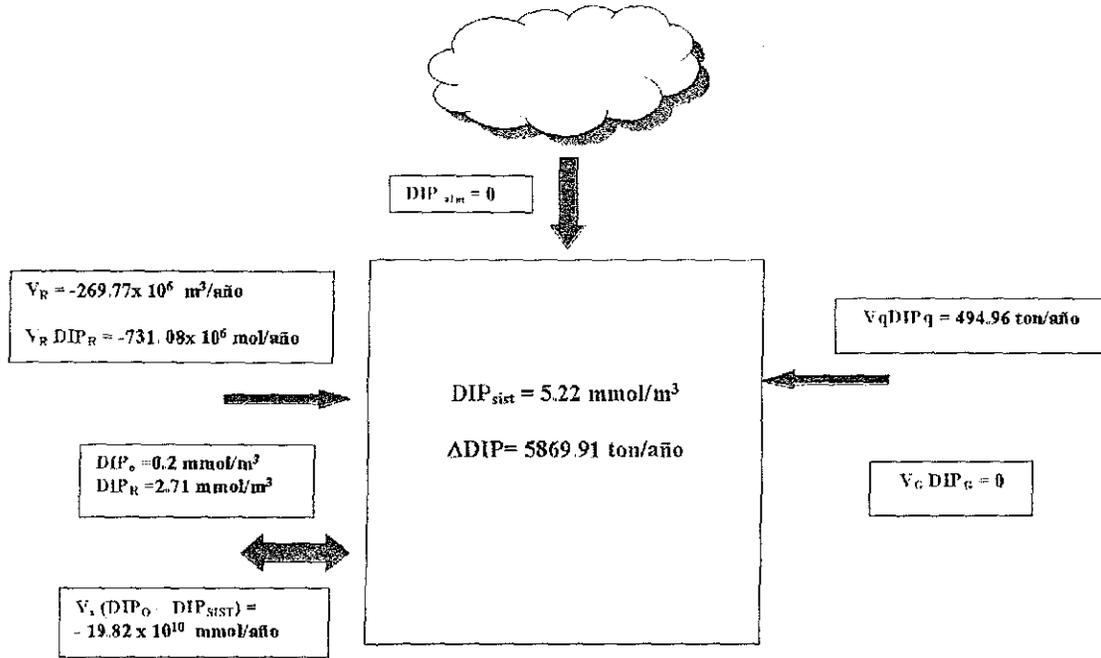


Fig. 33c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Ceuta.

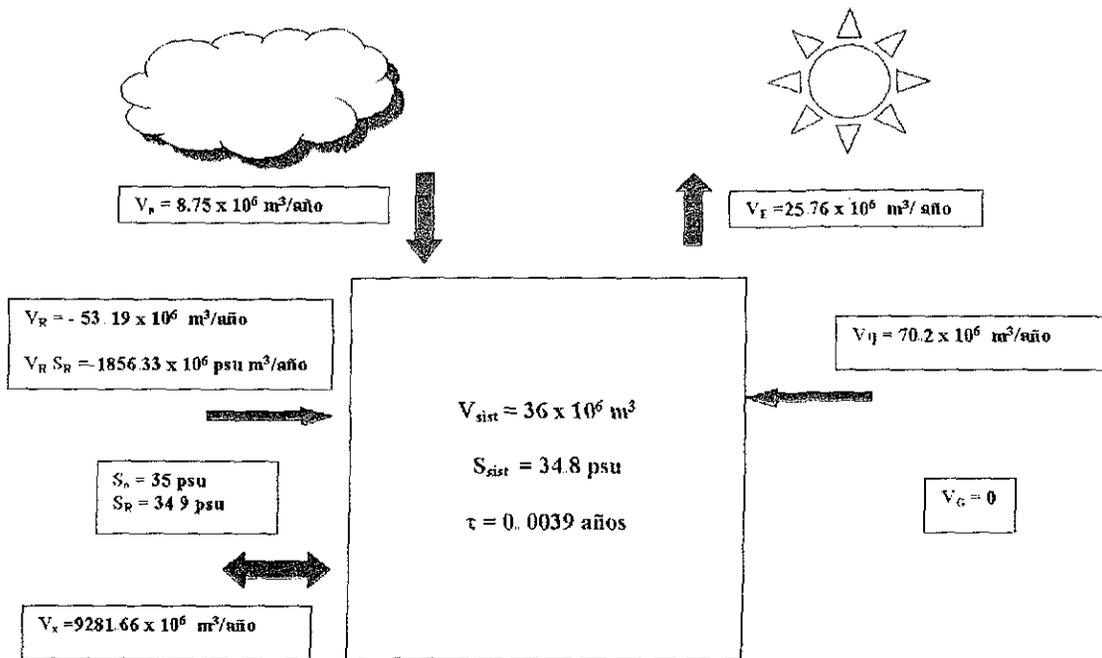


Fig. 34a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el Estero de Urfas.

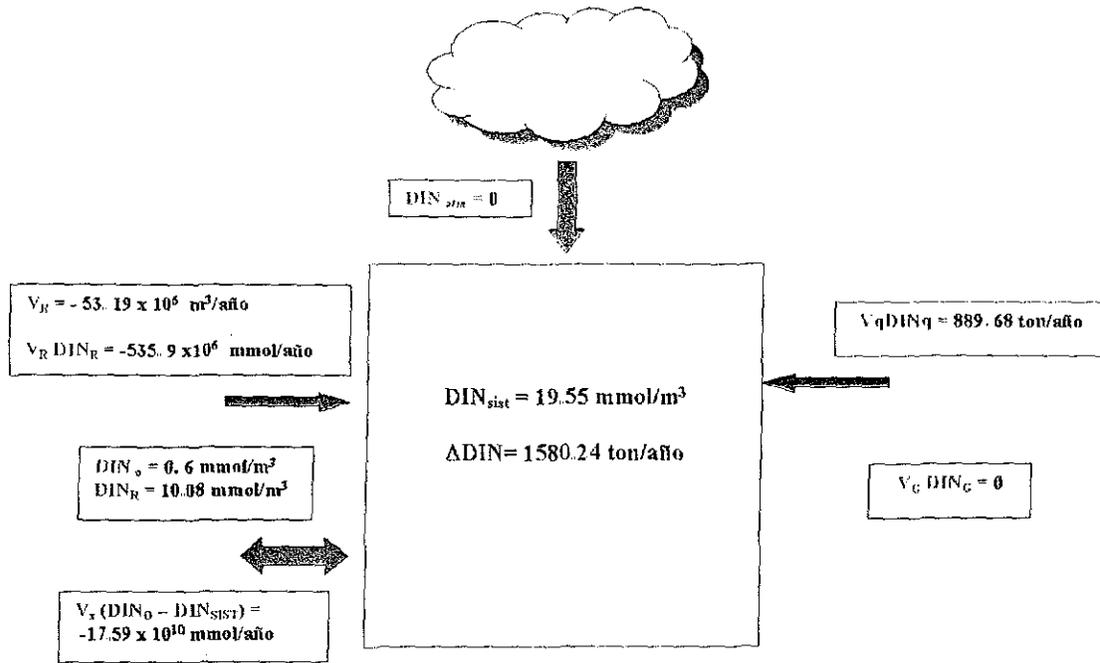


Fig. 34b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el Estero de Urías.

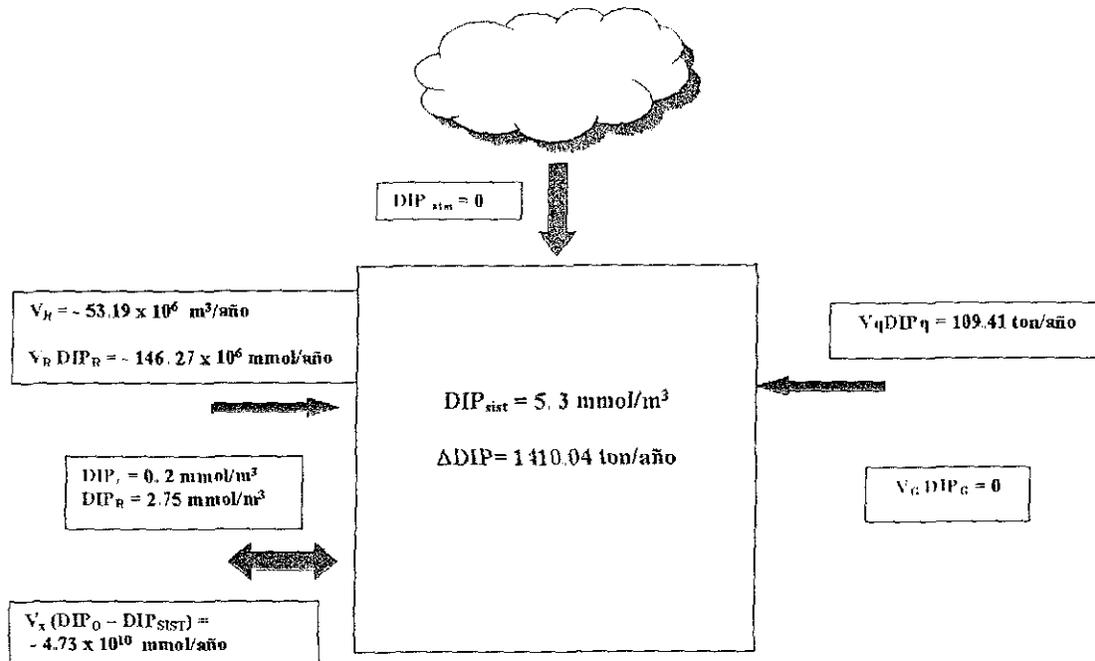


Fig. 34c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el Estero de Urías.

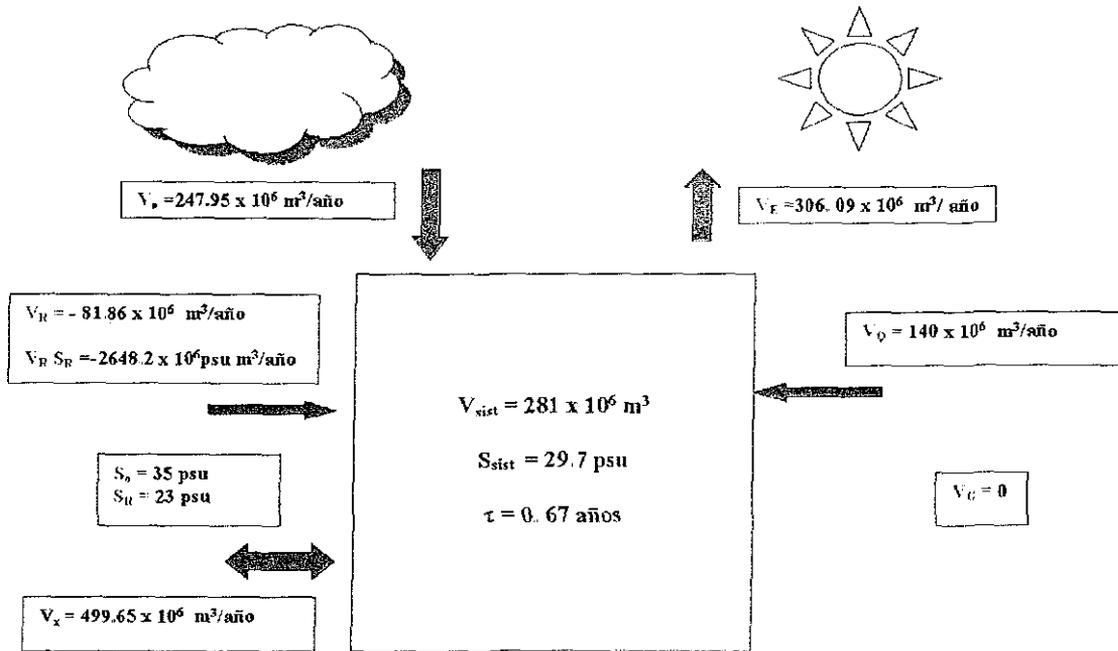


Fig. 35a. Balance de agua-sal, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

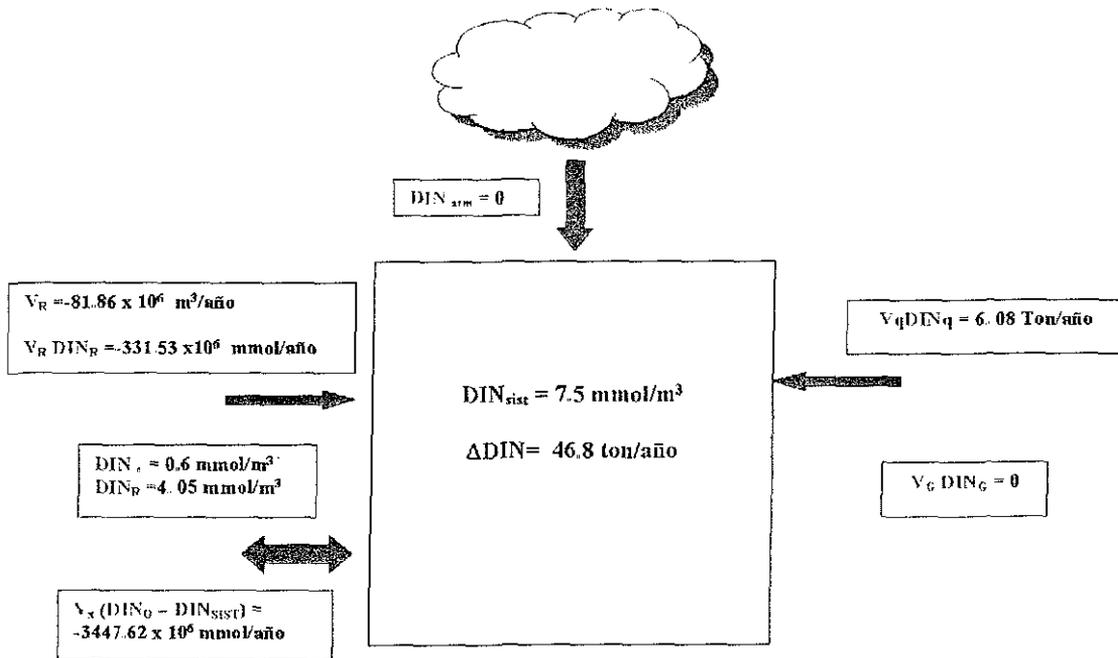


Fig. 35b. Balance de nitrógeno, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

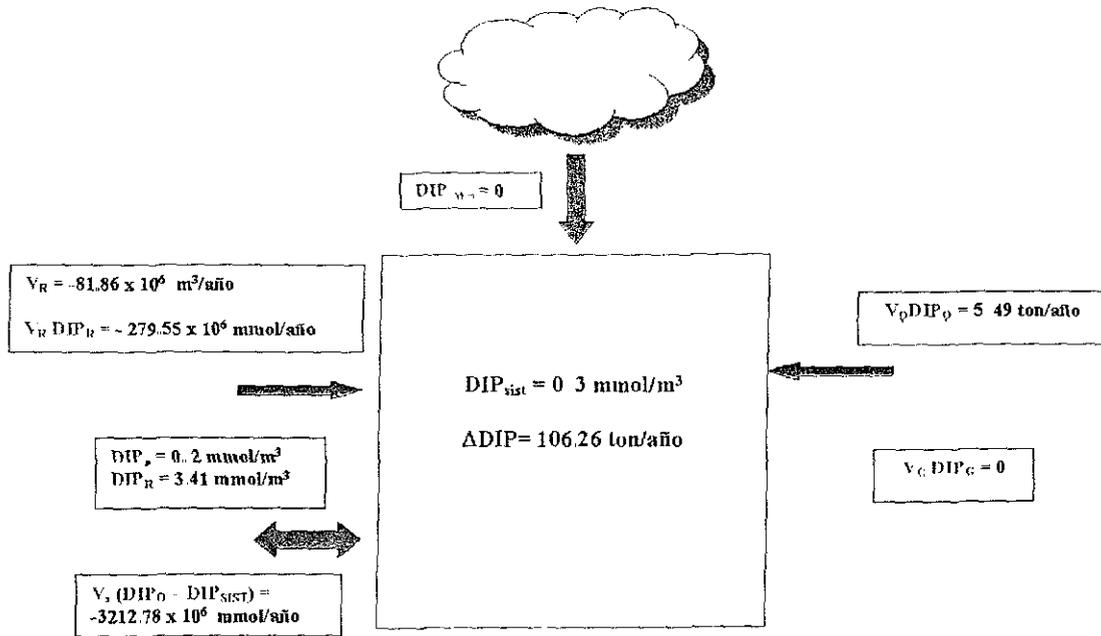
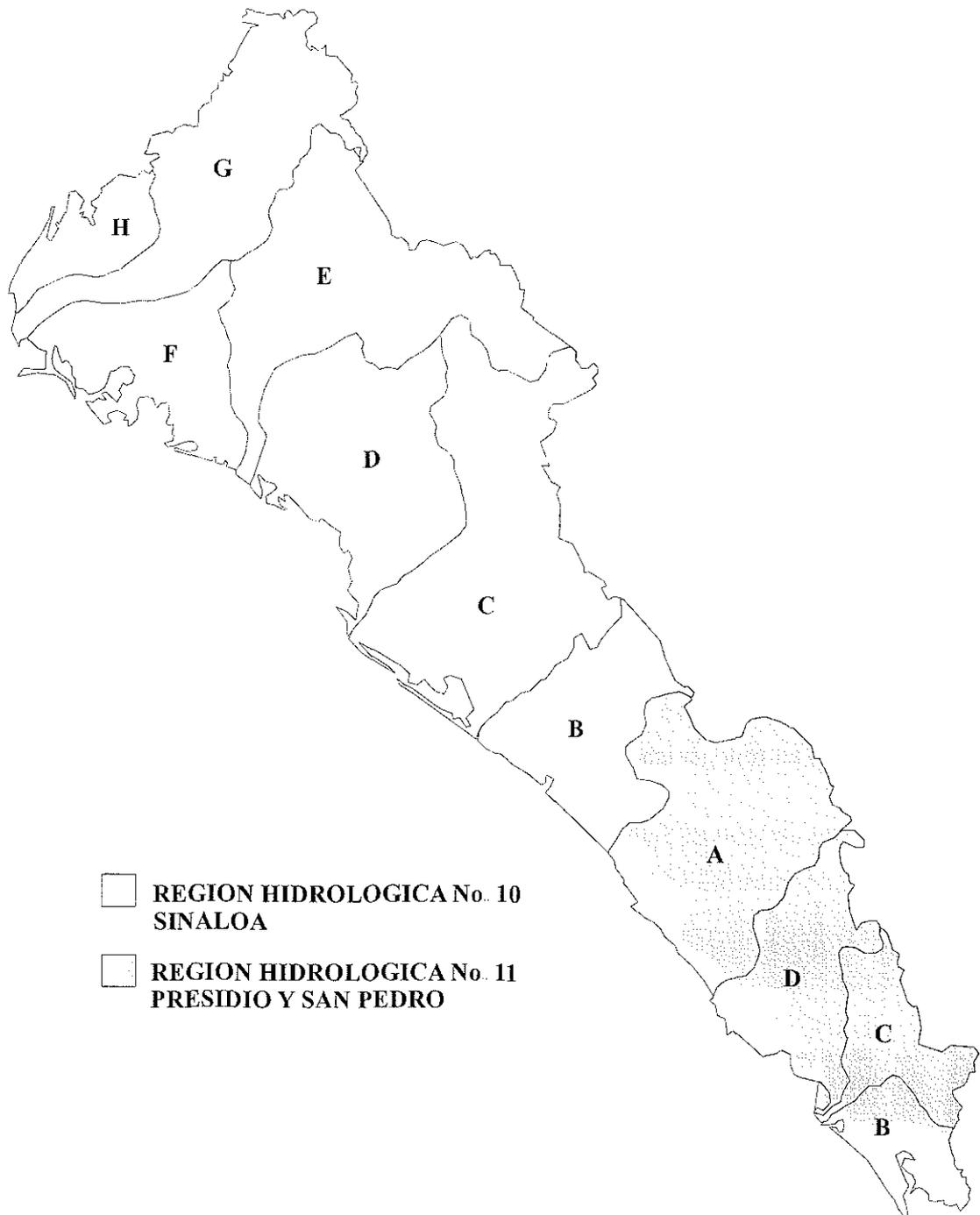


Fig. 35c. Balance de fósforo, aplicando el modelo de LOICZ para el sistema lagunar Huizache-Caimanero.

Tabla 19. Cuencas de drenaje del estado de Sinaloa. ( Estudio Hidrológico de Sinaloa, INEGI, 1995)

Región Hidrológica	Cuenca Hidrológica	Área dentro del Estado (Km <sup>2</sup> )	Precipitación Media Anual en la Cuenca (mm)	Vol. Anual Precipitado (Millones m <sup>3</sup> )	Coeficiente de Escurr. en Por ciento	Vol. Escurr. Anual (Millones de m <sup>3</sup> )	Vol. de Escurr. Anual que se Interna al Estado (Millones m <sup>3</sup> )	Vol. de Escurr. de la última Estación Aguas Abajo (Millones m <sup>3</sup> )
	H Estero de Bacorehuis	1897.76	346.091	656.797	2.7169	17.8445		
	G Río Fuerte	6719.14	654.805	4399.729	12.5129	550.5551	3592.6491	1248.3959
	F Bahía Lechuguilla Ohuara Navachiste	4038.36	330.132	1333.198	5.5564	74.0782		
	E Río Sinaloa	8280.16	799.377	6618.972	13.6433	903.0492	1035.7293	1973.2415
RH 10 Sinaloa	D Río Mocorito	7171.426	626.904	4519.164	10.5747	477.8883		
	C Río Culiacan	9143.418	706.657	6461.241	12.550	810.8983	1995.2193	3141.2757
	B Río San Lorenzo	4121.247	636.204	2621.957	12.595	330.2538	1621.3788	1621.3788
	A Río Piaxtla Río Elota Quelite	6707.637	815.935	5472.997	13.99	765.7134	1026.750	1918.5456
	D Río Presidio	3924.097	1006.028	3947.751	14.2379	562.0769	682.384	983.8486
RH 11 Presidio San Lorenzo	C Río Baluarte	2757.628	1231.36	3395.6349	15.4842	525.7869	56.000	1706.9588
	B Río Acaponeta	1743.57	954.988	1665.0624	14.408	239.9029	142.223	142.223
	TOTAL	5650.411	726.83	41092.506		5258.027	9469.9488	12735.866



Mapa 9. División hidrológica de Sinaloa

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

## 8. CONCLUSIONES

- (1) Desde un punto de vista global, se concluye que las lagunas costeras de Sinaloa estudiadas albergan 20,277 ha de estanquería de camarón, arrojando un flujo mínimo total de 293 tonN/año y 265 ton P/año y un máximo potencial de 2,383 tonN/año y 638 tonP/año
- (2) Casi el 90% de los sistemas de cultivo utilizados en las estanquerías de camarón de Sinaloa, corresponden al sistema semiintensivo, el 9.7% al sistema extensivo y sólo el 0.3% corresponde al sistema intensivo
- (3) La camaronicultura, de acuerdo a las estimaciones de carga de nutrientes realizadas en este estudio, es la fuente antropogénica que contribuye en menor medida a la carga total de nutrientes hacia las lagunas costeras de Sinaloa, constituyendo el 1.4 y el 8.6 % del nitrógeno y fósforo global, aportado por las fuentes antropogénicas contempladas.
- (4) La laguna costera Santa María-La Reforma, es la que recibe el mayor aporte de nutrientes proveniente de la camaronicultura, recibiendo un mínimo de 86 tonP/año y un máximo potencial de 210 tonP/año, además de 97 tonN/año como mínimo y un máximo potencial de 781 tonN/año, correspondiente a 6573 ha de estanquería en operación para 1999. La laguna que recibe un menor flujo de nutrientes proveniente de la camaronicultura, corresponde al Estero de Urías, quien con 208 ha de estanquería, recibe 2.7 tonP/año y 7.2 tonN/año como flujo mínimo, estimándose un flujo máximo potencial de 3 tonP/año y 27 tonN/año
- (5) Un habitante de Sinaloa, aporta en promedio 3.03 gP/día y 5.39 gN/día, como carga de nutrientes hacia los efluentes municipales
- (6) Aplicando el modelo unidimensional, para la estimar, la cinética presentada por los nutrientes en el recorrido de los drenes municipales hacia las lagunas

- costeras, se presentó una depuración del fósforo y nitrógeno de 88 y 74 %, respectivamente, en una distancia de 58.1 Km, a lo largo del Río Culiacán.
- (7) Las laguna que recibieron un mayor flujo de nutrientes proveniente de los efluentes municipales, corresponden a las lagunas de Altata-Ensenada del Pabellón, con 328 tonN/año y 110 tonP/año, y Tolobampo-Ohuira con 280 tonN/año y 150 tonP/año. Constituyendo en forma conjunta el 70% y el 65.8% de la carga global de N y P, respectivamente, hacia las lagunas costeras estudiadas, la cual se estimó de 863 tonN/año y 395 tonP/año.
- (8) La fuente antropogénica que contribuye con un mayor aporte de nutrientes hacia las lagunas costeras de Sinaloa, es la actividad agrícola, con un flujo medio estimado de 19,149 tonN/año y 2,407 tonP/año, correspondiendo al 93 y 78%, del aporte total de nitrógeno y fósforo recibido por las lagunas costeras de Sinaloa estudiadas.
- (9) La laguna de Topolobampo-Ohuira, es la que recibe una mayor carga de nutrientes proveniente de la agricultura, estimándose en 5,894 tonN/año y 772 tonP/año de los 19,149.3 tonN/año y 2,407 tonP/año, que corresponden a la carga global de nutrientes, recibida por las lagunas costeras de Sinaloa estudiadas.
- (10) La concentración promedio de nutrientes, estimada en los ríos de Sinaloa fue de 101 µgP/L y 1005 µgN/L, siendo comparable esta última a la estimada a nivel mundial.
- (11) Los aportes fluviales en Sinaloa predominaron en las lagunas de Santa María-La Reforma y Teacapán-Agua Brava, estimándose un aporte global de 11,908 tonN/año y 7,107 tonP/año.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

- (12) En un análisis general, la laguna que recibe un mayor flujo de nutrientes, tomando en cuenta todas las fuentes de aporte examinadas, corresponde a la laguna de Topolobampo Ohuira con 6,181 tonN/año y 928 tonP/año.
- (13) De acuerdo con el criterio de Smith, et al., (1999), aplicado en las lagunas costeras de Sinaloa, estudiadas, la mayoría de ellas presentan un estado hipertrófico en cuanto a la concentración de fósforo y entre un estado hipertrófico y mesotrófico respecto a la concentración de nitrógeno en sus aguas.
- (14) Aplicando la estrategia de LOICZ se puede en principio señalar que las lagunas de Santa María-La Reforma y Navachiste-San Ignacio, presentaron una fijación de nitrógeno, en cambio las lagunas de Topolobampo-Ohuira, Altata-Ensenada del Pabellón, Ceuta, Urías y Huizache-Caimanero, presentaron una denitrificación en sus aguas.
- (15) A partir del trabajo aquí realizado, es posible evidenciar la necesidad de efectuar estudios más exhaustivos sobre los flujos de nutrientes particularmente, en los aportes derivados de la agricultura y las aguas municipales. Similarmente, sobre la aplicación de la estrategia de LOICZ en las lagunas costeras se requiere contar con mayor información y datos representativos de cada una de ellas sobre concentración de N y P, salinidad y flujos de agua dulce.

## 9. LITERATURA CITADA

- Ackefors, H. y Enell, M. (1990). Discharge of nutrient from Swedish fish farming to adjacent sea areas *Ambio* 19: 28-35.
- Ahuja, I.R. y Lehman, O.R. (1983). The extent and nature of rainfall-soil interaction in the release of soluble chemicals to runoff. *Journal of Environmental Quality* 12(1) 34-40.
- Alduenda-Rincones, M.A., Guerrero-Ibarra, M.A. y Zazueta-Chavarín, J.L. (1985). Estudio de contaminación por hidrocarburos y microorganismos patógenos en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Sinaloa. Escuela de Ciencias del Mar. 64 p.
- 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(4): 331-339.
- Alvarez, A. y Gaytán, J. (1994). Geologías: **En:** De la Lanza, E.G. y Cáceres, C.M. (Eds). Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Baja California Sur. pp. 13-59.
- Alvarez-Borrego, S. y Schwartzlose R.A. (1979) Masas de agua del Golfo de California *Ciencias Marinas*. 6 (1-2):43-63
- Alvarez-León, R. (1977). Estudio Hidrobiológico de los Esteros del Astillero, Urías y la Sirena, adyacente a Mazatlán, Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México UACP y P-CCH-CCMyL. 131p
- Anónimo (1985) Guía para la asistencia agrícola, área de influencia del campo experimental Valle de Culiacán, Secretaría de Agricultura y Recursos

Hidráulicos Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, Culiacán, México  
78 p.

Anónimo. (1990). Observación de corrientes superficiales obtenidas mediante el método Euleriano y distribución de temperatura y salinidad en el sistema lagunar de Topolobampo, Sinaloa Secretaría de Marina, Dirección General de Oceanografía Naval. Estación Oceanográfica Topolobampo 60 p.

Anónimo. (1994). Estados Unidos Mexicanos. Panorama Agropecuario VII censo agropecuario 1991. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Aguascalientes, México.

Anónimo. (1997) Generalidades de las granjas para el ciclo 1996-1997. Secretaría de Medio Ambiente. Recursos Naturales y Pesca. Delegación Federal en el estado de Sinaloa Departamento de Acuacultura 7 p.

Arenas, F.V. (1969) Informe final de la primera etapa de las investigaciones de hidrología y productividad en las áreas piloto "Escuinapa" y "Yavaros". 10<sup>0</sup> Informe del Contrato de Estudios El-68-115. Universidad Nacional Autónoma de México-Secretaría de Recursos Hidráulicos 108 p.

Arenas, F.V. (1979). Balance anual del carbono orgánico, nitrógeno y fósforo en el sistema lagunar Huizache y Caimanero, Sinaloa, México. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.

Arenas, V. y De la Lanza, E.G (1983). Annual phosphorus budget of a coastal lagoon in the northwest of México. **En:** Hallberg, R. (Ed). Environmental Biogeochemistry. Proceedings of the 5th International Symposium on Environmental Biogeochemistry held in Stockholm 1-5 June, 1981. **Frn.:** Stockholm pp. 431-440.

- Arenas, V. y De la Lanza, E.G. (1990). El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Ciencias Marinas*. 16(3): 45-62.
- Arizpe, O.C. (1976). Estudio zooplanctónico de la Bahía de Ceuta, Sinaloa y la zona marina adyacente, previo a la apertura de barra que intercomunicará ambas zonas. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 60 p.
- Ayala-Castañares, A. y Phleger F.B. (1969). Lagunas Costeras. Un Simposio. Memorias del Simposio Internacional de Lagunas Costeras. UNAM-UNESCO. México. D.F. Nov. 28-30. UNAM; Mexico. 636 p.
- Barranco-Ramírez, J.E. (2000). Variación espacio y temporal de la comunidad de copépodos planctónicos en relación con las condiciones ambientales en el Estero de Urías (1998-1999) Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. 140 p.
- Beaulac, M.N. y Reckhow, K.H. (1982). An examination of land use export relationship. *Water Resources Bulletin*. 18(6): 1013-1024.
- Bergheim, A., y Selmer-Olsen, A.R. (1978). River pollution from a large trout farm in Norway. *Aquaculture*. 14(3): 267-270.
- Berlanga-Robles, C. y Ruiz-Luna, A. (1999). Variations of vegetation coverage patterns in the southern coast of Sinaloa, Mexico. A LANDSAT Imagery Study. En: Coastal Zone 99. Abstract of Presentation. Urban Harbours Institute, University of Massachusetts, Boston. 27-29 July 1999. Town & Country Resort and Convention Center. San Diego California. pp. 903-905 p.
- Bhrendt, H. (1999). Estimation of the nutrient inputs into medium and large river basins. A case study for German Rivers. *LOICZ Newsletter*. 12: 3-7.

- Bienwinga, E.E. y Van der Bijl, G. (1996). Sustainability of energy crops in Europe. A methodology developed and applied. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht. Report No. 234. 209 p.
- Biggs, R.B., De Moss, T.B., Carter, M.M. y Beasley, E.L. (1989). Susceptibility of U.S. estuaries to pollution. *Reviews in Aquatic Sciences*. 1(2):189-206.
- Bowman, A.F. (1994). Method to estimate direct nitrous oxide emissions from agricultural soils. Rijksinstituutvoor Volksgenozondheid en Milieuhygiene, Bilthoven. Report No. 773004004. 28 p.
- Boyd, C.E. y Teichert-Coddington, D. (1995). Dry matter, ash, and elemental composition of pond-cultured *Penaeus vannamei* and *P. stylirostris*. *Journal of the World Aquaculture Society*. 26(1): 88-92.
- Briggs, M.R.P. y Funge-Smith, S.J. (1994). A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand. *Aquaculture and Fisheries Management*. 25(8): 789-811.
- Brusca, R.C. (1980). Common intertidal invertebrates of the Gulf of California. Second edition. The University of Arizona Press: Tucson, Arizona. 513 p.
- Brzezinski, M.A. (1985). The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*. 21(3): 347-357.
- Burns, P.A. y Salomon, M. (1969). Phosphate adsorption by kaolin in saline environments. *Proceedings of the National Shellfisheries Association*. 59: 121-125.
- Burton, J.D. (1976). Basic properties and processes in estuarine chemistry. En: Burton, J.D. y Liss, P.S. (Eds). *Estuarine Chemistry*. Academic Press. Londres. pp. 1-31.

- Butler, E.I. y Tibbitts, S. (1972). Chemical survey of the Tamar Estuary. I. Properties of the Waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 52(3): 681-699.
- Cameron, W.M. y Pritchard, W. (1963). Estuaries. En: Hill, M.N. (Ed.). *The Sea*, Volume 2. Composition of the sea-water. Comparative and Descriptive Oceanography. Interscience Publishers. New York. pp. 306-324.
- CBS (1992). Minerals in agriculture, 1970-1990. SDU Publishers, The Hague. 47p.
- Chamberlain, G.W. (1997). Sustainability of World Shrimp Farming. En: Global Trends: Fisheries management, Seattle, Wa, 14-16 June 1994. *American Fisheries Society Symposium*. 20: 195-209.
- Chapman, V.J. (1970). Mangrove Phytosociology. *Tropical Ecology*. 5: 1-19.
- CNA y SEMARNAP. (1996). Estudio de Clasificación del Río Culiacán, en el Estado de Sinaloa. Secretaría del Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General Técnica. Gerencia y Saneamiento y Calidad del Agua. Diciembre, 1996.
- Commonwealth of Australia. (1995). Sustaining the agricultural resource base, 12<sup>th</sup> Meeting of the Prime Minister's Science and Engineering Council, Office of the Chief Scientist, Department of the Prime Minister and Cabinet, Canberra, Australia.
- Concha-Alonzo, F.J. (1992). Balance de nitritos, nitratos, nitrógeno orgánico y nitrógeno particulado durante el intercambio de las mareas entre el Golfo de México y Celestun, Yucatán. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, Unidad Mérida.

- Conde-Gómez, J. (1991). Análisis hidrológico y de contaminación en Bahía Altata-Ensenada del Pabellón, Sinaloa. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 40 p.
- Contreras, F. (1985). Comparación hidrológica de tres lagunas costeras del estado de Veracruz, México. *Universidad Y Ciencia*. 2(3): 47-55.
- Contreras, F. (1992). N:P Ration in 29 Mexican Coastal Lagoons. En prensa
- Contreras, F., Castañeda, O., Torres, R y Gutiérrez, F. (1996). Nutrientes en 39 lagunas costeras mexicanas. *Revista de Biología Tropical*. 44(2):417-425.
- Contreras, F., Castañeda, O., y Torres, R. (1997). Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica*. 7: 9-17.
- Cullen, P. (1983). Research into nutrient exports from land surfaces. In Non-point sources of pollution in Australia: Proceedings of a workshop. Monash University, Melbourne, Australia. Canberra: Australian Government Publishing Service.
- Danish EPA. (1990). Aquatic Environment 1990. Environmental Investigations from the Danish Environmental Protection Agency, No.1.
- Day, E., Hall, E., Kemp, B. y Yáñez-Arancibia, A. (1989). Estuarine Ecology. John Wiley & Sons: New York, 472 p.
- De la Lanza, E.G., Hernández, S., Conde, J. y García, J.L. (1991). Hidrología y difusión de nutrientes del sedimento en drenes agroindustriales periféricos en una laguna costera del Noroeste de México. IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar. Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo Chile Memorias de Resúmenes.

- De la Lanza, E.G. y Rodríguez-Medina. (1993). Caracterización de la laguna de Caimanero, Sinaloa, México, a través de algunas variables geoquímicas. *Ciencias Marinas*. 16(3): 27-44.
- De la Lanza-Espino, G., García-Calderón, J.L., Tovilla-Hernández C. y Arredondo-Figueroa, J.L. (1993). Ambientes y Pesquerías en el litoral del Pacífico Mexicano. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, Aguascalientes, México.
- De la Lanza, G., Cáceres-Martínez, C. (1994). Lagunas costeras y el litoral mexicano. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Baja California Sur. 525 p.
- Diario Oficial. 28 de agosto de 2000. Tercera sección. p. 83-91.
- Donigian, A.S., Jr., Beyerlein, D.C., Davis, H.H. y Crawford, N.H. (1977). Agricultural runoff management (ARM) model. Version II: Refinement and testing. EPA 600/3-77-098. Washington. D C.: EPA.
- Dortch, Q. y Whittedge, T.E. (1992). Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Continental Shelf Research*. 12(11): 1293-1309.
- Duxbury, J.M. y Peverly, J.H. (1978). Nitrogen and phosphorus losses from organic soils. *Journal of Environmental Quality* 7(4): 566-570.
- Edwards, R.R.C. (1977). Field experiments on growth and mortality of *Penaeus vannamei* in mexican coastal lagoon complex. *Estuarine and Coastal Marine Science* 5: 107-121.
- EEA. (European Environmental Agency) (1995). Europe's Environment, the Dobris Assessment, Copenhagen. **En:** Iversen, T.M., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Andersen, J., Hoffman, C.C.,

Kronvang, B., Mikkelsen, H.E. Waagepetersen, J., Kyllingsbaek, A., Poulsen, H.D. y Kristensen, V.F. (1998). Danish Action Plan on the Aquatic Environment (II)- scientific evaluation. National Environmental Research Institute, Ministry of the Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Silkeborg, Denmark. **En:** Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski J.R., Wisniewski, J. (Eds.) First International Nitrogen Conference. Elsevier Science. 780 p.

EUROSTAT. (1997). Meeting of the Sub-group on Nitrogen Balances of the Working Group "Statics on the Environment. Luxembourg" 13-24 p.

FAO (Food and Agriculture Organization). (1999). Aquaculture production statistics 1988-1997. *FAO Fisheries Circular No. 815. Rev. 11*. FAO, Rome, 203 p.

FIRA. (Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura). (1996). Banco de México. Boletín Técnico. 2 p.

Flores-Verdugo, F.J. (1985). Aporte de materia orgánica por los principales productores primarios a un ecosistema lagunar estuarino de boca efímera. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. UACPyP-CCH-ICMyL. 166 p.

Flores-Verdugo, F.J. (1989). Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar: **En** Rosa-Vélez, de la y F. González-Farías (Eds). Temas de Oceanografía Biológica en México Universidad Autónoma de Baja California: Ensenada, B.C.N. pp. 21-56.

Flores-Verdugo, F.J. y De la Lanza-Espino, G. (1997). Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in mexican coastal lagoons. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. <http://Kellia.nioz.nl>.

- Fong, P.K.N. (1998). Minerals in agriculture, 1996 Environmental Quarterly 4, in press, Netherlands Statistics, Voorbug.
- Foy, R.H., Smith, R.V., Jordan, C. y Lennox, S.D. (1995). Upward trend in soluble phosphorus loadings to Lough Neagh despite phosphorus reduction at sewage treatment works. *Water Research*. 29(4): 1051-1063.
- Fraters, B., Vissenberg, H.A., Boumans, L.J.M., de Haan, T. y de Hoop, D.W. (1997). Results of the monitoring programme: quality of upper groundwater on farms in the sandy areas of the Netherlands 1992-1995. RIVM- repport 714801014, RIVM, Bilthoven, The Netherlands. 181p.
- Galindo-Reyes, G. (1986). Contaminación por hidrocarburos del petróleo en el Estero de Urías, Mazatlán, Sin. *Revista Ciencias del Mar*. 8: 38-43.
- Galindo-Reyes, J.G., Alejandra-Medina, J., Villagrana, C. e Ibarra, L. (1997). Environmental and pollution condition of the Huizache-Caimanero Lagoon, in the northwest of México. *Marine Pollution Bulletin*. 34(12): 1072-1077.
- Gánem, E. (1990) Los agroquímicos y sus efectos en el medio ambiente. Seminario regional sobre el impacto del uso agrícola en la contaminación de las aguas, OEA, ONU, UNAM, Quintana Roo, México.
- García-Guerrero, U.M. (1999). Las raíces de mangle rojo *Rhizophora mangle* como habitat para isópodos (Crustacea: Peracarida: Isopoda) en el sistema estuarino Urías, Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México, UACPyP-CCH-ICML. 51 p.
- GESAMP. (1990). The State of the Marine Environment. (IMO/ FAO/ UNESCO/ WMO/ WHO/ UN/ UNEP Joint Group of experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution). Blackwell Scientific Publications Oxford, Melbourne. 146 p.

- Grasshoff, K., Ehrhardt, M. y Kremling, K. (1983). *Methods of seawater analysis*. Second edition. Verlag Chemie GmbH. Federal Republic of Germany. 419 p.
- Green-Ruíz, C.R. (2000). *Geoquímica de metales pesados y mineralogía de la fracción arcillosa de los sedimentos de cuatro puertos del Golfo de California*. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. UACPyP-CCH-ICML. 329 p.
- Harris, G.P. (1986). *Phytoplankton Ecology. Structure, function and fluctuation*. Chapman and Hall. London. 384 p.
- Hatton, R.S., Patrich, W.H., y De Laune, R.D. (1982). *Sedimentation nutrient accumulation and early diagenesis in Louisiana Barataria Basin Coastal Marshes*. En: V.S. Kennedy (Ed). *Estuarine Comparisons*. Academic Press. Nueva York. pp. 255-267
- Hecky, R.E. y Kilhman, P. (1998). *Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments; a review of recent evidence on the effects of enrichment*. *Limnology and Oceanography*. 33(4 Part. 2): 796-822.
- Heip, C. (1995). *Eutrophication and zoobenthos dynamics*. *Ophelia*. 41: 113-136.
- Hendrickx, M.E., Flores-Verdugo, F. van der Heiden, A.M. y Briseño-Dueñas, R. (1983). *Fauna Survey of decapod crustaceans, reptiles and coastal birds of the estero El Verde, Sinaloa, Mexico with some notes on their Biology*. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, U.N.A.M.*, 10(1):187-194.
- Heredia, L.G., Mexia, J.H. y Hernández, L.M. (1998). *Estudio de la contaminación por plaguicidas en el camarón *Penaeus* sp. y en el agua del Estero de Urías de Mazatlán, México*. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Sinaloa, Escuela de Ciencias del Mar. 99 p.

- Hernández-Cornejo, R. (1998). Análisis de la camaronicultura y su impacto sobre el ambiente en el sur del estado de Sinaloa. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Baja California Sur, Area Interdisciplinaria de Ciencias del Mar. 93 p.
- Hernández-Cornejo, R. y Ruiz-Luna, A. (2000). Development of shrimp farming in the coastal zone of southern Sinaloa (México): Operating characteristics, environmental issues and perspectives. *Ocean & Coastal Management*. 43(7): 597-607.
- Herrmann, T., y Klaus, U. (1997). Fluxes of nutrients in urban drainage systems: assessment of sources, pathways and treatment techniques. *Water Science & Technology* 36(8-9): 167-172.
- Hobbie, J.E., Copeland, B.J. y Harrison, W.G. (1975). Sources and fates of nutrients of the Pamlico River Estuary, North California. En Cronin, I.E. (Ed). Estuarine Research. Volume I: Chemistry, Biology and the Estuarine System. Academic Press. New York. pp. 287-302.
- Hodgkiss, I.J. y Chan, B.S.S. (1987). Phytoplankton dynamics in Tolo Harbor. *Asian Marine Biology*. 4: 103-112.
- Holby, O. y Hall, P.O.J. (1991). Chemical fluxes and mass balances in a marine fish cage farm. II. Phosphorus. *Marine Ecology Progress Series*. 70(3): 263-272.
- Holm, N.G. (1978). Phosphorus exchange through the sediment interface. Mechanism studies of dynamic processes in the Baltic Sea. Contributions microbial Geochemistry. Department of Geology, University of Stockholm. 3: 149 p.
- Hong, H., Shang, S. y Huang, B. (1999). An estimate on external fluxes of phosphorus and its environmental significance in Xiamen Western Sea. *Marine Pollution*. 39(1-2): 200-204.

TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN

- Hopkins, J.S., Hamilton, R.D., Sandifer, P.A., Browdy, C.L. y Stokes, A.D. (1993). Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*. 24(3): 304-320.
- Howse, K.R., Catt, J.A., Brockie, D., Nicol, R.A.C., Farina, R., Harris, G.L. y Pepper, T.J. (1997). Phosphorus Leaching in the Brimstone Farm Experiment, Oxfordshire. En: Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp. 370-372.
- Hubbard-Zamudio, W. (1983). Estudio de los crustáceos decápodos y moluscos en el Estero de Urías, Puerto de Mazatlán, Sinaloa, en relación con la presencia del mangle. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Guadalajara. Escuela de Biología. 83 p.
- INEGI. (1995). Estudio Hidrológico del estado de Sinaloa. Instituto Nacional de Estadística e Informática. Gobierno del estado de Sinaloa, México.
- INEGI. (2000). Tabuladores básicos de Sinaloa. XII Censo de Población y Vivienda 2000. Ed. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 943 p.
- INEGI. (2001). Anuario estadístico Sinaloa. Ed. Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. México. 484 p.
- INIFAB. (1997). Guía para la producción agrícola del Valle de Culiacán. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. Centro de investigación regional del noroeste, campo experimental del Valle de Culiacán. No. 18, 21, 33, 41, 42, 43, 44.
- Iversen, T.M., Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Skop, E., Jensen, J.J., Hasler, B., Andersen, J., Hoffman, C.C., Kronvang, B., Mikkelsen, H.E., Waagepetersen, J., Kyllingsbaek, A., Poulsen, H.D. y Kristensen, V.F. (1998). Danish Action Plan on the Aquatic Environment (II)- scientific evaluation.

- National Environmental Research Institute, Ministry of the Environmental Research Institute, Ministry of the Environment, Silkeborg, Denmark. Pp.771-780. **En:** Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski J.R., Wisniewski, J. (Eds.) First International Nitrogen Conference. Elsevier Science. 780 p.
- JAPAC. (2001). Comunicación personal de la Junta Municipal de Agua Potable de Culiacán.
- Jitts, H.R. (1959). The adsorption of phosphate by estuarine bottom deposits. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*. 10: 7-21.
- Justic, D., Rabalais, N.N., y Turner, E. (1995). Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*. 30(1): 41-46.
- Kauppi, L. (1984). The contribution of the agricultural loading to eutrophication in Finnish Lakes. *Water Science & Technology* 17: 1133-1140.
- Kennish, M.J. (1992). Ecology of estuaries: Antropogenic Effects. CRC. Press: Boca Ratón, Florida. 494 p.
- 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.
- Kronvang, B., Ertebjerg, G., Grant, R., Kristensen, P., Hovmand, M. y Kirkegaard, J. (1993). Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: state of the Danish aquatic environment. *Ambio*. 22(4): 176-187.
- Kronvang, B., Grant, R., Larsen, S.E., Svendensen, L.M. y Kristensen, P. (1995). Non-point-source nutrient losses to the aquatic environment in Denmark: impact of agriculture. *Marine Freshwater & Research*. 46(1): 167-177.

- Kucke, M., y Kleeberg, P. (1997). Nitrogen balance and soil nitrogen dynamics in two areas with different soil, climatic and cropping conditions. *European Journal of Agronomy*. 6: 89-100.
- Lambourn, L.D., y Devol, A.H. (1995). Water column and porewater data from the mexican shelf and slope cruise ttan of the R/V New Horizon. College of Ocean and Fishery Sciences. University of Washington. Special Report No.112. 31p.
- Lankford, R.R. (1977). Coastal lagoons of Mexico. Their origin and classification.: **En:** Wiley (Ed). Estuarine Processes. Volume II. Circulation, sediments, and transfer of material in the estuary. Academic Press: New York. pp. 182-215.
- Lennox, S.D., Foy, R.H., Smith, R.V. y Jordan, C. (1997). Estimating the contribution from agriculture to the phosphorus load in surface water. **En:** Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp. 55-75 .
- Libes, S.M. (1992). An introduction to marine biogeochemistry. John Wiley & Sons: New York. 734 p.
- Lieberknecht, L. (2000). Coastal land use and land use changes in Sinaloa, México. Master of Science in Marine Environmental Protection. University of Wales, Bangor. 137 p.
- Liss, P.S. (1976). Conservative and non-conservative behavior of dissolved constituents during estuarine mixing. **En:** Burton, J.D. y P.S. Liss, (Eds). Estuarine Chemistry Academy Press, London. pp. 93-130.
- López-Méndez, M.E. (2001). Un modelo de flujo de agua y sal para el sistema lagunar Nichupté, Cancún, Quintana Roo. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. 78 p.

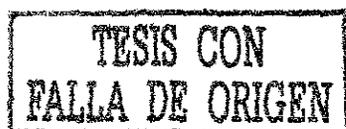
- Lord, E., Anthony, S., Miles, A., Turner, S. (1995). Agricultural nitrogen surplus and diffuse nitrogen losses to surface waters within England and Wales. ADAS, GISWRD 95/1.1, Wolverhampton, UK.
- Lowery, T.A. (1998). Modelling estuarine eutrophication in the context of hypoxia, nitrogen loadings, stratification and nutrient ratios. *Journal of Environmental Management*. 52(3): 289-305.
- Lyle-Fritch, L., Romero-Beltrán, E., y Bect-Valdez, J.A. (2001). Desarrollo y características de las granjas camaronícolas en Sinaloa, México. **En:** Páez-Osuna, F. (Ed). Camaricultura y Medio Ambiente. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, El Colegio de Sinaloa. México. pp. 350-369.
- Macnae, W. (1974). Mangrove forest and fisheries. Roma, FAO/UNDP. Indian Ocean Fishery Programme, IOFO/Dev/. 74:34:35.
- Mann, K.H. (1972). Macrophyte production and detritus food chains in coastal waters. Mem. Inst. Ital. Idrobiol. Pallanza. Italia. 29:353-383.
- Martín-Aristín, A.C. (2000). Mangrove Mapping and Trophic State. Master of Science. University of Wales. Bangor. Wales, England. 97p.
- Maybeck, M.(1982). Carbon, nitrogen and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science*. 282: 401-405.
- McHugh, J.L. (1976). Estuarine Fisheries: Are the doomed?: **En:** M.Wiley (Ed). Estuarine Processes. Volume I: Uses, stresses, and adaptation to the estuary. Academic Press: New York. pp. 15-27.
- Mee, L.D. (1988). A definition of "critical eutrophication" in the marine environment. *Revista de Biología Tropical*. 36: 159-161.

- Meinardi, C.R., Van der Eertwegh, G.A.P.H. (1995). Investigation on tile drains in clayey regions of the Netherlands. RIVM rapport No. 714901007. RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- Menz, A. y Bowers, A.D. (1980). Bionomics of *Penaeus vannamei* Boone and *Penaeus stylirostris* Stimpson in a lagoon on the Mexican Pacific coast. *Estuarine Coastal and Marine Science*. 10 : 685-697.
- Metcalf y Eddy. (1996). Ingeniería de Aguas Residuales: tratamiento, vertido y reutilización. 3ª. Edición. Ed. McGraw-Hill. Vol. II. 1376-1379 p.
- Millán-Núñez, R. y Rivas-Lozano, A.M. (1988). Nutrientes y clorofilas en la Bahía de Todos los Santos (mayo 1983). *Ciencias Marinas*. 14(4): 23-42.
- Miller, M.H. (1979). Contribution of nitrogen and phosphorus to subsurface drainage water from intensively cropped mineral and organic soils in Ontario. *Journal of Environmental Quality*. 8 : 42-48.
- Monografía (1990). Gobierno del estado de Sinaloa. Lic. Francisco Labastida Ochoa.
- Montaño-Ley, Y. y F. Páez-Osuna. (1990). Estudio Preliminar del Régimen Hidráulico del Puerto de Mazatlán, Sinaloa, México. *Geofísica Internacional*. 29(4): 237-247.
- Montaño-Ley, Y., Páez-Osuna, F., Peraza-Vizcarra, R. (2000). Suspended and bed load sediment transport through a coastal lagoon entrance in Mazatlán, Sinaloa, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 16(1): 27-36.
- Naranjo-Lozano, S.A., Carballo, J.L. e García-Gómez. (1997). Relaciones entre el medio abiótico y las comunidades bentónicas marinas. Una aproximación mediante técnicas multivariantes. **En:** Universidad de Cadiz (Ed). Jornadas de Medio Ambiente. Sección de Biología y Medio Ambiente. España.

- Neely, R.K., y Baker, J.L.(1989). Nitrogen and phosphorus dynamics and the fate of agricultural runoff. **En:** A.G. van der Valk, (Ed.). Northern Praire Wetlands. Iowa State University Press. Ame., IA. 1989.
- Nixon, S.W. (1981). Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. **En:** Neilson, B.J. y Cronin, L.E. (Eds). Estuaries and nutrients. Humana Press. Clifton, New Jersey. pp. 111-138.
- Nixon, S.W. (1995). Coastal Marine Eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*. 41: 199-229.
- Noruddin, M. (1987). Effects of shrimp farming and other impacts on mangroves in Bangladesh. 370;46-66. **En:** Papers Contributed to the Workshop on Strategies for the Management of Fisheries and aquaculture in Mangrove Ecosystems. FAO Fisheries Report Suplement. Bangkok, Thailand. 23-25 June 1986.
- Ochoa, V. (1994). Situación de la camaronicultura en México. Seminario Internacional sobre Camaronicultura en México. Mazatlán, Sinaloa, México. Del 10 al 12 de febrero de 1994.
- Ochoa-Izaguirre, J. (1999). Composición y distribución de macroalgas en el sistema lagunar de Urías (Mazatlán, Sinaloa, México): variación estacional de la biomasa en relación con la disponibilidad de nutrientes y algunos factores ambientales. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. 99 p.
- Ochoa-Maccheto, L.M. (1987). Estudio de la evaluación de la calidad del agua de la Bahía de Guaymas, Sonora. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey,-Campus Guaymas, Sonora, México.



- Oenema, O y Roest, C.W.J. (1998). Nitrogen and Phosphorus Losses from Agriculture into Surface Waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. *Water Science & Technology*. 37(2): 19-30.
- Oenema, O., Boers, P.C.M., van Eerd, M.M., Fraters, B., van der Meer, H.G., Roest, C.W. J., Schroder, J.J., Willems, W.J. (1998). Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. Pp. 471-478. En: Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski J.R., Wisniewski, J. (Eds). First International Nitrogen Conference. (1998). Elsevier Science. 780 p.
- Officer, C.B. and Ryther J.H. (1980). The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*. 3: 83-91.
- Olivier, J.G.J, Bouwman, A.F., Van der Hoek, K.W. and Berdowski, J.J.M (1998). Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> and N<sub>2</sub>O in 1990. pp. 135-148. En: Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski, J.R. and Wisniewski, J. (Eds). First international Nitrogen Conference. Elsevier Science. 780 p.
- Ortega-Salas, A.A. y Stephendon, R.R. (1976). Some aspects of the hydrography and hydrochemistry of the Yavaros and Huizache-Caimanero Lagoon Complex in North-West Mexico. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe Centro de Ciencias del Mar y Limnología.
- Ortíz-Gallarza, S.M., De la Lanza, G. y García-Hernández, M.R. (1991). Hidrología vs contaminación en la Bahía de Guaymas al Noroeste de México: IV Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Universidad Católica del Norte, Facultad de Ciencias del Mar. Coquimbo, Chile. Memoria de Resúmenes.



- Osuna-López, J.I. (1981). Geoquímica de algunos oligoelementos presentes en las aguas hipersalinas y sedimentos de la bahía Ceuta, Sinaloa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. UACPyP-CCH-CCML, 101 p.
- Osuna-López, J.I., Ortega-Romero, P. y Páez-Osuna, F. (1986). Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en los sedimentos del puerto de Mazatlán y áreas adyacentes: su normalización y fraccionamiento geoquímico. *Ciencias Marinas*. 12(1): 35-45
- Osuna-López I., Cervantes A., Zazueta H., Roiz R. e Ibarria J. (1994). Efectos letales de aguas residuales urbanas sobre organismos acuáticos del Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa. *Ciencias del Mar*. 13: 5-10.
- Osuna-López I., Zazueta-Padilla H., Frías-Espiricueta M., Izaguirre-Fierro G., y López-López G. (1997). Metales pesados en sedimentos superficiales del sistema arroyo Jabalínes-Estero del Infiernillo, Mazatlán, Sinaloa, México. *Ciencias del Mar*. 15: 43-49.
- Páez-Osuna F., Montañño-Ley, Y. y Bojórquez-Leyva H. (1990). Intercambio de agua, fósforo y material suspendido entre el sistema lagunar del Puerto de Mazatlán y las aguas costeras adyacentes. *Contaminación Ambiental*. 6: 19-32.
- Páez-Osuna, F., Bojórquez-Leyva, H., Izaguirre-Fierro, G. Osuna-López, J.I. y González-Farías, F. (1992). Carbono y fósforo en los sedimentos de un sistema lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. U.N.A.M.*, 19(1): 1-11.
- Páez-Osuna, F., Hendrickx-Reners, M. y Cortés-Altamirano, R. (1994). Efecto de la calidad del agua y composición biológica sobre la producción en granjas camaronícolas. Informe final CONACYT proyecto 0625-N9110. 445 p.

- Páez-Osuna, F., Guerreo-Galván S.R., Ruíz-Fernández A.C y Espinoza-Angulo R. (1997). Fluxes and Mass Balances in a Semi-intensive Shrimp Farm in North-western Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 34(5): 290-297.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R, y Ruíz-Fernández, A. (1998a). Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 38(5): 222-227.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R., y Ruiz-Fernández, A.C. (1998b). The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. 36(1): 65-75.
- Páez-Osuna, F., Guerrero-Galván, S.R. y Ruíz-Fernández, A.C. (1999). Discharge of nutrient from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin*. 38(7): 585-592.
- Páez-Osuna, F. (Ed.). (2001). Camaronicultura y Medio Ambiente. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, PUAL, El Colegio de Sinaloa. México. 448 p.
- Parris, K. (1997). Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. En: Van der Hoek, K.W., Erisman, J.W., Smeulders, S., Wisniewski J.R., Wisniewski, J. (Eds). First International Nitrogen Conference (1998). Elsevier Science. 780 p.
- Peraza-Vizcarra, R. (1973). Características hidrográficas y distribución de los sedimentos en el sistema estuarino Bahía de Altata-Ensenada del Pabellón, Sin. Tesis Profesional. Universidad Autónoma de Baja California. Escuela Superior de Ciencias Marinas. 64 p.
- Phillips, M.J. (1994). Aquaculture and the environment-striking a balance. 29-31. En: proceedings on infofish. Aquatech 94, 29-31 August 1994, Colombo, Sri Lanka.

- Phleger, F.B. (1969). Some general features of coastal lagoons. 5-26. En Ayala Castañares, A. y Phleger, F.B. (Eds). Lagunas costeras, un simposio. Memoria del simposio Internacional de lagunas costeras, UNAM-UNESCO, México, D.F. del 28 al 30 de noviembre de 1967.
- Pietiläinen, O.P., y Rekolainen, S. (1991). Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica*. 21:127-136.
- Pillay, T.V.R. (1992). Aquaculture and the environment. John Wiley and Sons. New York. 184p.
- Pionke, H.B. y Kunishi, H.H. (1992). Phosphorus status and content on suspended sediments and streamflow. *Soil Science*. 153: 452-462.
- Pitchard, D.W. (1967). "What is an estuary: physical viewpoint". *Estuaries American Association of Advances of Science*. 83: 3-5.
- Pommel, B., y Dorioz, J.M. (1997). Movement of Phosphorus from Agricultural Soil to Water. En: Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp. 243-251.
- Presley, B.J. y J.H. Trefy. (1980). Sediment water interaction and geochemistry of interstitial waters. En: Olausson E. y Cato, I. (Eds) Chemistry and Geochemistry of Estuaries. John Wiley & Sons, New York. pp. 187-232.
- Primavera, J.H. (1997). Socio-economic impacts of shrimp culture. *Aquaculture Research*. 28: 815-827.
- Propp, M.V., V.G. Tarasoff, I.I. Chebardgi y N.V. Lootzik. (1980). Benthic pelagic oxygen and nutrient exchanges in a coastal region of the sea of Japan. En: Tenore, K.R. y Coull, B.C. (Eds), Marine Benthic Dynamics. University. South Carolina Press, Columbia. pp.265-284.

- Ramírez-Zavala, R.J. (1998). Estimación de las tendencias de cambio ambiental en el estero de Urías, Sinaloa, México por medio de un análisis multitemporal (1973-1997) con imágenes LANDSAT. Centro de Investigación en Alimentos y Desarrollo, A.C. Unidad Mazatlán. 85 p.
- Reddy, K.R., Khaleel, R., Overcash, M.R. y Westerman, P.W. (1980) Phosphorus—a potential nonpoint source pollution problem in the land areas receiving long term application of wastes. **En:** Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. 467 p.
- Redfield, A.C.(1958). The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*. 46: 205-221.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H. y Richards, F.A.(1963). The influence of organisms on the composition of seawater. **En:** Hill, M.N.(Ed). The Sea. Volume 2. John Wiley. New York. pp. 26-77.
- Reid, G.K. y Wood, R.D. (1976). Ecology of island waters and estuaries. 2th Edition D. Van Nostrand Company. New York.
- Rekolainen, S. (1989). Phosphorus and nitrogen load from forest and agricultural areas in Finland. *Aqua Fennica*. 19: 95-107.
- Rekolainen, S., Pitkanen, H., Bleeker, A. y Félix, S. (1995). Nitrogen and Phosphorus Fluxes from Finnish agricultural areas to the Baltic Sea. *Nordic Hydrology*. 26: 55-72.
- Rhee, G.Y. (1978). Effects of N:P atomics ratios and nitrate limitation on algal growth, cell composition and nitrate uptake. *Limnology and Oceanography*. 23(1): 10-25.
- Rinaldi, A.G., G. Montari, A. Ghetti, C.R. Ferrari and A. Ferrari. (1992). Eutrophy and distrofy in the Goro lagoon, **En:** Vollenweider, R.A., Marchetti, R. y

- Viviani R. (Eds). Marine Coastal Eutrophication. Elsevier Science. Amsterdam pp. 457-470
- Rivas-Montaño A. (1993). Evaluación Ecológica y Problemática Socio-Económica del Arroyo Jabalines-Estero del Infiernillo en Mazatlán, Sinaloa. Informe Técnico. ITMAR, SEP.
- Rivera-Monroy, V.H., Torres, L.A., Bahaman, N., Newmark, F. y Twilley, R.R. (1999). The potential use of mangrove forest as nitrogen sinks of shrimp aquaculture ponds effluents: the role of denitrification. *Journal of the World Aquaculture Society*. 30(1): 12-25.
- Robertson, A.I. y Phillips, M.J. (1995). Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biochemical research needs. *Hydrobiología*. 295(1-3): 311-321.
- Robles-Valencia, M. del R. (1986). Determinación de los niveles de contaminación fecal y materia orgánica en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Guadalajara, Escuela de Biología, 130 p.
- Roden, G.I. (1964). Oceanographic aspects of the Gulf of California. **En:** van Andel y Shor, G.G (Eds). A symposium of Marine Geology from the Gulf of California, the American Association of the Petroleum Geologist. Tulsa, Oklahoma. pp. 30-58 p
- Rodríguez-Medina, M.A. (1989). Estudio *in situ* de la degradación de la halófito *Salicornia subterminalis* y su relación de nutrientes a través de la interfase sedimento-agua en el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Ciencias. 86 p.
- Rosales-de la Hoz, M.L.T. 1979). Manual de laboratorio de Oceanografía Química. Universidad Autónoma de México (CCMyL). México, D.F 203 p.

- Rosenberry, B. (1998). World Shrimp Farming. Shrimp News International. San Diego, CA. 328 p.
- Ruíz-Luna A. y Berlanga-Robles C. (1999). Detection of changes in the coastal landscape of Mazatlán, México, related to urban growth. **En:** Coastal Zone 99. Abstracts of presentations. Ed. Urban Resorts and Convention Center. San Diego, California. pp. 903-905.
- Ryden, J.C., Syers, J.K. y Harris, R.F. (1973). Phosphorus in runoff and streams. *Advances in agronomy*. 25: 1-45.
- Sandifer, P.A., y Hopkins, J.S. (1996). Conceptual design of a sustainable pond-based shrimp culture system. *Aquacultural Engineering* 15(1): 41-52.
- Scokart, P., Nyssen, P., De Cooman, P. (1997). Developing an expert system for the evaluation of nutrient losses from agriculture to water in Belgium. Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp. 403-406.
- SEMARNAT. (2000). La calidad del agua en los ecosistemas de México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 407 p.
- Sharpley, A.N. y Withers, P.J.A. (1994). The environmentally sound management of agricultural phosphorus. *Fertilizer Research*. 39: 133-146.
- Sharpley, A.N., Carter, B.J., Smith, S.J., Jones O.R., Berg, W.A. y Coleman, G.A. (1992). The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*. 21(1): 30-35.
- Sharpley, A.N. y Rekolainen, S. (1997). Phosphorus in Agriculture and its Environmental Implications. **En:** Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp.1-53.

- Sharpley, A.N., y Mendzel, R.G. (1987). The impact of soil and fertilizer phosphorus on environment. *Advances in Agronomy*. 41:297-324.
- Shumway, S.E. (1990). A review of the effects of algal blooms on shellfish and aquaculture. *Journal of the World Aquaculture Society* 21(2): 65-104.
- Smayda, T.J.(1990). Novel and nuisance phytoplankton blooms in the sea: evidence for global epidemic. En: Graneli, E., Sundstrom, B., Edler, R., y Anderson, D.M.(Eds), Toxic Marine Phytoplankton Elsevier, New York. pp.29-40.
- Smith, S.V., Ibarra-Obando, S., Boudreau, P.R. y Camacho-Ibar, V.F. (1997). Comparison of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in mexican coastal lagoons. LOICZ (Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone) *Reports and Studies*. 10: 83 p.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. y Nekola, J.C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*. 100(1-3): 179-196.
- Sonzogni, G., Chesters D.R., Jeffs, D.N., Konrad, J.C., Ostry, R.C. y Robinson, J.B. (1980). Pollution from land runoff. *Environmental Science & Technology*. 14: 148-153.
- Soto-Jiménez, M.F. (1998). Distribución y concentración de metales pesados en los sedimentos del puerto de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México. UACPyP-CCH-ICMyL. 245 p.
- Statics Denmark, (1997). Agricultural Statics 1996. Copenhagen, Denmark.
- Strub, P., y Blum, W.E.H. (1997). Phosphorus loads from agricultural areas in an Austrian Wathershed: measurements and estimation using geographical information system technology. En: Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New . pp. 406-409.

- Stumm, J. y Morgan, J.J. (1984). *Aquatic Chemistry. An introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters*. 4a edition. John Wiley and Sons, Inc. New York. 583 p.
- Tovar, A., Moreno, C., Manuel-Vez, M.P. y García-Vargas, M. (2000). Environmental implications of intensive marine aquaculture in earthen ponds. *Marine Pollution Bulletin*. 40(11): 981-988.
- Tunvilai, D., Songsangida, P. y Chaiyakaj, K. (1993). Pollution loading of effluent from intensive tiger shrimp culture ponds. Technicals paper 4/1993. National Institute of Coastal Aquaculture. Department of Fisheries. Kao saen, Muang District, Songkhla, Thailand. 79 p.
- Tyra, R. Vagstad, N., Bechmann, M. y Eggestad, H.O. (1997). Nitrogen Budget in the River Auli Catchment: A Catchment Dominated by Agriculture, in Southeastern Norway. *Royal Swedish Academy of Sciences*. 25(5): 289 p.
- Ulen, B., Kronvag, B. y Svendsen, L.M. (1991). Loss of phosphorus from woodland, natural land and agricultural land. **En:** Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. 476 p.
- Upchurch, J.B., Edzwald, J.K. y O'Melia, C.R. (1974). Phosphate in sediments of Pamlico estuary. *Environmental Science & Technology*. 8(1): 56-58.
- Valiela, I. (1995). *Marine Ecological Processes*. Second Edition. Springer: New York. 686 p.
- Valiela, I., McClelland, J., Hauxwell J., Behr, P.J., Hersh, D. y Foreman, K. (1997). Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography*. 42(5 Part. 2): 1105-1118.

- Valle-Espinosa, S.O. (1986). Estudio general de la contaminación microbiana y sus efectos en el Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de Licenciatura. Instituto Politécnico Nacional. Escuela de Ciencias Biológicas. 38 p.
- Villalba, L.A. (1986). Descripción General del Estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa. Universidad Autónoma de Sinaloa. *Ciencias del Mar* 8:32-37.
- Vollenweider, R.A. y Kerekes, J.J. (1982). Eutrophication of waters: Monitoring. Assesment and Control OECD. Paris. **En** : Vollenweider, R.A., Marchetti, R. y Viviani, R. (Eds). *Marine Coastal Eutrophication* . Elsevier Science. 780 p.
- Vollenweider, R.A. , (1989). Eutrophication **En**: Meybeck, M., Capman, D., y Helmeier, R. (Eds). *Global Freshwater Quality*. Published on behalf of WHO and UNEP by Blackwell Reference, Oxford. p.
- Vollenweider, R.A. (1992). Coastal marine eutrophication: principles and control **En** Vollenweider, R.A., Marchetti, R. y Viviani, R. (Eds). *Marine Coastal Eutrophication* . Elsevier. The Netherlands. pp.1-20.
- Warren, S.C. (1992). Remedial Measures. Summary of discussion of workshop 3. **En** : Vollenweider, R.A., Marchetti, R. y Viviani, R. (Eds). *Marine Coastal Eutrophication* . Elsevier. Amsterdam. pp. xxi –xxii.
- 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
- White, R.E. y Thomas, G.W. (1981) Hydrolysis of aluminum on weakly acidic organic exchangers: implications for phosphorus adsorption. *Fertilizer Research* 2: 159-167.
- Wiggers, L. (1997). Improved measurements of phosphorus loss to watercourse from agricultural areas **En**: Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International. Wallingford, Oxford, New York . pp. 394-396.

Withers, P.J.A. (1997). Phosphorus Loss to Water from Agriculture in the UK. **En:** Tunney, H. and Carton O.T. (Eds). Phosphorus Loss from Soil to Water. CAB International. Wallingford, Oxford, New York. pp. 396-398.

Zamora-Arroyo, F., Egado-Villarreal, J., Albar-Reynoso, M.P., Villalba-Loera, A. y Rodríguez, G. (2000). Programa piloto de monitoreo ecológico de Bahía Santa María La Reforma. Centro de conservación para el aprovechamiento de los recursos naturales (CECARENA), Conservación Internacional México (CIMEX), Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS). Borrador del proyecto.

Zollweg, J.A., Gburek, W.J., Sharpley, A.N. y Pionke, H.B. (1995). GIS-based delineation of source areas of phosphorus within northeastern agricultural watersheds. **In:** Proceedings IAHS Symposium on Modeling and Management of Sustainable basin-Scale Water Resource Systems. pp. 251-258 p.