



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS
DEL NOROESTE, S. C.

Programa de Estudios de Posgrado

**“Sustentabilidad Ecológica, Salud Ambiental y
Contaminación en Ecosistemas Acuáticos.”**

T E S I S

Que para obtener el grado académico de:

Doctorado en Ciencias

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos
Naturales

Orientación: Ecología

p r e s e n t a

**M. en C. Silvia Margarita Ortiz
Gallarza**

La Paz, B. C. S., junio 26 de 2007.

COMITÉ TUTORIAL

Dr. Alfredo Ortega Rubio, Director de Tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Adrián Sergio Barrera Roldán

Petróleos Mexicanos

Dr. Sergio Hernández Vázquez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Diego Guillermo López Veneroni

Instituto Mexicano del Petróleo

Dr. César Augusto Salinas Zavala

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

COMITÉ REVISOR DE TESIS

Dr. Alfredo Ortega Rubio, Director de Tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Adrián Sergio Barrera Roldán

Petróleos Mexicanos

Dr. Sergio Hernández Vázquez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Diego Guillermo López Veneroni

Instituto Mexicano del Petróleo

Dr. César Augusto Salinas Zavala

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

JURADO DE EXAMEN DE GRADO

Dr. Alfredo Ortega Rubio, Director de Tesis

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Adrián Sergio Barrera Roldán

Petróleos Mexicanos

Dr. Diego Guillermo López Veneroni

Instituto Mexicano del Petróleo

Dr. Alfredo Hernández Llamas

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Luis Felipe Beltrán Morales

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

Dr. Eduardo Francisco Balart Páez

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12:00 horas del día 15 del Mes de Junio del 2007, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

“Sustentabilidad Ecológica, Salud Ambiental y Contaminación en Ecosistemas Acuáticos”.

Presentada por el alumno:

M. en C. Silvia Margarita Ortiz Gallarza.

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN **ECOLOGÍA.**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

DR ALFREDO ORTEGA RUBIO.
DIRECTOR DE TESIS

DR. SERGIO HERNÁNDEZ VÁZQUEZ.
CO-TUTOR

DR. DIEGO GUILLERMO LÓPEZ VENERONI.
CO-TUTOR

DR. ADRIÁN SERGIO BARRERA ROLDÁN
CO-TUTOR

DR. CÉSAR AUGUSTO SALINAS ZAVALA.
CO-TUTOR

DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

DEDICATORIA

Al Creador de Todo, quien nos proporcionó las herramientas con las cuales podemos desenvolvemos como Humanidad a través de este vasto Universo, siendo capaces de desarrollar tanta creatividad, a la vez que tanta destructividad.

Al suelo que me dio abrigo, sustento, educación y arraigo, para ti México en el que creo, confío, por el que espero y me esfuerzo.

A las mujeres más hermosas y queridas de mi vida, Francisca, Margarita, Josefina, Verónica y Sofia.

A mis seres más queridos, quienes son mi familia, mis amigos y mis maestros.

A Ignacio Contreras Rivas gracias por ser mi tan querido gurú, ojalá nunca dejes de serlo.

...“Hay suficientes recursos en este planeta como para satisfacer las necesidades de todos, pero no nuestra avaricia”.

“Vive tu vida simplemente, para que los otros puedan simplemente vivir”.

Mohandas Karamchand Gandhi.

“La Tierra le pertenece a cada generación completamente, por derecho propio. La siguiente generación la recibirá libre de deudas y de complicaciones... pero si la primera debe cargar con una deuda, entonces La Tierra le pertenecerá a la muerte y no a la siguiente generación de vida. Por lo tanto, ninguna generación puede contraer deudas mayores que las que pueda pagar durante el transcurso de su propia existencia.”

Thomas Jefferson.

(6 de Septiembre de 1789).

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Alfredo Ortega Rubio, Tutor Académico y Director de Tesis, quien me orientó y apoyó en todo momento para llevar al cabo mis estudios doctorales, conduciéndome más que como un maestro, como un padre académico y un invaluable amigo.

A los Dres. Sergio Hernández Vázquez, Alfredo Hernández Llamas y César Augusto Salinas Zavala, por su orientación y dedicación durante mis estancias académicas en el CIBNOR y en el seguimiento de mi Programa de Trabajo Individual. A los Dres. Adrián Barrera Roldán y Diego Guillermo López Veneroni, del IMP y de PEMEX, por su valiosa orientación, consejo, asesoría y dedicación, al dar seguimiento a mis avances en el desarrollo del doctorado. Al Ing. Carlos Armando Pacheco Ayub por su asesoría y consejo para construir el algoritmo de cálculo automatizado del IEAEA. A los Ings. Horacio Sandoval, Manuel Melero y Moisés Magdaleno, por su soporte y asesoría en informática.

A la M. en C. Gloria Elena Rubí Vázquez de la UABC por su gran apoyo, consejo y orientación durante las dos estancias académicas desarrolladas con ella en el Campus Ensenada de la Facultad de Ciencias. A la Dra. Nahara Ayala, Directora de la Facultad de Ciencias de la UABC por las facilidades otorgadas.

Al personal del CIBNOR por las tantas facilidades brindadas durante mi permanencia como alumna.

Al Instituto Mexicano del Petróleo por la beca doctoral y las facilidades otorgadas durante la primera mitad de mis estudios. Al Instituto Nacional de la Pesca por las facilidades otorgadas para la obtención del grado

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca complementaria proporcionada, sin la cual no me hubiera resultado posible terminar mis estudios doctorales..

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Diagrama simplificado de los asuntos prioritarios para el Desarrollo Sustentable, de acuerdo con las principales líneas de acción de la Agenda XXI, derivada del Informe Brundtland, el cual integra los aspectos ambientales prioritarios, discutidos en la primera Reunión Cumbre de La Tierra efectuada en Río de Janeiro, Brasil.

Fig. 2. Mecanismo del enfoque presión-estado-respuesta aceptado por la OCDE en 1998.

Fig. 3. Sistema de Información Ambiental prototipo para apoyar y fundamentar la toma de decisiones ambientales.

Fig. 4. Área del Estudio de caso Salina Cruz: Litoral de Tehuantepec, Oaxaca.

Fig. 5. Área del Estudio de caso: Río Tula, Hidalgo.

Fig. 6. Área del Estudio de caso: Bahía de Guaymas, Sonora, México.

Fig. 7. Croquis del Estudio de caso: Ecosistema Lacustre Xochimilco, México, D. F. Los sitios muestreados en la temporada invernal 2004-2005 se muestran con los números arábigos 1 a 17.

Fig. 8. Diagrama ombrotérmico de San Gregorio Atlapulco, D. F. Promedios mensuales de temperatura ($^{\circ}$ C) y precipitación pluvial (mm) calculados a partir de una serie de datos del Servicio Meteorológico Nacional de los 30 años más recientes.

Fig. 9. Gráfica de valores propios resultantes del Análisis de Componentes Principales de las variables fisicoquímicas, a partir de datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

Fig. 10. Gráfica de distribución de frecuencias de los datos de temperatura superficial de la columna de agua ($^{\circ}$ C), a partir de datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

Fig. 11. Gráfica de valores propios resultantes del Análisis de Componentes Principales de las variables de contaminación en la columna de agua, a partir de datos de 829 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

Fig. 12. Gráfica de distribución de frecuencias de los datos de cadmio (ppm) en la columna de agua, a partir de datos de 829 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

Fig. 13. Proyección polar de variables de contaminación en los sedimentos en los planos de los hidrocarburos aromáticos totales y material orgánico extraíble, con datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx. H. A. T. (hidrocarburos aromáticos totales), M. O. E. (material orgánico extraíble), HG (mercurio), CU (cobre), CR (cromo), PB (plomo), ZN (zinc), NI (níquel), CD (cadmio), AS (arsénico).

Fig. 14. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de las variables de contaminación en los sedimentos con datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

Fig. 15. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. a) Valores propios
Valores propios de los parámetros físico químicos.

Fig. 16. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Parámetros físico-
químicos. Temperatura (VAR), salinidad (VAR2), turbidez (VAR3), pH (VAR4), oxígeno
disuelto (VAR5), porcentaje de saturación de oxígeno (VAR6), sólidos suspendidos
(VAR7), sólidos disueltos (VAR8), sólidos totales (VAR9), ortofosfatos (VAR10), fósforo
total NEWVAR) y nitratos (NEW.VAR). Rotación por ecuación máxima normalizada.

Fig. 17. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Contaminantes en la
columna de agua. M. O. E. (material orgánico extraíble), SAAM (sustancias activas al azul
de metileno, detergentes), CR (cromo), CN (cianuros), CD (cadmio), AS (arsénico), CU
(cobre), HA (hidrocarburos aromáticos), GYA (grasas y aceites), FE (hierro), OD (oxígeno
disuelto), FENOLES, DBO (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de
oxígeno), NI (níquel), ZN (zinc). Sin rotación.

Fig. 18. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Contaminantes en
los sedimentos. HA (hidrocarburos aromáticos), M. O. E. (material orgánico extraíble), CU
(cobre), NI (níquel), AS (arsénico), FE (hierro), ZN (zinc), CR (cromo), CD (cadmio),
FINEZA (contenido de arcillas y limos vs. arenas en los sedimentos). Rotación por
varianza máxima normalizada.

Fig. 19. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la temperatura superficial de la
columna de agua ($^{\circ}$ C).

Fig. 20. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la materia flotante en la columna de
agua.

Fig. 21. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los sólidos sedimentables en la
columna de agua (ml/L).

Fig. 22. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los sólidos suspendidos totales en la
columna de agua (ppm).

Fig. 23. Tendencia gráfica de la función de utilidad del nitrógeno total en la columna de
agua (ppm).

Fig. 24. Proyección del comportamiento de los nitratos en una columna de agua
contaminada hipotética vs. tiempo.

Fig. 25. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los nitratos en la columna de agua
(ppm).

Fig. 26. Tendencia gráfica de la función de utilidad del fósforo total en la columna de agua
(ppm).

Fig. 27. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los ortofosfatos en la columna de
agua (ppb).

Fig. 28. Comportamiento de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la
presión parcial.

Fig. 29. Comportamiento de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la temperatura.

Fig. 30. Tendencia gráfica de la función de utilidad del oxígeno disuelto en la columna de agua (mg/L).

Fig. 31. Tendencia gráfica de la función de utilidad del pH en la columna de agua.

Fig. 32. Tendencia de la función de utilidad de los hidrocarburos aromáticos totales en la columna de agua (ppb).

Fig. 33. Tendencia de la función de utilidad del material orgánico extraíble en la columna de agua (ppm).

Fig. 34. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la demanda química de oxígeno en la columna de agua (ppm).

Fig. 35. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la demanda bioquímica de oxígeno en la columna de agua (ppm).

Fig. 36. Tendencia gráfica de la función de utilidad de las grasas y aceites en la columna de agua (ppm).

Fig. 37. Tendencia gráfica de la función de utilidad del arsénico en la columna de agua (ppm).

Fig. 38. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cadmio en la columna de agua (ppm).

Fig. 39. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cobre en la columna de agua (ppm).

Fig. 40. Tendencia gráfica de la función de utilidad de cromo en la columna de agua (ppm).

Fig. 41. Tendencia gráfica de la función de utilidad del mercurio en la columna de agua (ppm).

Fig. 42. Tendencia gráfica de la función de utilidad del níquel en la columna de agua (ppm).

Fig. 43. Tendencia gráfica de la función de utilidad del plomo en la columna de agua (ppm).

Fig. 44. Tendencia gráfica de la función de utilidad del zinc en la columna de agua (ppm).

Fig. 45. Tendencia de la función de utilidad de los cianuros en la columna de agua (ppm).

Fig. 46. Tendencia gráfica de la función de utilidad del contenido de bacterias coliformes fecales en la columna de agua (NMP/100 ml).

Fig. 47. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los fenoles en la columna de agua (ppm).

Fig. 48. Tendencia de la función de utilidad de los hidrocarburos aromáticos totales en los sedimentos (ppm).

- Fig. 49. Tendencia de la función de utilidad del material orgánico extraíble en los sedimentos (ppm).
- Fig. 50. Tendencia de la función de utilidad del arsénico en los sedimentos (ppm).
- Fig. 51. Tendencia de la función de utilidad del cadmio en los sedimentos y suelos (ppm).
- Fig. 52. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cobre en los sedimentos (ppm).
- Fig. 53. Tendencia de la función de utilidad del cromo en los sedimentos (ppm).
- Fig. 54. Tendencia de la función de utilidad del mercurio en sedimentos y suelos (ppm).
- Fig. 55. Tendencia de la función de utilidad del níquel en sedimentos y suelos (ppm).
- Fig. 56. Tendencia de la función de utilidad del plomo en sedimentos (ppm).
- Fig. 57. Tendencia de la función de utilidad del zinc en sedimentos (ppm).
- Fig. 58. Tendencia de la función de utilidad de la diversidad calculada respecto al porcentaje de la diversidad máxima de Shannon y Wiener.
- Fig. 59. Tendencia de la función de utilidad de la equitabilidad derivada de la distribución de la comunidad bentónica.
- Fig. 60. Tendencia de la función de utilidad de la dominancia derivada de la distribución de la comunidad bentónica.
- Fig. 61. Tendencia de la función de utilidad de la toxicidad derivada del porcentaje de sobrevivencia de organismos vivos, resultante en pruebas o bioensayos.
- Fig. 62. Ponderación calculada para la hidrodinámica del ecosistema Bahía de Guaymas, Sonora.
- Fig. 63. Diagrama de árbol de los elementos del IEAEA.
- Fig. 64. Algoritmo del diseño, la construcción de las funciones de utilidad por compartimento y la validación del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos.
- Figs. 65. y 66. Salidas gráficas de los subíndices de sustentabilidad y del índice de sustentabilidad global, Estudio de caso Salina Cruz: litoral de Tehuantepec. Promedio y mediana de la distribución. n=829.
- Figs. 67. y 68. Salidas gráficas de los resúmenes del conteo de número de casos incidentes en cada categoría de sustentabilidad. Parámetros físicoquímicos y contaminantes en columna de agua y en los sedimentos. n=829.
- Figs. 69. y 70. Salidas gráficas de los resúmenes del conteo de número de casos incidentes por categoría de sustentabilidad. Contaminantes en los sedimentos y sustentabilidad global. n=829.
- Fig. 71. Comparación de los subíndices de parámetros físicoquímicos, contaminantes en la columna de agua y en los sedimentos vs. el Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas

Acuáticos (IEAEA), los resultados integrados y las mediciones ponderadas de la campaña de agosto de 2000. Litoral del Istmo de Tehuantepec.

Fig. 72. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros fisicoquímicos, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. Temperatura, St sólidos totales, pH, P-PO4 ortofosfatos, Pt fósforo total, OD oxígeno disuelto, N-NO3 nitratos, MF material flotante y SST sólidos suspendidos totales.

Fig. 73. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros de contaminación en la columna de agua, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. N-NO3 nitratos, DQO demanda química de oxígeno, Zn zinc, HAT hidrocarburos aromáticos totales, Cr cromo, MOE material orgánico extraíble, DBO demanda bioquímica de oxígeno, G y Ac grasas y aceites, As arsénico, Cd cadmio, Cu cobre, Hg mercurio, Pb plomo, CN cianuros, Fen fenoles.

Fig. 74. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros de contaminación en los sedimentos, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. MOE material orgánico extraíble, HAT hidrocarburos aromáticos totales, Pb plomo, Zn zinc, Hg mercurio, As arsénico, Cd Cadmio, Cr cromo, Cu cobre, Ni níquel.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características y criterios técnicos que debe reunir un indicador ambiental apropiado. Según Bakkes (1994) y De Camino y Muller (1996).

Tabla. 2. Clasificación de los Grandes Ecosistemas Marinos a partir del establecimiento de límites de acuerdo a su dimensión en la Conferencia de las Naciones Unidas en Desarrollo y Medioambiente.

Tabla 3. Categorías de sustentabilidad relacionadas con un gradiente de impacto en función de la afectación o efecto ocasionado por niveles de contaminantes en ecosistemas acuáticos con base en los niveles de toxicidad de las normas canadienses y estadounidenses (NOAA, 2002; EQS, 2002).

Tabla 4. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Mex.

Tabla 5. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en la columna de agua con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec Oax., Mex.

Tabla 6. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en los sedimentos con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Mex.

Tabla 7. Parámetros físico químicos, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos. F=Factor del Análisis de Componentes Principales (ACP), entre paréntesis pesos de los componentes. Los valores >0.7 (+/-) tienen significancia estadística. Corridas numéricas con los datos del Río Tula, Hidalgo.

Tabla 8. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Compartimento Abiótico. Temperatura (°C). Columna de agua.

Tabla 9. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Compartimento Abiótico. Material flotante (mg/L). Columna de agua.

Tabla 10. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Sólidos sedimentables (ml/L). Columna de agua.

Tabla 11. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Sólidos suspendidos totales (ppb). Columna de agua.

Tabla 12. Niveles permisibles de sólidos sedimentables y suspendidos totales de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 En: Norma Oficial Mexicana, 1997. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Tabla 13. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Nitrógeno total (ppb). Columna de agua.

Tabla 14. Niveles permisibles de nitrógeno total de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 En: Norma Oficial Mexicana, 1997. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Tabla 15. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Nitratos (ppb). Columna de agua.

Tabla 16. Niveles críticos y usuales de nitratos (N-NO₃) en agua y alimentos.

Tabla 17. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Fósforo total (ppm) .Columna de agua.

Tabla 18. Niveles permisibles de fósforo total de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 En: Norma Oficial Mexicana, 1997.

Tabla 19. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Ortofosfatos (ug/L). Columna de agua.

Tabla 20. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Oxígeno disuelto (mg/L). Columna de agua.

Tabla 21. Solubilidad del oxígeno disuelto en función de la temperatura y la salinidad (APHA, 1992).

22. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. pH. Columna de agua.

Tabla 23. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. H. A. T. (ppb). Columna de agua.

Tabla 24. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. M. O. E. (ppb). Columna de agua.

Tabla 25. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. D. Q. O. (ppm). Columna de agua.

Tabla 26. Niveles permisibles de demanda bioquímica de oxígeno (ppm) de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996.

Tabla 27. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. D. B. O. (ppm). Columna de agua.

Tabla 28. Niveles permisibles de grasas y aceites de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996.

Tabla 29. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Grasas y aceites (ppm). Columna de agua.

Tabla 30. Niveles permisibles de arsénico, cadmio, cobre y cromo de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Tabla 31. Niveles permisibles de mercurio, níquel, plomo y zinc de acuerdo a los distintos usos y sistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Tabla 32. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Arsénico (ppb). Columna de agua.

Tabla 33. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cadmio (ppb). Columna de agua.

Tabla 34. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cobre (ppb). Columna de agua.

Tabla 35. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cromo (ppb). Columna de agua.

Tabla 36. Valores de DL50 en *Plumaria elegans* con diferentes compuestos y niveles de mercurio según Boney *et al.*, 1959 (*En*: Ruivo, 1972).

Tabla 37. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Mercurio (ppb). Columna de agua.

Tabla. 38. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Níquel (ppb). Columna de agua.

Tabla 39. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Plomo (ppb). Columna de agua.

Tabla 40. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Zinc (ppb). Columna de agua.

Tabla 41. Porcentaje de disociación de cianuro al variar el pH y efectos en la toxicidad.

Tabla 42. Niveles permisibles de cianuro de acuerdo a los distintos usos y sistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Tabla 43. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cianuro (ppb). Columna de agua.

Tabla 44. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Bacterias coliformes fecales (NMP /100 ml). Columna de agua.

Tabla 45. Toxicidad de algunos compuestos fenólicos para peces (carpa y roncador).

Tabla 46. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Fenoles (ppb). Columna de agua.

Tabla 47. Límites legales de varios contaminantes con base en los criterios toxicológicos derivados del protocolo de biensayos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA, 2005).

Tabla 48. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. H. A. T. (ppm). Sedimentos.

Tabla 49. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. M. O. E. (ppm). Sedimentos.

Tabla 50. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Arsénico (ug/kg). Sedimentos.

Tabla 51. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cadmio (ug/g). Sedimentos.

Tabla 52. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cobre (ug/g). Sedimentos.

Tabla 53. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cromo en los sedimentos (ppm).

Tabla 54. Concentraciones de mercurio en tejidos de robalo en diversos reservorios de E. U. A. 1972 a 1979.

Tabla 55. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Mercurio (ppm). Sedimentos.

Tabla 56. Niveles críticos y usuales de níquel (Ni) en atmósfera, agua, suelos y alimentos.

Tabla 57. Límites de la función de utilidad para ecosistemas acuáticos. Níquel (ug/g). Sedimentos.

Tabla 58. Niveles críticos y usuales de plomo en atmósfera, agua, alimentos, sangre humana y efectos.

Tabla 59. Límites de la función de utilidad para distintos tipos de ambientes acuáticos. Plomo (ug/g). Sedimentos.

Tabla 60. Lineamientos de calidad del agua de la Ley Federal de Derechos. 1981.

Tabla 61. Límites de la función de utilidad para distintos tipos de ambientes acuáticos. Zinc (ug/g). Sedimentos.

Tabla. 62. Valores del Índice de Shannon y Wiener, estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Tabla. 63. Valores porcentuales de la diversidad calculada respecto a la diversidad máxima del Índice de Shannon y Wiener, estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Tabla. 64. Valores de equitabilidad de la comunidad bentónica, estandarizados para la construcción de la función de utilidad correspondiente.

Tabla. 65. Valores de dominancia de la comunidad bentónica, estandarizados para la construcción de esta función de utilidad.

Tabla. 66. Toxicidad estandarizada al porcentaje de organismos vivos, resultante en pruebas o bioensayos.

Tabla 67. Valores de la velocidad de las corrientes marinas superficiales e Índices del Contenido de Arena. Ponderación desarrollada en el estudio de caso de la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio y octubre de 1987.

Tablas 68 a 70. Salidas tabulares del algoritmo de cálculo del modelo IEAEA. Ejemplo correspondiente al subíndice parámetros fisicoquímicos. El cálculo final es la media de medias de cada estación de muestreo y también puede obtenerse globalmente o por época climática, conjunto de estaciones o región.

Tabla 71. Ejemplo de la salida tabular global del modelo, cálculos de la sustentabilidad (con la media y la mediana de la distribución de datos y conteo de categorías de sustentabilidad globales para la región del litoral del golfo de Tehuantepec, aledaño a Salina Cruz, Oaxaca. n=829.

Tabla 72. Salida tabular global del modelo, medias y medias de medias de los subíndices de parámetros fisicoquímicos (F/Q), parámetros de contaminación en la columna de agua (CA) y parámetros de contaminación en los sedimentos (CS). La media de medias es la sustentabilidad global para cada sitio de muestreo de la región del litoral del Istmo de Tehuantepec.

Tabla 73. Ejemplo de salida tabular del conteo del número de casos calculados pertenecientes a cada una de las cuatro categorías de sustentabilidad de los subíndices de parámetros fisicoquímicos (F/Q), parámetros de contaminación en la columna de agua (CA) y parámetros de contaminación en los sedimentos (CS). La media de medias es la categoría de sustentabilidad global para cada sitio de muestreo de la región del litoral del Istmo de Tehuantepec.

Tabla 74. Resultados de los subíndices (IEAEA) e índice de sustentabilidad (ISEEA) calculados a partir de la alimentación del modelo con los datos de 28 eventos de muestreo del litoral del istmo de Tehuantepec, en la región aledaña al puerto de Salina Cruz, Oaxaca entre octubre de 1982 y septiembre de 2002. n=829. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

Tabla 75. Resultados de los subíndices (IEAEA) e índice de sustentabilidad (ISEEA) calculados a partir de la alimentación del modelo con los datos de 2 eventos de muestreo del Río Tula, Hidalgo en julio de 2000 y marzo de 2001.

Tabla 76. Resultados obtenidos en los subíndices de los parámetros físico químicos, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

Tabla 77. Resultados del IEAEA obtenidos en los subíndices promedio de los parámetros bióticos de la comunidad béntica. Bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

Tabla 78. Resultados obtenidos en el subíndice integrado de algunos parámetros físico químicos y, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos. Ecosistema Lacustre Xochimilco.

Tabla. 79. Resumen de las condiciones de calidad ambiental registradas en los ecosistemas acuáticos de los 4 estudios de caso.

C O N T E N I D O

1. RESUMEN/ABSTRACT	1
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1. Definición de conceptos	5
2.2. Prioridades de la sustentabilidad	7
2.3. Índices e indicadores de desempeño ambiental	9
2.4. Enfoque ecológico	15
2.5. Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA)	23
3. ANTECEDENTES	26
3.1. Evolución del concepto de sustentabilidad	26
3.2. Indicadores de calidad del agua	29
3.3. Modelos de sustentabilidad	32
3.3.1. Sustentabilidad de los Ecosistemas Marinos	36
3.4. Indicadores biológicos	49
3.5. Toxicidad y salud ambiental	62
3.6. Descripción de las áreas de estudio	67
3.6.1. Estudio de Caso Salina Cruz: Litoral de Tehuantepec, Oaxaca	67
3.6.2. Estudio de Caso Tula de Allende: Río Tula, Hidalgo	71
3.6.3. Estudio de Caso Bahía de Guaymas, Sonora	76
3.6.4. Estudio de Caso Ecosistema Lacustre Xochimilco,	

Distrito Federal	78
4. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	82
5 MATERIALES Y MÉTODOS	84
6. RESULTADOS	96
6.1. Selección de parámetros: validación teórica y estadística, compartimento abiótico	96
6.2. Diseño, fundamento y desarrollo de las funciones de utilidad, compartimento abiótico	112
6.2.1. Parámetros Físico-químicos	114
6.2.1.1. Temperatura	114
6.2.1.2. Material flotante	117
6.2.1.3. Sólidos sedimentables	119
6.2.1.4. Sólidos suspendidos totales	120
6.2.1.5. Nitrógeno total	125
6.2.1.6. Nitratos	127
6.2.1.7. Fósforo total	131
6.2.1.8. Ortofosfatos	133
6.2.1.9. Oxígeno disuelto	135
6.2.1.10. pH	139
6.2.2. Parámetros de contaminación en la columna de agua	142
6.2.2.1. Hidrocarburos aromáticos totales	142
6.2.2.2. Material orgánico extraíble	145

6.2.2.3.	Demanda química de oxígeno	147
6.2.2.4.	Demanda bioquímica de oxígeno	149
6.2.2.5.	Grasas y aceites	153
6.2.2.6.	Metales pesados	156
6.2.2.6.1.	Arsénico	158
6.2.2.6.2.	Cadmio	160
6.2.2.6.3.	Cobre	161
6.2.2.6.4.	Cromo	163
6.2.2.6.5.	Mercurio	165
6.2.2.6.6.	Níquel	167
6.2.2.6.7.	Plomo	169
6.2.2.6.8.	Zinc	171
6.2.2.7.	Cianuros	173
6.2.2.8.	Bacterias coliformes	176
6.2.2.9.	Fenoles	177
6.2.3.	Parámetros de contaminación en los sedimentos	182
6.2.3.1.	Hidrocarburos aromáticos totales	182
6.2.3.2.	Material orgánico extraíble	185
6.2.3.3.	Metales pesados	187
6.2.3.3.1.	Arsénico	188
6.2.3.3.2.	Cadmio	190
6.2.3.3.3.	Cobre	192

6.2.3.3.4.	Cromo	194
6.2.3.3.5.	Mercurio	197
6.2.3.3.6.	Níquel	201
6.2.3.3.7.	Plomo	204
6.2.3.3.8.	Zinc	207
6.3.	Parámetros bióticos	211
6.3.1.	Diversidad de especies	211
6.3.2.	Equitatividad o equitabilidad de especies	214
6.3.3.	Dominancia de especies	215
6.3.3.	Toxicidad	217
6.4.	Dinámica del Ecosistema	219
6.4.1.	Granulometría	220
6.4.2.	Circulación de corrientes superficiales	221
7.	DISCUSIÓN	227
7.1.	Aplicabilidad, sensibilidad y estudios de caso.	227
7.1.1.	Estudio de caso Litoral de Salina Cruz, Oaxaca	240
7.1.2.	Estudio de caso Río Tula, Hidalgo	245
7.1.3.	Bahía de Guaymas, Sonora.	255
7.1.4.	Ecosistema Lacustre Xochimilco, D. F.	261
8.	CONCLUSIONES	269
9.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	271

1. RESUMEN

El objetivo general de la presente investigación, es aportar al ámbito de la ecología, una metodología de evaluación numérica de la sustentabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, en función de los valores de importancia relativa de aquellos atributos que permiten el mantenimiento de su salud ambiental, a la vez de preservar estos ecosistemas para un uso actual y futuro y garantizar la salud pública de los núcleos humanos ubicados en sus inmediaciones y su prevalesencia espacio-temporal. Tales atributos incluyen variables y parámetros físicos, químicos, biológicos, de contaminación y de la dinámica de los ecosistemas, en los compartimentos columna de agua y sedimentos. Se desarrolló un procedimiento de evaluación de la sustentabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, con la validación estadística de 36 funciones de utilidad de parámetros físico-químicos y de contaminación, tres biológicas y dos relativas a la dinámica de los ecosistemas acuáticos, para calificar cada variable y parámetro, tanto en forma individual, como por categoría y globalmente. Se estandarizó la sustentabilidad en función de la toxicidad y de valores óptimos de parámetros y variables, fundamentando las bases teóricas y legales en una revisión documental minuciosa reciente. El algoritmo de cálculo fue automatizado, y el método se validó mediante la aplicación a dos estudios de caso, con la información físico-química y de contaminación de la columna de agua y de los sedimentos de las Bahías la Ventosa y Salinas del Marqués en el Litoral de Tehuantepec, Oaxaca, a partir de información real, generada en 16 muestreos efectuados entre 1982 y 2002 y del Río Tula, Hidalgo a partir de 2 muestreos de 2002. Se aplicó una serie de análisis de sensibilidad con los datos extremos de la serie de tiempo del Litoral de Tehuantepec, para determinar la relevancia de los intervalos de calificación de la sustentabilidad. La aplicabilidad de la diversidad, la dominancia y la evaluación de la dinámica de los ecosistemas, se probó con un estudio de caso de la Bahía de Guaymas, Sonora, contrastando la información de los subíndices con la evaluación ecológica derivada de una investigación minuciosa a partir de muestreos y análisis de datos efectuados entre los 70's y los 90's. La toxicidad fue valorada

con bioensayos y análisis recientes de la columna de agua y los sedimentos de 17 sitios del Ecosistema Lacustre Xochimilco entre 2004 y 2005. La metodología desarrollada se validó con los análisis y diagnósticos convencionales efectuados en el Río Tula, Hidalgo, el Litoral del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, la Bahía de Guaymas, Sonora y el Ecosistema Lacustre Xochimilco, D. F. Como resultado de este trabajo se ha generado una herramienta segura, confiable, precisa, que permitirá a todas aquellas dependencias o entidades involucradas en el monitoreo de cuerpos de agua, tanto marinos, como lacustres, fluviales, estuarinos y embalses artificiales, determinar el grado de sustentabilidad de sus condiciones ecológicas de una manera inmediata y, sobre todo, comparativa en grado superlativo. Esto homogenizaría, a nivel nacional, todos los resultados de los muestreos sistemáticos en cuerpos de agua y, sobre todo, haría entendible a los tomadores de decisión el estado en el cual se encuentran y las medidas a aplicar para corregir los problemas que se tienen en cada uno de ellos. Esto es estratégico y relevante. La herramienta ecológica desarrollada durante esta investigación será muy útil para futuros estudios ecológicos y ecotoxicológicos en ecosistemas acuáticos alrededor del mundo.

PALABRAS CLAVE: Sustentabilidad, ecosistemas acuáticos, índices de desempeño ambiental.

Vo. Bo.

DR ALFREDO ORTEGA RUBIO.
DIRECTOR DE TESIS

1. ABSTRACT

The principal aim of this research was to develop a numerical method to evaluate the ecological sustainability of aquatic ecosystems, as a quantitative tool to preserve environmental health, present and future use of ecosystems, and to warrant the public health of the human inhabitants. Such quantitative tool includes physical, chemical, biological, pollution data and the knowledge of the aquatic ecosystems dynamics, both in water column and sediments. An ecological sustainability evaluation procedure for aquatic ecosystems was developed, with the statistical validation of 36 utility functions for physical-chemical and pollution parameters, 3 biological ones and two variables relative to aquatic ecosystems dynamics. Each variable and parameter was quantified, individually, by categories and globally. Sustainability was standardized with the optimal values of parameters and variables, based on the updated theoretical and legal aspects. The quantitative tool was validated through its application on two case studies, with the physical-chemical and the pollution information of the water column and sediments of the Ventosa and Salinas del Marqués Bays at the Tehuantepec, Oaxaca coastal zone. In this case measurements obtained in 16 sampling campaigns carried out from 1982 to 2002 were used. This tool was also applied to 2 field sampling campaigns in 2002, in the Tula River, Hidalgo. Sensitivity analysis was applied to the extreme data of the time series of the Tehuantepec coastal zone, in order to determine the sustainability qualification ranking importance. The applicability of ecological diversity, dominance and the evaluation of the aquatic ecosystems dynamics were tested comparing a case study of the Guaymas Bay, Sonora, with the data obtained from an ecological detailed research, carried out among the 70's and the 90's decades. Toxicity was evaluated with bioassays and recent analysis of the water column and sediments of 17 sites of the Xochimilco Lacustrine Ecosystem between 2004 and 2005. The developed methodology was validated against conventional analysis and diagnosis developed in the Tula River, the Tehuantepec Isthmus coastal zone, the Guaymas Bay and the Xochimilco Lacustrine Ecosystem. As a result of this paper it was generated a secure, reliable and precise tool, which will let to all that organisms and entities related to water bodies monitoring, including marine, lacustrine, fluvial, pluvial, estuarine

and artificial ones, to determine the sustainability degree of their ecological conditions in an immediate and comparative way. This will homogenize at the national level, all of the water bodies systematic sampling results and will become understandable to the making decisioners their actual status and the actions to apply to correct the troubles of each of them. This is strategic and relevant. The ecological tool developed during this research will be extremely useful for any future ecological and ecotoxicological future study in any aquatic ecosystem around the world.

KEY WORDS: Sustainability, aquatic ecosystems, indexes for environmental evaluation.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Definición de conceptos.

Aunque persisten las discrepancias al respecto, en términos generales el concepto de **sostenibilidad** corresponde al mantenimiento de los sistemas a través del tiempo, ya sean éstos biológicos, económicos o sociales. Su derivación a **sustentabilidad** contempla el equilibrio entre los requerimientos fundamentales para el mantenimiento de los ecosistemas y la tasa de utilización o de consumo de tales requerimientos, implicando que dicha tasa sea moderada y no represente un riesgo de perder la continuidad del funcionamiento y del desarrollo de dichos ecosistemas. **Sustentabilidad** en la actualidad también involucra el poder cubrir los requerimientos para el sostenimiento de los seres humanos de la generación actual en forma mesurada, lo cual, lleva implícito el hecho de que no se pone en riesgo el abasto de los requerimientos fundamentales de las generaciones venideras (Brundtland, 1991).

La sustentabilidad ecológica se refiere a la capacidad de los ecosistemas de mantener un estado estable a través del tiempo, mediante la variación escasa de ciclos de materiales, flujos de energía, tasas de cambio, eventos de circulación y recirculación de materia y energía, y el sostenimiento de variaciones o desviaciones de los parámetros bióticos alrededor de un valor medio (-promedio, mediana o moda-). El desarrollo sustentable es un proceso de cambio en el cual la explotación de los recursos, el manejo de las inversiones, la orientación del desarrollo tecnológico y el cambio institucional, satisfacen las

necesidades del presente sin comprometer la facultad de las generaciones futuras para atender sus propias necesidades (FAO, 1988).

Recientemente, se retoma esta conceptualización de desarrollo sustentable enfocada entonces al establecimiento de una explotación de los recursos naturales, eficiente, equilibrada y dinámica, que satisfaga las necesidades de las poblaciones humanas en tiempo presente, sin afectar la satisfacción de éstas para las generaciones futuras (UNSD, 2001).

La sustentabilidad involucra componentes económicos, sociales, ambientales e institucionales, relativos a organizaciones locales e internacionales (Fig. 1.), los cuales fueron identificados y plasmados en la Agenda XXI, derivada del Informe Brundtland (CMMAD, 1987; INEGI/SEMARNAP, 2002). El principal desafío de este nuevo milenio es establecer las bases prácticas para el desarrollo sustentable, puesto que las teóricas ya fueron planteadas en décadas anteriores.

Entre las tendencias de desarrollo mundial sustentable de este siglo, está implícito que los indicadores de desempeño ambiental son la herramienta idónea para el análisis socioeconómico ambiental, a partir de información objetiva, mediante la síntesis de información básica y la construcción de índices integrados que orientan con acertividad, la toma de decisiones de las organizaciones públicas y privadas. Según Seoáñez (1998) el medio ambiente debe ser protegido a toda costa, sin embargo, el desarrollo económico también es una necesidad perentoria en todos los países, como también lo es la justicia social, que exige respuestas inmediatas.

2.2. Prioridades de la sustentabilidad.

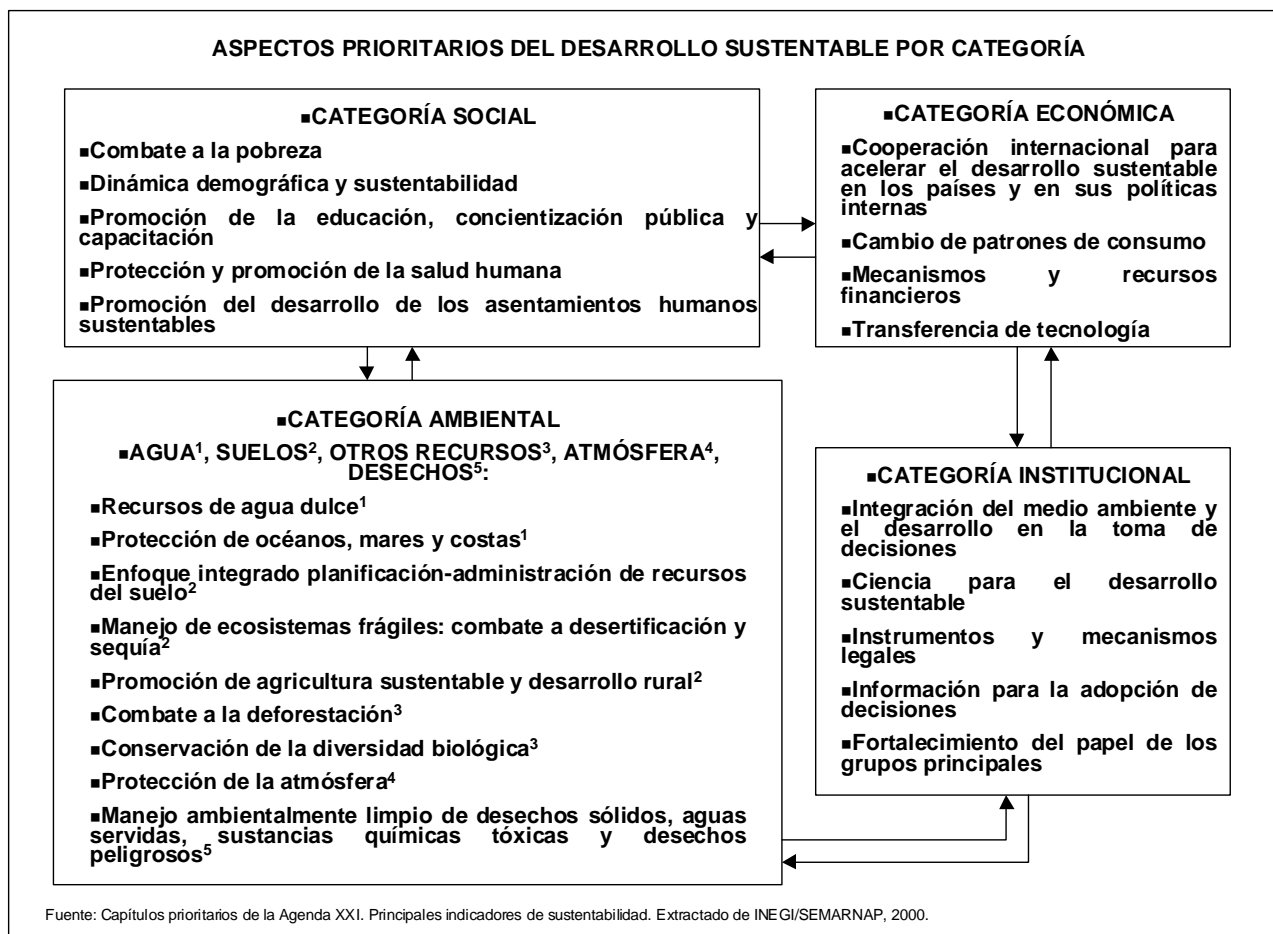


Fig. 1. Diagrama simplificado de los asuntos prioritarios para el Desarrollo Sustentable, de acuerdo con las principales líneas de acción de la Agenda XXI, derivada del Informe Brundtland, el cual integra los aspectos ambientales prioritarios, discutidos en la primera Reunión Cumbre de La Tierra efectuada en Río de Janeiro, Brasil.

La toma de decisiones debe tener en cuenta los aspectos relacionados con el enfoque Presión-Estado-Respuesta (PER), adoptado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico en 1998 (INEGI/SEMARNAP, 2002) (Fig. 2.). Este esquema PER,

presupone que existen interrelaciones causa-efecto entre el desarrollo socioeconómico y el medio ambiente, a partir de los cuestionamientos básicos en torno a la naturaleza de esas interrelaciones, las afectaciones al ambiente, el diagnóstico de su estado por efecto de éstas y las acciones para modificarlo.

Este modelo PER reconoce explícitamente que a pesar de que la exposición a un agente contaminante u otro riesgo pueden causar daños a la salud, las fuerzas de impacto y de presión que conducen a la degradación ambiental, pueden ser los puntos más sensibles para controlar el riesgo. Así las fuerzas de impacto PER imponen diferentes tipos de presión sobre el ambiente, como residuos producidos por los asentamientos humanos, erosión y agotamiento de los ecosistemas terrestres, contaminación y desequilibrio del balance hídrico de los ecosistemas acuáticos, así como la emisión de contaminantes debido a la extracción de minerales, la producción de energía, la industria, el transporte, la agricultura y silvicultura (Rodríguez- Crespo, 2004).

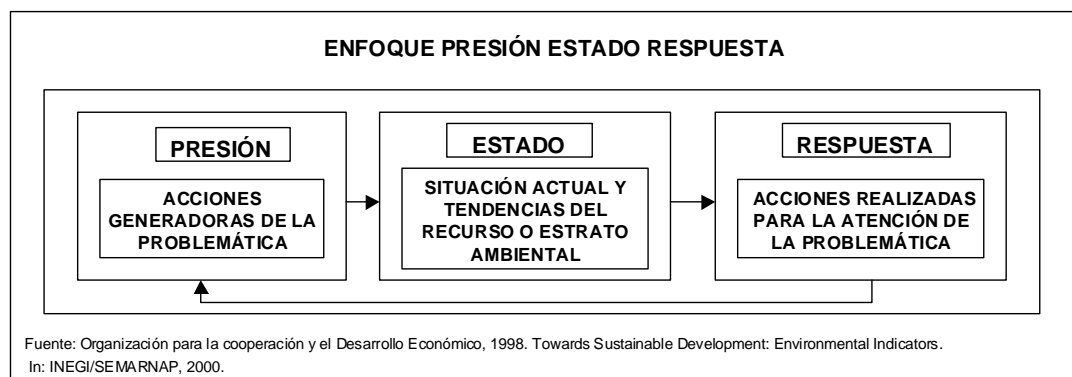


Fig. 2. Mecanismo del enfoque presión-estado-respuesta aceptado por la OCDE en 1998.

2.3. Índices e indicadores de desempeño ambiental.

Por otra parte, **indicador** es una propiedad u evento observable que puede considerarse como la manifestación de un fenómeno que sin una estimación indirecta, pudiera ser no observable. Por ejemplo el Producto Interno Bruto per cápita (PIB), es un indicador del desarrollo económico que existe en una localidad, estado o país que permite efectuar comparaciones de sus desempeños. Mientras que **índice** es una cuantificación que permite presumir algo relativo a las propiedades de una constante, variable, indicador, modelo o sistema con fundamento matemático o numérico, como los índices de erosión, de desarrollo sustentable, de progreso genuino (Muschett, 1998).

Según Soule (1988) el significado de la palabra **indicador** se deriva del Latín *in dicare*, que es señalar, revelar, puntualizar, declarar. La palabra presenta diferentes acepciones y usos:

1. Dirigir la atención hacia algo, acotar, mostrar.
2. Dar un signo o una señal, significancia.
3. Mostrar la necesidad de algo, llamar la atención respecto a algo.
4. Denotar la causa de algo, la naturaleza de un tratamiento o de una respuesta.
5. Expresar de forma breve o generalizar.

Este término enfocado a la sustentabilidad, es un conjunto de parámetros de los que se obtiene información específica según objetivos predeterminados, de aspectos prioritarios en

la relación hombre-naturaleza. Los indicadores ambientales proporcionan información y señalan las tendencias de los fenómenos ambientales. Su significado va más allá de la estadística misma, pretendiendo proveer información que permita tener una medida de la efectividad de las políticas ambientales, o del desempeño ambiental (Bakkes, 1994).

Los indicadores e índices son una creación intelectual, cuya precisión depende del contexto en el que se formulan, con un alto nivel de complejidad, derivada de la incertidumbre implícita, pero que son capaces de proporcionar una visión holística o integral. El potencial del indicador está limitado por la calidad de los datos que lo sustentan, y es necesario establecer las características y criterios que debe reunir, con la finalidad de asegurar que tenga la confiabilidad requerida (De Camino y Muller, 1996). Los requisitos que debe cubrir un indicador eficiente se resumen en la Tabla 1.

La construcción de índices para evaluar el desarrollo sustentable se ha dirigido principalmente hacia el cumplimiento de tres objetivos: la protección y mantenimiento de la salud pública, el bienestar general en cuanto a la calidad de vida de la población y el aprovechamiento sustentable de los recursos, mediante la conservación de su integridad en los ecosistemas. Cabe destacar que cuando los indicadores de sustentabilidad son equivalentes a cualquier indicador, se busca que permitan analizar y evaluar el estado que presentan los recursos naturales, humanos y económico-financieros, los impactos que reciben estos recursos y las acciones que como respuesta a los impactos se ejecutan.

La clasificación y valoración de los indicadores debe hacerse precisa y operativa en su validación global y temporal, integrando lo siguiente: partir de los principios básicos y atributos del desarrollo sustentable, delimitar apropiadamente el problema bajo estudio,

relacionar los principios generales de sustentabilidad con los criterios de diagnóstico seleccionados para el objeto de estudio, el cual debe ser fácilmente medible y representar alguna situación importante fundamentada en el razonamiento conceptual y teórico, cubrir la mayoría de los temas de la Agenda XXI y otros aspectos del desarrollo sustentable, ofrecer la posibilidad de aplicarse en otros objetos de estudio de similares características y entender sus transformaciones a través del tiempo (Torres, 1998).

El bienestar humano, el bienestar ecológico y sus interacciones, se pueden traducir en capital social, capital económico y capital ambiental, entendida la palabra capital en términos de existencia y calidad de estos recursos, de tal forma que el énfasis está en desarrollar el capital económico y el capital social, mientras se ejerce la correcta administración del capital ambiental. En la Conferencia sobre Principios de Medición del Desempeño Sustentable realizada en Bellagio, Italia en 1996, se establecen los lineamientos para la evaluación del proceso de desarrollo sustentable, el cual incluye la selección y diseño de indicadores, su aplicación, la adecuada interpretación y la difusión de los resultados (INEGI/SEMARNAP, 2000). En diversos países, la creación o selección de indicadores e índices de desarrollo sustentable se orientan a medir el grado en el que el mejoramiento de la calidad de vida se ejerce, generando a la vez eficiencia productiva, de manera armónica y programada, para lograr la preservación de los recursos naturales. Los temas específicos de dichos índices e indicadores son, entre otros, la estimación del papel de la ciencia y la tecnología, de los flujos de materiales, la medición del grado de pobreza, los sistemas de cuentas nacionales y los sistema de cuentas económicas y ecológicas integradas. Los indicadores para el diagnóstico ambiental permiten sintetizar información

de parámetros básicos en secuencias ordenadas y construir índices por agregación, por lo que es preciso explorar nuevas formas de relacionar la información existente y reconocer relaciones funcionales significativas y estructurales, que permitan obtener una mejor aproximación a una realidad compleja, multidimensional y multiescalar.

En México, el desarrollo de indicadores pretende convertirse en una herramienta fundamental para mejorar la base de la información ambiental, así como la percepción pública de los problemas ambientales, para evaluar condiciones y tendencias ambientales a escalas regional o global, favorecer la integración de las políticas ambientales y económicas y cumplir con los compromisos internacionales en materia ambiental (SEDUE, 1985). El aterrizaje práctico de la sustentabilidad involucra probar varios de estos índices, para seleccionar de entre ellos, los que proporcionen la mejor estimación y seguimiento de las tendencias de la calidad ambiental, al respecto del desarrollo económico y el mejoramiento de la calidad de vida en un municipio, ciudad, estado, o país dado. A nivel mundial se han propuesto y preseleccionado alrededor de 134 índices vinculados con el entorno socio económico ambiental institucional. De entre éstos, INEGI/SEMARNAP (2000) han probado la aplicabilidad de 113 de ellos en México. Sin embargo, éstos no pueden considerarse de uso generalizado, puesto que la mayor parte de ellos tiene utilidad relativa para definir variables de mayor interés en cada área de estudio y es muy difícil que dos regiones presenten características idénticas.

Tabla 1. Características y criterios técnicos que debe reunir un indicador ambiental apropiado. Según Bakkes (1994) y De Camino y Muller (1996).

Proporciona una visión de las condiciones ambientales, la presión ambiental y la magnitud de respuesta.

Es tangible, claro, práctico, de fácil medición y rentable.

Es sencillo, fácil de interpretar y capaz de mostrar tendencias en el tiempo.

Responde a los cambios ambientales y a la intensidad y naturaleza de las actividades antrópicas.

Proporciona una base de comparación estándar o internacional.

Es aplicable a diversas escalas, como nacional o regional, con base en el caso en cuestión.

Es aplicable a diversos ecosistemas, sistemas económicos y sociales.

Se adecúa al nivel de agregación del sistema bajo análisis.

Está teórica y científicamente bien fundamentado.

Existen valores con los que puede ser comparado.

Se basa en consensos internacionales.

Es capaz de relacionarse con modelos económicos y de pronóstico.

Cuenta con una disponibilidad razonable en términos de una relación costo/beneficio equilibrada.

Está bien documentado y se conoce su calidad.

Se actualiza con regularidad.

Presenta repetibilidad a través del tiempo y es significativo para el sistema bajo análisis.

Es sensible a los cambios del sistema.

Debe medir el cumplimiento de una serie de estándares o condiciones extremas ambientales, ecológicas, distributivas, económicas y sociales del sistema en estudio.

Aun cuando queda claro el concepto de sustentabilidad, los aspectos prácticos para estimarla son incipientes o se encuentran aun en desarrollo. Cada disciplina está enfocada en objetivos disímiles, que no obstante, deben contemplar en su conjunto, todos los aspectos básicos para establecer el balance entre el crecimiento de la economía, el

bienestar social y el mantenimiento de modos y ritmos de apropiación de los recursos naturales, acordes con sus tasas de recuperación y la sustitución oportuna de carencias. Esto puede expresarse en pocas palabras, pero llevarlo a la práctica realmente es una tarea difícil.

En este marco es oportuno distinguir entre ecologistas y ecólogos. A partir del desarrollo del concepto “desarrollo sustentable” y de los acuerdos derivados de la Reunión Cumbre de Río en 1992 (UNCED/Energy Issues, 1992; WCED, 1987), han resurgido grupos y asociaciones que abanderan posturas políticas contra la explotación de los recursos naturales, en muchos casos, sin un fundamento científico para la toma de decisiones ambientales. En esta corriente hay un gradiente desde los ultra, que rechazan cualquier acción humana considerando que cualquiera de ellas es nociva al ambiente (“corriente antihumanista” de Anna Bramwell citada por Deléage, 1992), hasta los moderados que piden opinión experta antes de aprobarlas o rechazarlas (“política científica y tecnológica” de Leff, 1994). Por otro lado, algunos ecólogos, son científicos avocados al estudio integral de los ecosistemas, tomando en cuenta parámetros abióticos asociados a variables bióticas, desde el nivel de individuos (autoecología), hasta el de poblaciones y comunidades (sinecología) (Krebs, 1986). En este entendido, la toma de decisiones de los gobiernos en materia ambiental debe sustentarse en criterios científicos para definir una política ecológica *ad hoc* y proporcionar a los ecologistas causas razonables que abanderar.

El uso de los recursos no depende solo de las necesidades locales, también son relevantes las necesidades externas, en función de posibles exportaciones e importaciones de materias primas y productos elaborados, de modo tal que al analizar las condiciones ambientales

actuales de una región, sea factible observar el cambio gradual en el uso de los recursos y la influencia ejercida por los factores naturales en las diferentes etapas del desarrollo histórico (Bassols, 1993).

La generación de estadísticas y el monitoreo son fundamentales en el proceso de aplicación y validación de indicadores (Hammond *et al.*, 1995 citados por Winograd *et al.*, 1995). La selección de indicadores ambientales está basada en el análisis de la información que se ha ido produciendo a partir de los muestreos y cruceros efectuados por diversas instituciones mexicanas (IMP, 2000; González-Lozano *et. al*, 2000c; González-Macías *et. al*, 2000; González *et. al*, 1998; IMP, 2000); Ortiz-Gallarza, *et al.*, 2000a; 2000b).

2.4. Enfoque ecológico.

Con la finalidad de fundamentar la importancia y el grado de complejidad que conlleva la selección de indicadores del medio natural, para integrarse a su vez con los indicadores de los medios social y económico, a continuación se esboza una breve síntesis de algunos de los avances que paulatinamente han configurado el cuerpo general de la teoría ecológica actual, a partir de la que se establecieron las bases y los conceptos fundamentales del análisis de sistemas y de la construcción de modelos ambientales sensibles, robustos y veraces (i. e. Hall y Day Jr, 1977; Smith, 1970), de donde se debe partir para dimensionar el grado de sustentabilidad, mediante modelos integrados, que evaluarán y darán seguimiento a las estrategias de manejo que se apliquen dentro de las políticas asignadas.

También se hace mención de algunos estudios vinculados a la aplicación de indicadores del medio natural probados en México.

Robert May (1976) fue de los primeros ecólogos que analizaron las variaciones de la dinámica poblacional de especies, señalando la existencia de tasas intrínsecas de aumento distintas, generadoras de los modelos fundamentales de crecimiento poblacional: exponencial y logístico. De aquí se derivó el concepto *capacidad de carga* de los ecosistemas, denominada K . En todo ecosistema la disponibilidad de recursos (vgr. espacio, alimento, agua), las características del entorno (vgr. clima, fisiografía) y las relaciones bióticas (ie. depredación, competencia, parasitismo, etc.) condicionan las dimensiones que puede alcanzar una población dada, además de la tasa intrínseca de aumento (r) basada en atributos reproductivos, distribución espacial, formas y ciclo de vida, entre otros.

Un señalamiento de oscilaciones armónicas y de equilibrios estables y tiempos de recuperación de las poblaciones ante las perturbaciones, fundamentó el concepto que posteriormente adoptó el nombre de resiliencia, originado en el estudio de modelos con tiempos de retardo, como los de depredador-presa, hospedero-huésped o competencia, los que mostraron un esbozo del concepto de interrelaciones biológicas, considerando respuestas funcionales y mecanismos de autorregulación dependientes de la densidad de población (May, 1976; Caughley, 1976).

El nicho fue definido en el ámbito del comportamiento animal por Elton (1966; 1927), en su acepción tridimensional por Hutchinson (1970) y se conceptualizó formalmente por Wittaker *et al.* (1973). Este concepto complejo del hiperespacio-hipervolumen que ocupa cada conjunto de poblaciones y comunidades en los ecosistemas dio origen a las primeras

pruebas estadísticas multivariadas que inicialmente consistieron en dendrogramas de asociación obtenidos mediante operaciones aritméticas básicas (Morisita-Ono, 1959), para convertirse posteriormente en análisis matriciales y estadísticos especializados (Green, 1971), que en la actualidad permiten estimar qué variables son las determinantes de entre un amplio elenco, o cómo se agrupan las especies de acuerdo a los parámetros ambientales a su significancia estadística (Snelgrove y Butman, 1994; Nicolaidou *et al.*, 1991)

El principio de exclusión competitiva fue abordado a partir de estudios experimentales de distribución y abundancia de comunidades sometidas a perturbaciones (Levin y Paine, 1974). Según Southwood (1981), el ritmo de crecimiento de las poblaciones que componen las comunidades y su tasa de recuperación a factores de estrés, es resultado de sus estrategias bionómicas, que funcionan como reglas de los organismos según las condiciones del entorno.

Otros ecólogos han analizado a los ecosistemas considerando además de sus relaciones intrínsecas, la interacción con variables económicas y sociales. De aquí surge el desarrollo de modelos de ciudades, de localidades rurales, los flujos económicos y sus implicaciones sociales. En este sentido se incorporan al ámbito de la ecología el análisis costo-beneficio y el establecimiento de costos ambientales mediados por el desarrollo de diversas prácticas directa o indirectamente nocivas al ambiente (Odum, 1980).

El estado del arte en materia de estudios ambientales, actualmente obliga al desarrollo de monitoreos de los parámetros de interés en series de tiempo, y a la incorporación de esa información aunada a la base cartográfica y de conocimientos, en sistemas de información, donde se integren modelos que incluyan solo aquellas categorías y elementos más

significativos del sistema bajo análisis. En un sistema de información ambiental prototipo se contempla que a partir de las diferentes fuentes de información, ésta se sistematice en bases de datos, susceptibles de manipulación, para diseñar, desarrollar, aplicar y validar indicadores e índices que fundamenten de manera adecuada la toma de decisiones en materia ambiental (Fig. 3).

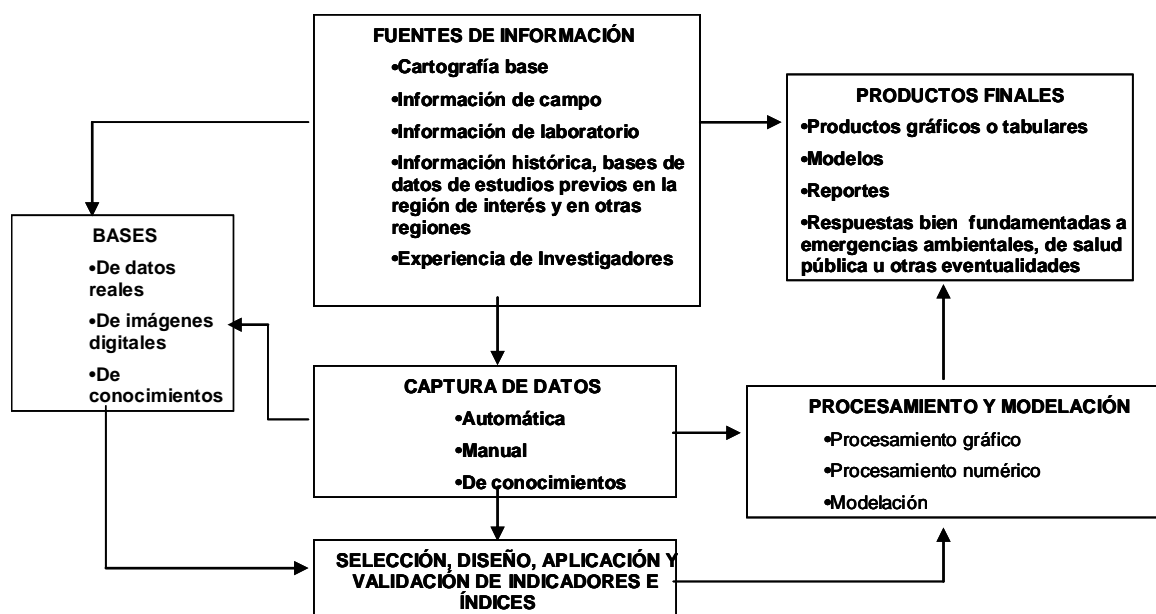


Fig. 3. Sistema de Información Ambiental prototipo para apoyar y fundamentar la toma de decisiones ambientales.

Según datos estadísticos en México en el año de 1999 había una población estimada de 100'294,036 individuos. El país cuenta con un área total de 1'972,550 km² -1'923,040 km² terrestres y 49,510 km² acuáticos-, una superficie de 1'218,560 km², una línea de costa de 9,330 km y una Zona Económica Exclusiva de 3'149,920 km² (INEGI, 1999). De una población tan elevada y un territorio tan vasto, se deriva la necesidad innegable de un

manejo de recursos apropiado; por esta causa se han efectuado estudios de diversos grados de detalle, para sentar las bases de la sustentabilidad en el país.

Para abordar el manejo de distintos ecosistemas es importante contar con inventarios y evaluaciones previas de los recursos bióticos y de las condiciones abióticas (Vergara-Méndez *et al.*, 2001; Connolly y Roughgarden, 1998; González-Macías *et al.*, 1998c; Tapia-García *et al.*, 1997; Vicencio-Aguilar y Ortiz-Gallarza, 1996; Lora-Jaimes *et al.*, 1989; Vázquez *et al.*, 1988), estudios de causa-efecto y de interrelaciones bióticas-abióticas (Walters *et al.*, 1999; Ortiz-Gallarza *et al.*, 1993c; Matus-Parada *et al.*, 1991; Ortiz-Gallarza, 1989), así como caracterizaciones que permitan evaluar los recursos existentes para poder establecer la variabilidad espacio-temporal (González-Lozano, 2000; González L, 1998c; Wing *et al.*, 1995; Matus-Parada *et al.*, 1995; Vázquez Gutiérrez *et al.*, 1987) y las causas que la ocasionan (González-Lozano *et al.*, 2000b; González-Macías, 1997; Matus-Parada y Ortiz-Gallarza, 1994; Dayton, 1971).

Cuando se cuenta con información previa generada en inventarios y estudios de caracterización es factible desarrollar diagnósticos regionales (González-Lozano *et al.*, 2000a; Ortiz-Gallarza *et al.*, 2000b; González 1998a; 1998b; González-Lozano *et al.*, 1997; Ortiz-Gallarza *et al.*, 1993b; Matus-Parada *et al.*, 1993; Ortiz-Gallarza *et al.*, 1991; Paine, *et al.*, 1985) e incluso la línea base o los valores de fondo para algún sitio de interés (González-Macías *et al.*, 2000; Botello y Mendelewicz, 1988.), los cuales permiten monitorear las condiciones ecológicas y detectar perturbaciones de importancia por causas naturales o inducidas en el tiempo (Wright y Boxshall, 1999).

Algunas evaluaciones se relacionan con la determinación de impactos específicos de

actividades humanas como agricultura, ganadería, pesca o acuicultura (Contreras-Bravo *et al.*, 1994), actividades industriales (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2000a); o efectos como las actividades de dragado y la deposición de lodos resultantes (Maurer *et al.*, 1981). En estos casos, se requiere el desarrollo de mediciones antes, durante y después de la aplicación de los impactos (González-Lozano *et al.*, 1999a; 1999b). Estas investigaciones de respaldo propician además el diseño, la creación y la aplicación de técnicas específicas de manejo regional (Ortiz-Gallarza *et al.*, 1996a; 1996b; Matus *et al.*, 1993).

Los parámetros abióticos como el oxígeno disuelto, el pH y la temperatura, así como el contenido de fósforo, nitrógeno, sólidos en varias formas y la presencia de diversas sustancias contaminantes, son indicativos de las condiciones que se presentan en los ecosistemas acuáticos. Si bien los niveles de algunos de estos parámetros han sido empleados para estimar índices de calidad del agua como los que emplea la Comisión Nacional del Agua o el de Walski y Parker (1974), no siempre son representativos para calificar el tipo de impacto que se está investigando. En ocasiones es preferible basarse en las normas ambientales que establecen límites permisibles de diversos compuestos a las industrias o a los efluentes municipales y en las normas toxicológicas que determinan los niveles nocivos para el consumo en agua potable, especies comestibles y/o para la salud humana.

La experiencia ha mostrado que los modelos para estimar la calidad del agua en algunos casos no resultan sensibles o robustos a factores o variables decisivos y enmascaran condiciones de estrés o perturbación. De esta forma deben ser empleados solo como una herramienta más, pero no pueden fundamentar resultados ecológicos integrales. En muchos

casos es mejor analizar los parámetros por separado y comparar con estudios previos en las mismas áreas de estudio. Puede aplicarse un índice de calidad del agua y encontrar buenas condiciones y sin embargo, al analizar la estructura y composición de las comunidades bióticas podrían detectarse alteraciones en el ecosistema, que con la sola medición de los niveles de contaminantes o de otras variables abióticas no sería suficiente para obtener un diagnóstico ecológico apropiado (Ortiz-Gallarza, 2001).

Aunados a los índices de calidad del agua, es factible emplear otros índices auxiliares en la caracterización del compartimiento sedimentario, como es el de fineza de los sedimentos (Satsmadjis, 1985), que estima el diámetro de partícula predominante para relacionarlo con el grado de captación de contaminantes, ya que a menor diámetro mayor retención de compuestos. Este índice ha resultado de gran utilidad y ya es de uso común en estudios ecológicos recientes, como los desarrollados por Aguilera-Lozano (1995) y Ortiz-Gallarza (2001).

Los cambios significativos en la trama trófica de la biota pueden indicar alteraciones significativas en la estructura y función de las comunidades, sin embargo, hay que tener la capacidad de distinguir que no se trate de cambios estacionales que siempre suceden en los ecosistemas no perturbados por actividades humanas. Algunos de ellos son el índice trófico de la infauna y el de integridad biótica (González-Macías *et al.*, 1997). Derivados de los cambios en la distribución y abundancia destacan los índices de análisis de las comunidades como diversidad y similitud (Ortiz-Gallarza, 2001) o el coeficiente de contaminación (Ortiz-Gallarza *et al.*, 1998). En algunas comunidades una alta diversidad es sinónimo de madurez y estabilidad y todas las mediciones de la diversidad dependen de alguna manera,

del número de especies colectadas y de la abundancia de cada una de ellas, en virtud de que la estabilidad de la comunidad se considera como la habilidad de la estructura comunitaria para permanecer inalterable dada la perturbación de sus componentes.

Por otra parte, una metodología idónea para monitorear el estado de la vegetación terrestre, a partir del cálculo de diversos índices de vegetación, así como la determinación de tasas de cambio en cuanto a uso del suelo: tala, erosión, evaluación y control de áreas protegidas, modificación de la frontera agrícola, crecimiento de la mancha urbana, desarrollo portuario, transporte sedimentario, entre otras variables de interés ambiental, es la teledetección espacial o percepción remota y el procesamiento digital de imágenes de satélite a través de diversos procedimientos, incluida el álgebra de mapas que estima cambios reales y tasas de cambio con precisión (Ortiz-Gallarza *et al.*, 1993a; Escoto-Hidalgo *et al.*, 1991; Segura Gortares *et al.*, 1991).

Aun cuando existen un buen número de índices para caracterizar y diagnosticar los ecosistemas, no es posible ni válido generalizar una metodología para distintas áreas de estudio, ya que en cada ambiente las condiciones son diferentes, así como las perturbaciones a las que están sujetas.

No obstante, todos los métodos y modelos que existen, las herramientas fundamentales en la selección de indicadores del medio natural son las pruebas estadísticas multivariadas, como el análisis de cúmulos, el análisis de componentes principales o la ordenación polar. Es recomendable efectuar inicialmente una o varias pruebas de estas, con la finalidad de determinar las variables de mayor peso o que producen la mayor varianza y los factores responsables de que se agrupen.

Además de los indicadores del sistema natural, aunados a los económicos y sociales, para evaluar y dar seguimiento a la evolución del grado de sustentabilidad, hay que tomar en cuenta el uso de tecnología biosustentable, la cual es muy amplia y se encuentra en desarrollo constante; incluye, por ejemplo el mejoramiento de semillas para evitar el uso de pesticidas o fertilizantes sintéticos (Mascarúa *et al.*, 1994), la producción de alimento en espacios reducidos (Guzmán *et al.*, 1994), el aprovechamiento de residuos orgánicos para fabricar composta y abonar cultivos agrícolas (Olguín y Sánchez, 1994), la implementación de sistemas de tratamiento de descargas residuales (Olguín *et al.*, 1994), por citar algunas ecotecias. Y también la concientización de la sociedad sobre la relevancia de los problemas ambientales y su atención prioritaria.

2.5 Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA).

El presente planteamiento consiste en el desarrollo de un modelo numérico para estimar la sustentabilidad de los ecosistemas acuáticos en función de su salud ambiental o de sus condiciones de contaminación, definidas con base en aquellos parámetros responsables de proporcionar una calidad ambiental aceptable o inaceptable de los ecosistemas acuáticos destinados a diversos usos.

Se espera que el modelo pueda compatibilizarse con otros modelos, que en su conjunto, sean capaces de evaluar la calidad del medio -en este caso se incidirá en los ecosistemas acuáticos, pero es susceptible de enlazarse con los compartimentos atmosférico y del suelo-

subsuelo-, la calidad de vida de las poblaciones humanas asentadas en un sitio -sistema socioeconómico- y las condiciones de desarrollo económico del mismo -aspectos económico-financieros-, proporcionando en su conjunto, una medida del desempeño sustentable de una región, y por separado, estimaciones particulares, con la finalidad de diseñar, implementar, monitorear y mantener actualizados los programas de manejo de los recursos naturales, representados por los cuerpos acuáticos y por sus modos e intensidades de explotación.

Debido a la importancia que revisten actualmente los indicadores ambientales en la toma de decisiones, la presente propuesta contempla la selección de los indicadores de mayor significancia en la salud ambiental de los ecosistemas acuáticos. Mediante una metodología similar a la del Índice de Desarrollo Sustentable, el modelo desarrollado considera tanto los parámetros abióticos, -físicos, químicos y de contaminación en la columna de agua y los sedimentos-, como las variables básicas para el análisis de las comunidades bióticas.

Se diseña, desarrolla y prueba la aplicabilidad de este modelo de evaluación de la sustentabilidad de ecosistemas acuáticos, se comparan los resultados con métodos convencionales de caracterización de distintos ambientes acuáticos y se propone su utilización a nivel regional para poder dar un seguimiento efectivo al desempeño ambiental de los ecosistemas acuáticos en términos de abasto a las necesidades, aseguramiento de la salud pública y de los ecosistemas, conservación de condiciones ambientales apropiadas y viabilidad de uso para las generaciones actuales y las futuras.

La justificación para el desarrollo de este modelo numérico es contar con una metodología altamente diversificada que dirija y oriente adecuadamente los esfuerzos al manejo

sustentable, para cumplir con los requisitos de las autoridades ambientales y para aplicarse de manera eficiente e integral considerando los ámbitos socioeconómico y ambiental; abreviar significativamente el tiempo de análisis y diagnóstico de los estudios ecológicos de los ecosistemas acuáticos; coadyuvar a que el desempeño ambiental de los sectores primario, secundario y terciario, resulten compatibles y congruentes con las políticas gubernamentales, además de procurar el cumplimiento de los estándares que las autoridades ambientales tanto mexicanas, como internacionales señalan en este rubro; prevenir o evitar conflictos sociales y políticos vinculados con las actividades humanas y su impacto sobre los ecosistemas acuáticos y apoyar la gestión ambiental, las políticas institucionales de protección ambiental, la política nacional-internacional de desarrollo sustentable y la mejora de la calidad de vida de los grupos sociales involucrados.

3. ANTECEDENTES

3.1. Evolución del Concepto de Sustentabilidad.

La Agenda XXI es hoy día la principal rectora del desarrollo sustentable. Los primeros grupos que sentaron las bases de las políticas sustentables fueron el Club de Roma, a fines de los 60's, el Instituto Tecnológico de Massachusetts en los 70's y a partir de la Conferencia de las Naciones Unidas en Estocolmo, 1972, se creó el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). En 1987 la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo de las Naciones Unidas publicó el documento denominado Nuestro Futuro Común o Informe Brundtland, donde se reconocen las desigualdades entre las naciones, la forma en que se acentúan conforme se agudiza la crisis por la deuda externa de los países del Tercer Mundo y plantea la necesidad de aplicar políticas capaces de conciliar la satisfacción de las necesidades de la población actual, sin comprometer la facultad de las generaciones futuras para atender sus propias necesidades (Brundtland y Troyer, 1990; Brundtland, 1991).

Según Leff (1998) el término **sustentabilidad** tiene dos acepciones, la primera sustentable, que implica la internalización de las condiciones ecológicas de soporte del proceso económico; la segunda sostenibilidad o perdurabilidad del proceso económico mismo. La sustentabilidad ecológica es condición de la sostenibilidad del proceso económico. El tránsito hacia la sustentabilidad fundado en el supuesto de que la economía ha pasado a una fase de post-escasez, implica que la producción, como base de la vida social, ha sido

superada por la modernidad, lo que significa únicamente un discurso ideológico, dirigido a legitimizar nuevas formas de apropiación de la naturaleza, a las que ya no podrán oponerse los derechos tradicionales por la tierra, el trabajo o la cultura (Rodríguez-Crespo, 1994).

En 1992, se efectuó la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Río de Janeiro, Brasil; en esta ocasión se logró la aprobación de la Agenda XXI, la cual establece compromisos para lograr un cambio en los patrones de desarrollo durante este nuevo siglo, para alcanzar un equilibrio entre economía, ambiente y justicia social. La Agenda XXI analiza la situación de un país, estado, municipio o región, bajo un enfoque sistémico, desde las perspectivas económica, social, ambiental y político-institucional. Plantea alianzas entre diferentes órdenes de gobierno y sectores sociales para lograr mejor coordinación de las acciones en agricultura, industria y educación, entre otros rubros, determinantes en el tránsito hacia un desarrollo sustentable (PetroBras, 2002).

En México, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA, 2000) regula los aspectos ambientales básicos, como biodiversidad, aprovechamiento sustentable de los recursos, protección-conservación, participación social, información, medidas de seguridad y control y sanciones. Al desarrollo sustentable lo define la ley, como un proceso evaluable, mediante criterios e indicadores de carácter ambiental, social y económico, que tiende a mejorar la calidad de vida y la productividad de las personas y se fundamenta en medidas apropiadas de preservación del equilibrio ecológico, la protección al ambiente y el aprovechamiento de recursos naturales, sin afectar los satisfactores de las generaciones futuras (LGEEPA, 2000; Salazar, 1996).

Desde el punto de vista de la sustentabilidad, la ubicación de las actividades productivas en un territorio, requiere de un equilibrio regional, que impulse la inversión en los sectores

productivos, ofrezca opciones y certidumbre financiera, a la par de fomentar el desarrollo socio-económico y la conservación y protección de los recursos naturales (Rodríguez-Crespo, 2004). En el devenir de la evolución de la normatividad ambiental, diversos centros de investigación y universidades han permanecido atentos a la realización de estudios con enfoques diversos que a la postre, han ido cubriendo los objetivos y satisfaciendo los requerimientos de las autoridades en esta materia, a partir de determinaciones físico-químicas, de contaminación y de análisis de las poblaciones y comunidades bióticas de los ambientes acuáticos, tanto marinos como continentales. Se han desarrollado estudios integrales que contemplan los diversos compartimientos del ambiente, como columna de agua, sedimentos y organismos. Asimismo, entre los acuerdos de la Agenda XXI, se estableció como prioridad, el desarrollo y empleo de modelos, índices o indicadores, capaces de calificar la sustentabilidad en función de la calidad ambiental y del desempeño de los grupos humanos que inciden en su transformación. Por lo tanto, la tendencia actual es desarrollar metodologías para estimar en forma objetiva, el efecto de las acciones antropocéntricas en los ecosistemas. Las autoridades encargadas del cuidado del ambiente y de la salud pública y los gobiernos de las federaciones, municipios y estados, deben velar por la preservación del ambiente, a través del cumplimiento de los estándares de calidad en los distintos compartimientos de los ecosistemas, así como la prevención de crisis ambientales provenientes de acciones como descarga y disposición de sustancias contaminantes, que alteren las condiciones y puedan producir contingencias que amenacen la integridad de las comunidades humanas y de los elementos que constituyen los diversos ecosistemas. Es importante considerar que los encargados de la toma de decisiones de las instancias ambientales, son los directamente responsables de la planeación, diseño y

ejecución de propuestas, planes y programas de acción, los cuales requieren de herramientas muy diversas, así como de métodos de seguimiento y evaluación, en forma de índices, indicadores o modelos prácticos, que funcionen como herramientas estadísticas o matemáticas de alta significancia, para corroborar que las acciones derivadas de los planes y programas locales, tengan efectos positivos sobre los recursos o las variables fundamentales del entorno, y que, en caso contrario, sea posible modificar y corregir oportunamente las decisiones que estén resultando inapropiadas para una región de interés.

La sustentabilidad es la prioridad actual en el manejo de los recursos naturales, sin embargo, es un proceso permanente que requiere monitoreo y revaloración continua, para definir e ir modificando acciones en cuanto al manejo regional y evaluar variaciones por efecto de la manipulación de las diversas variables en juego, así como la selección, instrumentación y validación de indicadores robustos, sensibles y verazmente representativos del estado ambiental regional, que califiquen los efectos de las políticas ambientales, facilitando la toma de decisiones tanto a los gobiernos a diferentes niveles, como a la sociedad.

3.2. Indicadores de calidad del agua.

En virtud de que el agua es indispensable para todos los aspectos de la vida, es menester asegurar el suministro suficiente y la calidad apropiada para cubrir las demandas de la generación actual y las venideras (Brundtland y Troyer, 1990; Brundtland, 1991), a la vez de preservar las funciones hidrológicas, biológicas y químicas de los distintos ecosistemas acuáticos, adaptando las actividades antrópicas a la capacidad de carga de la naturaleza y

combatiendo los agentes de morbilidad y mortalidad relacionados con su ingesta o contacto (Abernethy, 2001). Para ello es preciso contar con tecnologías eficientes para determinar su calidad, condición y dinámica, así como sus fuentes de contaminación, solo así se podrán administrar sustentablemente los recursos hídricos y garantizar su preservación.

La calidad natural del agua es el conjunto de características físicas, químicas y biológicas presentes en ríos, lagos, manantiales, el subsuelo o el mar y se han establecido criterios según los usos: -agua potable, de uso doméstico, urbano industrial, agrícola, ganadero; utilización del curso o masa de agua: baño, pesca, navegación; sostenimiento de especies animales/vegetales, o receptor de efluentes residuales domésticos e industriales-, entre los principales (Domínguez Parra, 1986). La contaminación acuática causa la alteración de esta calidad natural y puede impedir que sea la adecuada para el uso destinado, ya que los contaminantes modifican el estado del agua y disminuyen su aptitud de utilización (Ayers y Westcot, 1985).

Tradicionalmente, la manera de estimar la calidad del agua ha sido a partir de parámetros físicos, químicos y biológicos por comparación con los criterios definidos como estándares de acuerdo al uso (Dinius, 1987). En México, gubernamentalmente, se adoptó como indicador general el Índice de Calidad del Agua (ICA), que proporciona un valor global, incorporando valores individuales de una serie de subíndices. Este ICA empleado por la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, la Comisión Nacional del Agua y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, considera entre 13 y 18 parámetros, jerarquizados por peso específico: bacterias coliformes fecales (0.143), oxígeno disuelto (0.103), DBO_{5días} (0.096), bacterias coliformes totales (0.083), ortofosfatos (0.073),

cloruros (0.068), pH (0.063), dureza de CaCO_3 (0.058), alcalinidad (CaCO_3) (0.055), DQO y nitratos (0.053), temperatura y amonio (0.043), sólidos suspendidos totales, fenoles (0.033), etc. Los valores entre paréntesis representan la jerarquización que le impone mayor importancia o peso específico al contenido de bacterias coliformes fecales, seguido de la demanda bioquímica de oxígeno y sucesivamente al efectuar el cálculo del efecto multiplicativo y aditivo de todos los parámetros contemplados en el algoritmo de cálculo. La calificación de 0 a 100 determina el gradiente ICA: 0-30 muy contaminado, 30-50 contaminado, 50-70 levemente contaminado, 70-100 no contaminado (SARH, 1979; SEDUE 1985; León-Vizcaino, 1988).

No obstante, una desventaja muy grande del ICA es que no incluye la estimación de condiciones de contaminación por agentes importantes como los metales pesados e hidrocarburos, ni considera la evaluación del compartimento sedimentario, cuyo monitoreo es básico para la conservación de la salud de los ecosistemas acuáticos (Axis-Arroyo y Mateu, 2001).

Asimismo, el ICA es aplicable a sistemas dulceacuícolas, no contempla aplicaciones particulares para los ecosistemas salobres y marinos; carencias que constituyen limitantes importantes para el uso de este indicador en la toma de decisiones ambientales (Pineda-Olmedo, 1999).

Otros indicadores de calidad del agua establecen fuentes de contaminación o sitios de descarga, ponderando diferencias entre la media geométrica del total de las mediciones y los valores registrados en los distintos sitios. También están basados en el uso asignado y solo son aplicables a sistemas dulceacuícolas (Walski y Parker, 1974).

Otros son específicos de ecosistemas estuarinos, aunque señalan más categorías de calidad, como el Índice de Calidad de Agua Estuarina (Estuarine Water Quality Index, que va de calidad muy pobre ($eWQI \leq 3$) a muy buena ($eWQI \geq 9$) (Richardson, 1997).

Sin embargo, tomando en cuenta que la sustentabilidad es una prioridad para conciliar el desarrollo socio-económico con la disponibilidad y sustentabilidad de los recursos hídricos (Salinas *et al.*, 2001), actualmente, los países desarrollados han establecido el uso de benchmarks (niveles formales de contaminación), con base en los efectos que producen en la biota y potencialmente, en la salud humana de las localidades de interés (Campanella *et al.*, 2001).

Ante este estado del arte se detectó la necesidad de desarrollar nuevos indicadores de evaluación ambiental, que además de evaluar las condiciones de contaminación de parámetros tan importantes como metales pesados e hidrocarburos, contemplen al compartimento sedimentario y que se basen, más que en los usos del agua, en la sustentabilidad de los ecosistemas acuáticos, en función de la preservación de la salud de los ecosistemas, que de esta manera garanticen la conservación de la salud pública (Bastianoni *et al.*, 2001; Malkina-Pykh y Pykh, 2001; UNCSD, 2001).

3.3. Modelos de sustentabilidad.

Desde la década de los 70's los ecólogos se han dado a la tarea de establecer tasas de recuperación de poblaciones y comunidades de organismos de la biota, así como capacidad de carga de los distintos biomas, señalando que la explotación antropogénica de los recursos naturales debe efectuarse mesuradamente (Holling, 1973; Abernethy, 2001).

Ya en los 90's se formaliza la necesidad de un énfasis en el desarrollo sustentable y se organizan grupos internacionales que trabajan para atender este aspecto (Brundtland y Troyan, 1990; Brundtland, 1991). Es por esto que la necesidad inaplazable de poner en marcha los sistemas de manejo sustentable en los diversos tipos de ecosistemas ha establecido la tendencia actual de los estudios ecológicos del Siglo XXI en la búsqueda de la aplicación eficiente de modelos de acción del tipo Presión-Estado-Respuesta que equilibren la explotación y el uso de los recursos naturales y que estén fundamentados en los índices o indicadores de respuesta, diseñados ex profeso (UNCSD, 2001).

La explotación de los recursos naturales, debe ser eficiente, equilibrada y dinámica (UNSD, 2001), por lo que el manejo de ecosistemas tiene como meta central, preservar las condiciones de sustentabilidad ecológica (Ford, 2001).

Algunas metodologías empleadas para la evaluación de la sustentabilidad son los indicadores de progreso de Baker y de Everett y Wilks -aplicados por el Banco Mundial, o el índice desarrollado por la World Wildlife Fund, que mide cuánto se ha modificado el planeta tierra en las últimas décadas, estima el área boscosa, el volumen disponible de agua potable y las condiciones de los ecosistemas (*In*: Banco Mundial, 2001).

En el Barómetro de Sustentabilidad, que se desarrolló en 1997 por la Unión Mundial para la Naturaleza y fue publicado en el documento: Programas de Estrategias para la Sustentabilidad por Robert Prescott-Allen de la Columbia Británica en Canadá, los indicadores pueden ser tantos, cuanto sea su disponibilidad y pertenecen a las categorías socio-económica y ecosistemas naturales. Comprende las fases de diagnóstico, monitoreo y evaluación. Este barómetro puede usarse como una medida, tanto del bienestar humano como del bienestar de los ecosistemas. Su escala va de 0 a 100 y comprende las categorías

Bueno, Adecuado, Medio, Pobre y Malo (80 a 100; 60-80; 40-60; 20-40 y 0-20, respectivamente).

El Índice de Sustentabilidad Ambiental diseñado en el Foro Económico Mundial en 2001 (WEF, 2001 citado por World Bank, 2001), identifica 22 indicadores núcleo que contribuyen a estimar la sustentabilidad ambiental en cuanto a: calidad del aire, salud pública y regulación ambiental, entre otros aspectos prioritarios. Se apoya en 67 variables, entre ellas niveles de bióxido de azufre en la atmósfera, muertes asociadas a esquemas de salud y de sanidad deficientes, porcentaje de áreas naturales protegidas, etc. Sin embargo, este índice no considera las limitaciones reales que tiene la productividad de los ecosistemas terrestres. Las cinco categorías promedio, que maneja el índice corresponden a 1) Sistemas ambientales, 2) Reducción de los impactos, 3) Reducción de la vulnerabilidad humana, 4) Capacidad social e institucional y 5) Compromiso global; las que a la vez contemplan, en el caso de los sistemas ambientales, calidad del aire, calidad y la cantidad de agua disponible, biodiversidad y ecosistemas terrestres. En la reducción de impactos, -reducciones de la contaminación del aire, del uso de agua, del impacto a ecosistemas, de consumo y generación de basura y de incrementos demográficos-. En lo correspondiente a la reducción de la vulnerabilidad humana, -mantenimiento de necesidades básicas y salud ambiental-. En capacidad social e institucional: -ciencia y tecnología, capacidad de debate, regulación y administración, responsabilidad del sector privado, información ambiental, eco-eficiencia y reducción de distorsiones al público-. Y finalmente, participación global, -compromisos internacionales, participación y soporte monetario a nivel global y protección al patrimonio internacional en materia ambiental-. De esta forma el índice permite estimar

indicadores estandarizados para realizar análisis comparativos de manera sencilla y práctica en las localidades de interés.

En México, se ha probado y adaptado (Barrera-Roldán *et al.*, 1998) la metodología del Índice de Sustentabilidad Ambiental, con la finalidad de construir un Índice de Sustentabilidad Industrial (Barrera-Roldán, 2003a; 2003b; 2004; Rodríguez Crespo, 2004), para estimar la tendencia regional en el área influenciada por la presencia de una refinería. Sin embargo, el índice señala la orientación de la tendencia, a la alta o a la baja, según se acerca a los extremos (-0 ó 1-), sin transformar o equiparar los valores obtenidos, a ninguna otra escala o categoría cuantitativa.

Se está haciendo un énfasis en los esfuerzos por caracterizar y diagnosticar el estado de los ecosistemas, efectuar su monitoreo espacio-temporal y determinar los efectos que sobre ellos producen las diversas actividades productivas de las sociedades humanas, con la seria intención de establecer lineamientos, planes y proyectos de manejo sustentable, como aquellos elaborados por Campanella *et al.* (2001), Axis-Arroyo y Mateu (2001), Bastianoni *et al.* (2001), Beltrán Morales *et al.* (2002), entre otros.

La sustentabilidad ecológica se refiere al mantenimiento o restauración de la composición, estructura y función de los sistemas ecológicos. La resiliencia, por su parte, es la propiedad que permite a los ecosistemas mantenerse en equilibrio ante una perturbación o restablecerse después de ella. La escala de observación influye en la percepción de la resiliencia de los ecosistemas. Los organismos, poblaciones, comunidades y ecosistemas son afectados diferencialmente por perturbaciones relativas a la escala del paisaje que ocupan. Para alcanzar la sustentabilidad, los ecosistemas, deben ser manejados tomando en cuenta

los criterios de múltiples organizaciones y a partir de procesos que operen sobre un ámbito muy amplio de escalas espaciales y temporales (Holling, 1973).

Ante este panorama, autores de diversos países e instituciones, recientemente encaminan sus investigaciones a la estimación cuantitativa de la sustentabilidad, como es el caso del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (Salinas *et al.*, 2001), el Instituto Mexicano del Petróleo (Rodríguez-Crespo, 2004; Barrera Roldán *et al.*, 2003a; 2003b; 2004; Ortiz-Gallarza, 2002), el Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional en México y la Universidad Jaime Castellón en España (Axis-Arroyo y Mateu, 2001), la Academia de Ciencias en Rusia (Malkina-Pykh y Pykh, 2001); la Universidad de Siena y el Departamento de Ingeniería Ambiental de Venecia en Italia (Bastianoni *et al.*, 2001), el Departamento de Ecología del Paisaje del Centro de Investigación ambiental de Leipzig-Halle en Alemania (Lausch, 2001), el Laboratorio de Investigación del Agua de la Universidad de Utah (Kaluvarachchi y Zhao, 2001) y la Estación de Investigación de las Montañas Rocallosas (Ford, 2001) en los Estados Unidos de Norteamérica, por citar algunos.

3.3.1. Sustentabilidad de los Ecosistemas Marinos.

La sociedad actual tiende a ver con mayor interés el impacto de los cambios en el ambiente, en la economía local y en la vida de la comunidad, Los factores sociales y culturales, se están volviendo importantes en el proceso de evaluación del impacto del desarrollo. El público ha adquirido interés en el papel de los recursos naturales costeros y de qué forma los cambios afectan la base económica de las comunidades. Es muy deseable que la

sociedad continúe incrementando esta demanda de considerar el uso de recursos en las bases del ecosistema o desde un punto de vista más interconectado. En el futuro, los rasgos económicos y sociales serán considerados entre los factores más importantes en términos del desarrollo y del uso de los recursos naturales asociados a los mares y ecosistemas costeros mexicanos. En los mares marginales, la economía costera se basa en el uso inteligente de los recursos costa afuera y a lo largo de la costa. Una parte considerable de la población reside en la franja costera, entre las sierras y la costa. Por lo tanto, las aguas costeras son el punto focal para los impactos y consecuencias de muchas actividades desarrolladas en tierras elevadas o serranías, frentes de agua y costa afuera. Los impactos ambientales negativos derivados del crecimiento y del desarrollo se traducen en una demanda decreciente, por ejemplo, la ausencia de turismo; si el paisaje es desagradable o si hay contaminación, decremento de ganancias e incremento de costos y compensaciones para corregir los problemas (Kumpf *et al*, 1999).

Respecto a un control y seguimiento de asuntos como la pesca comercial debe darse un seguimiento detallado de los avisos de arribo, capturas, valores, artes de pesca y embarcaciones, principales puertos y varaderos disponibles, procesamiento, comercialización, pesca marina deportiva, número de pescadores y de viajes de pesca, modo de pesca, etc. En términos de compatibilidad en cuanto a actividades turísticas y a la presencia de: humedales, a la existencia de actividades de pesca deportiva, la construcción de arrecifes artificiales, el veleo, el uso de playas, la producción de alimentos marinos, la transportación marítima, la presencia de marinas, el uso urbano, el ecoturismo y la conservación (Cato y Adams, 1999).

En junio de 1992 se efectuó una reunión para dar seguimiento a las principales acciones señaladas en la Conferencia de las Naciones Unidas para el Medioambiente y el Desarrollo:

1) Prevenir, controlar y reducir la degradación del medio ambiente marino, así como el mantenimiento y la mejora de sus condiciones de sostén de vida y capacidades productivas, 2) Desarrollo e incremento del potencial de los recursos marinos vivos para cubrir las necesidades nutrimentales de las poblaciones humanas, así como las metas de desarrollo social y económico, 3) Promover el manejo integrado y el desarrollo sustentable de las áreas costeras y del ambiente marino.

Se han desarrollado aplicaciones modulares para fortalecer los vínculos entre la ciencia y el manejo y reducir los lapsos de retraso entre los nuevos avances en ciencia aplicada para apoyar el manejo sustentable de los recursos, a partir del conjunto de implementaciones orientadas al manejo de las ciencias marinas, que se emplean en países desarrollados. Los módulos que se atienden son productividad, pesca y pesquerías, contaminación y salud de los ecosistemas, condiciones socioeconómicas y regímenes de gobierno pertinentes.

Una implementación para desarrollar vínculos cercanos entre ciencia y manejo de recursos es la de Holling (1993). La definición de la sustentabilidad de dicho autor se enfoca en estudios que fundamentan el desarrollo social y económico de una región, con la meta de invertir en el mantenimiento y la restauración de las funciones críticas del ecosistema, para sintetizar y hacer accesible el conocimiento y comprensión de la economía y para desarrollar y comunicar el entendimiento que proporciona el establecer la confianza para los ciudadanos.

En cuanto a antecedentes para establecer la sustentabilidad marina, se encuentran la Convención para la Conservación de los Recursos Marinos Vivos del Atlántico (Scully,

1993) y las declaraciones ministeriales para la Protección del Mar Negro. La Declaración del Mar Negro hace un llamado para el manejo integrado y el desarrollo sustentable de las áreas costeras, la protección del ambiente marino, el uso sustentable y la conservación de recursos vivos bajo jurisdicción nacional y la necesidad de direccionar las incertidumbres críticas hacia el manejo del medioambiente marino y del estrechamiento de la cooperación regional e internacional, así como su coordinación (Hey y Mee, 1993).

En cuanto a los cambios en el estado de salud de los ecosistemas, se evalúan a partir del monitoreo y verificación, de la regulación, acciones institucionales y de toma de decisiones para manejar los ecosistemas marinos con base en los señalamientos establecidos en la Conferencia de las Naciones Unidas en Desarrollo y Medioambiente (*In*: Sherman, 1999).

El concepto de Grandes Ecosistemas Marinos (Large Marine Ecosystems/LME por sus siglas en inglés) corresponde a regiones marinas relativamente grandes de 200,000 km² o mayores, caracterizadas por rasgos diferenciados de batimetría, hidrografía, productividad y poblaciones trofodependientes. Los Grandes Ecosistemas Marinos (Tabla. 2) son regiones de espacio oceánico que comprenden áreas costeras de cuencas de ríos y estuarios, hasta el límite externo de las plataformas continentales y de los márgenes marinos de los sistemas de corrientes costeras. De los 46 límites de los Grandes Ecosistemas Marinos del mundo, los principales en México comprenden la Corriente de California, el Golfo de California y el Golfo de México.

Tabla. 2. Clasificación de los Grandes Ecosistemas Marinos a partir del establecimiento de límites de acuerdo a su dimensión en la Conferencia de las Naciones Unidas en Desarrollo y Medioambiente.

Número y Denominación	Número y Denominación
1) Este del Mar de Bering	2) Golfo de Alaska
3) Corriente de California	4) Golfo de California
5) Golfo de México	6) Plataforma Continental SE de E. U. A.
7) Plataforma Continental NE de E. U. A.	8) Plataforma Escocesa
9) Plataforma de Newfoundland	10) Plataforma Oeste de Groenlandia
11) Pacífico Insular, Hawaii	12) Mar Caribe
13) Corriente de Humboldt	14) Plataforma de Patagonia
15) Corriente del Brasil	16) Plataforma NE de Brasil
17) Plataforma Este de Groenlandia	18) Plataforma de Islandia
19) Mar de Barents	20) Plataforma Noruega
21) Mar del Norte	22) Mar Báltico
23) Plataforma Celta de Vizcaya	24) Costa Ibérica
25) Mar Mediterráneo	26) Mar Negro
27) Corriente Canaria	28) Golfo de Guinea
29) Corriente de Benguela	30) Corriente de Agulhas
31) Corriente Costera Somalí	32) Mar Arábigo
33) Mar Rojo	34) Bahía de Bengala
35) Mar del Sur de China	36) Mares Sulú-Célebes
37) Mares de Indonesia	38) Plataforma Norte de Australia
39) Arrecife Gran Barrera	40) Plataforma de Nueva Zelanda
41) Mar del Este de China	42) Mar Amarillo
43) Corriente Kuroshio	44) Mar del Japón
45) Corriente de Oyashio	46) Mar de Okhotsk

Los impactos principales a los que se han visto expuestos los ecosistemas marinos son la explotación creciente, incluyendo la extracción de hidrocarburos, de recursos pesqueros y de otros recursos renovables, daños a la zona costera, pérdidas del hábitat; son receptores del drenaje proveniente de las cuencas de los ríos (pluvial-fluvial) y de las descargas de desechos urbanos, los contaminantes en aerosol que se precipitan y en general, son un laboratorio viviente para investigar y dar seguimiento a los fenómenos.

A partir de los conocimientos teóricos de los fenómenos oceanográficos y de sus respectivas mediciones se ha desarrollado una modelación relevante para efectuar el monitoreo de los estados cambiantes de los Grandes Ecosistemas Marinos, los cuales incluyen los aspectos ya mencionados y las cadenas alimentarias de los invertebrados marinos (Beddington, 1995).

Los ecosistemas presentan múltiples estados estables y la formación de patrones de difusión espacial dentro de éstos. Se registra una degradación causada por eutroficación, contaminación, sobreexplotación y cambio climático. Los ecosistemas con dinámicas más complejas son los mares semicerrados como el Mar Negro, el Mar Báltico, el Mar Mediterráneo y el Mar Caribe, así como los sistemas de corrientes muy cambiantes, entre los que pueden mencionarse, los Sistemas de la Corriente de Humboldt, de la Corriente de California, la Canaria, la de Kuroshio y la de Benguela. El National Marine Fisheries Service [NMFS], ha desarrollado índices para estimar los cambios en los Grandes Ecosistemas Marinos. A partir de series de tiempo de los parámetros clave se emplearon cinco módulos vinculados relacionados a la sustentabilidad del ecosistema: productividad, peces y pesquerías, contaminación y salud del ecosistema, condiciones socioeconómicas y regímenes de gobierno pertinentes. La implementación de estos índices se ha efectuado en un esfuerzo de colaboración entre la NOAA, NMFS y cinco países costeros del Golfo de Guinea.

Los siguientes módulos para monitorear los grandes ecosistemas marinos se desarrollaron con la participación multidisciplinaria de expertos en oceanografía a nivel mundial (Sherman, 1999; Sherman *et al.*, 1993).

I. Módulo de Productividad. La productividad puede estar relacionada con la capacidad de carga de los ecosistemas para sostener los recursos pesqueros (Pauly y Christensen, 1995). La medición de la productividad del ecosistema, también puede servir como un indicio útil del problema creciente de la eutroficación costera (North Sea Task Force, 1993). Los parámetros del ecosistema medidos en el módulo de productividad son biodiversidad del zooplancton, información de la composición de especies, biomasa del zooplancton, estructura de la columna de agua, radiación fotosintéticamente activa, transparencia, clorofila a, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ y producción primaria.

II. Módulo de Peces y Pesquerías. Los cambios en la biodiversidad entre las especies dominantes de las comunidades de peces en los ambientes marinos son consecuencia de una sobreexplotación excesiva o de la contaminación costera (Bombace, 1993; Mee, 1992). Se analizan los agentes forzantes primarios, secundarios y terciarios en la cosecha sostenida de las pesquerías (por ejemplo las surgencias en sistemas como las Corrientes de Humboldt, de Benguela o de California (Bakun, 1993; 1995).

La propia pesca es un ejemplo de agentes forzantes secundarios y la contaminación de agentes forzantes terciarios. Respecto a condiciones de sobrepesca, hay ejemplos de ello en el Mar Amarillo y la Plataforma NE de los E. U. A. donde la aplicación de un esfuerzo pesquero excesivo ha sido la causa de declinaciones a gran escala en las capturas y cambios en la biodiversidad y dominancia de las comunidades de peces (Tang, 1993). En dichos ecosistemas la contaminación y la perturbación medioambiental son de influencia secundaria y terciaria.

En otros ecosistemas, la contaminación costera y la eutroficación han sido los agentes forzantes primarios en los cambios de las capturas pesqueras del Mar Adriático NW

(Bombace, 1993), el Mar Negro (Mee, 1992) y las aguas cercanas a la costa del Mar Báltico (Kullenberg, 1986). En dichos casos la sobreexplotación y los cambios ambientales naturales son de importancia secundaria y terciaria. Las pesquerías independientes de los arrastres de fondo y los sondeos acústicos para especies pelágicas, permiten generar información en series de tiempo de los cambios en la biodiversidad de la comunidad de peces. Con procedimientos de muestreo estandarizado y empleando embarcaciones pesqueras de pequeña escala se capturan ejemplares de peces para efectuar análisis estomacales, edad, crecimiento, fecundidad, talla y evaluar sus variaciones mediante comparaciones (ICES, 1991). También deben recabarse datos para clarificar y cuantificar las relaciones tróficas multiespecíficas y la recolecta de muestras para monitorear la contaminación costera. Las muestras de peces capturadas mediante artes de pesca de arrastre pueden emplearse para monitorear las condiciones patológicas que pueden estar asociadas con la contaminación costera. Los barcos arrastreros también pueden ser empleados como plataformas para obtener muestras de agua, sedimentos y del bentos para monitorear los afloramientos microalgales nocivos, vectores virales de enfermedad, eutroficación, anoxia y cambios en las comunidades bentónicas.

III. Módulo de Contaminación y Salud del Ecosistema. En algunos Grandes Ecosistemas Marinos la contaminación ha sido el agente forzante principal en los cambios de las cosechas de biomasa. Definir el concepto de salud del ecosistema es difícil. La aplicación se ha desarrollado a partir de índices e indicadores, como Constanza (1992), Karr (1992), Norton y Ulanowicz (1992) y Rapport (1992). El objetivo fundamental es monitorear los cambios en la salud de los ecosistemas, como medidas de la funcionalidad del sistema complejo.

El paradigma de “salud”, se basa en comparaciones de los estados múltiples de la resiliencia y la estabilidad del ecosistema. Constanza (1992) señala que para que un ecosistema sea saludable y sustentable, debe mantener su nivel de actividad metabólica, así como su estructura y organización internas y debe ser resistente al estrés externo, sobre escalas espacio-temporales relevantes al ecosistema. Estos conceptos se discutieron en dos talleres de expertos en 1992 (NOAA, 1993).

De entre todos los índices se consideraron cinco de ellos como medidas experimentales del estado cambiante del ecosistema y de su salud: 1) Diversidad, 2) Estabilidad, 3) Cosechas, 4) Productividad y 5) Resiliencia. Destacaron la hidrografía, el plancton y los nutrientes entre los principales parámetros de influencia.

Entre los aspectos biológicos a nivel individual destacan crecimiento, reproducción, mortalidad, comportamiento y movimiento. A nivel poblacional se encuentran competencia intraespecífica, edad poblacional, estructura de tallas, tasas de crecimiento poblacional, ciclos de población, distribución espacial. Como ecosistema se consideran biomasa, productividad, flujo de energía, flujo y reciclamiento de nutrientes, estabilidad, resiliencia y desarrollo.

IV. Módulo Socioeconómico. Se caracteriza por su énfasis en las aplicaciones prácticas de sus hallazgos científicos para el manejo de los ecosistemas y en la integración explícita del análisis económico con la investigación científica para asegurar que las mediciones para el manejo prospectivo, sean de costo efectivo. Los economistas y los politólogos, requerirán trabajar cercanamente con los ecólogos y otros científicos, para identificar y evaluar las opciones de manejo, que son, tanto verosímiles desde el punto de vista científico, como económicamente prácticas.

La investigación económica y sobre el manejo, se integrará íntimamente a través de la ciencia y se diseñará intencionalmente para responder “adaptativamente”, a la información científicamente ajustada. La política de seis puntos interrelacionados para el manejo de recursos marinos desarrollada por James Broadus de Woods Hole Oceanographic Institution (Sherman, 1999 *In: Kumpf et al.*, 1999), se describe a continuación.

- 1) Funciones forzantes humanas. El punto de partida natural es una caracterización generalizada de las maneras en las cuales las actividades humanas afectan el sistema marino natural y la sensibilidad “esperada” de estas funciones forzantes a varios tipos y niveles de actividad humana. Dinámicas poblacionales, desarrollo costero y prácticas de uso del suelo en la cuenca de drenaje del ecosistema, son ejemplos claros. El trabajo de integración de los esfuerzos de los investigadores de las ciencias naturales y de las ciencias sociales, deberá concentrarse en la resolución de los efectos aparentes, -tal como la eutroficación asociada a los eventos de afloramientos microalgales, popularmente denominados “marea roja”, o con la modificación de las estructuras poblacionales de los peces-, que son confundidos con ciclos o dinámicas complejas del propio ecosistema, También es posible el progreso, al obtener mejores caracterizaciones, de la manera en la cual, el “forzamiento” humano es mediado por opciones de manejo alternativo. Debe enfatizarse en el “aislamiento” y la cuantificación de esas actividades “forzantes” (descargas de desechos municipales, drenaje agrícola, esfuerzo pesquero), parece estar expresado de manera más prominente en los efectos en el ecosistema natural.
- 2) Evaluación de impactos. Otro elemento natural en la apreciación sistémica es estimar, para luego predecir los impactos económicos de la degradación no

manejada en el sistema natural y los beneficios esperados del manejo y de las medidas de manejo. Es una forma de análisis de costo-beneficio estandarizado, que requiere de información científica para describir los efectos del “forzamiento” humano, de tal manera que pueden ser cuantificados en términos económicos. El análisis inicial debería enfocarse en los sectores social y económico, así como experimentar los mayores impactos –pesca, acuicultura, salud pública, recreación y turismo-.

- 3) Retroalimentaciones. Debiera invertirse en un esfuerzo de colaboración para estimar, tras identificar, las retroalimentaciones de los impactos económicos en el funcionamiento del “forzamiento” humano. La eutroficación costera extensiva, por ejemplo, asociada con el desarrollo costero y las escorrentías pueden reducir la vocación de las áreas costeras para la producción acuícola, e incrementar las posibilidades de daño por exposición a afloramientos, popularmente conocidos como “mareas rojas”.
- 4) Servicio del Ecosistema/El valor de la biodiversidad. Debe otorgarse una consideración especial por generar información adecuada de la manera en la cual el sistema natural genera valores económicos. Muchos servicios valiosos, proporcionados por los sistemas naturales no se traducen al mercado o se incluyen en evaluaciones de planeación, de ahí que deba ponerse un cuidado adicional en asegurar que no serán sacrificados a causa de la ignorancia. Los servicios provistos por los humedales costeros, son “salas de cuna” o “guarderías” para las pesquerías, filtros para la contaminación natural, amortiguadores de los efectos de las tormentas, son ejemplos bien conocidos, los cuales tienen particular relevancia para

manejarlas. Otros ejemplos son un tanto sutiles, incluyendo la importancia de las interacciones depredador-presa y la posibilidad de la pérdida de especies clave” en un ecosistema valioso. Deben conocerse muy bien los usos potenciales, los usos actuales y las innovaciones potenciales de manejo.

- 5) Economía del Ecosistema. Estimación de los valores económicos (tanto del uso, como del “no uso”, asociados con los recursos medioambientales, e identificar las condiciones asociadas con su manejo óptimo (para derivar los beneficios netos mayores para la sociedad). La colaboración entre estudiantes de países desarrollados y no desarrollados es muy importante, con la finalidad de transferir y adaptar las necesidades y las técnicas de la economía ambiental.
- 6) Establecimiento Integrado. Por último se realiza la integración de los resultados logrados con caracterizaciones científicas de los Grandes Ecosistemas Marinos en una estructura analítica comprensible, que apoye a la toma de decisiones ambientales y que permita integrar los avances a la integración, que contemplen prácticas humanas, efectos y opciones de manejo en cada región. Tal tipo de trabajo encabeza las tendencias de la investigación actual sobre las dimensiones humanas del cambio ambiental global y de la investigación entre interacciones humanas y ecosistemas marinos naturales.

V. Módulo Gubernamental. Comprende programas desarrollados por los regímenes de manejo que incorporan las interacciones al nivel del ecosistema. Por ejemplo el Mar Amarillo, administrado por la República de China; las pesquerías multiespecíficas de la Corriente de Benguela; El Ecosistema Arrecifal de la Gran Barrera Australiana o el Ecosistema de la Plataforma Continental del Noroeste Australiano, administrados por los

Gobiernos Estatales y Federales de Australia; y el ecosistema marino del Antártico, bajo el cuidado de la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivientes Marinos del Antártico y sus 21 naciones afiliadas. Están desarrollándose los manejos de los ecosistemas para el Mar del Norte, el Mar de Barents y el Mar Negro. A través de Global Environmental Facility, y en coordinación con los países involucrados, se están desarrollando proyectos de manejo costero integrado (Integrated Coastal Management), algunos modelos derivados de estudios de caso, son por ejemplo, la Bahía de Batangas, Filipinas y el Municipio de Xiamen, China. En varios casos el programa núcleo considera un manejo integral de desechos, del abatimiento de la contaminación del agua, de la conservación de áreas de manglar y de arrecifes de coral bajo estrés, el desarrollo de turismo costero y adecuaciones de las pesquerías locales. En términos del fortalecimiento de la planeación integrada y el manejo de recursos debe establecerse el monitoreo periódico y el reforzamiento de capacidades o la construcción de capacidades en transferencia de tecnología y manejo costero. Es adecuado llegar a un acuerdo comunitario para el establecimiento de aspectos como la integración de información multisectorial, educación y sistemas de comunicación. Es importante considerar la expansión de actividades de investigación y extensión, el establecimiento de un sistema de información de manejo y desarrollo de mecanismos sustentables de financiamiento.

Las declaraciones de la UNCED sobre los océanos, consideran investigaciones recientes sobre el cambio climático global, el abatimiento de oxígeno, y los aspectos vinculados a la biodiversidad (NOAA, 1993). Se han efectuado esfuerzos por vincular las necesidades científicas y sociales y la utilidad del seguimiento a largo plazo para lograr la sustentabilidad de los recursos marinos, las áreas costeras y las cuencas de drenaje

asociadas a largo plazo (Rapport, 1992). Es necesaria la generación de series de tiempo de los parámetros ambientales que definen los cambios de estado de los ecosistemas.

La cooperación internacional que condujo a la Ley del Mar comenzó por denotar un interés creciente en los ecosistemas marinos como unidades regionales para la investigación marina, el monitoreo y el manejo, así como intereses nacionales renovados en el mejoramiento de la *salud* de los ecosistemas costeros degradados y la disminución de las poblaciones pesqueras por efecto de la sobreexplotación. Deben incluirse proyectos que controlen las actividades en las zonas continentales y que en general eliminen toda barrera que impida lograr el desarrollo sustentable (GEF, 1997).

El deterioro acelerado de los principales ecosistemas del mundo ha intensificado la necesidad de un monitoreo ambiental efectivo y el desarrollo de indicadores operativos de la salud del ecosistema. La salud del ecosistema representa el punto final deseable del manejo ambiental pero requiere supervisión y una adaptación dinámica. Los modelos, las evaluaciones y los índices son más útiles en contexto de un modelo de toma de decisiones definido ampliamente, que incluye un diálogo sostenido y la construcción de consensos, que involucran evaluaciones adaptativas, cualitativas y cuantitativas, así como estudios comparativos de los ecosistemas y modelación integrada.

3.4. Indicadores biológicos.

Un problema generalizado a escala mundial es la contaminación de los ecosistemas acuáticos a partir de la introducción de desechos de diversa naturaleza, por lo que es necesario evaluar y determinar los criterios de salud ambiental que resulten adecuados para

establecer el grado de deterioro de cada zona específica. El uso de indicadores ayuda a detectar el aumento o disminución de la contaminación en los ecosistemas, permite establecer fuentes contaminantes, así como señalar la posible ruta de transmisión de un contaminante, desde el ecosistema, hacia el hombre (Domínguez-Parra, 1986).

Los organismos indicadores pueden ser utilizados para dirigir la atención sobre la calidad de los distintos ambientes. Pueden dar señas de que se presentan ciertas características, ocurren, se encuentran ausentes o no suceden. Pueden denotar una necesidad, pueden puntualizar la naturaleza de algo, mostrar una causa, o sugerir una acción o un remedio. Un organismo seleccionado puede servir para caracterizar un sitio, de forma breve, o para expresar una generalización, sin embargo, el uso de los indicadores no puede sustituir la investigación de las comunidades. Es muy distinto indicar algo, que mostrar causas y efectos y una solución; el profundo conocimiento que se tiene sobre una especie, no puede generalizarse a otras especies, así como tampoco sus reacciones a variables ambientales o a condiciones de estrés (Ortiz-Gallarza, 2001).

Respecto al uso de los organismos macrobénticos como indicadores de alguna alteración ambiental, ya son clásicos los trabajos de Kolkwitz y Mansson (1908), , Wilhelmi (1916), Blegvad (1932), Anon (1952), Reish (1957; 1959), Dean y Haskin (1964), Bellan (1967) y los autores citados por Reish (1972).

También se han desarrollado estudios de los efectos fisiológicos, bioquímicos y patológicos en las especies indicadoras o clave (Reish y Barnard, 1960; Schafer, 1961; Fujiya, 1965; Reish, 1966; Davis, 1969 y Raps, 1970).

Otros trabajos complementarios, porque han contribuido a indicar la presencia de otras especies distintas a las indicadoras o clave en sitios no contaminados, son por ejemplo aquellos de Stone y Reish (1965) y Barnard (1970).

Las algas y los invertebrados resultaron ser los dos grupos de organismos más recomendados y empleados con mayor frecuencia para efectuar las observaciones sobre la evolución de la calidad ambiental en diversos sitios (Hellawell, 1986; Lenat *et al.*, 1980). Su naturaleza sedentaria permite la realización de análisis espaciales de los efectos de perturbación que producen los contaminantes (Penny, 1985).

Los organismos concentran en los tejidos de su cuerpo los contaminantes contenidos en la columna de agua o en los sedimentos, y desde hace casi 45 años, han sido empleados para el monitoreo de la contaminación. Inicialmente se emplearon para detectar radionúclidos, los cuales se registraban en concentraciones muy reducidas en el agua de mar, por lo que tuvieron que buscarse organismos que los acumularan en sus tejidos (Johnson *et al.*, 1993). Entre otras especies, McIntyre (1970) y Perkins (1977) consideran a *Tellina tenuis* y a *Macoma balthica* como bivalvos indicadores de condiciones de contaminación. Brown (1980) utilizó exitosamente a la especie de gastrópodo *Hydrobia jenkinsi* para evaluar la contaminación por metales pesados (principalmente plomo, cobre y cromo hexavalente), tanto en bioensayos de laboratorio como in situ en el Río Holme y en algunos de sus tributarios en el oeste de Yorkshire, Inglaterra. La respuesta de este molusco a la presencia de cobre y cromo y su tolerancia a varias toxinas entre otras características básicas, permite emplearlo como un indicador biológico en varios tipos de ríos.

La especie *Buccinum undatum* (Mollusca: Prosobranchia) fue considerada por Siddal *et al.* (1993) indicadora de contaminación en áreas costeras de Clyde, Escocia. Se examinaron un

total de 2,808 ejemplares en siete estaciones de muestreo, durante 18 meses. Se encontró que la incidencia de tremátodos parásitos en la fase larvaria, presentes comúnmente en una relación típica huésped-hospedero en los moluscos de dicha especie, disminuyó de manera significativa con la cercanía al ducto de descarga (de 2% en la periferia, a 15.1% a unos tres kilómetros de la fuente emisora). Se analizaron los efectos de las variables ambientales, además de lugar, estacionalidad, sexo y parasitismo en la condición, el crecimiento y el parasitismo de *Buccinum undatum*, no habiendo ninguna correlación excepto el gradiente de parasitismo ya mencionado, derivado de la toxicidad de los metales traza.

También se determinó que el bivalvo dulceacuícola *Dreissena polymorpha* puede emplearse como una especie indicadora de la presencia de algunas sustancias contaminantes tóxicas, dada la actividad celular mutanogénica o carcinogénica que se demostró que presenta cuando existen dichas sustancias en el medio acuático (Hamburg-FRG Wasserguetestelle-Elbe, 1991).

Picado y Le-Gal (1990) midieron tanto las concentraciones de nucleótido adenilatos como la carga de energía de adenilatos en *Lanice conchilega*, colectada en el Estuario Sado, Portugal, resultando significativamente menores en los especímenes establecidos en aquellas estaciones de muestreo más cercanas a las descargas industriales, confirmando su utilidad en la determinación de gradientes de estrés ambiental.

Truchet *et al.*, (1990) registraron acumulación de contaminantes en tejidos de *Littorina littorea* y *Scrobicularia plana* procedentes del Estuario Looe en Gran Bretaña. En *L. littorea* se almacenó Cu y Ag en las membranas del aparato digestivo. En *Scrobicularia plana* Ag en la membrana del pliegue externo del borde del manto y en los amebocitos; Cu, Zn y Pb en las glándulas pericardiales. Hubo almacenamiento progresivo de Fe en las

células digestivas y en la pared estomacal y de Fe, Cu y Zn en los amebocitos. El anión sulfato es el ligando para Cu y Ag y probablemente lo es el fosfato para Zn y Pb.

Con miras a establecer el grado de contaminación en los ecosistemas acuáticos del país, en las décadas recientes, algunas instituciones, han venido realizando investigaciones que inciden en mediciones de la calidad ambiental de distintos ambientes acuáticos, por medio del empleo de parámetros fisicoquímicos y de contaminación, indicativos de características regionales propias en relación con la dinámica hidrológica y las características de su entorno social y económico.

En la mayoría de los casos se han relacionado los parámetros físicos y las concentraciones de diversos contaminantes en función de composición química, tiempo de residencia en el agua, estabilidad y capacidad de degradación en columna de agua y los sedimentos, así como la forma de dispersión en función del patrón de circulación de las corrientes y las mareas, entre otros factores. No obstante lo anterior, al existir una gran cantidad de sustancias tóxicas -en virtud de que se conocen más de 20,000 compuestos químicos,- sus interacciones sobre la biósfera aun se desconocen, así como sus tiempos de residencia, patrones de dispersión en las masas de agua y consecuentemente, sus efectos en los organismos de los ecosistemas acuáticos (Guthrie y Perry, 1980).

Ante la gran cantidad de sustancias y factores de estrés que afectan la salud ambiental, para poder evaluarla es necesario definir y seleccionar preferencialmente aquellos parámetros que aportan la mayor información sobre sus condiciones en el tiempo. Tradicionalmente, las técnicas de monitoreo se encontraban categorizadas en físicas y químicas y ha sido hasta décadas recientes que comenzaron a incorporarse criterios biológicos para determinar la salud ambiental de los ecosistemas naturales. Algunos países europeos fueron los primeros

en adoptar este aspecto y posteriormente, varios países de América. Esta incorporación se basa en el concepto de que las perturbaciones ambientales, incluyendo la contaminación, provocan cambios en la estructura y función de las comunidades bénticas (Wilhelmi, 1916; James y Evison, 1979; James y Perry, 1980 y Rosas *et al.*, 1984).

En vista de que los organismos son indicadores biológicos que muestran el grado de desequilibrio ocasionado por la intrusión de contaminantes en los sistemas hidrológicos, mientras que los indicadores fisicoquímicos y de contaminación son mediciones de las concentraciones presentes de tales sustancias en columna de agua, en tejidos de organismos, en sedimentos, y de su dinámica, es pertinente emplear simultáneamente ambos tipos, para poder concluir de forma acertada, cuáles son las condiciones de salud ambiental de cada ecosistema.

El conocimiento de las poblaciones estrechamente ligadas a la contaminación y la posibilidad de delimitar su distribución, conducen a la noción de especies indicadoras (Pérès *et al.*, 1980). Desde décadas pasadas, el estudio de invertebrados, como los poliquetos, ha causado gran interés debido a su gran abundancia en medios perturbados o contaminados, lo que los ha convertido en una buena herramienta biomonitora (Granados Barba, 1994). En especial, los invertebrados bénticos integran los efectos de las variables ambientales, dependiendo de sus ciclos de vida y tasas de colonización, además por su mayor facilidad de manejo, son los más recomendables para evaluar los efectos de diversos tipos de contaminación (James y Evison, 1979). Algunos ya se han establecido como especies clave o indicadoras, puesto que su presencia en elevados números está correlacionada con la presencia de distintos contaminantes en algún compartimiento, como son los aportes de material orgánico de origen antropocéntrico, ampliamente estudiados.

Entre éstas especies pueden citarse los anélidos *Capitella capitata* y *Scolelepis fuliginosa* (Bellan, 1967; 1980; Reish, 1956; 1957; 1959; Reish y Barnard, 1960; Reish, 1961; 1963; 1966) *Nematonereis unicornis*, *Chaetozone setosa* y moluscos como *Myrthea spinifera* (Reish, 1972; 1973). De dichas especies, el indicador biológico más notable es el primero, ya que es cosmopolita. En forma general, el registro de la proliferación de estas especies ha resultado un indicio de que el medio está siendo degradado.

Las comunidades bénticas en cuanto a su estructura, han sido los indicadores biológicos de calidad ambiental más ampliamente utilizados para calificar la salud de los ecosistemas acuáticos y más recientemente, también como indicadores de la calidad de los sedimentos. Son indicadoras ideales de las condiciones de los ecosistemas acuáticos, a causa de que son relativamente sedentarias, incluyen especies que fluctúan entre sensibles a la contaminación, hasta tolerantes a ella; ocupan múltiples niveles tróficos y una multitud de nichos que está involucrada en el funcionamiento del ecosistema. Debido a que la presencia/ausencia y la composición de especies, son funciones de numerosos factores medioambientales, tales como variaciones en los ciclos de vida de los organismos, eventos de tormenta y requerimientos del hábitat, por tanto, debe tenerse cuidado al emplearlos para que no se cometan errores al atribuirles los efectos de la contaminación. Sus ciclos de vida (períodos de exposición), varían de horas a años y además existe una base de datos muy bien documentada, que auxilia en el diseño de los estudios y en la interpretación de los resultados obtenidos. Hay muchas relaciones y referencias que describen las aplicaciones efectivas del monitoreo béntico, las cuales son útiles en la validación de la toxicidad en los sedimentos (Burton Jr, 1991). Sus usos se amplían a programas regionales de biomonitoreo, evaluación del efecto de los sedimentos contaminados, evaluación de los efectos de

actividades como el dragado, definición de áreas de toxicidad aguda en sitios muy contaminados, evaluación de metodologías de bioremediación y evaluación de la eficiencia de los procesos de depuración de la calidad ambiental, etc. La utilidad de las especies clave o indicadoras se ha hecho evidente. Por ejemplo, Goldberg *et al.* (1978), desarrollaron el programa de monitoreo de calidad del agua para la Agencia Norteamericana de Protección Ambiental Mussel Watch, analizando las concentraciones de los contaminantes más tóxicos, en las estructuras de algunas especies de organismos bioacumuladores de los géneros *Mytilus*, *Ostrea* y *Crassostrea*, que se han considerado indicadores biológicos después de la realización de estudios de sistemática y distribución de invertebrados bénticos y de fisiología, obteniendo resultados muy favorables en las localidades costeras de los Estados Unidos de Norteamérica. Este tipo de programas ahorra mucho dinero y recursos y da precisión al diagnóstico de la salud ambiental, centrando los monitoreos en las sustancias nocivas contenidas en los tejidos de ciertas especies de organismos, seleccionadas por sus valores de importancia en las diferentes comunidades bénticas.

Algunos investigadores mexicanos como Márquez Bravo (1986) y Rosas *et al.* (1984) han desarrollado estudios sobre invertebrados bénticos en ríos, o en áreas marinas correspondientes a otros países (Solís-Weiss, 1982a; 1982b), y con respecto a la presencia de especies bajo condiciones de contaminación, pero sin llegar a precisar relaciones causales o especies clave (Pérez-Rodríguez, 1973; Barajas Sánchez, 1989). Si bien en México se han efectuado intentos por relacionar la distribución de especies bénticas con los gradientes de contaminación para encontrar especies indicadoras apropiadas (González Macías, 1997; Ortiz-Gallarza *et al.*, 1998; Amezcua, 1998; Ortiz Gallarza, 2001), se requiere el desarrollo de más estudios, que permitan coadyuvar al diagnóstico de la salud

ambiental en los sitios de interés, para aportar elementos, a fin de que sea factible controlar y resolver posibles contingencias.

La composición de las comunidades del macrobentos refleja de un modo global las condiciones ambientales, no solo las existentes durante el muestreo, sino las que han existido desde el momento en que los individuos se han establecido en el sustrato.

El monitoreo biológico puede definirse como el uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar cambios en el ambiente, con la intención de utilizar esta información dentro de un programa de control de calidad de la salud ambiental. Dichos cambios, con frecuencia se deben a causas antropocéntricas (Matthews *et al.*, 1982).

Algunas ventajas del empleo de organismos bénticos como indicadores de contaminación son las siguientes: integran los efectos de muchas variables del medio, son indicadores continuos, responden al efecto sinérgico de un amplio rango de contaminantes y condiciones, además de proporcionar información directa sobre los cambios en las poblaciones de interés comercial (Hynes, 1960).

Los organismos bioacumuladores son una clase especial de organismo indicador que resume los efectos locales de la exposición a los contaminantes (Hellawell, 1986). Por otra parte, los bioensayos in situ han sido también extensamente empleados con la finalidad de estimar los efectos nocivos de diversos contaminantes en los organismos o en la estructura de las poblaciones y comunidades de organismos bénticos. Otros grupos de organismos también utilizados como bioindicadores son las algas, los anfibios, los isópodos, los anfípodos; insectos, cladóceros, oligoquetos, briozoarios, nemátodos, gastrópodos, pelecípodos, rotíferos, protozoarios y bacterias. Todos estos grupos han sido empleados

para bioensayos in situ, bioensayos de laboratorio, experimentos: de clareo, de bioacumulación, biomagnificación, toxicidad, etc. (Burton Jr, 1991).

Los estudios se efectúan con sedimentos, elutriados, agua intersticial o extractos. Los experimentos pueden ser estáticos, con flujo, con sedimentos mezclados, con sedimentos no mezclados y evaluando variaciones controladas de diversos parámetros. La evaluación de la toxicidad puede ser: letal, subletal, crónica y aguda (Burton Jr, 1991).

La adecuada comprensión del concepto de especies indicadoras es de primordial importancia para el uso de los macroinvertebrados bénticos en el monitoreo biológico. Las especies indicadoras se definen como especies o conjuntos de especies que tienen requerimientos particulares con relación a un grupo de variables físicas o químicas, de tal manera que los cambios en la presencia/ausencia, los números de importancia, la morfología, la fisiología o el comportamiento de tales especies, indican que las variables físicas o químicas se encuentran fuera de sus límites de preferencia. El factor o los factores que regulan la abundancia poblacional o la presencia/ausencia, pueden actuar en cualquier estadio del ciclo de vida, y pueden ser de origen abiótico (i. e. variables químicas: oxígeno disuelto, hidrógeno, concentraciones de metales traza; variables físicas: sedimentación) o de origen biótico (i. e. competencia, depredación, parasitismo, etc.). Idealmente, los organismos indicadores son aquellas especies que tienen tolerancias ambientales específicas o estrechas. El principal fundamento es utilizar a los organismos indicadores (y de hecho, emplear los conjuntos de especies o de comunidades para monitorear la calidad del agua), en virtud de que la presencia del indicador, es un reflejo de su medio ambiente. De ahí que su presencia en elevados números, signifique que sus requerimientos físicos, químicos y nutricionales, se encuentran cubiertos. De acuerdo con este planteamiento, se

puede considerar que si se conocen los factores ambientales que comúnmente limitan a las especies de interés, la presencia del organismo, indicará condiciones ambientales específicas. Por el contrario, los organismos que presentan tolerancias amplias para diferentes condiciones ambientales y cuyos patrones de distribución son solo afectados ligeramente por las variaciones sustanciales en la calidad ambiental, son indicadores pobres.

Un gran inconveniente es que mientras la presencia de unas especies asegura que se han encontrado ciertas condiciones mínimas necesarias, la ausencia de otras, no significa que los factores críticos se hayan estado presentando, ya que la ausencia de un taxa, también puede resultar por ejemplo, de barreras geográficas (v. gr. el animal no ha sido introducido a un área, pero pudo haber sobrevivido adecuadamente si lo hubiera sido), de la ocupación de su nicho funcional (i. e. exclusión competitiva por un análogo ecológico), o de eventos del ciclo normal de vida (v. gr. la abundancia poblacional puede darse por debajo de los límites de detección, como resultado de presiones o emergencias derivadas de niveles intensos de depredación o altas tasas de parasitismo) (Gray, 1981).

Se designa como calidad ecológica de un área costera, a aquella que, al introducir un contaminante al ecosistema, evalúe, además de los posibles daños a la salud humana, los efectos que cause dicho contaminante sobre todos los componentes del ecosistema acuático. Los parámetros empleados hasta ahora para establecer la calidad por reglamento, no reflejan la salud ambiental del ecosistema, pues sólo se ha abordado el problema referente a los daños a la salud pública, sin tomar en cuenta los efectos producidos al ecosistema acuático. Para determinar tales efectos se requiere el empleo de indicadores apropiados de la salud ambiental (Domínguez-Parra, 1986).

En términos generales, el monitoreo de la salud ambiental de los ecosistemas acuáticos debe incluir el monitoreo físico, químico, incluyendo la determinación de las sustancias contaminantes más relevantes, y desde luego, biológico, fundamentalmente béntico por la fundamentación arriba expuesta, para lograr el control a largo plazo. Los organismos bénticos, entre otros usos, pueden emplearse para cerciorarse del cumplimiento de valores máximos permisibles de sustancias contaminantes presentes en todo tipo de descargas (Rosenberg y Resh, 1993).

Goldberg y otros nueve investigadores de diversas instituciones de los Estados Unidos de Norteamérica (1978), iniciaron el empleo de especies de moluscos filtradores de la Clase Bivalvia dentro de su programa de monitoreo de niveles de contaminantes (The Mussel Wash). Entre las especies experimentales se encontraron *Mytilus edulis*, *M. californianus*, *Ostrea equestris* y *Crassostrea virginica* colectadas en las costas norteamericanas (del Pacífico, del Atlántico y del Golfo de México), para efectuar determinaciones de los principales contaminantes (radionúclidos, metales pesados -Pb, Cd, Ag, Zn, Cu, Ni, Hg- e hidrocarburos) en tejidos de algunos ejemplares. Este programa abarcó muchas localidades, y su eficiencia para detectar sitios con problemas de contaminación, focalizó la atención de los miembros del Programa de Monitoreo de las Naciones Unidas y del Grupo de Investigación del Mediterráneo, quienes llevaron al cabo estudios equivalentes con la especie *Mytilus galloprovincialis*; países como Chile y Turquía, aplicaron también éstos métodos para evaluar la contaminación de sus ecosistemas acuáticos.

Por otra parte, en virtud de que el cadmio es un metal pesado que presenta una toxicidad notoria en los organismos vivos, Chaubert (1984) lo empleó para efectuar pruebas de toxicidad aguda y subletal en ejemplares de la especie *Cerastoderma glaucum*. Las tasas de

20 ug/l y 40 ug/l no causaron mortalidad significativa después de tres semanas. La biomagnificación resultó más importante durante los primeros días de exposición. Al finalizar el experimento, las tasas eran de 12 y 18 mg/kg peso seco, respectivamente. La contaminación crónica no afectó el comportamiento de los organismos durante el periodo experimental.

De marzo de 1982 a mayo de 1984, se efectuaron muestreos mensuales de dos lotes de mejillones y tres lotes de ostiones, seleccionados de acuerdo a edad y talla y cultivados en la Bahía de Bourgneuf, Francia. Se consideró una ausencia de contaminación en virtud de los bajos niveles de contaminantes de los tejidos de los organismos (Amiard-Triquet, 1986).

Se efectuó un estudio de los moluscos bénticos en los sedimentos, correspondientes a diferentes profundidades en tres transectos, ubicados en el Lago Lemán, Francia. La alteración de la calidad biológica de los sedimentos, adjudicada a la contaminación, se evidenció por la desaparición total de las especies de moluscos en el área de mayor impacto (Mouthon, 1987).

Diversos autores como James y Evison (1979), Phillips (1980), Hellawell, 1986). Rosenberg y Wiens (1976) han descrito las características de los indicadores de salud ambiental eficientes, entre las que destacan utilidad, fidelidad, confiabilidad, precisión, sensibilidad y rapidez. Taxonomía clara y fácil reconocimiento hasta por los no especialistas, distribución cosmopolita, alta abundancia, baja variabilidad genética y ecológica, talla visible, movilidad limitada y una historia de vida relativamente larga y sus características ecológicas deberán ser suficientemente conocidas, debe ser apropiada o adaptable para emplearse en estudios de laboratorio.

3.5. Toxicidad y salud ambiental.

La toxicidad de una sustancia está dada en función de sus propiedades físico-químicas específicas, así como de la cantidad y tiempo de exposición a la misma, estableciendo generalmente, un mecanismo causal dosis-respuesta. Una de las principales características de las toxinas, es su potencial xenobiótico, -ya que son capaces de aniquilar a los organismos vivos, si sus mecanismos de defensa no desencadenan los procesos de biodegradación y eliminación-. Si la toxina es degradada y eliminada vía orina, heces fecales, sudor y exhalaciones, el organismo vivo puede no sufrir ningún efecto; sin embargo, si esto no sucede, tienen lugar procesos de biotransformación y/o bioactivación, que la convierten en una macromolécula celular distinta, que puede ser mutagénica, teratogénica y/o cancerígena, dependiendo del tipo de problemas que sea capaz de producirle a los seres vivos expuestos (Timbrell, 1989).

Las radiaciones ultravioleta por ejemplo, pueden desencadenar mutaciones genéticas, si las células capaces de reparar los errores en la transcripción del ADN, no pueden eliminar el aducto del organismo expuesto, -para poder preservar la fidelidad genética-, entonces dicho promotor de errores, da lugar a que se fijen las mutaciones, permitiendo el establecimiento de un daño genético (Lee, 1990; Léonard, 1990).

Las toxinas ingresan al ambiente a partir de un vehículo eólico, acuático o mecánico, -ya sea el viento, el agua de lluvia, el arrastre de los cursos de agua, o por efecto de la fuerza de gravedad en sitios con pendientes muy pronunciadas-. Las formas de ingreso de las toxinas al organismo humano, son básicamente inhalación, ingestión por vía digestiva o penetración por contacto cutáneo. La concentración de las mismas puede determinarse a

partir de análisis de laboratorio en muestras de sangre, orina y pelo. El comportamiento y destino final de muchos agentes químicos está influenciado principalmente por solubilidad en agua, presión de vapor, bioconcentración y biotransferencia. Durante los procesos de transporte, las toxinas sufren cambios de estado, ya sea físicos, o químicos, como oxidoreducción, hidrólisis, conjugación, volatilización, precipitación, etc. Finalmente, se incorporan a los principales compartimentos del ambiente, aire, agua, suelo y biota (Rodríguez Arnaiz, 1998).

Los agentes tóxicos capaces de inducir la teratogénesis son principalmente los distintos tipos de drogas, aunque otros agentes responsables son las radiaciones ultravioleta, las infecciones virales y los factores hereditarios. A partir de bioensayos efectuados con moscas y roedores se han determinado las tasas de mutación que inducen los diversos factores. Los ácidos nucleicos absorben la radiación ultravioleta y sufren cambios fotoquímicos que pueden alterar las proteínas estructurales y los ácidos nucleicos. En roedores las dosis bajas de radiación ultravioleta producen efectos severos en los embriones gestantes, como microcefalia, hidrocefalia, cataratas y malformaciones; a dosis altas, la respuesta se traduce en leucemia o cáncer. La exposición crónica de ratas experimentales a los pesticidas, produce cambios en el hígado, en los mamíferos interfieren con la acción de la acetilcolina y la norepinefrina, además de ser bioacumulables por ser solubles a las grasas corporales, alteran el transporte iónico y con ello la transmisión nerviosa, e inhiben la actividad enzimática. Los pesticidas también son mutagénicos inductores de microlesiones en los ácidos nucleicos. Los raticidas son cardiotóxicos y eméticos altamente persistentes y tóxicos para los mamíferos, por su parte, los fungicidas elaborados a base de mercurio, han producido diversos episodios de intoxicación masiva (Moutschen, 1985).

Los metales pesados, además de ser bioacumulables y biomagnificables, pueden ocasionar la aparición de neoplasmas y enfermedades crónicas y degenerativas, por ejemplo, el cadmio puede ser mutagénico y cancerígeno ya que produce sarcomas principalmente y el arsénico, induce la aparición de cáncer de piel, efectos negativos sobre la reproducción y es mutagénico. El cromo es mutagénico y produce cáncer pulmonar, el níquel también es mutagénico y produce carcinoma nasal, al igual que el plomo, también mutagénico responsable de algunas anemias y de la incidencia de linfomas, carcinomas y sarcomas renales. El mercurio clorinado puede afectar severamente las funciones del sistema nervioso central (Travis *et al.*, 1990).

Las evidencias que ha aportado la toxicología moderna para establecer las consecuencias fisiológicas por el uso indiscriminado de sustancias capaces de producir daños permanentes en los seres vivos (Rodríguez Arnaiz, 1998), son un llamado a la conciencia de los seres humanos, para entender y asumir de una vez por todas, que los recursos naturales deben ser utilizados con mesura y con conocimiento de causa, para preservar las condiciones apropiadas para la vida, tanto en la actualidad, como en el futuro, del que son depositarias las generaciones venideras. En este orden de ideas, los gobiernos de países desarrollados se han avocado a desarrollar programas nacionales de investigación en décadas recientes, con la finalidad de reglamentar el uso de las sustancias tóxicas, y determinar los valores que representan un riesgo a la salud ambiental de los ecosistemas, entre éstos se encuentran Canadá (EQS, 2002), los Estados Unidos de Norteamérica (NOAA, 2002), entre otros (OMS, 1978).

La prevención de contingencias ambientales y de salud pública es una obligación de todos los gobiernos del planeta, quienes deben poner especial cuidado en evitar riesgos

innecesarios para los individuos y los ecosistemas. Por ejemplo en Washington y Tennessee, se han implementado estándares de calidad de los sedimentos, basados en umbrales de efectos aparentes, determinados a partir de la caracterización de las sustancias presentes en los sedimentos y la medición de los efectos biológicos que éstas producen en la sobrevivencia y distribución de los invertebrados bénticos (ie. Screening Level Concentration (SLC), es la determinación de la concentración más alta de un contaminante encontrado en los sedimentos, que puede ser tolerada por aproximadamente el 95 % de la infauna béntica). Los valores de referencia son aquellos determinados en muestreos globales (de prospección), para mostrar la naturaleza y extensión de la contaminación e identificar la necesidad de efectuar investigaciones en sitios con problemas y determinar cuáles sustancias presentes en los sedimentos son las responsables de la toxicidad. Dichas determinaciones permiten tener una rápida aproximación de probables impactos ecológicos adversos (Jones *et al.*, 1997).

Se han elaborado guías con los resultados de los muestreos globales que contienen las determinaciones de los valores de referencia de la columna de agua (Water Quality Benchmarks=WQB's) y de los sedimentos (Sediment Quality Benchmarks=SQB's). Los niveles de efecto más bajo (Lowest Effect Levels) y de efecto severo (Severe Effect Levels) se determinan a partir del cálculo de los percentiles del 5 y del 95 % de la SLC, respectivamente (NOAA, 2002). En las guías canadienses se definen tres niveles de efectos tóxicos, que se basan también en los efectos crónicos, a largo plazo, de los contaminantes, sobre los organismos bénticos (EQS, 2002).

Con esta normatividad basada en investigación científica reciente, así como algunos otros estudios y las normas de México, se espera establecer con un buen fundamento, los

intervalos de los principales parámetros que deben tenerse en cuenta para la determinación de las condiciones de salud ambiental o de contaminación en los ecosistemas acuáticos, en una escala cuantitativa de sustentabilidad.

3.6. Descripción de las áreas de estudio.

3.6.1. Estudio de Caso Salina Cruz: Litoral de Tehuantepec, Oaxaca.

Dado que la aplicabilidad del modelo de físico-química y contaminantes se muestra con datos reales del estudio de caso: litoral de Tehuantepec, a continuación se presenta una breve descripción de su ubicación y condiciones.

En el Istmo de Tehuantepec existen bosques y selvas tropicales húmedas, es una zona de confluencia entre fauna y flora de Norte y Suramérica, forma parte del grupo de ecosistemas que albergan 30 a 40 por ciento de la biodiversidad terrestre. Es el único puente natural que une las selvas tropicales mexicanas caducifolias, subhúmedas y húmedas, entre las costas del Océano Pacífico y del Golfo de México. Es una región con disponibilidad de agua y donde se generan los grandes sistemas lagunares del litoral del Pacífico mexicano, con muy alto potencial pesquero, agrícola y pecuario (Díaz-Ortega, 1984).

Las Bahías la Ventosa y Salinas del Marqués aledañas al Puerto de Salina Cruz, Oaxaca, comprenden dos regiones en las cuales el agua tiene una alta movilidad. Esta es removida mar afuera en 35 horas durante un evento de *tehuanos* (vientos fuertes procedentes del norte que cruzan por el istmo). Este recambio de agua abarca 70 % del agua superficial (hasta 70 m de profundidad) del golfo de Tehuantepec, incluyendo la zona costera de Salina Cruz. Durante períodos "normales", sin efectos de los *tehuanos*, la circulación es en dirección oeste-suroeste, con una velocidad promedio de 20 cm/s, estableciendo un

recambio de agua de la capa superficial en aproximadamente 12 días (Salas y Monreal *En: IMP, 2000*).

Algunas recomendaciones que se derivaron de un estudio reciente (IMP, 2000), tienen fundamento científico y deben tomarse en cuenta para el manejo de los sistemas acuáticos de la costa de Tehuantepec. Estas se resumen a continuación en este apartado.

La dinámica regional estudiada obliga a conservar los ecosistemas costeros sin alteraciones fisiográficas, como sería el caso del cierre artificial del estero la Ventosa o de modificaciones mecánicas como aperturas o dragados en otras áreas, que puedan tener implicaciones negativas para el sistema, propiciando azolvamientos, modificaciones o perturbaciones que resulten irreversibles.

Cabe agregar que debido a la presencia de basureros clandestinos en diversos sitios, principalmente durante la temporada de lluvias, se observa en los sedimentos expuestos gran cantidad de basura que debería ser recuperada con el fin de evitar la obstrucción de las vías naturales del transporte hídrico, para lo cual se recomienda hacer partícipes a las comunidades locales, evitar los tiraderos y hacer conciencia en la población local sobre la importancia que como depurador y como sitio de reproducción de especies marinas tiene el estero.

En la zona litoral, el comportamiento de los contaminantes en agua y sedimentos mostró una alta correspondencia con los mecanismos de transporte, destino y tiempos de residencia hidrodinámicos, por eso se afirma que la puesta en marcha de cualquier actividad que directa o indirectamente induzca la modificación de la dinámica continental tiene una alta probabilidad de producir severas repercusiones en todo el sistema.

En la columna de agua del río fue evidente la presencia de bacterias coliformes fecales en la mayoría de los períodos de muestreo, pero principalmente en lluvias, cuando también se presentaron concentraciones elevadas de cianuros y cobre. Sería una buena medida que las autoridades locales abocadas hicieran obras de drenaje, implementando sistemas de tratamiento de las aguas negras, antes de verterlas al río. Así como un seguimiento adicional de los niveles de cianuros en el agua potable para consumo humano, teniendo los debidos controles en el caso de las actividades agrícolas y pecuarias (IMP, 2000).

En el arroyo Zanjón, de acuerdo a los valores de nutrientes, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos, se presentan condiciones de eutroficación asociadas a escorrentías y descargas no controladas evidenciadas por la presencia de detergentes, bacterias coliformes fecales, cianuros y metales como el mercurio y cobre, por lo que se también se requiere la implantación de tratamientos de descargas río arriba y un manejo apropiado de los residuos sólidos, pues el acueducto que abastece al arroyo Zanjón proviene del río Tehuantepec.

En el estero la Ventosa, se presentaron valores por encima de la NOM-001-ECOL-96 de algunos parámetros, principalmente en los períodos de lluvias cuando la boca del mismo se abre y los acarrees del arroyo Zanjón son más evidentes, efectuándose entonces la depuración natural del sistema continental, incorporando en consecuencia xenobióticos al sistema marino.

La presencia de mercurio fue importante en todos los sistemas acuáticos de la región, por lo que podría estar asociada a las actividades mineras o a algún proceso mineralógico. Es recomendable el monitoreo de este metal traza en sitios como tomas de agua potable o abrevaderos.

Las escolleras y el perfil topográfico de la costa, son elementos modificadores de la corriente principal (Oeste-Suroeste), provocando un frente con dos núcleos de acumulación O y E de las mismas, así como una salida de las aguas desde el centro, con un recambio menor (condiciones medias 80%, 6 días).

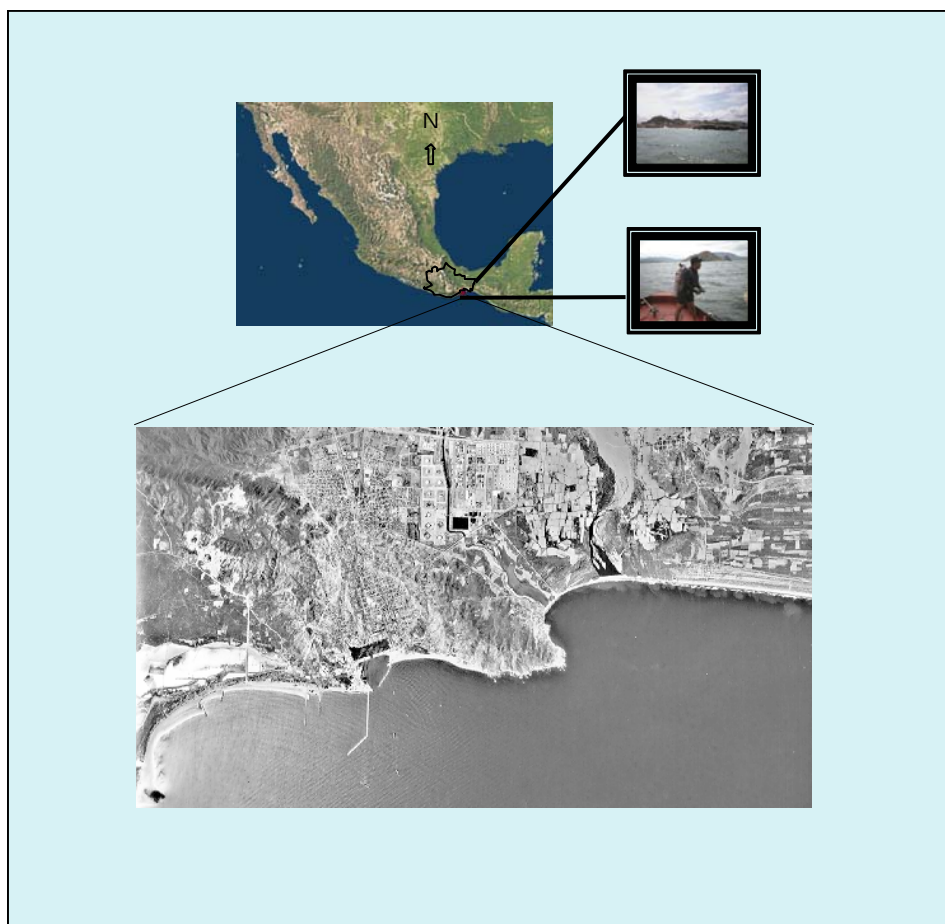


Fig. 4. Área del Estudio de caso Salina Cruz: Litoral de Tehuantepec, Oaxaca.

3.6.2. Estudio de Caso Tula de Allende: Río Tula, Hidalgo.

Otro estudio de caso empleado para probar la aplicabilidad del modelo de físico-química y contaminantes es el Río Tula, en el Estado mexicano de Hidalgo (Fig. 5). A continuación se incluye la descripción de su ubicación y condiciones ambientales.

Según la clasificación de Köppen (modificada por García, 1988), el clima varía de semiseco a semiseco templado con lluvias en verano cálido y porcentajes de precipitación pluvial en invierno menores al 5%, a templado subhúmedo con lluvias en verano. Es el menos húmedo de los templados subhúmedos. El porcentaje de precipitación invernal es menor a 5%. Las temperaturas promedio diarias fluctúan entre 26 ° C y 28° C, la mensual promedio es de 28 ° C y la anual promedio de 21 ° C. Las temperaturas extremas oscilan de 9 ° C a 24-27 ° C en noviembre, diciembre y enero y de 12 ° C a 30° C en mayo, junio y julio. Durante el invierno, cuando la temperatura desciende a 0 ° C, en las áreas montañosas, al oeste, se presentan heladas que afectan a los cultivos. Los valores de humedad relativa van de 37 % a 73 % y de 56% en promedio al año.

La frecuencia de precipitaciones en la región corresponde a lluvias casi todos los meses, con menor incidencia en marzo y abril y mayor frecuencia en de julio y agosto. El periodo de lluvia va de junio a octubre; en este lapso la precipitación anual promedio es de 70%. El mes más lluvioso es julio (92.7 mm) y el más seco, febrero (7 mm). Los periodos de sequía se presentan de noviembre a junio, con una marcada época seca en invierno. De acuerdo con el resumen de lluvias y el grado de humedad, este clima se considera subhúmedo, con precipitación media anual de 618.7 mm. Los meses que presentan lluvias torrenciales, corresponden a julio y agosto. Se presenta una corta canícula durante el mes de agosto.

La región no presenta zonas susceptibles de inundación debido a la topografía del terreno, además de que los datos climáticos muestran que la zona es un área de precipitación deficiente, factor que hace indispensable el riego para la producción agrícola.

Los intemperismos severos en el área corresponden a: heladas que inciden en los meses de agosto y septiembre, y granizadas frecuentes en verano y en menor proporción, en primavera e invierno (García, 1988).

Los vientos reinantes soplan hacia el suroeste, con una velocidad máxima de 54.68 km/h.

Los vientos dominantes tienen dirección Sureste con una velocidad media de 17.12 km/h.

Los vientos provienen del Norte y Noroeste. Éstos últimos traen humedad a la zona y se originan en el Golfo de México en verano y otoño, cuando aparecen las depresiones tropicales. La mayor parte de la humedad se precipita en el este de la Sierra Madre Oriental, el Valle del Mezquital se encuentra al poniente de esta cordillera, por lo tanto, recibe vientos con poca humedad por efecto de sombra orográfica.

Los tipos de nubosidad más frecuentes son los cúmulos en verano y otoño y los autocúmulos en primavera y otoño. La región presenta una estabilidad barométrica de 560 mm de Hg.

En las sierras, lomeríos y llanuras que caracterizan el relieve de la zona de estudio hay un mosaico edafológico más o menos homogéneo. En las sierras dominan los suelos delgados y en las llanuras los profundos, que en ocasiones presentan fases dúricas y petrocálcicas.

Los suelos presentes en la zona de estudio son del tipo Feozem, Vertisol, Rendzinas, Litosol, Cambisol, Regosol y Luvisol. Al oeste y sur de la zona de estudio se encuentran con amplia distribución, los Feozem en sus subdivisiones háplico, calcáreo y lúvico. En la zona de estudio, se identifican las subdivisiones de Vertisol crómico y pélico, ocupan una

menor extensión que los anteriores, localizados en zonas planas, y distribuidos en pequeñas áreas, sobre rocas volcánicas como basaltos y tobas. Las Rendzinas ocupan el tercer lugar en distribución, misma que generalmente se asocia a las zonas de llanuras del norte y este. La distribución de Litosoles es amplia y se localizan principalmente en las sierras y lomeríos del oeste y sur. Los Cambisoles son éutricos y se distribuyen en pequeñas áreas al centro y noroeste así como en serranías y cañones. Debido a que los Regosoles se presentan en toda una variedad de climas y tienen una amplia gama de texturas, se considera que estos suelos constituyen la etapa inicial en la formación de otros suelos. Los Luvisoles se presentan en los lomeríos del suroeste del área de estudio (En: Rodríguez-Crespo, 2004).

Los municipios de Tula de Allende y Atitalaquia se encuentran dentro de la Región Cinegética 3 (RC-3), una de las cuatro regiones cinegéticas en las que se divide el Estado de Hidalgo.

Dentro del grupo de los mamíferos más representativos se encuentran las ardillas *Sciurus aerogaster* y *S. deppei*, el conejo *Sylvilagus caniculari*) y la liebre torda *Lepus callotis*. Otros mamíferos presentes en el área de estudio son las musarañas de cola corta *Cryptotis goldmani* v *C. mexicana*, la musaraña grande *Sorex saussurei*, estos son mamíferos muy pequeños que tienen dientes y muelas adaptadas para triturar insectos por lo que pertenecen al orden de los insectívoros; los murciélagos *Mormoops megalophylla*, *Bolantiopteryx plicata* y *Leptonycteris samborni*, pertenecen a los quirópteros en la región.

La vegetación predominante en el área comprende cactáceas de tallos suculentos, en matorral abierto con representantes florísticos de huizaches (*Acacia*), mezquites (*Prosopis* y Mimosas (*Mimosa*), que se distribuyen entre los 1000 y los 1800 msnm, en los lomeríos y

llanuras de las partes bajas de las sierras. En el área de estudio se ubica el Parque Nacional Tula de Allende (CONABIO, 1999).

Tula es atravesado por el Distrito de Riego No.3, lo que hace altamente productivas las áreas de riego; pero el crecimiento de las zonas urbanas e industriales, ha mermado la actividad agrícola. Desde hace varias décadas, la Cuenca del Río Tula recibe importantes aportes de aguas residuales procedentes de la cuenca cerrada del Valle de México. Dichas aguas se emplean para riego agrícola en el distrito de Tula, argumentando un aumento de la productividad agrícola por los nutrientes contenidos, sin tomar en cuenta los riesgos a la salud de las personas que consumen esos productos. Aproximadamente el 50 % de las aguas residuales de la ciudad de México y su zona metropolitana, son afluentes artificiales del Río Tula y su destino final es el riego. El desalojo de aguas residuales hacia la cuenca del Río Tula se efectúa por medio del gran canal y los túneles de Tequisquiac en el Río Salado y El Tajo de Nochistongo en el Río El Salto. El emisor central capta también parte de las aguas servidas del Valle de México y las conduce por medio de un túnel de unos 60 km de longitud hacia la presa Requena o al canal el Salto-Tlamaco y, posteriormente, al río Tula y a la presa Endhó, que satisface las demandas de riego de la zona. El Río Tula es afluente del Moctezuma y éste, a su vez, del Pánuco que descarga en el Golfo de México (SEDUE, 1984).

Actualmente, se presenta contaminación de pozos, norias y manantiales, cuyas aguas tienen que ser consumidas por los habitantes y animales domésticos, debido a la escasez de agua potable. La calidad del agua se ha deteriorado, dada una cantidad de contaminantes municipales e industriales, cada vez mayor, y el arrastre de material suspendido. Para el uso de riego se presentan altas concentraciones promedio de cromo, bario, calcio y manganeso,

además de niveles muy altos de coliformes fecales en manantiales y norias, y cantidades no recomendables en las presas, así como azolvamiento en estas últimas (Gobierno del Estado de Hidalgo, 2000).

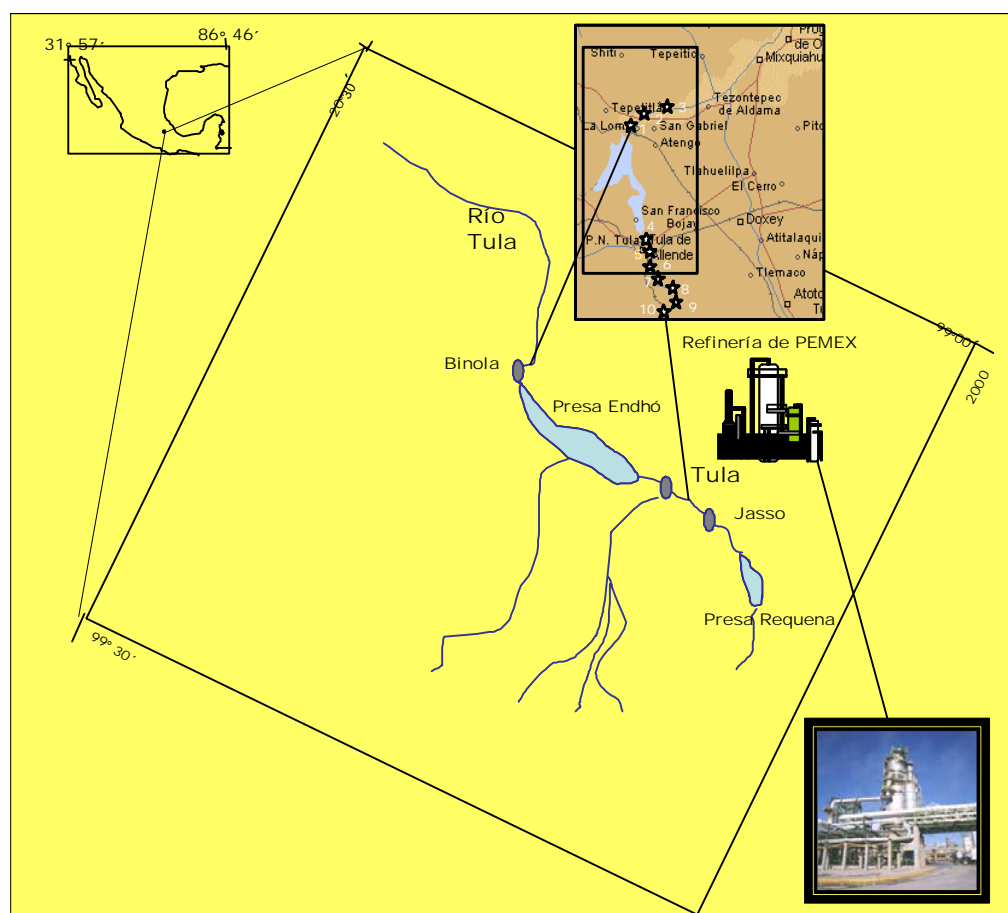


Fig. 5. Área del Estudio de caso: Río Tula, Hidalgo.

3.6.3. Estudio de Caso Bahía de Guaymas, Sonora.

La aplicabilidad del modelo de integrado, incluyendo además de aspectos de físico-química y contaminantes, los indicadores biológicos, se demuestra con datos reales del estudio de caso: Bahía de Guaymas, Sonora.

La Bahía de Guaymas, Sonora (Fig. 6) se localiza en el litoral noreste del Golfo de California; colinda con los municipios de La Colorada, Suaqui Grande y Hermosillo. Registra aportes fluviales desde el Río Mátape y de algunos arroyos como El Hecho, El Saco, El Huico y Del Rancho. Está constituida por una bahía exterior, una bahía intermedia y una bahía interior. El clima es BW(h')h w(e) muy árido o muy seco cálido, lluvias de verano junio a septiembre (García, 1988). La vegetación es desértica. El área de estudio está incluida en la Unidad Morfológica VII, denominada Planicie Costera Noroccidental, cuyas costas se encuentran clasificadas como de arrastre de neoeje. Las corrientes superficiales fluyen hacia el sureste en invierno y al noroeste en verano, confluyen la de California, del Golfo de California, Costanera, Norecuatorial y Ecuatorial. Por más de 60 años, esta bahía ha recibido un volumen importante de residuos de diferentes fuentes, principalmente materia orgánica derivada de la industria pesquera, así como la descarga municipal, que incluye aguas residuales con valores elevados de materia orgánica y bacterias coliformes. En el tiempo de los muestreos, se efectuaba localmente el procesamiento intensivo de *Sardinops sagax caerulea* y otras actividades antropogénicas incluyendo transportación, industrialización -reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones,

agricultura, ganadería, turismo, pesca, así como vertimiento de la descarga municipal directamente a la bahía (Ortiz-Gallarza, 2001).



Fig. 6. Área del Estudio de caso: Bahía de Guaymas, Sonora, México.

3.6.4. Estudio de Caso Ecosistema Lacustre Xochimilco, Distrito Federal.

Finalmente, el modelo integrado a aspectos de toxicidad por bioensayos con la función de utilidad correspondiente, se demuestra con datos reales del estudio de caso: Ecosistema Lacustre Xochimilco, el cual se encuentra a una altura de 2,274 m.s.n.m., sus elevaciones importantes son los volcanes Teuhtli y Tzompole y los cerros Xochitepec y Tlacualleli. Los canales de Xochimilco comprenden una superficie de 120 hectáreas, una longitud de 189 km, una anchura de 9 a 90 m y profundidad variable de 0.3 a más de 4 m. El lago de Xochimilco es alimentado por manantiales de agua dulce que se encuentran en el fondo, y por las vertientes de las montañas, entre las cuales destaca el Río San Buenaventura, que nace en el Ajusco y en la época de lluvias es el que le aporta mayor cantidad de agua (Beltrán *et al.*, 1988).

En San Gregorio Atlapulco en el sureste del área de estudio (Fig. 7), el clima es templado con verano cálido: Cb(w1)(w)(i')g. Su temperatura media anual es de 15.7 ° C, el mes más frío corresponde a enero con 11.8 ° C y el más cálido es mayo, por lo que se considera con poca oscilación térmica. Como el mes más cálido ocurre antes de junio, se considera con una marcha anual tipo Ganges (García, 1988). Su precipitación total anual es de 681 mm, el mes más seco es febrero con 4.8 mm; el más lluvioso es mayo con 18.3 mm y su lluvia invernal es de 4.6% (Fig. 8.). La flora que sobresale en la zona litoral del Ecosistema Lacustre Xochimilco incluye a *Salix bonplandiana* (ahuejote), *Taxodium mucronatum* (ahuehuete, actualmente muy escaso), *Casuarina equisetifolia* (introducida en sitios donde no ha prosperado el ahuejote), *Eucalyptus globulus* (eucalipto introducido), *Scirpus americanus* (xacaltule), *Zantedeschia aethiopica* (alcatraz), *Polygonum persicarioides*

(chilillo), *Berula erecta* (berro de agua), *Aganipea bellidiflora* (estrella de agua). Entre la fauna se encuentran: *Centrolenella viridissima* (ranita verde), *Rana berlandieri* (xoquicuéyatl), *Kinosternon hirtipes* (tortuga de pantano), *Tamnophis eques* (culebra de agua) y *Ambystoma mexicanum* (ajolote) (Bojórquez *et al.*, 1994).

Xochimilco es una región que siempre se ha caracterizado por su alta productividad y riqueza en recursos hidrológicos. La mayoría de afluentes que allí existieron se fueron agotando o desviando hacia fines del Siglo XIX y como el nivel de sus agua se redujo por sobreexplotación, las autoridades decidieron alimentar el ecosistema con aguas residuales (Rojas, 1993).

El empleo de aguas residuales para riego de sembradíos comestibles y para recarga de ecosistemas acuáticos, son prácticas comunes en países en desarrollo como México. Sin embargo, el consumo de alimentos regados con aguas negras o la ejecución de actividades productivas y recreativas con contacto primario en dichas aguas, representan riesgos potenciales a la salud pública. Algunos autores han determinado la tendencia de acumulación de contaminantes en el Ecosistema Lacustre Xochimilco, la cual señala un incremento de los contaminantes de mayor riesgo (Bojórquez *et al.*, 1994). En general el volumen de residuos sólidos es considerable (Olguín, 1992). Análisis bacteriológicos previos han revelado la presencia de bacterias patógenas en algunos canales (Soto-Castor y Esquivel-Herrera, 1997).



Fig. 7. Croquis del Estudio de caso: Ecosistema Lacustre Xochimilco, México, D. F. Los sitios muestreados en la temporada invernal 2004-2005 se muestran con los números arábigos 1 a 17.

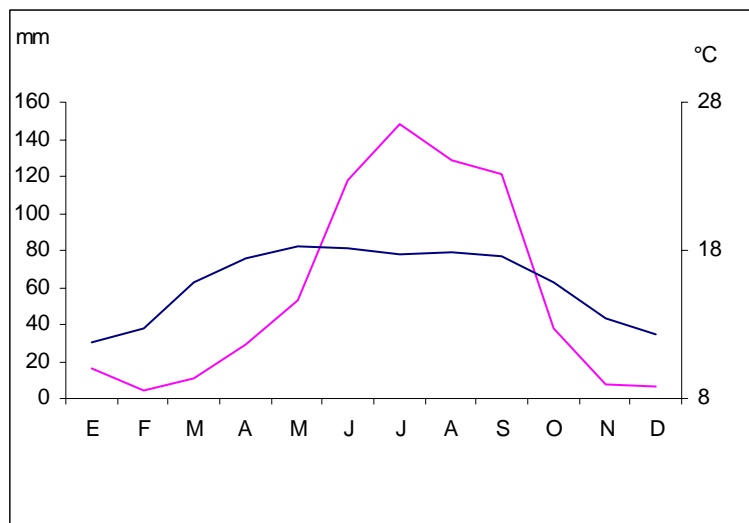


Fig. 8. Diagrama ombrotérmico de San Gregorio Atlapulco, D. F. Promedios mensuales de temperatura (° C) y precipitación pluvial (mm) calculados a partir de una serie de datos del Servicio Meteorológico Nacional de los 30 años más recientes.

4. HIPÓTESIS

Es posible desarrollar una metodología numérica, que cuantifique la sustentabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, en función de los principales parámetros y variables que denotan *salud ambiental* y *contaminación*, la cual sirva como una herramienta que ayude en la toma de decisiones y permita a los tomadores de decisiones establecer diagnósticos oportunos y bien fundamentados, para efectuar un seguimiento y manejo sustentable, mediante la comparación permanente de la evolución de las condiciones ecológicas de dichos ambientes acuáticos.

4.1. Objetivos

1. Diseñar y desarrollar el algoritmo numérico que cuantifique el *grado de sustentabilidad* de los ambientes acuáticos, a partir de parámetros y variables representativos de sus componentes bióticos y abióticos.
2. Establecer las bases para determinar la *salud ambiental* y las condiciones de *contaminación* de los ecosistemas acuáticos en función de su toxicidad o peligrosidad para los seres vivos.
3. Probar la aplicabilidad de dicho modelo con datos reales en distintos tipos de ambientes acuáticos destinados a varios usos.

4. Eficientizar el tiempo de cálculo, para apoyar una toma de decisiones expedita, mediante una automatización del modelo, empleando un software de uso generalizado, - como Excel de Office (Microsoft, 2002)-.
5. Efectuar la validación del modelo con pruebas estadísticas desarrolladas seleccionando una significancia estadística o nivel de confianza $\alpha=0.10$ ó 90 %, respectivamente.
6. Probar la sensibilidad y robustez del modelo y definir si se empleará como un modelo único para cualquier tipo de sistema y uso del agua, serán empleadas ponderaciones por tipo de ecosistema acuático, o se desarrollarán submodelos.

5. MATERIALES Y MÉTODOS

De acuerdo a Overton (1977), en la construcción de un modelo ecológico hay varias fases esenciales. La primera es plantear muy bien los objetivos para los que se diseñará el modelo. En los apartados de antecedentes y en la sección de planteamiento de la hipótesis y objetivos del presente documento, éstos ya fueron establecidos con claridad, sin embargo cabe recalcar que el modelo cuantificará la sustentabilidad con base en parámetros de salud ambiental o de contaminación, de distintos ecosistemas acuáticos.

Una vez planteados los objetivos, deben delimitarse los componentes del modelo, en este caso las variables abióticas y bióticas. Debido al grado de complejidad que presenta la selección de parámetros de un modelo de sustentabilidad ecológica de ecosistemas acuáticos, ésta se aborda en dos fases.

Inicialmente, se efectúa la validación teórica y estadística del compartimento abiótico, y posteriormente, se desarrolla la del compartimento biótico. Esto en virtud de que existen pocos datos reales disponibles sobre la caracterización conjunta de parámetros bióticos y abióticos, además de que los análisis estadísticos se simplifican e interpretan mejor, pues los datos biológicos *per se* presentan una gran variabilidad espacio-temporal, además de manejar un menor número de variables.

Una vez establecidos los compartimentos del modelo, los cuales son abiótico configurado por las variables fisicoquímicas, de contaminación en agua y de contaminación en sedimentos, y biótico –que considera parámetros básicos de las comunidades bénticas-, se procede a fundamentar si las variables seleccionadas son en efecto, representativas de condiciones ya sea de salud ambiental, o de contaminación. Como esto debe hacerse con

datos reales de estudios efectuados en ecosistemas acuáticos, se seleccionan cuatro estudios de caso, tanto de ecosistemas marinos, como dulceacuícolas. En todos los estudios de caso considerados, la información para estimar el IEAEA corresponde a datos generados a partir de trabajo de campo, donde hubo una participación directa en los muestreos de las diferentes temporadas climáticas y diversas etapas de los trabajos.

Para determinar el tipo de clima de las regiones de estudio de Guaymas y del Ecosistema Lacustre Xochimilco, se emplearon los registros del Servicio Meteorológico Nacional de los 30 años más recientes de temperatura promedio mensual y de precipitación total mensual de la Estación climatológica de San Gregorio Atlapulco, que se localiza en las coordenadas 19°15' Latitud Norte y 99°03' Longitud Oeste. Con estos registros y mediante el empleo del Sistema Clasificación climática de Köppen modificado por García (1988).

Para corroborar la representatividad de las variables integradas al modelo de evaluación ambiental del compartimento abiótico, se desarrollaron seis Análisis de Componentes Principales (ACP) (Nicolaidou *et al.*, 1994), tres con cada base de datos de los estudios de caso: el Litoral de Tehuantepec y el Río Tula un análisis por cada conjunto de parámetros: 1) fisicoquímicos, 2) contaminantes en la columna de agua y 3) contaminantes en los sedimentos.

El Software empleado para los ACP fue Statistica 6.0 (StatSoft, 1984-2001); aplicado e interpretado con base en las recomendaciones metodológicas de Tabachnick y Fidell (2001) y considerando hasta 1000 datos reales de los 36 parámetros contenidos en bases de datos (IMP, 2003; 2004) en el formato del Software Excel (Microsoft, 2002).

Los indicadores abióticos se seleccionaron por su significancia estadística en las matrices de ponderación resultantes del ACP. Los parámetros seleccionados se emplearon para

construir y validar las funciones de utilidad del modelo y se aplicaron a los estudios de caso para determinar un valor global de sustentabilidad de los parámetros del compartimento abiótico y un valor por clase de variable (físicoquímicas, de contaminación en la columna de agua y de contaminación en los sedimentos).

Con base en las normas internacionales más recientes (NOAA, 2002; EQS, 2002), las normas mexicanas (Legislación Federal Mexicana, 1981; NOM-001-ECOL-1996 En: Norma Oficial Mexicana, 1997) y una serie de criterios científicos fundamentados en bioensayos de toxicidad, estudios de línea base o valores de fondo, se documentó la construcción de las funciones de utilidad del compartimento abiótico. En el caso de los sedimentos se recurrió a los niveles permisibles establecidos en la normatividad internacional, basados en estudios ecotoxicológicos y bioensayos (NOAA, 2002; EQS, 2002).

Con base en la metodología más reciente de sustentabilidad (Barómetro de Sustentabilidad e Índice de Sustentabilidad Ambiental, descritos en la sección 3.3. de antecedentes), a cada uno de los parámetros seleccionados, se les asignó su función de utilidad, tal como en la evaluación de IDS (Índice de Desarrollo Sustentable. La función de utilidad se fundamentó en el comportamiento físico, químico, espacial y temporal de cada una de las variables de estado seleccionadas. De esta forma se establecieron las bases para la creación del modelo ecológico, el cual es una herramienta muy útil para identificar y jerarquizar los problemas que los diferentes ecosistemas acuáticos presentan.

.La función de utilidad, basada en la normatividad y en la ciencia, relaciona los límites permisibles de los compuestos vinculados con las actividades humanas (industria, descargas residuales municipales), o con la información toxicológica que determina la

aptitud de los ecosistemas acuáticos para diferentes usos, como agua potable, pesca, acuicultura, etc., asociados con la salud humana y de los ecosistemas, o los valores de línea base. A la vez, la función de utilidad se relaciona con las diferentes variables, en una escala uniforme. La función de utilidad de una variable, o parámetro, es una escala de cuantificación basada en valores reales, ajustada a una escala estándar discreta, que califica la sustentabilidad asignándole valores de entre 0 y 1, donde el valor cero representa condiciones de no sustentabilidad, -lo que significa el peor escenario que pueda haber-, y el valor uno, -una sustentabilidad óptima-, o sea que 0 representa la menor calificación de sustentabilidad y 1, la mayor (CIESIN, 2001).

Una seria limitante del Índice de Sustentabilidad Industrial (Barrera-Roldán *et al.*, 2003a; 2003b; 2004; Rodríguez Crespo, 2004) es que señala la orientación de la tendencia de la sustentabilidad, a la alta o a la baja, según se acerca a los extremos (0 ó 1), -pero sin transformar o equiparar los valores obtenidos, a ninguna otra escala o categoría cuantitativa-, por lo que para la construcción del modelo generado en este estudio, si se buscaron fundamentos para formalizar la asignación de categorías de sustentabilidad. Este modelo se denominó Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA). Las categorías de sustentabilidad se relacionaron con los gradientes de afectación que señalan las normas internacionales más recientes (NOAA, 2002; EQS, 2002), a partir de los niveles de no efecto, de efecto bajo y de efecto severo, así como a las condiciones óptimas dadas por la ausencia del contaminante en cuestión. De esta manera, la escala de sustentabilidad asignada a cada función de utilidad corresponde a niveles de toxicidad y sus riesgos inherentes para la salud ambiental de los ecosistemas y la salud pública. Un valor de 0 a 0.25 involucra niveles severos de toxicidad, de 0.26 a 0.50 efectos bajos de

toxicidad, estas dos categorías denotan una condición de insustentabilidad. Valores de 0.51 a 0.74 son indicativos de condiciones aceptables a normales, y de 0.75 a 1.0, óptimas, señalando ambas, sustentabilidad de aceptable a alta (Tabla 3).

En las guías canadienses se definen los tres niveles de efectos tóxicos, que se basan también en los efectos crónicos, a largo plazo, de los contaminantes, sobre los organismos bénticos. 1) El nivel de no efecto para los organismos acuáticos, en este nivel no se espera que haya biomagnificación a través de la cadena trófica (No Effect Level); 2) el nivel de bajo efecto, en el cual el nivel de contaminación de los sedimentos puede ser tolerado por la mayoría de organismos bénticos (Lowest Effect Level); 3) el nivel de efecto severo, niveles a los cuales se puede esperar la presencia de perturbaciones pronunciadas de la comunidad béntica infaunal, ya que son deletéreos para la mayoría de las especies (EQS, 2002). Así como unas condiciones óptimas en caso de que se encuentre ausente el contaminante.

Tabla 3. Categorías de sustentabilidad relacionadas con un gradiente de impacto en función de la afectación o efecto ocasionado por niveles de contaminantes en ecosistemas acuáticos con base en los niveles de toxicidad de las normas canadienses y norteamericanas (NOAA, 2002; EQS, 2002).

Categoría de Sustentabilidad	Ámbito de S
Sano, limpio y <i>altamente sustentable</i>	0.75-1.0
Nivel de <i>no efecto sustentable</i>	0.51-0.74
Nivel de <i>efecto bajo no sustentable</i>	0.26-0.50
Nivel de <i>efecto severo no sustentable</i>	0.0-0.25

Después de las primeras estimaciones efectuadas con el algoritmo, se depuraron las funciones de utilidad que califican la sustentabilidad individual (por estación de muestreo y la sustentabilidad global (la total encontrada en un ecosistema acuático), de 36 parámetros físico-químicos, (10, como temperatura, pH, oxígeno disuelto, nutrientes, sólidos etc.), y de contaminación en la columna de agua (16) y en los sedimentos (10).

Una vez construido el índice de sustentabilidad, el algoritmo de cálculo para cada parámetro y cada intervalo del gradiente de sustentabilidad el modelo se desarrolló y automatizó en cuatro hojas de cálculo básicas de Excel (Microsoft, 2002) para el cálculo de los subíndices de los parámetros del compartimento abiótico: I. físicoquímicos, II. de contaminación en la columna de agua, III. de contaminación en los sedimentos y IV. compartimiento biótico, para integrar el IEAEA. El uso del algoritmo de cálculo del modelo debe ser acompañado del desarrollo de mediciones y monitoreos periódicos, para poder actualizar frecuentemente la información correspondiente a los ecosistemas acuáticos de interés.

Con el algoritmo automatizado se efectuó la comprobación de la aplicabilidad del modelo. Una vez demostrada la representatividad de las variables del IEAEA, con los ACP y contando con un algoritmo automatizado para hacer los cálculos rápidos y eficientes, se procedió a calcular los subíndices de los parámetros físicoquímicos, de contaminación del agua y de contaminación de los sedimentos con la información de la base de datos del estudio de caso del litoral del Istmo de Tehuantepec generada en 28 campañas desarrolladas entre octubre de 1982 y septiembre de 2002 por el Instituto Mexicano del Petróleo (IMP, 2004). Todo el trabajo se efectuó en la hoja de cálculo de Excel (Microsoft, 2002).

Los datos obtenidos en la serie de tiempo del litoral del Istmo de Tehuantepec fueron revisados, filtrados y los datos dudosos, se validaron constatando con los listados de los reportes originales de los informes de resultados y se eliminaron los casos influyentes. Los métodos analíticos de los parámetros determinados en las distintas campañas, variaron en función del desarrollo de las metodologías de análisis durante los 20 años que abarcan (IMP, 2004).

Se compararon los resultados del índice global y los subíndices, con el análisis convencional de caracterización y diagnóstico del litoral del Istmo de Tehuantepec 1982-2002 (IMP, 2000; 2001; 2002).

Para afinar o calibrar los modelos ecológicos numéricos, es necesario recurrir a los análisis de sensibilidad, para estimar o valorar el efecto de una perturbación, cambio paramétrico o cambio estructural. Aquí se analizan los cambios sufridos en el modelo al simular la variación de los datos iniciales de las variables del sistema a magnitudes conocidas (Overton, 1977).

Para probar estadísticamente la sensibilidad y robustez de las categorías de sustentabilidad del modelo y considerar su aplicabilidad en distintos tipos de ecosistemas acuáticos, se efectuaron 12 corridas de Análisis de Sensibilidad, desarrolladas con un programa vinculado a una hoja de cálculo, en este caso Excel (Microsoft, 2002) y Crystal Ball 4.0 (Decisioneering, 1996), empleados por algunos autores para probar sus modelos mediante el desarrollo de varios tipos de simulación de escenarios, empleando el algoritmo básico de cálculo del modelo, pero reasignando valores a las mediciones reales, para apreciar su sensibilidad y robustez, respecto a tales variaciones (Kaluarachchi y Zhao, 2001),

El software Crystal Ball se utiliza haciendo variar los parámetros del modelo que se preseleccionan con base en lo que se busca validar de éste, para lo cual se cargan todos los datos del algoritmo de cálculo y se seleccionan los parámetros a ser evaluados, así como los porcentajes que deberán variar éstos parámetros, de acuerdo a los porcentajes preseleccionados (Jurado-Molina *et al.*, 2004). En este caso se hicieron variar los intervalos de calificación de la sustentabilidad en un +/- 10 % y en un +/- 20 % para valorar la sensibilidad de las categorías indicadas en la Tabla 3. Este es un paquete especializado para validar modelos y sus parámetros, no las variables individuales de las que se alimenta (Woodward *et al.*, 2002). Se corre el modelo con la indicación de las evaluaciones a efectuar y el resultado de la corrida son salidas gráficas y tabulares que permiten validar el comportamiento del modelo (Breierova y Choudhari, 1996), en este caso muchas de las calificaciones de la sustentabilidad se derivan de valores intermedios en los límites de las normas, los cuales a su vez se basan en bioensayos efectuados con especies de varios phylas. Los casos en los que se registran variaciones considerables de los parámetros, pueden reconstruirse si es que la magnitud de la variación lo amerita estadísticamente (Gogu y Dassargues, 2000).

Para desarrollar los Análisis de Sensibilidad se siguió el procedimiento descrito a continuación:

- a. Edición de las hojas de cálculo del modelo de salud ambiental del compartimento abiótico automatizado, para permitir la asignación de los distintos valores a cada uno de los casos disponibles a los que se aplicó el modelo de salud ambiental del compartimiento abiótico.

- b. Importación de cada una de las hojas de cálculo de Excel (Microsoft (2002) al Software Crystal Ball (Decisioneering, 1996).
- c. Declaración de las variables en Crystal Ball para correr el modelo. En todos los análisis de sensibilidad tuvieron que considerarse los tres conjuntos de parámetros separadamente (físicoquímicos, contaminantes en agua y contaminantes en sedimentos).
- d. Selección de los porcentajes de variación de las categorías de sustentabilidad respecto a las mediciones reales (-20%, -10%, +10%, +20%).
- e. Cálculo de las tablas de simulación del modelo por clase: -parámetros físicoquímicos, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos.
- f. Desarrollo de las gráficas de tornado y de araña para analizar el comportamiento de los parámetros del modelo al aumentar y decrecer los valores reales que califican las categorías, por efecto de las simulaciones del programa de análisis de sensibilidad.
- g. Se incluyeron corridas con todos los datos de la base, así como con los valores extremos de los valores globales de sustentabilidad.

Para descartar posibles correlaciones entre los valores de las tres clases de parámetros del modelo (físicoquímicos, de contaminación en la columna de agua y de contaminación en los sedimentos) y los propios resultados o subíndices resultantes de la aplicación del modelo, finalmente, se aplicó el modelo estadístico de regresión por mínimos cuadrados y se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson, $\alpha=0.05$ (Daniel, 1985) entre los subíndices particulares y los valores preliminares del IEAEA.

Para la construcción y validación de las funciones de utilidad del compartimento biótico se consideraron el ecosistema Bahía de Guaymas, Sonora donde se había efectuado una

caracterización ecológica muy detallada y se generó información ecológica suficiente sobre las comunidades bénticas (Ortiz-Gallarza, 2001).

La ponderación y jerarquización de la dinámica del ecosistema se desarrolló a partir de un Análisis de Cúmulos o de Cluster, considerando el gradiente de la velocidad de corrientes superficiales de la columna de agua y la textura sedimentaria expresada en el Índice de Fineza de los sedimentos (Satsmadjis, 1985).

La función de utilidad de la toxicidad se calibró y validó con una investigación recientemente efectuada en el Ecosistema Lacustre Xochimilco, donde se llevó a cabo una caracterización básica con algunos parámetros y 2 bioensayos con la especie de nematodo *Panagrellus redivivus*

Se ha efectuado la propuesta que plantea que un ecosistema “sano” es aquel que es sustentable. Esto es, que tiene la habilidad para mantener su estructura (organización) y función (vigor) en el tiempo de cara al estrés externo (resilencia). Varios métodos cuantifican estos tres atributos del ecosistema y los incorporan en una evaluación cuantitativa; y los han discutido autores como Constanza y Mageau (1992). Hay potencial para evaluar la salud relativa de ecosistemas similares y de los cambios en la salud de un solo ecosistema a través del tiempo. Los experimentos de microcosmos en paralelo con la modelación de simulación permitirán estimar la habilidad de la evaluación propuesta de salud del ecosistema para cuantificar los efectos de los nutrientes y la toxificación (el estrés por toxificación) sobre una variedad de escalas espaciales. También se requiere un sistema de toma de decisiones sociales mejorado, que pueda mediar adecuadamente entre intereses en conflicto para evitar trabas sociales y alcanzar metas de sustentabilidad a largo plazo. Se ha propuesto un proceso de tres pasos para emplear modelos que construyan consensos.

Los modelos de simulación dinámica de los ecosistemas marinos y de los sistemas económicos son útiles para entender la salud y la dinámica compleja de estos ecosistemas y para construir consensos acerca de las decisiones de manejo.

A diferencia del Índice de Sustentabilidad Industrial, el modelo desarrollado en el presente estudio, aunque se fundamenta en funciones de utilidad (Ortiz-Gallarza, 2002), trabaja con una valoración más objetiva, a partir de una escala de sustentabilidad estandarizada en función de los ámbitos de las variables toxicológicas recientemente determinados y publicados con carácter normativo por los Gobiernos de Estados Unidos, México y Canadá, o en las investigaciones científicas más recientes, cuando se trata de variables que no están contempladas en ninguna legislación. Con base en estas directrices, se determinaron categorías de sustentabilidad fundamentadas en datos reales, en virtud de que lo que se buscó fue lograr una determinación cuantitativa formal de la sustentabilidad de los ecosistemas acuáticos, con base en su salud ambiental y condiciones de contaminación, considerando los compartimentos abiótico y biótico.

Para determinar si las condiciones bacteriológicas e hidrológicas del Ecosistema Lacustre Xochimilco son compatibles con sus usos, o éstas ponen en riesgo la salud pública, se efectuó un estudio, a partir de una serie de muestreos en las matrices columna de agua y sedimentos de 17 canales y lagunas principales (Fig. 7). Se determinaron la posición geográfica, la temperatura ambiente, la temperatura de la columna de agua, el contenido de oxígeno disuelto, la conductividad, la salinidad, el pH, los niveles de ortofosfatos y nitratos (de acuerdo a Strickland y Parsons, 1972 y APHA, 1992). El periodo considerado fue finales de febrero y principios de marzo de 2005. El muestreo bacteriológico se efectuó en

agua y sedimentos de los 17 puntos. Las muestras fueron preservadas en hielo para ser diluidas y sembradas en el laboratorio de Ecología Microbiana del Departamento El Hombre y su Ambiente de la Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.

La técnica bacteriológica empleada corresponde a la norma mexicana vigente, relativa a fermentación en tubos múltiples, para determinar el Número Más Probable de bacterias del grupo coliforme [totales y fecales] en 100 ml de muestra (NOM-AA-42-1987). La conversión de tubos positivos a Números Más Probables de bacterias del grupo coliforme [totales y fecales] en 100 ml de muestra, se efectuó mediante la consulta de la tabla de equivalencias correspondiente (NOM-AA-42-1987). Se efectuó el redondeo de cifras decimales a valores enteros.

La inoculación de bacterias para la caracterización a género y especie, se efectuó en medios de agár Mac Conkey, EMB y SS (Shigella-Salmonella); con incubaciones de 24 a 48 horas (Bioxon, 1992).

RESULTADOS

6.1. Selección de Parámetros: Validación Teórica y Estadística. Compartimento Abiótico.

Representatividad de las variables integradas al modelo.

Si un modelo es robusto y confiable, los resultados modelados manifestarán alta significancia estadística en las distribuciones de los lotes de datos de los parámetros que estima (Cheung y Chappell, 2002). Si bien es conocido el elenco de parámetros que describen apropiadamente la calidad y salud ambiental de los ecosistemas acuáticos (Strickland y Parsons, 1972; APHA, 1992), en este trabajo, los resultados obtenidos de las 3 corridas del Análisis de Componentes Principales (ACP) se consideraron para confirmar cuáles variables son coherentes para el cálculo del Índice de Sustentabilidad Ecológica de los Ambientes Acuáticos y determinar si éstas son redundantes entre sí.

Las Tablas 4 a 6 muestran los parámetros seleccionados, con su significancia estadística calculada a un $\alpha = 0.05$ (95 % de confianza) con el lote de 829 datos de 37 variables del litoral de Tehuantepec y presentan los resultados de los valores propios obtenidos en cada una de las *corridas* de ACP, 1) parámetros fisicoquímicos (Fig. 9), 2) contaminantes en la columna de agua (Figs. 10, 11 y 12) y 3) contaminantes en los sedimentos (Figs. 13 y 14); el porcentaje de la varianza dentro del conjunto, sus valores y porcentajes acumulativos relativos al número de datos disponibles en la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec (1982-2002) (IMP, 2004).

En la Tabla 7 se muestran los resultados aplicados a los datos derivados de dos eventos de muestreo en el Río Tula durante los períodos climáticos extremos de lluvias y estiaje (2000-2001). Los factores de los ACP se encuentran entre paréntesis, se considera a los valores >0.7 (+/-) con significancia estadística (Pla, 1986), tomando en consideración los primeros tres factores (F1 a F3) de cada compartimento (parámetros fisicoquímicos (Figs. 15 y 16), contaminantes en la columna de agua (Fig. 17) y contaminantes en los

sedimentos) (Fig. 18). Estos parámetros fueron los que se seleccionaron para desarrollar las funciones de utilidad. En las tres corridas del ACP del Río Tula el 86.54 % de la varianza le correspondió a los contaminantes en los sedimentos, el 81.99 % a los contaminantes en la columna de agua y el 81.41 % a los parámetros fisicoquímicos. Se seleccionaron en los 3 casos, -físico químicos, contaminantes en agua y contaminantes en sedimentos-, las rotaciones que permitieron observar mejor en su perspectiva tridimensional, la distribución espacial de las variables, señalando una distribución sin patrones definidos, que puede interpretarse como adecuadamente representada de forma equidistante en el espacio hipervolumétrico, por lo que no se descartaron variables para el desarrollo del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos.

Como puede observarse en la figura 15 correspondiente a los valores propios de la distribución de los parámetros fisicoquímicos, a excepción de la primera variable, que corresponde a la temperatura (80 % de la varianza), los demás valores propios presentan un peso específico menor y aportan porcentajes relativamente menores a la varianza de la distribución de los datos. Le siguen en orden de importancia respecto a sus valores propios o porcentajes en la varianza de las distribuciones: salinidad, turbidez, pH, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, sólidos disueltos, sólidos totales, ortofosfatos, fósforo total y nitratos. La significancia es considerable en al menos uno de los tres factores considerados, excepto en el caso del pH debido a la escasa variación que tiene este parámetro en el ecosistema marino del Litoral del Istmo de Tehuantepec (Tabla 7).

En la figura 11 de los parámetros de contaminación en la columna de agua, se observa que las variables que generan un mayor efecto en la varianza son los hidrocarburos aromáticos totales (11.93 %) y el material orgánico extraíble (11.61 %). Esto se atribuye a que ambos son complementarios y tienen por lo tanto una alta covarianza, además de que en la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec, están bien representados en cuanto al número de datos disponibles.

En la columna de agua del Litoral del Istmo de Tehuantepec, le siguen en importancia a los hidrocarburos aromáticos totales y al material orgánico extraíble, con base en sus valores propios y en sus porcentajes de peso en la varianza de las distribuciones, DQO (8.58 %), DBO (8.10 %), Grasas y Aceites (7.34 %), Arsénico (7.02 %), Cadmio (6.35 %), Cobre (6.28 %), Cromo (5.84 %), Mercurio (5.48 %), Níquel (4.66 %), Plomo (4.29 %), Zinc (3.94 %), Cianuros (3.12 %), Bacterias Coliformes Fecales (3.05 %) y Fenoles (2.21 %) (Tabla 5).

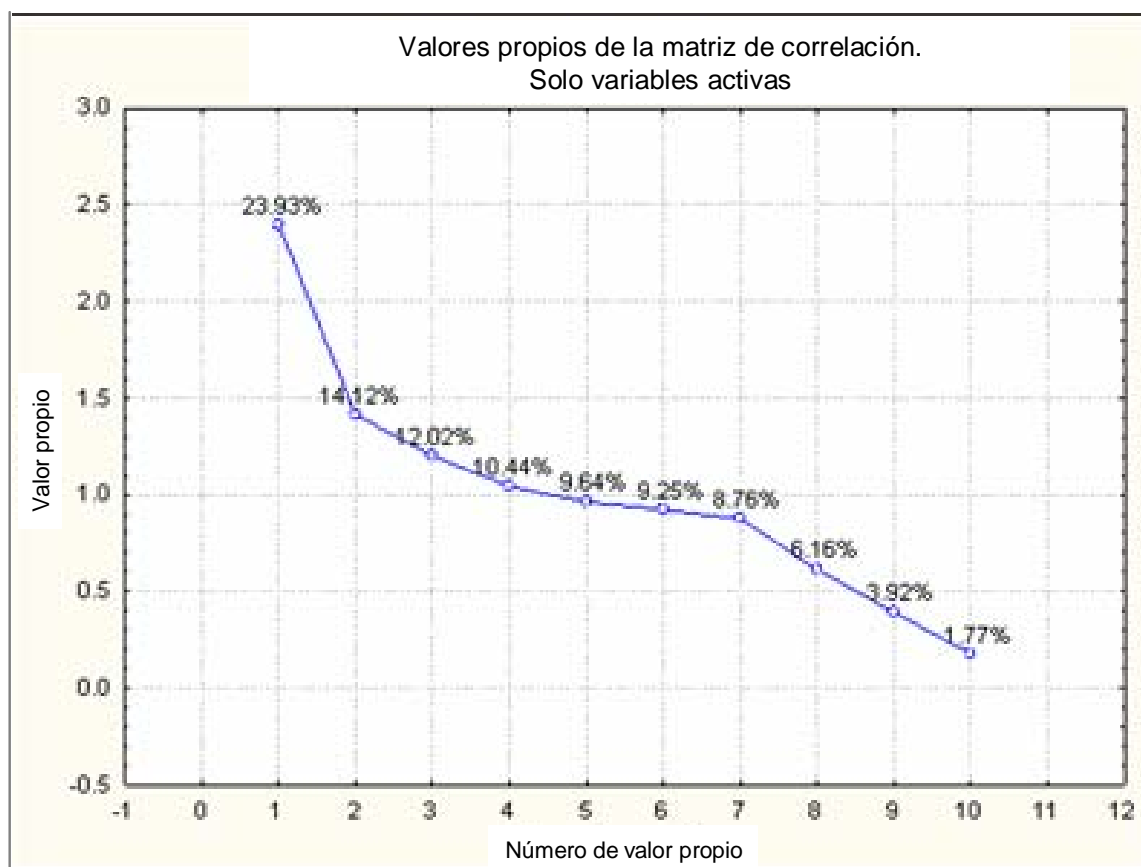


Fig. 9. Gráfica de valores propios resultantes del Análisis de Componentes Principales de las variables fisicoquímicas, a partir de datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

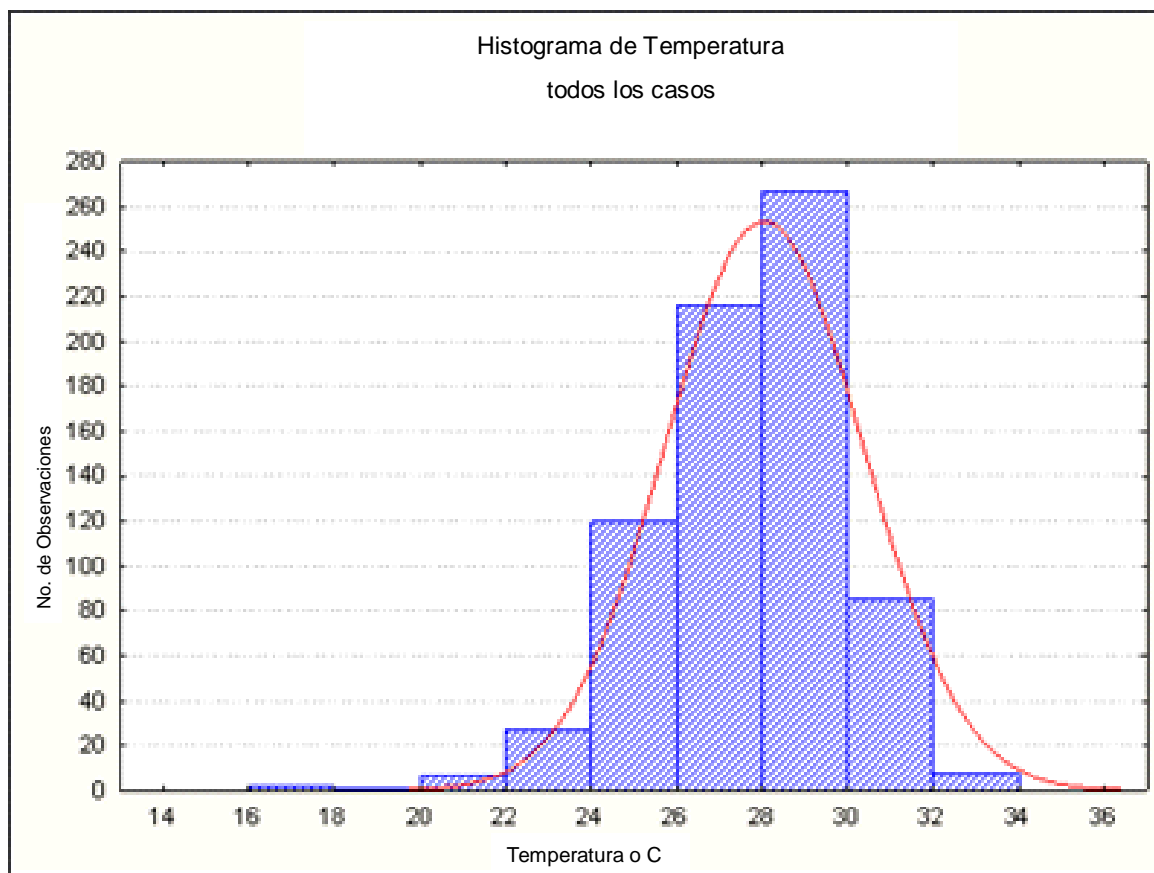


Fig. 10. Gráfica de distribución de frecuencias de los datos de temperatura superficial de la columna de agua ($^{\circ}\text{C}$), a partir de datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

En la figura 10 se observa que la distribución de frecuencias de la temperatura superficial de la columna de agua, denota el sesgo de la información disponible, debido a que en las matrices de los registros de temperatura de la base de datos del Istmo de Tehuantepec (IMP, 2004) con la que se efectuó el ACP, se cuenta con mayor información sobre la época climática de tehuanos (de menor temperatura), que sobre la de estiaje (las mayores temperaturas de cada ciclo anual), por lo tanto la temperatura cálida presenta menores intervalos que la temperatura baja. A esto se atribuye la varianza elevada de la temperatura.

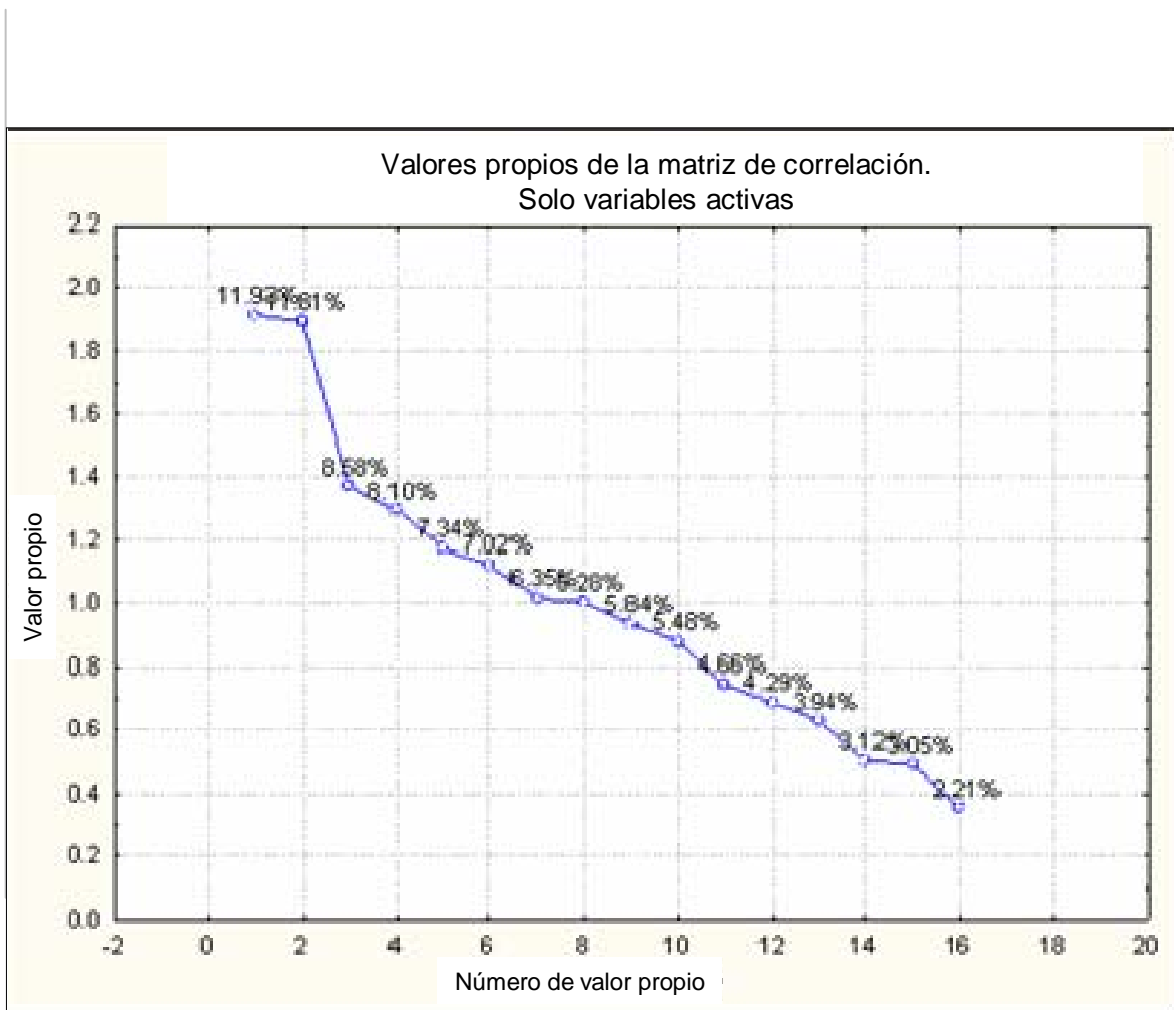


Fig. 11. Gráfica de valores propios resultantes del Análisis de Componentes Principales de las variables de contaminación en la columna de agua, a partir de datos de 829 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

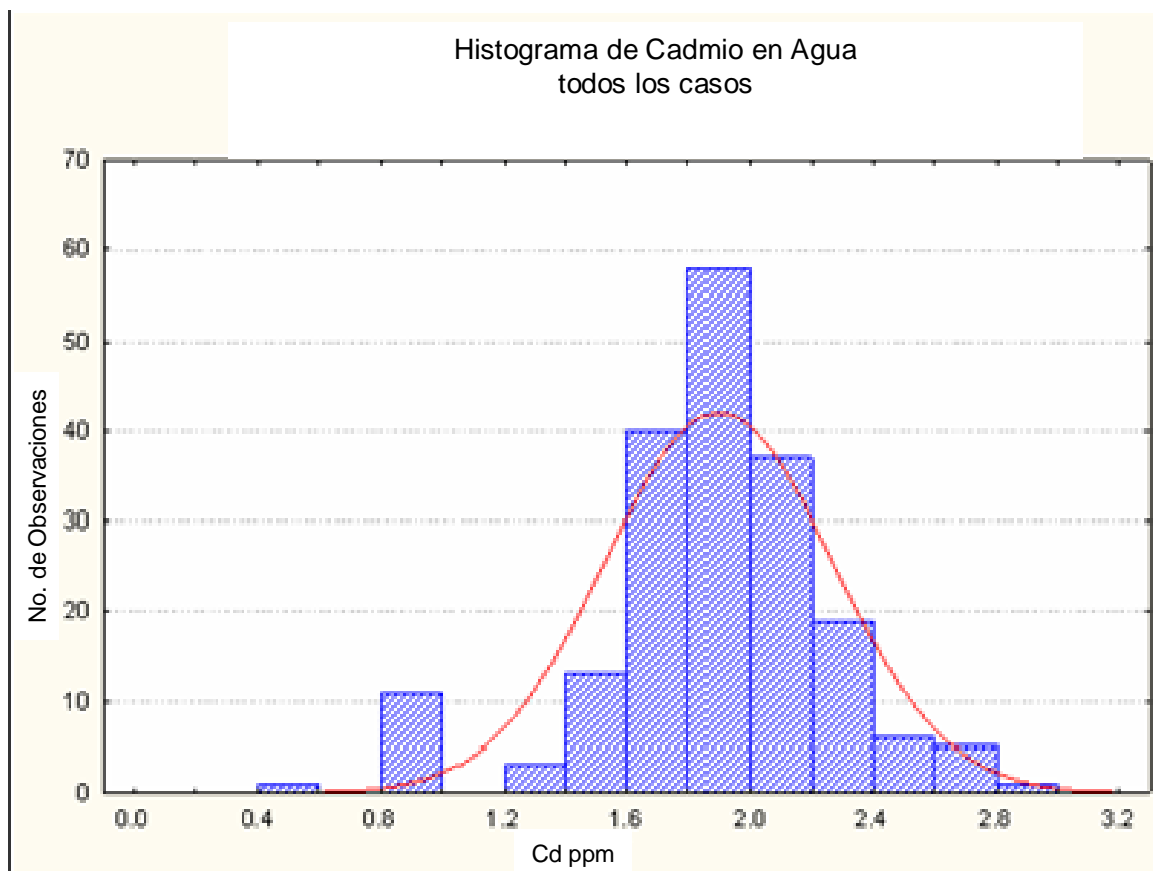


Fig. 12. Gráfica de distribución de frecuencias de los datos de cadmio (ppm) en la columna de agua, a partir de datos de 829 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

En el caso de la distribución de frecuencias del cadmio (Fig. 12), se señala una mayor tendencia hacia una curva normal, que en el caso de la temperatura superficial de la columna de agua (Fig. 10), debido a que existe un gradiente en la distribución de los metales pesados desde las diversas fuentes de aportación muy cerca de la costa, en sentido costa afuera. Por esta razón al encontrarse los intervalos de valores no sesgados, puede considerarse que la red de muestreos establecida para las campañas de muestreo

desarrolladas por el IMP entre 1982 y 2000 (IMP, 2004), es representativa de las condiciones locales.

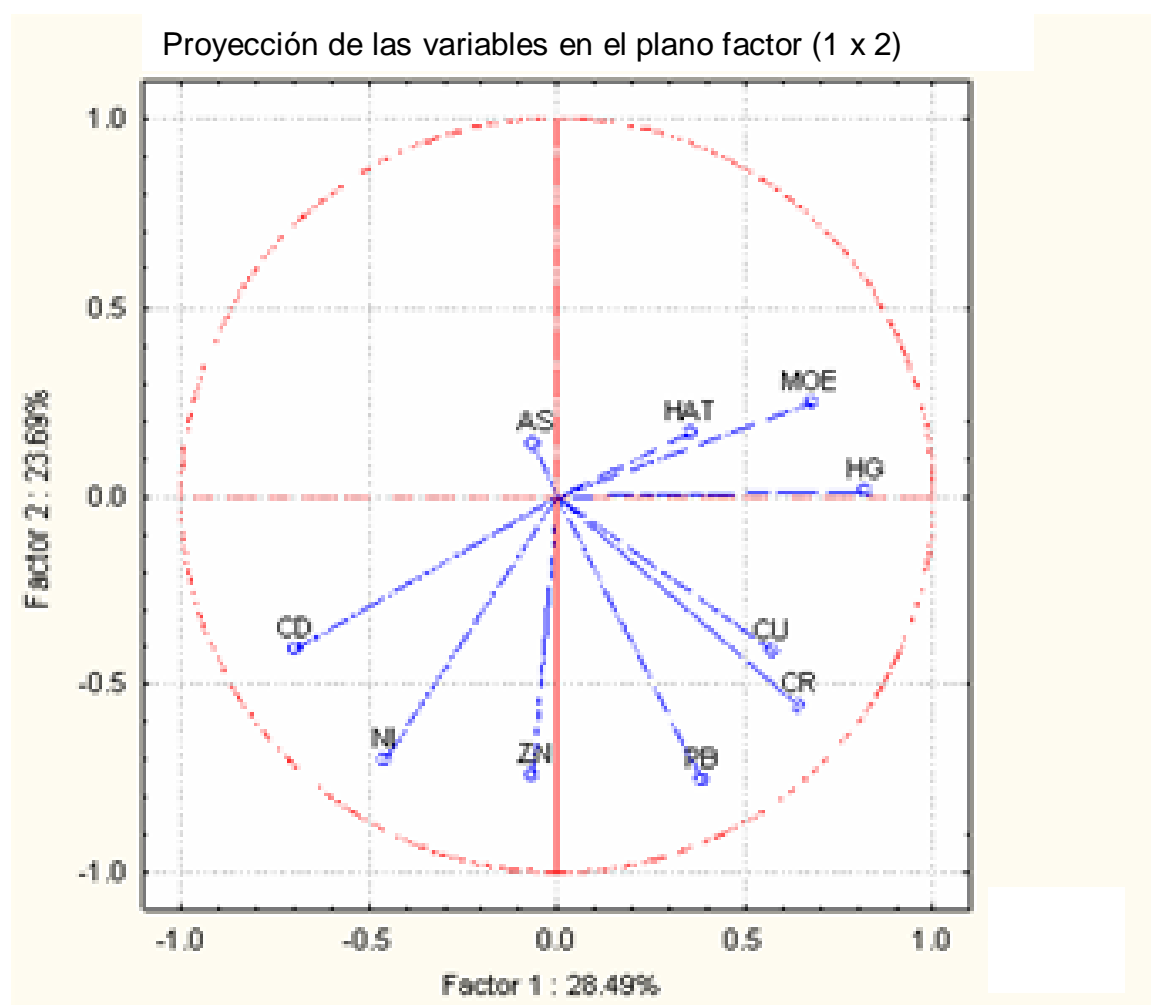


Fig. 13. Proyección polar de variables de contaminación en los sedimentos en los planos de los hidrocarburos aromáticos totales y material orgánico extraíble, con datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx. H. A. T. (hidrocarburos aromáticos totales), M. O. E. (material orgánico extraíble), HG (mercurio), CU (cobre), CR (cromo), PB (plomo), ZN (zinc), NI (níquel), CD (cadmio), AS (arsénico).

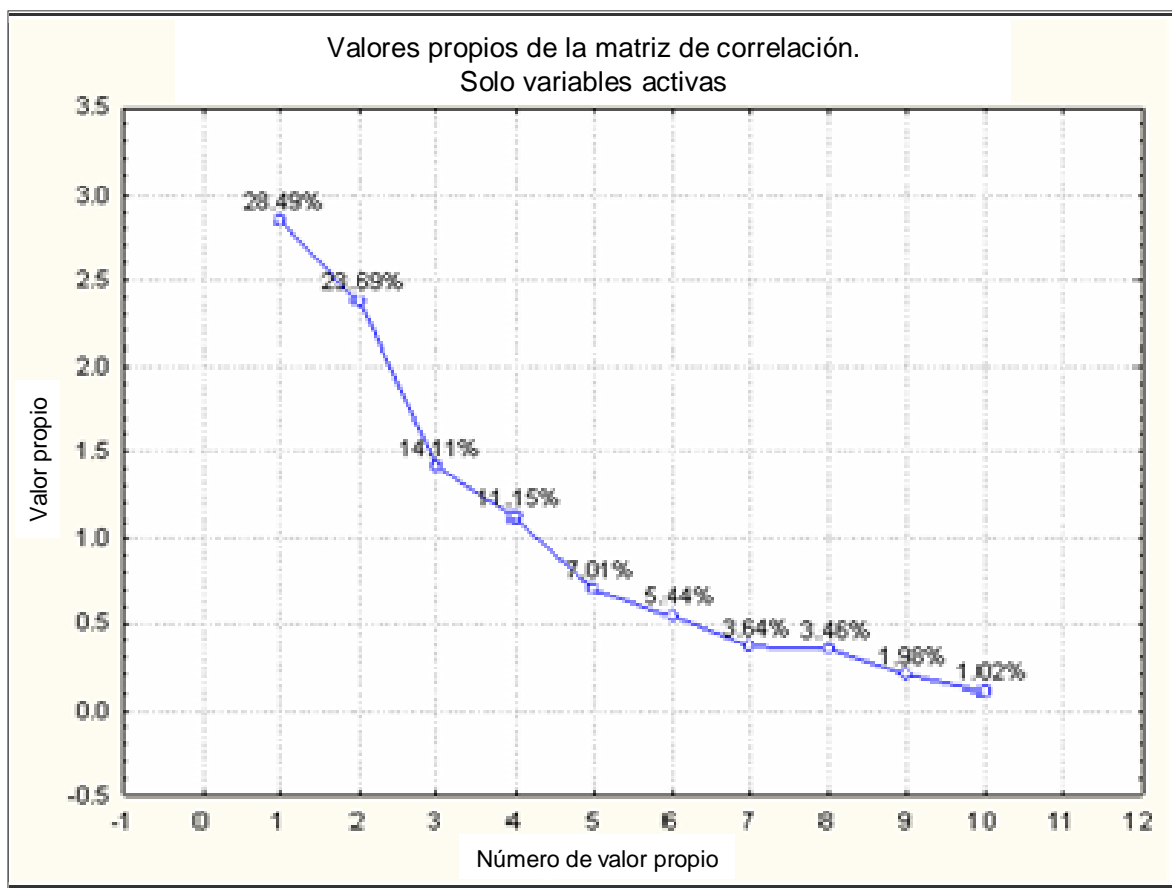


Fig. 14. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de las variables de contaminación en los sedimentos con datos de 823 casos en el litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Méx.

La figura 14 señala a los hidrocarburos aromáticos totales (28.49 %) y al material orgánico extraíble (23.69 %) como las variables que generan un mayor efecto en la varianza de la matriz sedimentaria. Al igual que en la columna de agua esto se atribuye a que ambos son complementarios y tienen por lo tanto una alta covarianza. Su cercanía derivada de la covarianza que presentan se puede apreciar en la gráfica polar, donde comparten el mismo

cuadrante. El arsénico registra un alto peso en la varianza (14.11 %), seguido por el cadmio (11.15 %) y el cobre (7.01 %). En la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec, dado que las determinaciones más importantes de todas las campañas de muestreo efectuadas entre 1982 y 2000 por el IMP, la información relativa a dichos parámetros es apropiada y está bien representada (IMP, 2004), asimismo, también existe un volumen de datos considerable para algunos de los metales pesados (Tabla 6).

Tabla 4. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de las variables fisicoquímicas con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Mex.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
Temperatura	2,40	23,93	2,39	23,93	733
Material suspendido	1,41	14,12	3,81	38,05	823
Sólidos sedimentables	1,20	12,02	5,01	50,07	823
Sólidos Suspendidos Totales	1,04	10,44	6,05	60,51	450
Nitrógeno Total	0,96	9,64	7,01	70,14	162
Nitratos	0,92	9,25	7,94	79,39	578
Fósforo Total	0,88	8,76	8,82	88,15	188
Ortofosfatos	0,62	6,16	9,43	94,31	586
Oxígeno Disuelto	0,39	3,92	9,82	98,23	758
pH	0,18	1,77	10,00	100,00	768
Total					823 casos

Tabla 5. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en la columna de agua con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec Oax., Mex.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
HAT	1,91	11,93	1,91	11,93	497
MOE	1,89	11,81	3,80	23,74	425
DQO	1,37	8,58	5,17	32,32	277
DBO	1,30	8,10	6,47	40,42	317
Grasas y aceites	1,17	7,34	7,64	47,76	115
Arsénico	1,12	7,02	8,76	54,78	197
Cadmio	1,02	6,35	9,78	61,13	194
Cu	1,01	6,28	10,79	67,41	494
Cromo	0,93	5,84	11,72	73,25	231
Mercurio	0,88	5,48	12,60	78,73	319
Níquel	0,74	4,66	13,34	83,38	495
Plomo	0,69	4,29	14,03	87,68	496
Zinc	0,63	3,94	14,66	91,62	329
CN-	0,50	3,12	15,16	94,74	158
BCF	0,49	3,05	15,65	97,79	823
Fenoles	0,35	2,21	16,00	100,00	209
Total					829 casos

Tabla 6. Valores propios resultantes del análisis de componentes principales de los contaminantes en los sedimentos con datos de 823 casos en el Litoral del Istmo de Tehuantepec, Oax., Mex.

Parámetro	Valor propio	% de la varianza	Valor propio acumulativo	% acumulativo	No. de casos
HAT	2,85	28,49	2,85	28,49	276
MOE	2,37	23,69	5,22	52,19	285
Arsénico	1,41	14,11	6,63	66,29	197
Cadmio	1,12	11,15	7,74	77,44	194
Cobre	0,70	7,01	8,45	84,46	494
Cromo	0,54	5,44	8,99	89,90	231
Mercurio	0,36	3,64	9,35	93,54	319
Níquel	0,35	3,46	9,70	97,00	495
Plomo	0,20	1,98	9,90	98,98	496
Zinc	0,10	1,02	10,00	100,00	329
Total					823 casos

El comportamiento de los contaminantes en la columna de agua y en los sedimentos es similar por la alta correlación presente entre ambos compartimentos, con una tendencia a la acumulación de concentraciones mayores en este último (Fernández *et al.*, 2006). En la tabla 6, también se ordenaron los valores propios de los parámetros de contaminación en los sedimentos por pesos específicos en la varianza de la distribución de los factores 1 vs. 2. Como puede observarse, los valores de los hidrocarburos (28.49 % de la varianza) y del material orgánico extraíble (23.69 % de la varianza) son muy similares, señalando su alta covarianza y significancia, sin embargo, se consideró conservar ambos parámetros en el diseño del IEAEA porque proporcionan información distinta y complementaria en virtud de que la extracción de los compuestos orgánicos se efectúa con solventes distintos en cada una de sus técnicas analíticas (Guilbault, 1973 y Lakowicz, 1983).

Tabla 7. Parámetros físico químicos, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos responsables en la varianza. F=Factor del Análisis de Componentes Principales (ACP), entre paréntesis pesos de los componentes. Los valores >0.7 (+/-) se consideraron con significancia estadística (Pla, 1986). Corridas numéricas con los datos de Tula, Hidalgo.

Parámetros Físico-Químicos	Contaminantes en la columna de agua	Contaminantes en los sedimentos
81.41 % de la varianza	81.99 % de la varianza	86.54 % de la varianza
Temperatura (0.87 F3)	Hidrocarburos Aromáticos (0.60 F1)	Hidrocarburos Aromáticos (0.93 F1)
Salinidad (0.85 F1)	Material Orgánico Extraíble (0.90 F1)	Material Orgánico Extraíble (-0.88 F3)
Turbidez (-0.94 F1)	As (0.72 F1)	As (0.89 F3)
pH (0.55 F1)	Cd (-0.71 F3)	Cd (0.87 F2)
Oxígeno Disuelto (0.70 F2)	Cu (0.81 F1)	Cu (0.94 F1)
Porcentaje de Saturación de Oxígeno Disuelto (0.93 F1)	Cr (-0.33 F1)	Cr (0.94 F2)
Sólidos Suspendidos (-0.98 F1)	Fe (0.90 F1)	Fe (0.51 F3)
Sólidos Disueltos (-0.87 F3)	Ni (0.95 F1)	Ni (0.77 F1)
Sólidos Totales (0.91 F1)	Zn (0.99 F1)	Zn (0.63 F2)
Ortofosfatos (0.98 F1)	Cianuros (0.80 F1)	Fineza (0.95 F2)
Fósforo-Total (0.91 F2)	Demanda Química de Oxígeno (0.98 F1)	
Nitratos (0.92 F2)	Demanda Bioquímica de Oxígeno (0.99 F1)	
	Fenoles (-0.94 F2)	
	Detergentes SAAM (0.53 F3)	
	Grasas y Aceites (0.83 F1)	

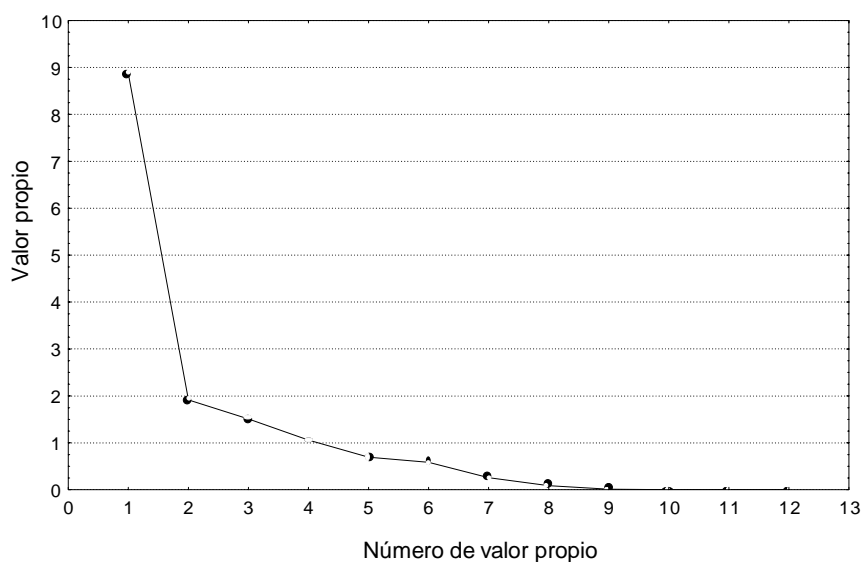


Fig. 15. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. a) Valores propios de los parámetros físico químicos.

La figura 18 corresponde a los valores propios resultantes del ACP de los contaminantes en los sedimentos en el estudio de caso del Río Tula, los cuales constituyen el 86.54 % de la varianza. Destacan por su representatividad entre los parámetros de la matriz de significancia resultante de esta corrida estadística, el índice de fineza de los sedimentos, el cobre, el cromo y los hidrocarburos aromáticos totales. La menor representatividad corresponde a las variables hierro, zinc y níquel. Los valores denotan una representatividad intermedia para el resto de las variables determinadas con la finalidad de caracterizar la calidad ambiental del compartimento sedimentario (Tabla 7).

Factores considerados Factor 1 vs. Factor 2 vs. Factor 3
 Rotación: Ecuación máxima normalizada
 Extracción de Componentes Principales.

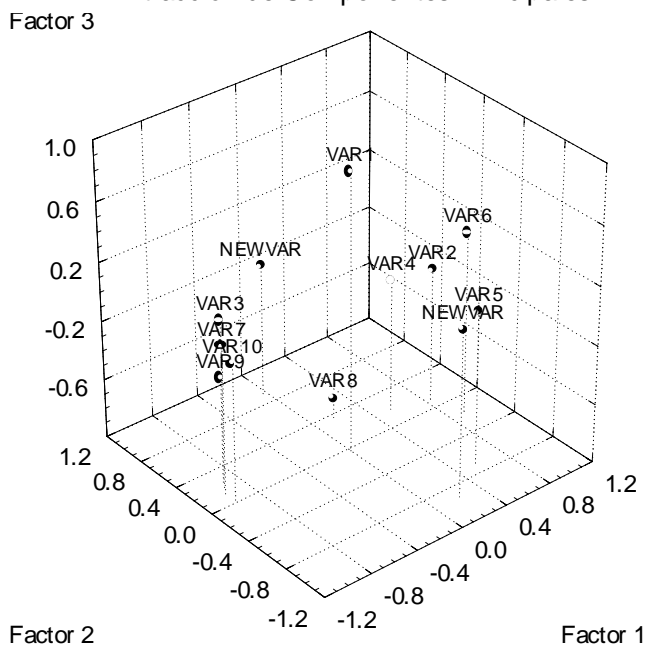


Fig. 16. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Parámetros físico-químicos. Temperatura (VAR), salinidad (VAR2), turbidez (VAR3), pH (VAR4), oxígeno disuelto (VAR5), porcentaje de saturación de oxígeno (VAR6), sólidos suspendidos (VAR7), sólidos disueltos (VAR8), sólidos totales (VAR9), ortofosfatos (VAR10), fósforo total NEWVAR) y nitratos (NEW.VAR). Rotación por ecuación máxima normalizada.

Factores considerados Factor 1 vs. Factor 2 vs. Factor 3
 Rotación: Sin rotación
 Extracción de Componentes Principales.

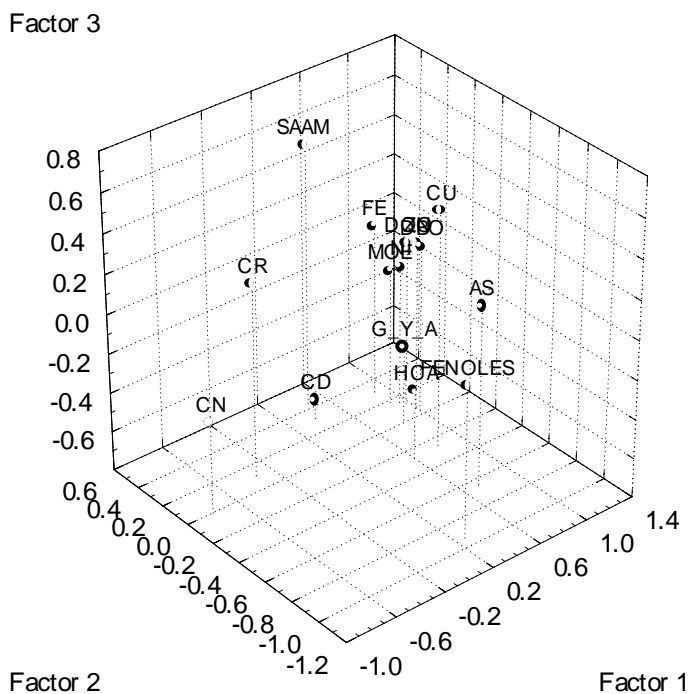


Fig. 17. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Contaminantes en la columna de agua. M. O. E. (material orgánico extraíble), SAAM (sustancias activas al azul de metileno, detergentes), CR (cromo), CN (cianuros), CD (cadmio), AS (arsénico), CU (cobre), HA (hidrocarburos aromáticos), GYA(grasas y aceites), FE (hierro), OD (oxígeno disuelto), FENOLES, DBO (demanda bioquímica de oxígeno), DQO (demanda química de oxígeno), NI (níquel), ZN (zinc). Sin rotación.

Factores considerados Factor 1 vs. Factor 2 vs. Factor 3
 Rotación: Varianza máxima normalizada
 Extracción de Componentes Principales.

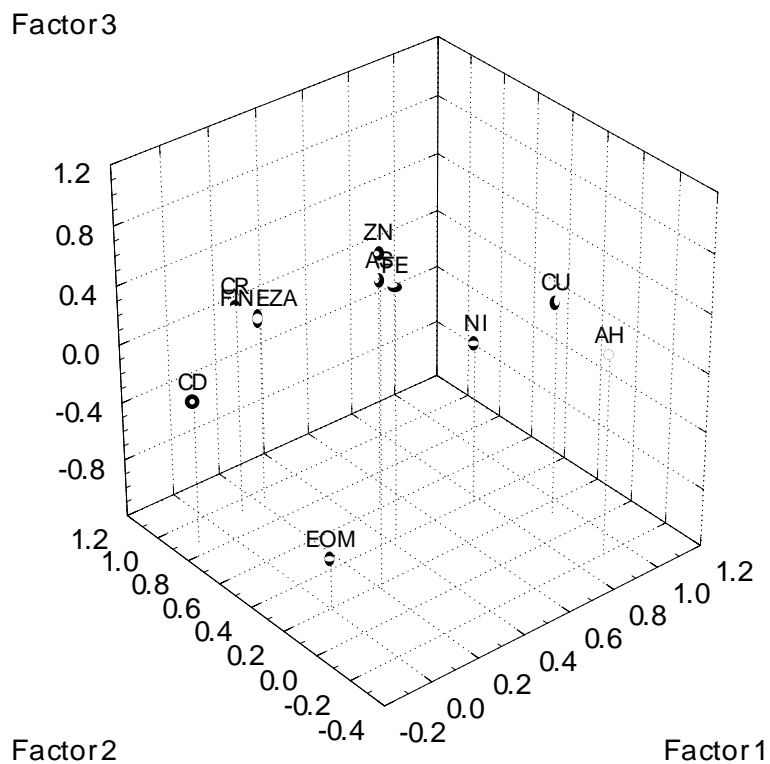


Fig. 18. Representación gráfica de los ACP del Río Tula, Hidalgo. Contaminantes en los sedimentos. HA (hidrocarburos aromáticos), M. O. E. (material orgánico extraíble), CU (cobre), NI (níquel), AS (arsénico), FE (hierro), ZN (zinc), CR (cromo), CD (cadmio), FINEZA (contenido de arcillas y limos vs. arenas en los sedimentos). Rotación por varianza máxima normalizada.

El Análisis de Componentes Principales resultó ser una buena herramienta estadística que además de dar a conocer la importancia relativa de las variables con base en su peso específico o porcentaje en las varianzas de sus distribuciones, también se apreció que puede

aplicarse para seleccionar qué parámetros pueden considerarse significativos (Pla, 1986), y pueden ser susceptibles de incluirse en una evaluación del grado de sustentabilidad.

Los parámetros de las categorías contenidas en la Tablas 4 a 7, resultaron los más apropiados para obtener un buen diagnóstico de diversos tipos de cuerpos receptores o de la zona costera, por lo cual se contemplaron casi todos ellos para diseñar, construir y validar el Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA), con excepción de aquellos que no estuvieron contemplados en las bases de datos de los estudios de caso considerados para el procedimiento de validación del índice.

6.2. Diseño, fundamento y desarrollo de las Funciones de Utilidad. Compartimento Abiótico.

Diseño.

Para el diseño, fundamento y desarrollo de las funciones de utilidad en la etapa de construcción del modelo fue desarrollada una *función de utilidad*, cuyo papel es relacionarse con el total de funciones de las diferentes variables, ya sean ecológicas, económicas o del entorno social, sin importar que cada una de ellas se mida en unidades distintas (van Calker *et al.*, 2001).

El *compartimento abiótico* del modelo se diseñó y construyó a partir de 36 funciones de utilidad, 10 correspondientes a parámetros fisicoquímicos (temperatura, sólidos [sedimentables, suspendidos, totales], pH, oxígeno disuelto, nutrientes [nitratos, ortofosfatos y fósforo total] y material flotante), 16 a contaminantes en la columna de agua (DQO, DBO, hidrocarburos aromáticos totales, material orgánico extraíble, metales pesados [Ni, Zn, Cu, As, Cd, Cr, Hg y Pb], cianuros, fenoles, bacterias coliformes fecales, grasas y aceites) y 10 a contaminantes en sedimentos (hidrocarburos aromáticos totales, material orgánico extraíble, metales pesados [Ni, Zn, Cu, As, Cd, Cr, Hg y Pb]).

La mayoría de los límites permisibles que sirvieron de línea base para la construcción de las *funciones de utilidad* (Ortiz Gallarza, 2002; Ortiz-Gallarza *et al.*, 2003; Barrera Roldán *et*

al., 2003a; 2003b; 2004; Rodríguez-Crespo, 2004) son más estrictos que la línea base de EQS (NOAA, 2002; EQS, 2002; Ortiz-Gallarza y González Lozano, 2003), sin embargo, la incorporación del gradiente de impacto-sustentabilidad se considera el principal acierto en este diseño. En todo caso, lo recomendable no será descartar ninguno de ellos, sino hacer variar los valores asignados a cada categoría de sustentabilidad en su *función de utilidad*, dependiendo del uso que tenga el ecosistema bajo estudio y de los objetivos de la evaluación o del monitoreo.

Otros autores también han construido algoritmos específicos a partir del desarrollo de *funciones de utilidad*, para determinar gradientes de impacto por actividades antropogénicas como van Calker *et al.* (2001) en los agrosistemas. Otro ejemplo es el cálculo de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, a partir de estimaciones de costos, incluyendo *externalidades* como es el caso del desarrollo del Factor de Productividad Social Total (Total Social Factor Productivity) de Rasmussen y Smiley (2003).

Las tres categorías de parámetros seleccionados tienen gran importancia para la evaluación de la calidad ambiental a causa de su significancia e interacciones. La mayoría de ellos están incluidos en la normatividad mexicana relativa a descargas producidas por actividades industriales (Norma Oficial Mexicana, 1997).

El Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) se construyó a partir de la selección de los parámetros más representativos en los compartimentos: 1) fisicoquímico, 2) columna de agua y 3) sedimentario. Posteriormente, a partir de su aplicación a los estudios de caso de la Bahía de Guaymas y del Ecosistema Lacustre Xochimilco, se incorporaron los parámetros de estimación de la estructura y función de las comunidades bióticas, particularmente las bentónicas y aquellas basadas en algunas determinaciones de la toxicidad por bioensayos, así como una ponderación de la hidrodinámica, representada por la velocidad de las corrientes superficiales y las clases que determinan la textura sedimentaria en la bahía citada.

Los multicriterios de calidad ecológica del modelo consideran las cuatro siguientes clases de información: 1) Estándares Nacionales (de México), 2) Estándares Internacionales (de Estados Unidos de Norteamérica, Canadá, la Comunidad Europea y países de

Latinoamérica), 3) Estudios científicos recientes relativos a bioensayos en organismos acuáticos o en estudios de salud pública, o, si se carece de alguno de los tres anteriores 4) criterios locales que contemplan los intervalos determinados por técnicas analíticas.

Se compiló e integró información reciente correspondiente a límites permisibles de sustancias nocivas. Inicialmente, todos los subíndices se tuvieron que construir con la información disponible, particularmente los de sedimentos, considerando criterios específicos (Ortiz-Gallarza, 2002; Barrera Roldán *et al.*, 2003; 2003a; Rodríguez-Crespo, 2004), los cuales posteriormente se actualizaron con las categorías de la línea base de la National Oceanographic and Atmospheric Administration, la Environmental Protection Agency y los criterios del Gobierno de Canadá [Environmental Quality Standards] (EPA, 2005; 1986; 1976; NOAA, 2002; EQS, 2002) (Ortiz-Gallarza y González Lozano, 2003).

Se estableció el gradiente de impacto concordante con las guías de límites permisibles de contaminantes desarrolladas recientemente por la NOAA y las EQS de Canadá. El índice incluyó cuatro categorías, basadas en los protocolos toxicológicos de la EPA; con las cuales, al mismo tiempo se estableció el gradiente de sustentabilidad (Tabla 3) (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2003; Ortiz-Gallarza y González Lozano, 2003), el cual fue corroborado con datos reales (Ortiz-Gallarza y Ramírez-López, 2003).

6.2.1. Parámetros Físico Químicos.

6.2.1.1. Temperatura

Definición: Las propiedades del agua incluyen la más alta capacidad calórica de entre todos los sólidos y líquidos y la conducción de calor más alta de entre los segundos, éstas repercuten en la regulación de intervalos de temperatura por la transferencia de calor y la tendencia al mantenimiento de temperaturas constantes, muy importantes a macro y microescala, incluyendo el nivel celular (Sverdrup *et al.*, 1942). Todos los sistemas acuáticos funcionan dentro de un ámbito específico de temperatura con valores óptimos en los que las funciones tendrán su mejor expresión. Es importante conocer el comportamiento

de la temperatura en el ambiente y diferenciar las fluctuaciones naturales determinadas por las épocas climáticas y las inducidas por factores externos al sistema. Las variaciones influyen en las condiciones particulares y en otros parámetros, tanto abióticos como bióticos.

Descripción de la función de utilidad: En latitudes subtropicales a templadas, en las que se encuentra la República Mexicana, un intervalo térmico adecuado para el desarrollo de la vida acuática puede ubicarse entre los 16 y los 32 ° C. Tomando en cuenta registros previos de la temperatura promedio anual del sitio tomadas del Servicio Meteorológico Nacional y de la temperatura superficial de la columna de agua, de la estación de Guaymas, pueden detectarse cambios derivados de otros factores, como descargas exotérmicas o de otro tipo. Con esta base se desarrolló la siguiente tendencia gráfica, donde cero en el eje de las y es no sustentable y 1 sustentable (Fig. 19; Tabla 8).

Sin embargo, en ecosistemas desérticos, áridos, semiáridos, fríos o polares, los intervalos de temperatura idóneos son mucho más amplios, por lo que se deberán determinar los intervalos de temperatura locales con base en series de tiempo de resultados de las estaciones meteorológicas más cercanas a los sitios bajo estudio a los que se aplique el IEAEA si sus temperaturas extremas son menores a 16 ° C y mayores a 32 ° C.

Asimismo, la temperatura únicamente puede considerarse crítica en función de emplazamientos industriales, como hidroeléctricas u otras, cuyas descargas pudieran interferir con los ecosistemas. O a consecuencia del cambio climático global, modificando drásticamente sus intervalos y poniendo en riesgo a las comunidades bióticas.

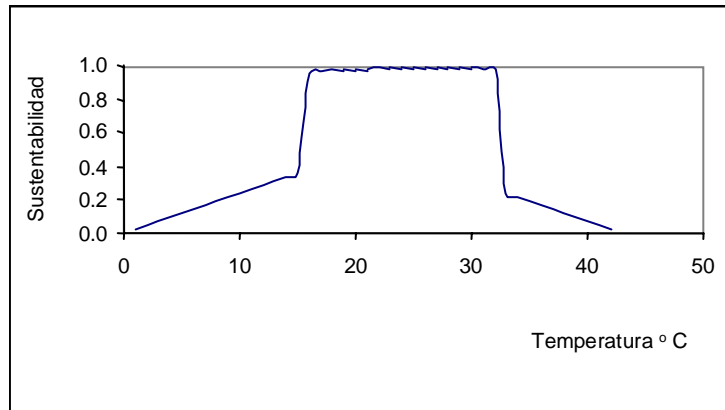


Fig. 19. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la temperatura superficial de la columna de agua ($^{\circ}\text{C}$).

La expresión matemática de la función de utilidad de temperatura es:

$$F_T = \begin{cases} \frac{T}{16} * 0.4 & \text{si } 0^{\circ} < T \leq 16^{\circ} \text{ C} \\ 1 & \text{si } 16^{\circ} < T \leq 32^{\circ} \text{ C} \\ 0.2 + \frac{32-T}{10} * 0.2 & \text{si } 32^{\circ} < T \leq 42^{\circ} \text{ C} \\ 0 & \text{si } T > 42^{\circ} \text{ C} \end{cases}$$

(1)

Tabla 8. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Compartimento Abiótico. Temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Agua comunidades	Dependiente de los criterios científicos para las especies locales	≤ 15
	EPA, 1986	EPA, 1976
Agua comunidades	Dependiente de los criterios científicos para las especies locales	Relación logarítmica en función de la sensibilidad de especies locales

6.2.1.2. Materia Flotante

Definición: Muchos de los procesos industriales o la disposición de efluentes líquidos sin tratamiento previo aportan materia flotante en los cuerpos receptores. En todo tratamiento primario ésta se elimina mediante procedimientos mecánicos de filtración o cribado. Sin embargo, como productos de degradación de la materia orgánica, del metabolismo o de la descomposición de todo tipo de sustancias orgánicas se produce materia flotante, cuya presencia indica contaminación por materia particulada, la cual usualmente es retenida por cribas de 0.001 a 1.5 mm de luz de malla (EPA, 1976).

Descripción de la función de utilidad: En la normatividad vigente (NOM-001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana. 1997), el requerimiento en las descargas para este parámetro es ausencia de material flotante. Cabe aclarar que en el caso de los cuerpos receptores debe serse cuidadoso al decidir sobre la presencia superficial de material flotante, ya que puede tratarse de plancton, algas o residuos de vegetales y de pequeños insectos, los cuales no se podrían considerar como nocivos, a no ser que el uso del agua hubiera sido designado como potable para el consumo humano.

Para fines prácticos, el comportamiento de esta tendencia se valoró en 0 mg/L (ausencia) para $M_f < 1$ mg/L y 1 mg/L o mayor para presencia, ya que esta última es una concentración muy baja, pero organolépticamente perceptible mediante el sentido de la vista y correlacionable con el gradiente de sustentabilidad (Fig. 20; Tabla 9).

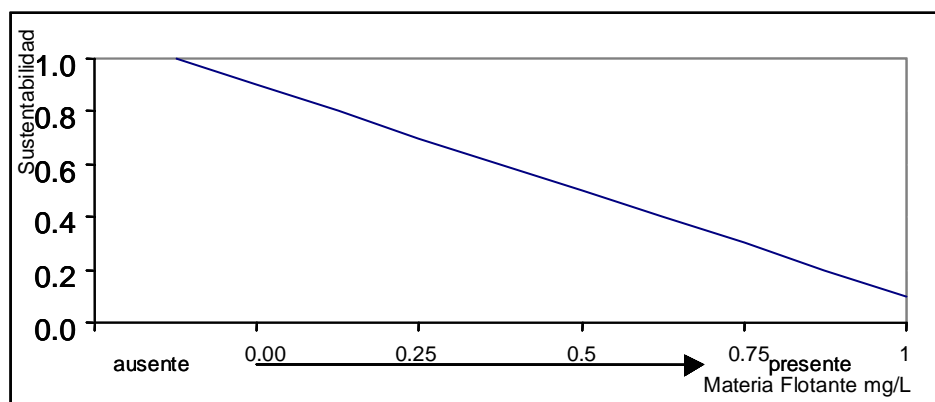


Fig. 20. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la materia flotante en la columna de agua.

Matemáticamente se expresa como:

$$F_{Mf} = \begin{cases} \frac{1-Mf}{1} & \text{si } Mf \leq 1 \text{ mg/l} \\ 0 & \text{si } Mf > 1 \text{ mg/l} \end{cases}$$

(2)

Tabla 9. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Compartimento Abiótico. Material Flotante (mg/L). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Coloides suspendidos	No definido	No definido
	EPA, 1986	EPA, 1976
Coloides suspendidos	No definido	No definido

6.2.1.3. Sólidos Sedimentables

Definición: Los sólidos obedecen a factores tales como diferencias de densidad, características coloidales y dinámica del ecosistema. Pueden originarse a partir de detritus acarreados por ríos, precipitación atmosférica, actividad biológica, reacciones químicas y resuspensión de los sedimentos. Cuando los sólidos se sedimentan en el fondo de un cuerpo de agua, pueden aplastar los huevecillos de peces e insectos acuáticos que están adheridos a éste y también sofocar las larvas recién eclosionadas o las formas juveniles frágiles. Los sólidos sedimentables, también pueden rellenar los intersticios entre las rocas que podrían haber sido utilizados como hábitat de algunos pequeños organismos integrantes de las comunidades acuáticas (Mitchell y Stapp, 1992).

Descripción de la función de utilidad: La normatividad mexicana vigente contempla los niveles permisibles de sólidos sedimentables en las descargas a cuerpos receptores, tomando en cuenta diversos usos del agua en ecosistemas acuáticos diferentes (Tabla 12). A partir de tales valores se construyeron las funciones de utilidad de dicho parámetro (NOM-001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana. 1997).

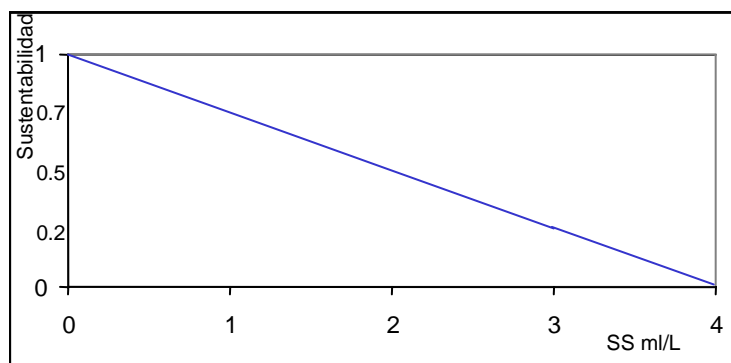


Fig. 21. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los sólidos sedimentables en la columna de agua (ml/L).

Con base en la normatividad mexicana vigente (Fig. 21; Tabla 12), la función de utilidad de los Sólidos Sedimentables es:

$$F_{SS} = \begin{cases} 1 - (SS * 0.25) & \text{si } SS < 4 \text{ ml/L} \\ 0 & \text{si } SS \geq 4 \text{ ml/L} \end{cases} \quad (3)$$

Tabla 10. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Sólidos sedimentables (ml/L). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Material de sedimentación	No definido	No definido
	EPA, 1986	EPA, 1976
Material de sedimentación	< 1 mg/L o que no reduzca en más del 10 % el nivel de compensación de la fotosíntesis de los productores primarios de la columna de agua	Que no reduzca en más del 10 % el nivel de compensación de la fotosíntesis de los productores primarios de la columna de agua

6.2.1.4. Sólidos Suspendidos Totales

Definición. Los sólidos suspendidos totales son sólidos en agua que pueden ser retenidos por un filtro. Pueden incluir una amplia variedad de materiales como arcillas, materia animal y vegetal en proceso de descomposición, residuos industriales y descargas residuales. Las altas concentraciones de sólidos suspendidos pueden causar muchos problemas para la salud de los cauces de agua y de la vida acuática. Un alto contenido de sólidos suspendidos totales puede obstruir la luz e impedir que ésta sea captada por la vegetación que se encuentra sumergida en la columna de agua. Conforme se reduce la

cantidad de luz que pasa a través del agua, la fotosíntesis decrece. Las tasas fotosintéticas reducidas de las plantas acuáticas, impiden que se libere a la columna de agua una cantidad de oxígeno disuelto considerable. Si se llega al caso extremo de que el paso de la luz sea obstruida completamente para la vegetación sumergida, ésta podría dejar de producir oxígeno y moriría. En el proceso de descomposición, las bacterias consumirán una mayor cantidad de oxígeno en la columna de agua y dicha reducción de oxígeno también producirá la muerte de los peces. El alto contenido de sólidos suspendidos totales también puede producir un incremento de la temperatura superficial del agua, a causa de que las partículas suspendidas absorben calor de la luz solar. Lo cual puede ocasionar que los niveles de oxígeno disuelto, decaigan posteriormente y se puede dañar la vida acuática de muchas otras formas, por ejemplo la reducción de la visibilidad, puede afectar la habilidad de los peces para ver y capturar alimento, obstruir las branquias, reducir la tasa de crecimiento, producir un decremento de la resistencia a las enfermedades y la reducción de la producción de huevos y del desarrollo larvario (Mitchell and Stapp, 1992).

La cantidad de materia de diverso origen que se encuentra en suspensión puede afectar el paso de la luz solar y consecuentemente, la fotosíntesis del fitoplancton y las macroalgas. Los sólidos se ven afectados por factores como las diferencias de densidad, las características coloidales y la dinámica del ecosistema, en forma más directa la de la zona eufótica. Los sólidos en los cuerpos receptores pueden originarse a partir de detritus acarreados por ríos, precipitación atmosférica, actividad biológica, reacciones químicas y resuspensión de los sedimentos (Contreras *et al.*, 1994).

Un alto contenido de sólidos suspendidos totales en un cuerpo de agua, con frecuencia puede significar mayores concentraciones de bacterias, nutrientes, pesticidas y metales en la columna de agua. Dichos contaminantes pueden adherirse a las partículas de suelo y penetrar a los cuerpos acuáticos con las escorrentías, transportadas durante eventos de lluvia o viento intenso. En la columna de agua los contaminantes ingresan y son transportados o se sedimentan y son redistribuidos por medio de las corrientes acuáticas (FISRWG. 1998).

Según la APHA (1986) los sólidos disueltos, a veces denominados sólidos filtrantes, son aquellos que pasan a través del medio filtrante cuando se determinan los sólidos suspendidos. Sólidos disueltos totales son el indicador de la calidad de sales y sólidos disueltos en una muestra de agua. Existe una relación directa entre los sólidos disueltos totales y la conductividad, ya que ambos miden los compuestos iónicos disueltos. Sólidos filtrables son aquellos que atraviesan un filtro que puede retener sólidos de diámetro mayor a una micra. Sólidos flotantes/material flotante: son grasas, sólidos, líquidos y espuma, removibles de la superficie de un líquido. Los sólidos sedimentables se determinan como el volumen de sólidos en un litro de desecho, que sedimenta después de una hora en un cono Imhoff y se expresa en mililitros por litro. Sólidos suspendidos corresponden al material que permanece en suspensión en el agua residual y se determinan como la cantidad de material retenido después de realizada la filtración de una muestra. Sólidos suspendidos volátiles representan la fracción de sólidos suspendidos que se volatiliza a 600 ° C. Sólidos totales, es la cantidad de materia que permanece como residuo después de una evaporación, entre 103 ° C y 105 ° C; de estos hacen parte los sólidos suspendidos y los sólidos disueltos. Sólidos volátiles, son aquellos que se volatilizan a una temperatura de 600 ° C. Si los sólidos totales se someten a combustión bajo una temperatura de 600 ° C durante 20 minutos, la materia orgánica se convierte a CO₂ y H₂O. Esta pérdida de peso se interpreta en términos de materia orgánica o volátil. Los sólidos que no se volatilizan se denominan sólidos fijos.

Descripción de la función de utilidad: La normatividad mexicana vigente contempla los niveles permisibles de Sólidos Suspendidos Totales en las descargas a cuerpos receptores, tomando en cuenta diversos usos del agua en ecosistemas acuáticos diferentes (Tabla 12). A partir de tales valores se construyeron las funciones de utilidad de dichos parámetros (NOM-001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana. 1997) (Fig. 22).

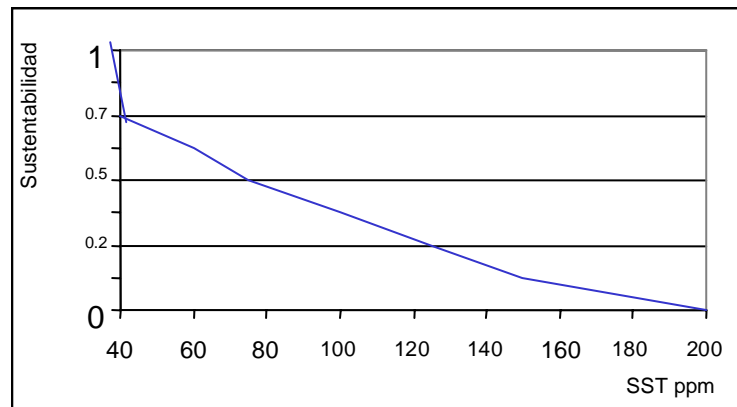


Fig. 22. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los sólidos suspendidos totales en la columna de agua (ppm).

Cuya expresión matemática correspondiente es:

$$F_{SSR} = \begin{cases} 1 - \frac{SST}{40} * 0.25 & \text{si } SST < 40 \text{ ppm} \\ 0.75 + \frac{40 - SST}{110} * 0.625 & \text{si } SST \geq 40 < 150 \text{ ppm} \\ 0.125 + \frac{150 - SST}{50} * 0.125 & \text{si } SST \geq 150 < 200 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } SST \geq 200 \text{ ppm} \end{cases}$$

(4)

Tabla 11. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Sólidos Suspendidos Totales (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades acuáticas	250000	</= 500000
	EPA, 1986	EPA, 1976
Comunidades acuáticas	25-390 mg/L	250 mg/L en aguas de uso doméstico

Tabla 12. Niveles permisibles de sólidos sedimentables y suspendidos totales de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana, 1997. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Sólidos Suspendidos Totales (ppm)			Sólidos Sedimentables (ml/L)		
Ríos			Ríos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	150	200	PM/PD	1	2
Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	75	125	PM/PD	1	2
Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática		
PM/PD	40	60	PM/PD	1	2
Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	75	125	PM/PD	1	2
Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	40	60	PM/PD	1	2
Aguas Costeras			Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	100	175	PM/PD	1	2
Recreación			Recreación		
PM/PD	75	125	PM/PD	1	2
Estuarios			Estuarios		
PM/PD	75	125	PM/PD	1	2
Suelos			Suelos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	N. A.	N. A.	PM/PD	N. A.	N. A.
Humedales Naturales			Humedales Naturales		
PM/PD	75	125	PM/PD	1	2

6.2.1.5. Nitrógeno Total

Definición: Si bien el nitrógeno es un compuesto esencial para la vida acuática, si éste se encuentra en altas proporciones en la columna de agua de los cuerpos receptores, significa el ingreso de otras fuentes, como las descargas antrópicas. El nitrógeno total incluye formas orgánicas e inorgánicas, como es el caso de los nitratos, nitritos y amonio y nitrógeno orgánico disuelto (Contreras *et al.*, 1994).

Las investigaciones con aguas de desecho domésticas y aguas recién contaminadas, muestran que la mayor parte del nitrógeno está presente originalmente en forma de nitrógeno orgánico (proteínas) y nitrógeno amoniacal (excretas). A medida que pasa el tiempo, el nitrógeno orgánico se convierte en amoniacal y posteriormente, si se encuentran condiciones aerobias, se oxida a nitritos y nitratos. Al considerar este parámetro es necesario establecer si los niveles de cada una de las formas nitrogenadas están en equilibrio, ya que si las concentraciones son más elevadas que las encontradas usualmente en los ambientes acuáticos naturales, se puede estar indicando la presencia de descargas de fuentes diversas. El nitrógeno es un factor limitante de los ecosistemas acuáticos, por lo cual es común que en condiciones naturales registre valores muy bajos en virtud de su absorción por el fitoplancton (Contreras y Zabalegui, 1991; SARH, 1976).

Descripción de la función de utilidad: Tomando en cuenta que la norma para ambientes naturales marca 60 ppm como máximo (Tablas 13 y 14), puede considerarse que la sustentabilidad decrece gradualmente a partir de este límite, para el nitrógeno total se estableció la tendencia siguiente (Fig. 23).

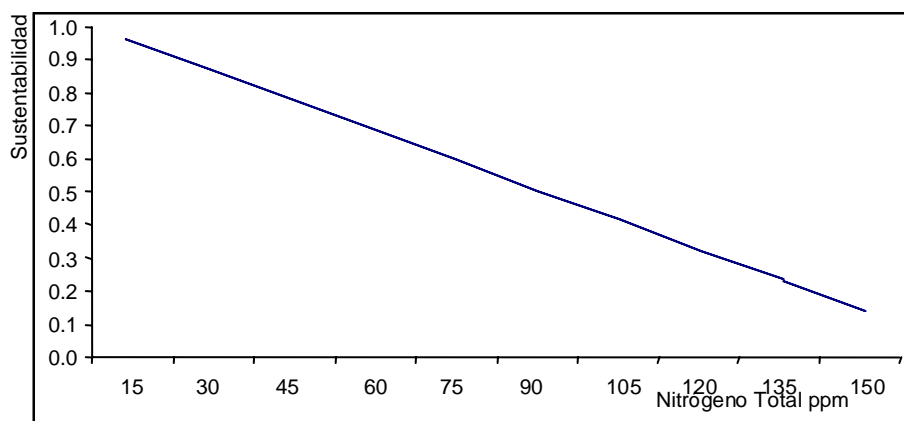


Fig. 23. Tendencia gráfica de la función de utilidad del nitrógeno total en la columna de agua (ppm).

Cuya expresión matemática es:

$$F_N = \begin{cases} 1 & \text{si } N \leq 60 \text{ ppm} \\ \frac{150 - N}{90} & \text{si } N > 60 \text{ ppm} \leq 150 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } N > 150 \text{ ppm} \end{cases}$$

(5)

Tabla 13. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Nitrógeno Total (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Riego agrícola	Definido por criterios ecoregionales o valores de fondo	100000
EPA, 2005		
Lagos y Reservorios	0.10-1.27 mg/L dependiendo de la ecoregión de que se trate, la cual está definida en los criterios para nutrientes de julio de 2002	
Ríos y cursos de agua	0.12-0.90 mg/L dependiendo de la ecoregión de que se trate, la cual está definida en los criterios para nutrientes de julio de 2002	

Tabla 14. Niveles permisibles de nitrógeno total de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana, 1997. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Nitrógeno Total (ppm)		
Ríos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	40	60
Uso Público Urbano		
PM/PD	40	60
Protección de Vida Acuática		
PM/PD	15	25
Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	40	60
Uso Público Urbano		
PM/PD	15	25
Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	N. A.	N. A.
Recreación		
PM/PD	N. A.	N. A.
Estuarios		
PM/PD	15	25
Suelos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	N. A.	N. A.
Humedales Naturales		
PM/PD	N. A.	N. A.

6.2.1.6. Nitratos

Definición: Los nitratos son nutrientes que ingresan al sistema principalmente a partir de actividades antropogénicas (desechos urbanos, industriales y agrícolas). En la figura que se presenta a continuación se considera la relación hipotética simple cuando existen en el medio acuático fuentes de contaminación de nitratos como descargas residuales (Fig. 24). La forma de la curva también podría ser exponencial por ejemplo, después de un episodio de deshielo en una cuenca, o en la época de avenidas de ríos, como sucede en la cuenca del Río Mississippi (com. Pers. Dr. Diego Guillermo López Veneroni, Investigador del Instituto Mexicano del Petróleo).

Asimismo, sus concentraciones fluctúan en relación con las épocas climáticas, debido al rompimiento de la termoclina y a la variación de las concentraciones de oxígeno, o al lavado de cuencas utilizadas en la agricultura. Tienen una influencia directa en el crecimiento algal, ya que son esenciales para su anabolismo; el incremento en la concentración de nitratos trae consigo un incremento del fitoplancton, que a la vez, puede ocasionar un aumento en el estado trófico del sistema (Vázquez Gutiérrez, 1998).

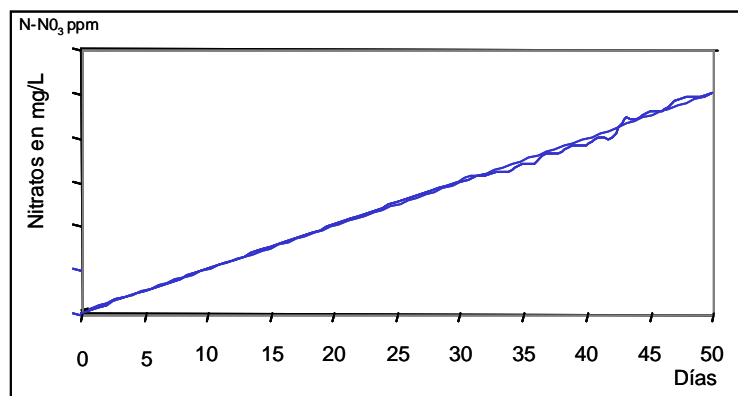


Fig. 24. Proyección del comportamiento de los nitratos en una columna de agua contaminada hipotética vs. tiempo.

Descripción de la función de utilidad: La función de utilidad de nitratos puede construirse tomando en cuenta la toxicidad de éstos para la fauna acuática y para la salud humana. Está basada en los límites permisibles de la EPA y la OMS en agua para el consumo humano (10-100 ppm) tomando en cuenta a otras organizaciones normativas (Tablas 15 y 16; Fig. 25).

Los nitritos proceden básicamente de la actividad bacteriana, de la reducción de los nitratos y de la oxidación del amonio, por lo que si se presentan en un sistema acuático altas concentraciones conjuntas de nitritos y de amonio probablemente se trate de un ecosistema

estresado o contaminado. El nitrógeno en forma de nitritos es un estado intermedio para la fijación y el reciclamiento de este elemento en el agua. Una fuente importante de incorporación nitratos en el agua son los desechos de animales de granja, que llegan a esta a través del drenaje continental o en descargas directas (Guthrie y Perry, 1980).

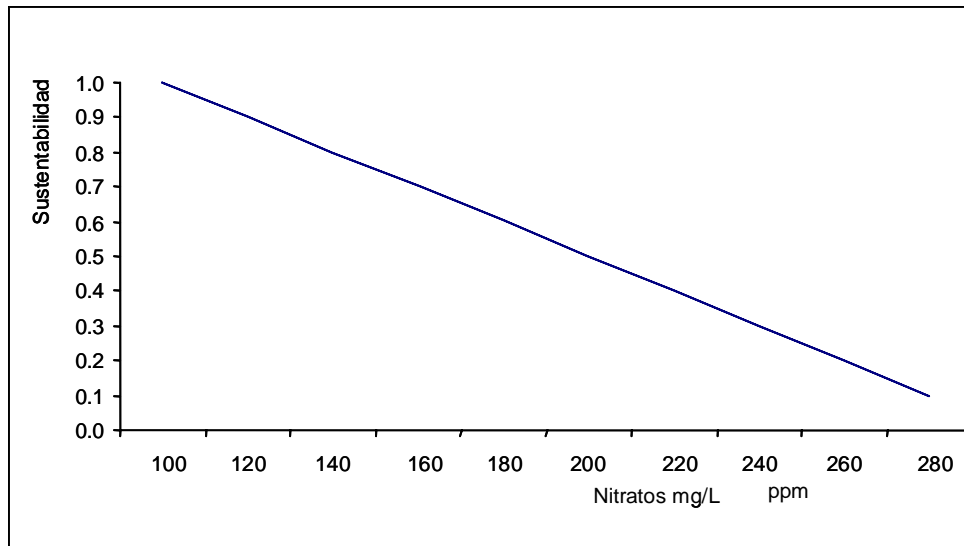


Fig. 25. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los nitratos en la columna de agua (ppm).

Cuya fórmula es:

$$F_{\text{NO}_3} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{NO}_3 \leq 100 \text{ ppm} \\ \frac{280 - \text{NO}_3}{180} & \text{si } \text{NO}_3 > 100 \text{ ppm} \leq 280 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{NO}_3 > 280 \text{ ppm} \end{cases}$$

Tabla 15. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Nitratos. Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades acuáticas	Definido por criterios ecoregionales o valores de fondo	Nitritos+Nitratos ≤ 45 mg/L
	EPA, 1985	EPA, 1976
Salud y agua de uso doméstico	10 mg/L	10 mg/L

Tabla 16. Niveles críticos y usuales de nitratos (N-NO ₃) en agua y alimentos.		
Fuente	Valor Límite o Ámbito	Especificaciones
National Academy of Sciences, 1981	1.3 ppm	Contenido normal en agua potable
Harte <i>et al.</i> , 1995	0.5-6,600 ppm	Contenido en diversos alimentos
EPA, 1985	10 ppm	Agua para consumo humano
OMS, 1978*	100 ppm	Agua para consumo humano
NAS, 1981**	0.5-600 ppm	Contenido en diversos alimentos
Efectos en la salud: Los efectos más preocupantes en la salud humana son la metahemoglobinemia causada por los nitritos y el cáncer provocado por las nitrosaminas, las cuales se forman al reaccionar los nitratos en el estómago con otros compuestos o al fumar. La sangre normal contiene 1% de metahemoglobina, los nitritos absorbidos por vía gastrointestinal forman nitratos y elevan el nivel; al 10% se pone la piel azulada; al 20% se reduce la oxigenación del		

cerebro, al 60 % se produce estupor, coma y la muerte. Casi todos los casos de metahemoglobinemia resultan de tomar agua con altos niveles de nitratos*.

Observaciones:

El 5 % de los nitratos ingeridos por un individuo se convierten en nitritos**.

6.2.1.7. Fósforo Total

Definición. El fósforo es un elemento que influye sobre los procesos de productividad acuática interfiere en los sistemas de tratamiento de calidad del agua, debido a que propicia la disminución de los procesos de coagulación del tratamiento de aguas, ya que es difícil removerlo mediante tratamientos convencionales. Las descargas residuales contienen valores muy elevados de fósforo (SARH, 1976). Una persona adulta excreta en las heces una cantidad aproximada a una libra de fósforo/año (EPA, 2005).

El 90 % del fósforo se encuentra en forma disuelta y el resto, particulada, la fracción particulada consiste de fósforo orgánico soluble en ácido, fosfolípidos, ortofosfatos y poli fósforo ARN (Contreras *et al.*, 1994; Contreras y Zabalegui, 1991).

La cantidad de materia orgánica que puede formarse en la zona fótica está en relación directa con la concentración de fosfatos en el agua. Sin embargo, un exceso de fósforo puede ser indicativo de condiciones de eutroficación, donde el alto gasto de oxígeno puede llevar a los sistemas a la anoxia (Contreras *et al.*, 1994; Contreras y Zabalegui, 1991).

Descripción de la función de utilidad: Considerando un valor límite en las descargas residuales de 30 ppm en algunos ambientes acuáticos y para algunos usos (NOM 001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) y otros criterios normativos (Tablas 17 y 18.), la tendencia de la función de utilidad del fósforo total es la siguiente (Fig. 26).

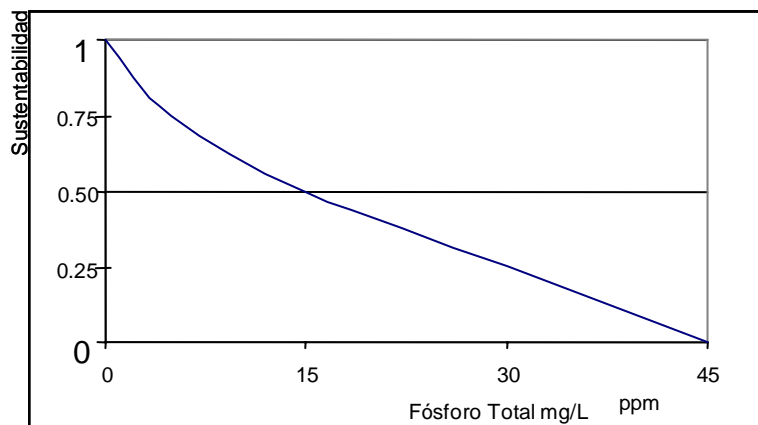


Fig. 26. Tendencia gráfica de la función de utilidad del fósforo total en la columna de agua (ppm).

La ecuación de la función de utilidad del fósforo total es:

$$F_P = \begin{cases} 1 - \frac{P}{5} * 0.1 & \text{si } P \leq 5 \text{ ppm} \\ 0.9 + \frac{5-P}{10} * 0.4 & \text{si } P > 5 \text{ ppm} < 15 \text{ ppm} \\ 0.5 + \frac{15-P}{30} * 0.5 & \text{si } P \geq 15 \text{ ppm} < 45 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } P \geq 45 \text{ ppm} \end{cases}$$

(7)

Tabla 17. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Fósforo Total. Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades acuáticas	Definido por criterios ecoregionales o valores de fondo	No definido
EPA, 2005		
Lagos y Reservorios	8.0-33 ug/L dependiendo de la ecoregión de que se trate, la cual está definida en los criterios para nutrientes de julio de 2002	
Ríos y cursos de agua	10-67 ug/L (con un caso extremo de 128 ug/L tomado con reservas como probablemente influyente), dependiendo de la ecoregión de que se trate, la cual está definida en los criterios para nutrientes de julio de 2002	

Tabla 18. Niveles permisibles de fósforo total de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996 *En:* Norma Oficial Mexicana, 1997. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Fósforo Total (ppm)		
Ríos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	20	30
Uso Público Urbano		
PM/PD	20	30
Protección de Vida Acuática		
PM/PD	5	10
Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	20	30
Uso Público Urbano		
PM/PD	5	10
Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	N. A.	N. A.
Recreación		
PM/PD	N. A.	N. A.
Estuarios		
PM/PD	15	25
Suelos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	N. A.	N. A.
Humedales Naturales		
PM/PD	N. A.	N. A.

6.2.1.8. Ortofosfatos

Definición: Los ortofosfatos, al igual que los nitratos, son nutrientes esenciales para el desarrollo del fitoplancton. Sus variaciones estacionales pueden derivarse de descargas puntuales que indican la presencia de materia orgánica y desechos, principalmente de tipo municipal y agrícola, como artículos de limpieza y fertilizantes (Vázquez Gutiérrez, 1998).

Descripción de la función de utilidad: Los ortofosfatos constituyen del 12 al 59 % del contenido de fósforo total en un cuerpo de agua (Vázquez Gutiérrez, 1998). Son una forma de fósforo fácilmente asimilable por los productores primarios (Contreras *et al.*, 1994). En

aguas costeras asociadas a actividades antropogénicas se han registrado niveles de hasta 100 ppb (Topping, 1976), sus límites se establecen mediante valores regionales de fondo (Tabla 19). La función de utilidad se presenta en la figura 27 a continuación.

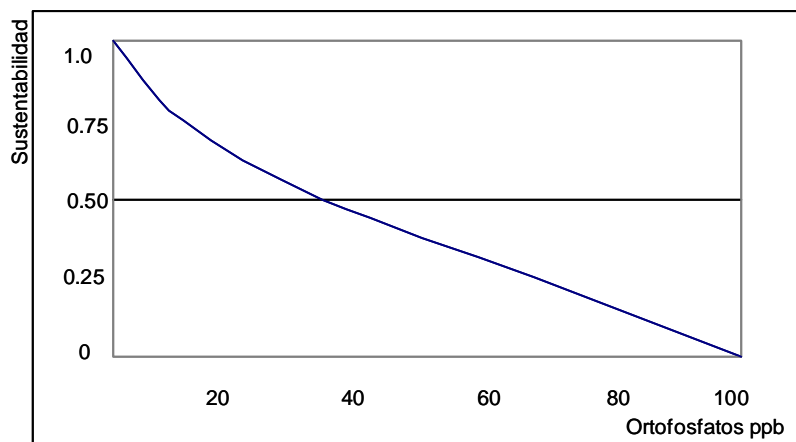


Fig. 27. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los ortofosfatos en la columna de agua (ppb).

La cual queda definida por:

$$F_{PO_4} = \begin{cases} 1 - \frac{PO_4}{15} * 0.1 & \text{si } PO_4 < 15 \text{ ppb} \\ 0.9 + \frac{15 - PO_4}{15} * 0.55 & \text{si } PO_4 \geq 15 \text{ ppb} < 30 \text{ ppb} \\ 0.35 + \frac{30 - PO_4}{70} * 0.35 & \text{si } PO_4 \geq 30 \text{ ppb} < 100 \text{ ppb} \\ 0 & \text{si } PO_4 \geq 100 \text{ ppb} \end{cases}$$

(8)

Tabla 19. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Ortofosfatos (ug/L). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades acuáticas	Definido por criterios ecoregionales o valores de fondo	No definido
	EPA, 2005	
Salud y aguas de uso doméstico	0.10 ug/L. Concentraciones mayores a 25 ug/L pueden dar lugar a afloramientos de microalgas.	

6.2.1.9. Oxígeno Disuelto

Definición: El oxígeno es indispensable para la mayoría de los organismos vivos, se emplea en el mantenimiento de los procesos metabólicos, a partir de los cuales, se obtiene la energía necesaria para las funciones básicas como crecimiento, reproducción, respiración. Es un gas poco soluble que no reacciona químicamente con el agua, por lo que su solubilidad está en función de la presión parcial de vapor saturado y de la temperatura del agua (Figs. 28 y 29). La salinidad y contenido de sólidos disueltos son otros factores que afectan la concentración de oxígeno disuelto en el ambiente acuático (APHA, 1985).

Existen estudios de caso sobre el efecto de las descargas derivadas de diversas actividades humanas sobre el incremento de las tasas de eutroficación de los ecosistemas acuáticos, produciendo efectos adversos como la reducción drástica de los niveles de oxígeno disuelto en la columna de agua y en los sedimentos, como la Bahía de Chesapeake, la cual durante la época de verano, exhibe amplias áreas anóxicas que no pueden dar sostén a las especies marinas. La concentración de oxígeno disuelto está en función directa de las variables meteorológicas responsables del clima existente al momento del muestreo. Asimismo, depende de la productividad orgánica primaria y del metabolismo de la biota, principalmente al respecto de la respiración en la columna de agua y en la capa superficial de los sedimentos (Linker *et al.*, 2002).

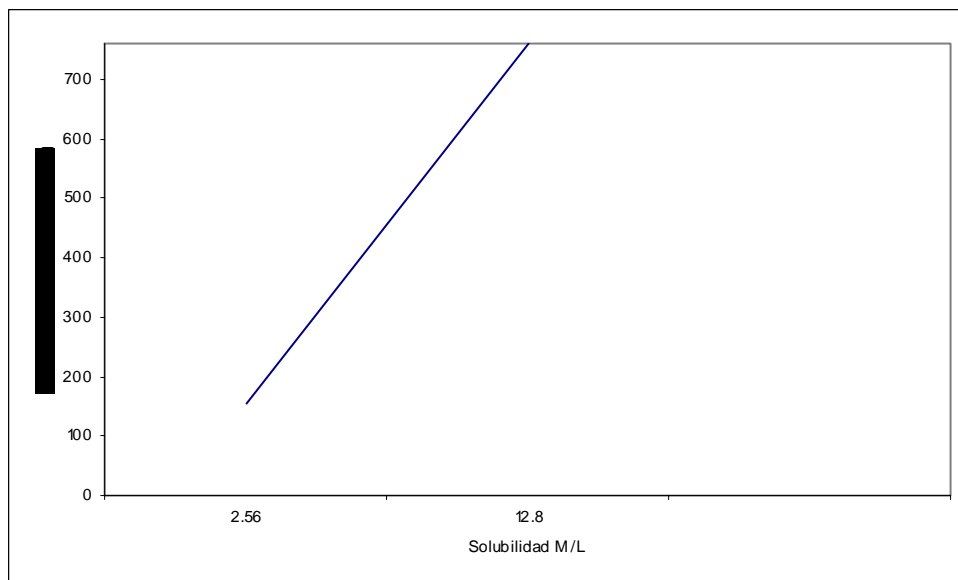


Fig. 28. Comportamiento de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la presión parcial.

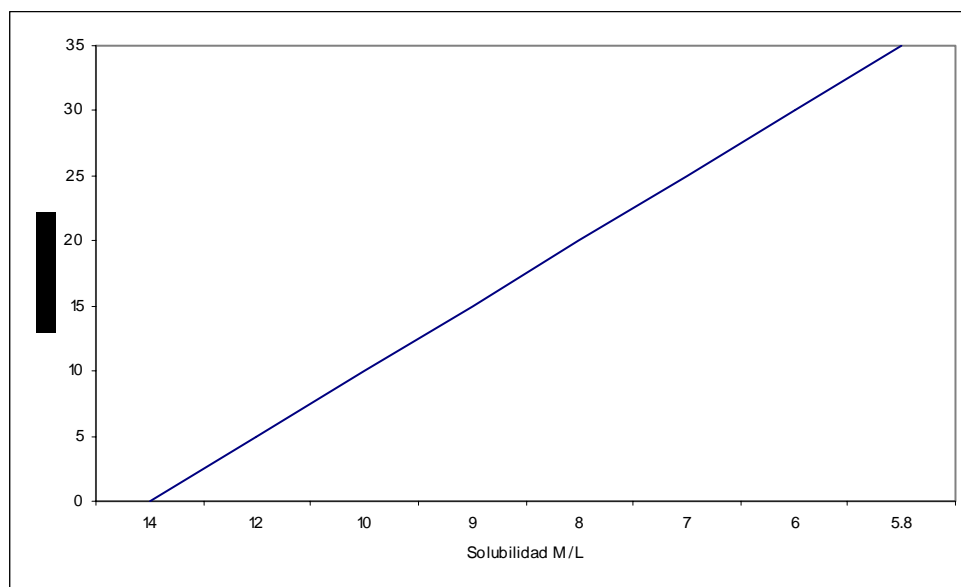


Fig. 29. Comportamiento de la solubilidad del oxígeno disuelto en el agua respecto a la temperatura.

La oxidación biológica de la materia orgánica aumenta con la temperatura y por consiguiente, la demanda de oxígeno. Bajo condiciones de alta temperatura el oxígeno es menos soluble, en virtud de esto, la mayoría de las condiciones críticas relacionadas con la deficiencia de oxígeno disuelto suceden en el verano, cuando son comunes los niveles menores de 4 mg/L.

Descripción de la función de utilidad: Valores para la función de utilidad: solubilidad del Oxígeno Disuelto OD atmosférico en agua dulce a 1 atmósfera de presión=de 7 mg/L a 36 ° a 14.6 mg/L a 0 ° C. Los niveles de oxígeno disuelto pueden indicar la presencia de desechos, ya que si son bajos, se asociarán generalmente con aguas de baja calidad a menos que haya un gasto respiratorio muy elevado como sucede en ambientes como los estuarios o las lagunas costeras (SARH, 1976) (Fig. 30; Tabla 20).

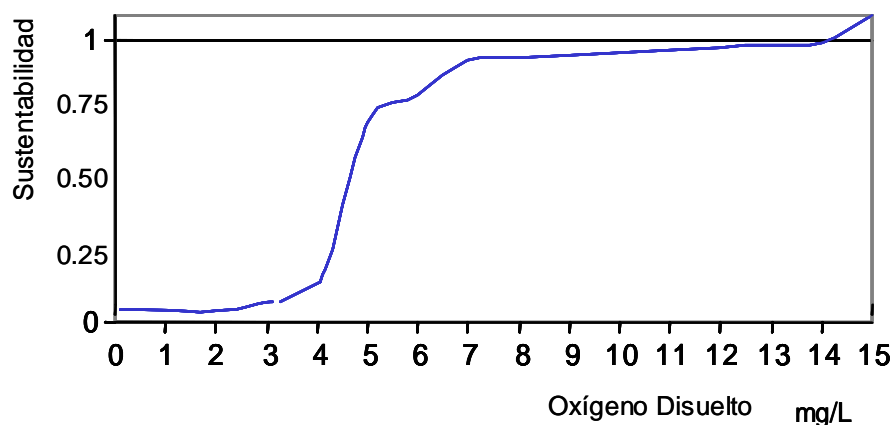


Fig. 30. Tendencia gráfica de la función de utilidad del oxígeno disuelto (mg/L) en la columna de agua.

La función de utilidad correspondiente al oxígeno disuelto se resume en la expresión:

$$F_{O_2} = \begin{cases} 0 & \text{si } O_2 = 0 \text{ mg/l} \\ e^{-0.4058 O_2^2 + 2.7816 O_2 - 6.9355} & \text{si } O_2 > 0 \text{ mg/l} < 4 \text{ mg/l} \\ e^{-0.05309 O_2^2 + 2.4237 O_2 - 11.1481} & \text{si } O_2 \geq 4 \text{ mg/l} < 5 \text{ mg/l} \\ \ln[(0.20266 * O_2) + 1] & \text{si } O_2 \geq 5 \text{ mg/l} < 7.2 \text{ mg/l} \\ 0.9 + \frac{7.2 + O_2}{15 - 7.2} * 0.1 & \text{si } O_2 \geq 7.2 \text{ mg/l} < 15 \text{ mg/l} \\ 1 & \text{si } O_2 \geq 15 \text{ mg/l} \end{cases}$$

(9)

Tabla 20. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Oxígeno Disuelto (mg/L). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática	5.0 pero varía con la temperatura regional	5.5-9 agua dulce; no <8 marina
	EPA, 1976; 1986	
Vida acuática	Mínimo 5.0	

La solubilidad del oxígeno disuelto en función de la temperatura y la salinidad se presentan en la Tabla 21.

Tabla 21. Solubilidad del oxígeno disuelto en función de la temperatura y la salinidad (APHA, 1992).

Temperatura o C	Salinidad ‰ [en la primera línea] Solubilidad del oxígeno disuelto (mg/L)					
	0.030	9.055	18.080	27.105	36.130	45.155
0	14.621	13.728	12.888	12.097	11.355	10.657
5	12.770	12.024	11.320	10.656	10.031	9.441
10	11.288	10.656	10.058	9.493	8.959	8.454
15	10.084	9.541	9.027	8.540	8.079	7.642
20	9.092	8.621	8.174	7.749	7.346	6.964
25	8.263	7.850	7.457	7.083	6.728	6.390
30	7.559	7.194	6.845	6.513	6.100	5.806
35	6.950	6.624	6.314	6.017	5.734	5.464
40	6.412	6.121	5.842	5.576	5.321	5.078
45	5.927	5.665	5.414	5.174	4.944	4.724
50	5.477	5.242	5.016	4.799	4.591	4.392

La solubilidad de un gas está determinada por su presión parcial. A su vez, esta segunda es afectada por cambios en la altitud. En cuerpos de agua no contaminados, la concentración de oxígeno disuelto disminuye con la altitud. Por su parte, el efecto de la exclusión de oxígeno en función de la concentración de sales disueltas, es mínimo, excepto en ambientes hipersalinos, como los salitrales. Los aumentos en la temperatura del agua, traen como consecuencia una disminución en los niveles de oxígeno disuelto (APHA, 1992).

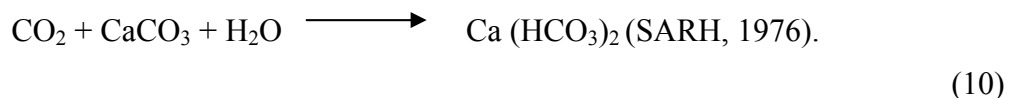
6.2.1.10. pH

Definición: El pH tiene una escala logarítmica, por ejemplo, un pH de 3 es diez veces más ácido que un pH de 4 (APHA, 1985). El pH puede considerarse como una señal de alarma sobre la calidad del agua, en virtud de que a valores altos ocurre un sinergismo entre contaminantes. Además, bajo condiciones ácidas o básicas extremas, la vida de los organismos se ve afectada. En las corrientes naturales, un pH tanto bajo, como elevado, puede ser perjudicial, y ocasiona esterilidad o incluso la muerte en varias especies de peces o inactiva el metabolismo de los microorganismos (SRH, 1972). El pH en el Golfo de Tehuantepec se ha relacionado con concentraciones bajas de oxígeno disuelto y concentraciones elevadas de bióxido de carbono (Vázquez Gutiérrez, 1998).

Las aguas ácidas poseen propiedades corrosivas por lo que atacan cualquier tipo de tubería utilizada. Además alteran el pH del cuerpo de agua receptor provocando reacciones secundarias que rompen su ciclo ecológico. La acidez en el agua obedece a la presencia de ácidos minerales, ácidos débiles como carbónico y acético, sales de ácidos fuertes y bases débiles. Entre las bases débiles se encuentran las sales de hierro y aluminio provenientes de las minas y de algunas industrias. En algunos desechos industriales, la acidez está relacionada con la industria metalúrgica y la producción de materiales orgánicos sintéticos (SARH, 1976).

El CO_2 es un compuesto ácido común en aguas superficiales y de fondo. Otra fuente de este compuesto además de la atmosférica es la oxidación biológica de la materia orgánica. En lagos estratificados por una termoclina, las aguas de infiltración con un contenido de

carbonatos no permiten la presencia de CO₂, ya que producen bicarbonatos mediante la reacción:



En minas abandonadas con residuos minerales suele haber cantidades apreciables de ácido sulfúrico, azufre, sulfuros y piritas de hierro. La conversión de estas sustancias a ácido sulfúrico y sulfatos se lleva a cabo por sulfato-oxidación bacteriana. Las sales de metales pesados como de hierro y aluminio, al hidrolizarse en el agua aumentan la acidez mineral (APHA, 1985).

Descripción de la función de utilidad: En los procesos biológicos no hay inhibición funcional con valores de pH de 6 a 9.5, sin embargo, el ámbito óptimo se considera 7-9. La mayoría de las aguas naturales y los desechos industriales se neutralizan por el sistema bióxido de carbono (APHA, 1985) (11).

*pH 1-4.5=acidez mineral; **>4.6=acidez del CO₂.

(11)

La función de utilidad para la estimación del pH es (Fig. 31; Tabla 21):

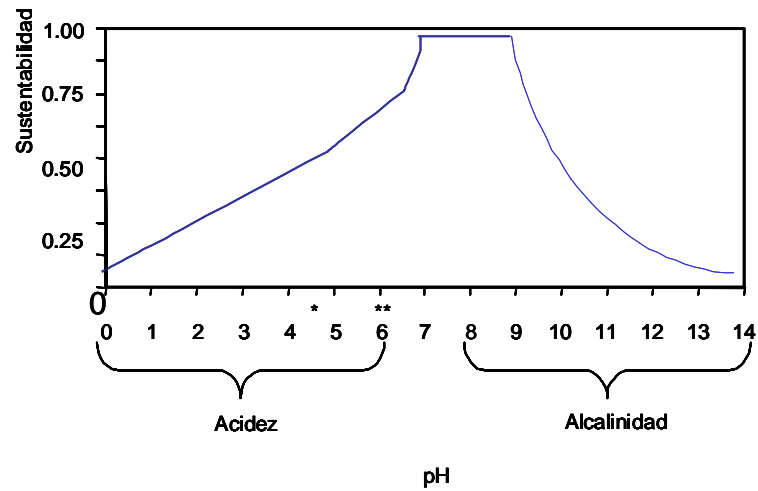


Fig. 31. Tendencia gráfica de la función de utilidad del pH en la columna de agua.

Donde la función de utilidad está definida por

$$F_{\text{PH}} = \begin{cases} 0 & \text{si } \text{pH} < 2 \\ e^{-0.2575\text{pH}^2 + 3.2386\text{pH} - 10.0524} & \text{si } \text{pH} \geq 2 < 7 \\ 1 & \text{si } \text{pH} \geq 7 < 9 \\ e^{-0.3483\text{pH}^2 + 6.5108\text{pH} - 30.3868} & \text{si } \text{pH} \geq 9 < 13 \\ 0 & \text{si } \text{pH} \geq 13 \end{cases}$$

(12)

Tabla 22. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. pH. Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades y vida acuática en general	5-9	6.5-9.0
EPA, 1976		
Aguas de uso doméstico	No menor a 5 o mayor a 9	
Vida acuática de agua dulce	No menor a 6.5 o mayor a 9	
Vida acuática de agua marina	No menor a 6.5 0 mayor a 8.5	

6.2.2. Parámetros de Contaminación en la Columna de Agua

6.2.2.1. Hidrocarburos Aromáticos Totales

Definición. El contenido de hidrocarburos se relaciona con la presencia de petróleo y constituye un análisis general indicador de su origen (Pavlova *et al.*, 2004). La necesidad de su estudio radica en que la fracción aromática corresponde a hidrocarburos de alto peso molecular cuya ocurrencia en la naturaleza no es propia de los organismos marinos; su presencia en el medio se debe principalmente a las actividades antropogénicas o a las emisiones constantes de petróleo (Bernabei *et al.*, 2003).

Los hidrocarburos aromáticos también son subproductos del proceso y combustión del petróleo. Los hidrocarburos aromáticos pueden ingresar al medio acuático directamente,

por derrames procedentes de los efluentes de procesos industriales y por vía atmosférica, en virtud de la combustión incompleta de los combustibles fósiles (Neff, 1979).

Una vez en el medio acuático, los hidrocarburos sufren una serie de transformaciones, tales como evaporación, oxidación fotoquímica, degradación microbiológica, dispersión y disolución en el agua y depositación en los sedimentos (Neff, 1979). Muchos de estos compuestos poseen un carácter carcinogénico en niveles relativamente bajos. Aunque por lo general son insolubles en agua, su naturaleza peligrosa justifica su monitoreo (APHA, 1985). Una vez que los organismos acuáticos se exponen a los hidrocarburos, se manifiestan diversas respuestas xenobióticas. En general, el proceso es más complejo en los organismos vertebrados, que en los invertebrados, y las investigaciones sobre sus efectos se han efectuado fundamentalmente en peces, moluscos y mamíferos (Beyer N. *et al.*, 1996).

Descripción de la función de utilidad: En virtud de que la concentración límite de hidrocarburos aromáticos totales no se encuentra contenida en las normas ambientales vigentes, las funciones de utilidad en agua y sedimentos se construyeron a partir de valores derivados de las mediciones y niveles registrados en diversos estudios (Baker *et al.*, 1990). Los hidrocarburos aromáticos totales en la columna de agua usualmente son menores a 0.5 ppb. La literatura cita 2.5 ppb, equivalentes a 0.0025 ppm para aguas costeras (Álvarez y González, 1986). Por ello se utilizaron estas últimas unidades en la función de utilidad, que quedó expresada como sigue (Fig. 32; Tabla 23).

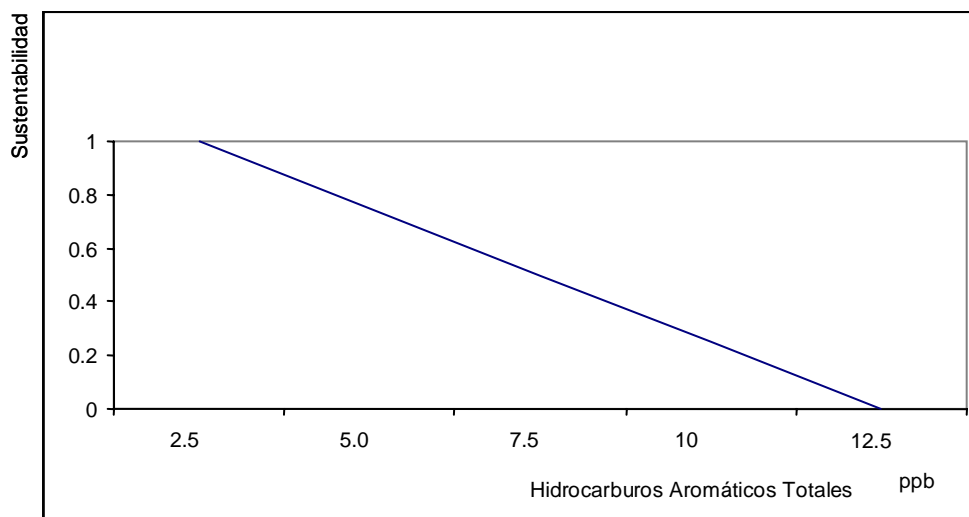


Fig. 32. Tendencia de la función de utilidad de los hidrocarburos aromáticos totales en la columna de agua (ppb).

Representada por la siguiente fórmula:

$$F_{\text{HAT}} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{HAT} \leq 2.5 \text{ ppb} \\ \frac{12.5 - \text{HAT}}{100} & \text{si } \text{HAT} \geq 2.5 \text{ ppb} > 12.5 \text{ ppb} \\ 0 & \text{si } \text{HAT} \geq 12.5 \text{ ppb} \end{cases}$$

(13)

Tabla 23. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. H. A. T. (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades acuáticas	No definido. No es recomendable su presencia	No definido. No es recomendable su presencia
	EPA, 1976; 1986; 2005	
Salud y comunidades acuáticas	No definido. Presencia no apropiada para agua potable	

6.2.2.2. Material Orgánico Extraíble

Definición: El material orgánico extraíble se refiere a todos aquellos compuestos orgánicos susceptibles de ser extraídos por un solvente afín (Chantigny, 2003). Asimismo, este parámetro permite una caracterización cuantitativa de sitios con diferentes aportes de materia orgánica, como una evaluación preliminar en los estudios de contaminación por petróleo (Ventura *et al.*, 2004).

Descripción de la función de utilidad: De la misma forma que la concentración límite de hidrocarburos aromáticos totales no se encuentra contenida en las normas ambientales vigentes, las funciones de utilidad en agua y sedimentos del material orgánico extraíble se construyeron a partir de valores derivados de diversos estudios del IMP donde se ha estimado este parámetro. El IMP ha registrado niveles de M. O. E. en aguas influenciadas por la actividad petrolera de 1.1 hasta 13330 ppb (0.0011-13.33 ppm) entre 1982 y el año 2000 (IMP, 1982; 1983; 1985a; 1985b; 1988a; 1988b; 1989a; 1989b; 1990; 1991; 1996a; 1998; 2000). Con base en dicha información, la función de utilidad del M. O. E. en la columna de agua es (Fig. 33; Tabla 24).

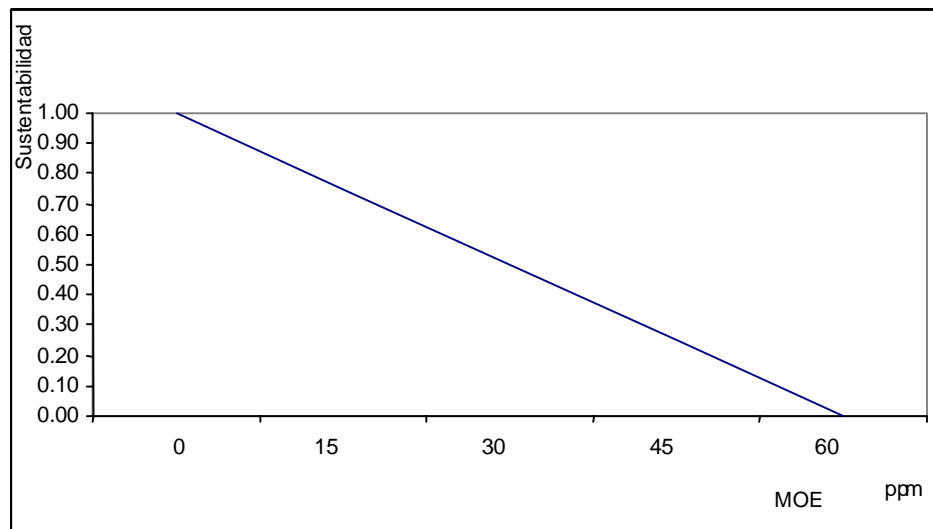


Fig. 33. Tendencia de la función de utilidad del material orgánico extraíble en la columna de agua (ppm).

Cuya expresión matemática es:

$$F_{\text{MOE}} = \begin{cases} \frac{60 - \text{MOE}}{60} & \text{si } \text{MOE} \geq 0 \text{ ppm} \leq 60 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{MOE} > 60 \text{ ppm} \end{cases}$$

(14)

Tabla 24. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. M. O. E. (ppm). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades	No definido	No definido
	EPA, 1976; 1986; 2005	
Salud y vida acuática	No definido se recomienda la ausencia de compuestos derivados de los hidrocarburos	

6.2.2.3. Demanda Química de Oxígeno

Definición: La Demanda Química de Oxígeno (D. Q. O.) es la cantidad de oxígeno requerida para oxidar, bajo condiciones específicas, la materia orgánica e inorgánica oxidable contenida en la columna de agua. Proporciona una medida de la cantidad de sustancias susceptibles de ser oxidadas, bajo las condiciones de análisis (APHA, 1985). Es una medida del oxígeno requerido para oxidar todos los compuestos presentes en el agua, tanto orgánicos como inorgánicos, por la acción de agentes fuertemente oxidantes en medio ácido y se expresa en miligramos de oxígeno por litro ($\text{mg O}_2/\text{L}$). La materia orgánica se oxida hasta dióxido de carbono y agua, mientras el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco. Es una medida de la cantidad de oxígeno consumido en el proceso biológico de degradación de la materia orgánica en el agua; el término degradable puede interpretarse como expresión de la materia orgánica que puede servir de alimento a las bacterias; a mayor DBO, mayor grado de contaminación. La DQO es una medida de la susceptibilidad a la oxidación de los materiales orgánicos e inorgánicos presentes en los cuerpos de agua y en los efluentes de aguas domésticas y plantas industriales, pero no es un indicador del carbono orgánico total presente en el cuerpo de agua, puesto que algunos compuestos orgánicos no son oxidados por el dicromato de potasio, mientras que algunos compuestos inorgánicos sí lo son (IDEAM, 2001).

Descripción de la función de utilidad: De la misma forma que las concentraciones límite de H. A. T. y M. O. E., la de D. Q. O. no se encuentra contenida en las normas ambientales vigentes, por lo que su función de utilidad también fue construida a partir de valores derivados de diversos estudios donde se ha estimado este parámetro. El IMP ha registrado niveles promedio de DQO en aguas del río Tehuantepec, Oax., de 1.6 hasta 237.97 ppm, entre distintos períodos climáticos de estiaje, lluvias y tehanos de 1997 a 1998 (IMP, 2000). En el litoral del Caribe colombiano, las estimaciones de D. Q. O. fluctúan de 0 a 104 ppm (IDEAM, 2001). Tomando en cuenta dicha información y algunos valores de referencia, la función de utilidad de la D. Q. O. en la columna de agua es como sigue (Fig. 34; Tabla 25):

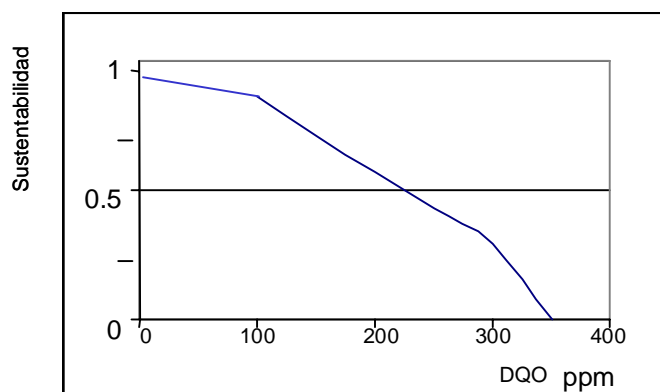


Fig. 34. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la Demanda Química de Oxígeno en la columna de agua (ppm).

Cuya función de utilidad queda definida por:

$$F_{DQO} = \begin{cases} 1 - \frac{DQO}{4} * 0.1 & \text{si } DQO < 100 \text{ ppm} \\ 0.9 + \frac{4 - DQO}{4} * 0.55 & \text{si } DQO \geq 100 \text{ ppm} < 200 \text{ ppm} \\ 0.35 + \frac{8 - DQO}{22} * 0.35 & \text{si } DQO \geq 200 \text{ ppm} < 300 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } DQO \geq 300 \text{ ppm} \geq 350 \text{ ppm} \end{cases}$$

(15)

Tabla 25. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. DQO (ppm). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades	No definido	No definido
	EPA, 1976; 1986; 2005	
Salud y vida acuática	No definido	

6.2.2.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno

Definición: En la actualidad, la mayoría de la materia orgánica que contamina los cuerpos de agua, procede de desechos, aguas negras domésticas, municipales e industriales y es descompuesta por bacterias, protozoarios y diversos organismos que requieren oxígeno. El oxígeno disuelto en el agua, puede ser consumido por la fauna acuática a una velocidad mayor a la que es reemplazado desde la atmósfera, lo que ocasiona que los organismos acuáticos compitan por el oxígeno y en consecuencia se vea afectada la distribución de la vida acuática. Una medida cuantitativa de la contaminación del agua por materia orgánica es la determinación de la rapidez con que la materia orgánica nutritiva consume oxígeno por la descomposición bacteriana y se le denomina Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). La DBO es afectada por la temperatura del medio, por las clases de

microorganismos presentes, por la cantidad y tipo de elementos nutritivos presentes. Si estos factores son constantes, la velocidad de oxidación de la materia orgánica se puede expresar en términos del tiempo de vida media (tiempo en que descompone la mitad de la cantidad inicial de materia orgánica) del elemento nutritivo (IDEAM, 2001).

La DBO de una muestra de agua expresa la cantidad de miligramos de oxígeno disuelto por cada litro de agua, que se utiliza conforme se consumen los desechos orgánicos por la acción de las bacterias en el agua. Se determina midiendo el proceso de reducción del oxígeno disuelto en la muestra de agua manteniendo la temperatura a 20 ° C en un periodo de 5 días. Una DBO grande indica que se requiere una gran cantidad de oxígeno para descomponer la materia orgánica contenida en el agua (IDEAM, 2001).

La cantidad de materia orgánica presente en un sistema hidrológico contribuye a su eutroficación (Guthrie y Perry, 1980), por lo cual, la medición de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es un índice adecuado de contaminación orgánica, ya que representa la concentración de oxígeno que se requiere para la completa descomposición de la materia orgánica por medio de la actividad bacteriana. Los factores que influyen en dicho parámetro son: la temperatura y el tiempo de incubación. SEDUE, en años anteriores fijó los valores normales de DBO en los cuerpos receptores, entre 10 y 100 ppm (IMP, 1987). La presencia de oxígeno disuelto previene o reduce el inicio de la putrefacción y la producción de cantidades objetables de sulfuros, mercaptanos y otros compuestos de mal olor, ya que los microorganismos aerobios lo utilizan para efectuar la oxidación de la materia orgánica e inorgánica, produciendo sustancias finales inofensivas tales como bióxido de carbono y agua. Es muy importante mantener las condiciones favorables para la conservación del estado de aerobiosis en los sistemas acuáticos con el fin de evitar olores, contaminación sanitaria y estética que afecte a los ecosistemas (SARH, 1976).

Descripción de la función de utilidad: Dado que la D.B.O. es una estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea, para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua que se somete a aireación hasta la sobresaturación, se le adicionan nutrimentos para el sostenimiento de la comunidad microbiana en la botella BOD y es incubada durante 5 días sin iluminación. Se considera una estimación de la

eficiencia del sistema para degradar los compuestos orgánicos (APHA, 1985), la función de utilidad se construyó a partir de la norma de descargas a cuerpos receptores, considerando un valor límite en las descargas residuales de 200 ppm en algunos ambientes acuáticos para algunos usos (NOM 001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) El agua potable tiene una DBO de 0.75 a 1.5 ppm de oxígeno y se considera que el agua está contaminada si la DBO es mayor de 5 ppm. Las aguas negra municipales contienen entre 100 y 400 ppm pero los desechos industriales y los agrícolas contienen niveles de DBO del orden de miles de ppm. La reducción de los niveles de DBO se hace mediante el tratamiento de aguas negras (IDEAM, 2001) Tablas 26-27; Fig. 35).

Tabla 26. Niveles permisibles de Demanda Bioquímica de Oxígeno (ppm) de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. NOM 001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Demanda Bioquímica de Oxígeno (ppm)		
Ríos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	150	200
Uso Público Urbano		
PM/PD	75	150
Protección de Vida Acuática		
PM/PD	30	60
Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	75	150
Uso Público Urbano		
PM/PD	30	60
Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	100	200
Recreación		
PM/PD	75	150
Estuarios		
PM/PD	75	150
Suelos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	N. A.	N. A.
Humedales Naturales		
PM/PD	75	150

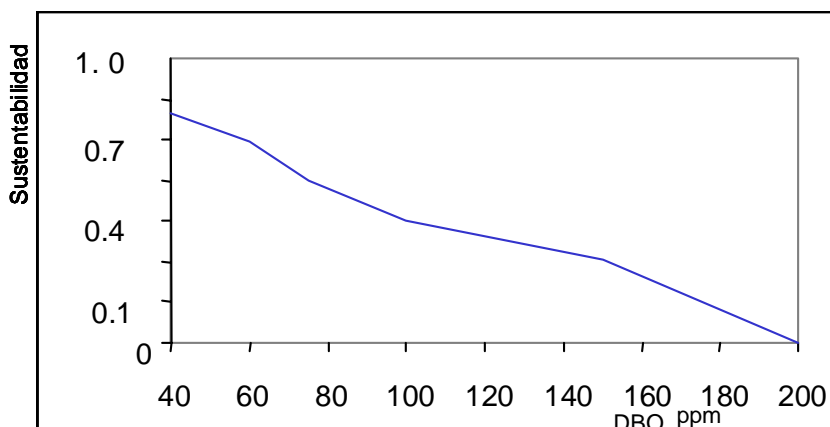


Fig. 35. Tendencia gráfica de la función de utilidad de la Demanda Bioquímica de Oxígeno en la columna de agua (ppm).

Cuya representación matemática es:

$$F_{\text{DBO}} = \begin{cases} 1 - \frac{\text{DBO}}{160} * 0.6 & \text{si } \text{DBO} < 160 \text{ ppm} \\ 0.4 + \frac{160 - \text{DBO}}{40} * 0.4 & \text{si } \text{DBO} \geq 160 \text{ ppm} < 200 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{DBO} \geq 200 \text{ ppm} \end{cases}$$

(16)

Tabla 27. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. DBO (ppm). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades	No definido	No definido
	EPA, 1976; 1986; 2005	
Salud y vida acuática	No definido	

6.2.2.5. Grasas y Aceites

Definición: Las grasas y aceites son compuestos orgánicos formados exclusivamente de carbono e hidrógeno; los hidrocarburos y sus derivados se dividen según su estructura en tres clases fundamentales: la primera está constituida por los alifáticos, cuyos átomos de carbono forman cadenas abiertas donde se hallan enlaces simples, dobles y triples. Si los dos extremos de cada cadena se unen para formar anillos, se tienen los hidrocarburos alicíclicos o cicloparafinas, que poseen propiedades físicas y químicas bastante similares a las de los alifáticos. Cuando en el proceso de ciclación se forman sistemas de uno o varios anillos de seis átomos de carbono, con tres enlaces dobles alternados y los seis electrones deslocalizados, se obtienen los hidrocarburos aromáticos. Las fuentes naturales emiten mayor cantidad de hidrocarburos que las actividades humanas. Los arrojados por el hombre constituyen el 15% del total de los atmosféricos, concentrándose principalmente en las ciudades. Los efectos de la presencia de hidrocarburos y de grasas y aceites en los ecosistemas acuáticos, pueden ser los siguientes: interferencia en la respiración de los peces por adherencia en las branquias, destrucción del plancton (base de la cadena alimenticia), interferencia en la dinámica de la flora y fauna del fondo, reducción de la capacidad de intercambio gaseoso agua-atmósfera y del proceso fotosintético, efectos tóxicos por la ingestión de fracciones solubles o de partículas emulsionadas en el agua, adherencia en el plumaje de aves acuáticas que impide el vuelo, ocasionando la muerte por inanición (IMP, 1987).

Se presenta una película aceitosa, turbidez del agua e iridiscencia que puede producir en aguas potables olores y/o sabores desagradables y algunos efectos en la salud humana y en los organismos acuáticos. La tasa de desaparición de una película de aceite de $7.6/10^6$ cm es de 5 horas en superficies agitadas y la de películas de hasta $102/10^6$ cm es de 24 horas (IMP, 1987). La toxicidad de las grasas e hidrocarburos provenientes del petróleo, varía ampliamente, dependiendo de la composición específica de cada crudo. En términos generales, la toxicidad es directamente proporcional a la concentración de aromáticos presente; a la disminución de la temperatura y al contenido de oxígeno disuelto en el agua (IMP, 1987).

Descripción de la función de utilidad: A partir de la norma de descargas a cuerpos

receptores para la función de utilidad de las grasas y aceites, se estableció un valor límite para las descargas residuales de 25 ppm en algunos ambientes acuáticos para algunos usos (NOM 001-ECOL-1996 *En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) con un valor mínimo de 5 basado en el valor central del criterio recomendado por la EPA (1978) en los cuerpos acuáticos (Fig. 36; Tabla 28-29).

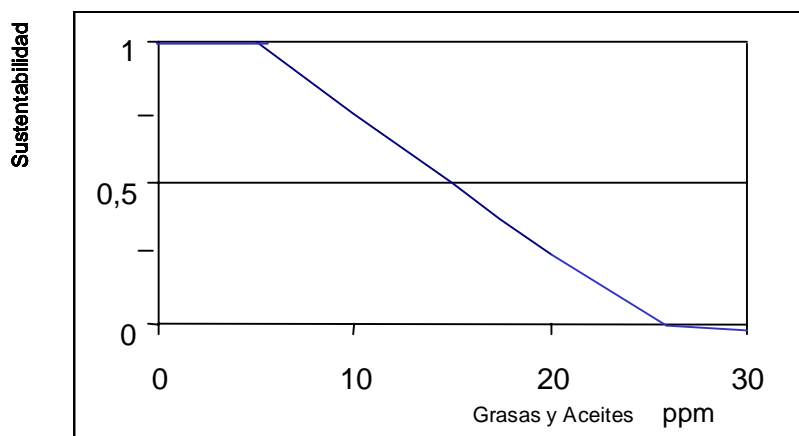


Fig. 36. Tendencia gráfica de la función de utilidad de las grasas y aceites en la columna de agua (ppm).

Esta función de utilidad, está matemáticamente representada por:

$$F_{GyA} = \begin{cases} 1 & \text{si } GyA < 5 \text{ ppm} \\ 1 + \frac{5 - GyA}{20} & \text{si } GyA \geq 5 \text{ ppm} < 25 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } GyA \geq 25 \text{ ppm} \end{cases}$$

(17)

Tabla 28. Niveles permisibles de grasas y aceites de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos. *En:* NOM 001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Grasas y Aceites (ppm)		
Ríos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	15	25
Uso Público Urbano		
PM/PD	15	25
Protección de Vida Acuática		
PM/PD	15	25
Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	15	25
Uso Público Urbano		
PM/PD	15	25
Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	15	25
Recreación		
PM/PD	15	25
Estuarios		
PM/PD	15	25
Suelos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	15	25
Humedales Naturales		
PM/PD	15	25

Tabla 29. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Grasas y aceites (ppm). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades	No definido. No recomendable su presencia	No definido. No recomendable su presencia
	EPA, 1986	EPA, 1976
Salud y vida acuática	0.001-0.004 mg/L en agua para el consumo humano	0.01-10 mg/L

6.2.2.6. Metales Pesados

Definición: A causa de que las fuentes de procedencia de los metales pesados en las aguas continentales y marinas son las descargas de las industrias (minera, química, etc.), el drenaje continental y los productos de la combustión fósil, que se incorporan a los cuerpos de agua con la precipitación pluvial, éstos fueron incluidos entre los parámetros de contaminación a estimar. Los metales denominados pesados tienen pesos específicos mayores a 5, incluyen a los metales de transición cromo, cobalto, níquel, cobre, zinc, cadmio y mercurio, junto con plomo y ocasionalmente arsénico, antimonio y bismuto. Su rasgo común fundamental es que casi todos ellos son relativamente tóxicos y se incorporan fácilmente a los tejidos animales, lo cual no sucede con el resto de los metales. A pesar de que son esenciales para el metabolismo de los organismos, si sus concentraciones exceden ciertos niveles en el ambiente, pueden llegar a ser tóxicos y se consideran entonces como contaminantes. Esto justifica que se incluya su determinación en los monitoreos de la calidad ambiental (Mandelli, 1976).

Los desechos metálicos son un problema ambiental en potencia, aunque usualmente algunos de ellos (ie. Cu, Fe) tienden a quelarse con material orgánico e inorgánico y muestran baja toxicidad. Los principales metales pesados detectados en el ambiente marino y costero

asociados a las actividades industriales incluyen al bario, cadmio, cromo, cobre, selenio, hierro, plomo, níquel, vanadio y zinc (Zapata, 1999).

Descripción de las funciones de utilidad de los metales pesados en la columna de agua: En el caso de la columna de agua se cuenta con una normatividad vigente para algunos metales pesados. Con base en los valores máximos permisibles de la norma de descargas a cuerpos receptores, las funciones de utilidad, se establecieron según los diversos valores en los ambientes acuáticos de usos distintos (NOM 001-ECOL-1996 *En:* Norma Oficial Mexicana, 1997) (Tablas 30 [As, Cd, Cu y Cr] y 31 [Hg, Ni, Pb y Zn]). La toxicidad de los metales pesados en los ambientes acuáticos dulceacuícolas tiende a decrecer con el incremento de la dureza, de la alcalinidad y del carbono orgánico total; y en los marinos, se incrementa con el incremento de la salinidad (EPA, 2005).

Tabla 30. Niveles permisibles de arsénico, cadmio, cobre y cromo de acuerdo a los distintos usos y ecosistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Arsénico (ppm)			Cadmio (ppm)			Cobre (ppm)			Cromo (ppm)		
Ríos			Ríos			Ríos			Ríos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	4	6	PM/PD	1	1.5
Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	4	6	PM/PD	1	1.5
protección de Vida Acuática			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Aguas Costeras			Aguas Costeras			Aguas Costeras			Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Recreación			Recreación			Recreación			Recreación		
PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	4	6	PM/PD	1	1.5
Estuarios			Estuarios			Estuarios			Estuarios		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Suelos			Suelos			Suelos			Suelos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	0.05	0.1	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1
Humedales Naturales			Humedales Naturales			Humedales Naturales			Humedales Naturales		
PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	0.1	0.2	PM/PD	4	6	PM/PD	0.5	1

Tabla 31. Niveles permisibles de mercurio, níquel, plomo y zinc de acuerdo a los distintos usos y sistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Mercurio (ppm)			Níquel (ppm)			Plomo (ppm)			Zinc (ppm)		
Ríos			Ríos			Ríos			Ríos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.01	0.02	PM/PD	2	4	PM/PD	0.5	1	PM/PD	10	20
Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	0.005	0.01	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20
Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática			Protección de Vida Acuática		
PM/PD	0.005	0.01	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20
Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales			Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.01	0.02	PM/PD	2	4	PM/PD	0.5	1	PM/PD	10	20
Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano			Uso Público Urbano		
PM/PD	0.005	0.01	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20
Aguas Costeras			Aguas Costeras			Aguas Costeras			Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros			Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	0.01	0.02	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20
Recreación			Recreación			Recreación			Recreación		
PM/PD	0.01	0.02	PM/PD	2	4	PM/PD	0.5	1	PM/PD	10	20
Estuarios			Estuarios			Estuarios			Estuarios		
PM/PD	0.01	0.02	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20
Suelos			Suelos			Suelos			Suelos		
Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola			Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	0.005	0.01	PM/PD	2	4	PM/PD	5	10	PM/PD	10	20
Humedales Naturales			Humedales Naturales			Humedales Naturales			Humedales Naturales		
PM/PD	0.005	0.01	PM/PD	2	4	PM/PD	0.2	0.4	PM/PD	10	20

6.2.2.6.1. Arsénico

Para el caso del arsénico, la NOM-001-ECOL-1996 establece un límite para descargas a cuerpos receptores de 0.4 ppm (400 ppb) (*En:* Norma Oficial Mexicana, 1997). Actualmente, algunos científicos asumen que cualquier dosis de arsénico ingerida, aunque sea pequeña, puede producir cáncer, principalmente en la vejiga y los pulmones. Durante la administración del presidente Clinton, la EPA de los E. U. A. estableció un límite permisible de arsénico en agua potable de 10 ppb (Natural Resources Defense Council, 2001). En la figura 37 está expresada gráficamente la función de utilidad del arsénico (Tablas 30 y 32).

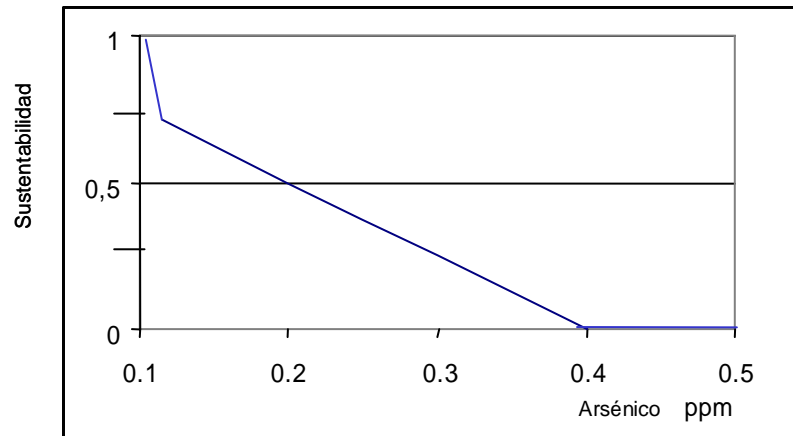


Fig. 37. Tendencia gráfica de la función de utilidad del arsénico en la columna de agua (ppm).

Matemáticamente:

$$F_{As} = \begin{cases} 1 & \text{si } As < 0.1 \text{ ppm} \\ 1 + \frac{0.1 - As}{0.05} * 0.2 & \text{si } As \geq 0.1 < 0.15 \text{ ppm} \\ 0.8 + \frac{0.15 - As}{0.25} * 0.8 & \text{si } As \geq 0.15 < 0.4 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } As \geq 0.4 \text{ ppm} \end{cases}$$

(18)

Tabla 32. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Arsénico (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática dulce; salobre	150-340; 36-69	25 5; 12.5
	EPA, 1976	EPA, 1986
Salud (consumo)	0.018	-
Vida en ecosistemas marinos; de agua dulce	36-69; 190-360	28.71

6.2.2.6.2. Cadmio

La NOM-001-ECOL-1996 establece un límite de cadmio en las descargas a cuerpos receptores de 0.4 ppm (400 ppb) (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997). Algunas fuentes comunes de cadmio son la combustión del tabaco, propiamente en el humo del cigarro y la contaminación atmosférica.

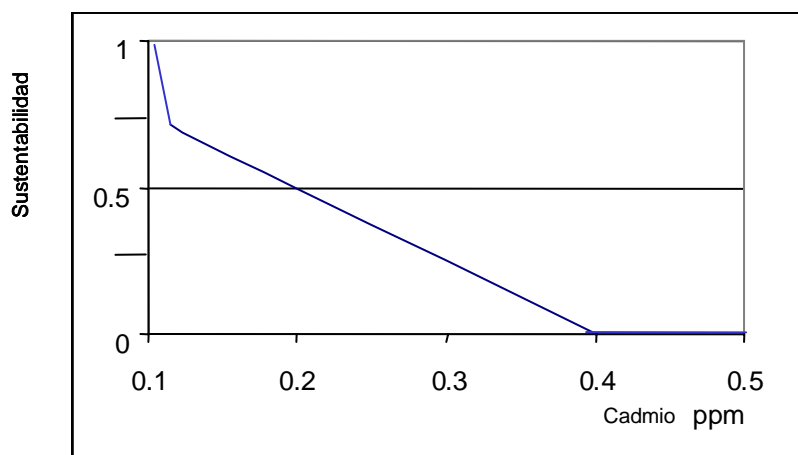


Fig. 38. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cadmio en la columna de agua (ppm).

La función de utilidad se define como:

$$F_{Ca} = \begin{cases} 1 & \text{si } Cd < 0.1 \text{ ppm} \\ 1 + \frac{0.1 - Cd}{0.05} * 0.2 & \text{si } Cd \geq 0.1 < 0.15 \text{ ppm} \\ 0.8 + \frac{0.15 - Cd}{0.25} * 0.8 & \text{si } Cd \geq 0.15 < 0.4 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Cd \geq 0.4 \text{ ppm} \end{cases}$$

(19)

Y se presenta en la figura 31 (Tablas 30 y33).

Tabla 33. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cadmio (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades		5
Vida acuática dulce; salobre	0.25-2; 8.8-40	0.017; 0.12
	EPA, 1976	EPA, 1986
Salud (consumo agua)	10	-
Vida acuática	0.4-4 aguas suaves; 5-12 aguas duras	9.3-43

6.2.2.6.3. Cobre

Respecto al cobre, la NOM-001-ECOL-1996 establece un límite máximo permisible para descargas a cuerpos receptores de 6 ppm (6000 ppb) (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997).

El cobre es un elemento esencial y puede ser considerado como basal ya que se encuentra en todas las células como parte del complejo citocromo-oxidasa, forma parte de la

hemocianina (0.2-0.4%), y es además un constituyente principal de muchos organismos marinos (como decápodos y moluscos) (Voet y Voet, 1992).

Es posible encontrar en la zona costera, concentraciones de cobre extremadamente altas en el agua, sedimentos, y organismos. Las concentraciones normales reportadas para aguas oceánicas fluctúan entre 2 y 3 ppb (Waldichuck, 1974; Bryan, 1976 citados por Álvarez y González, 1986). La SARH en un reglamento de 1973, consideró una concentración máxima permisible de 5 ppb. La función de utilidad de cobre se presenta a continuación (Fig. 39; Tablas 30 y 34).

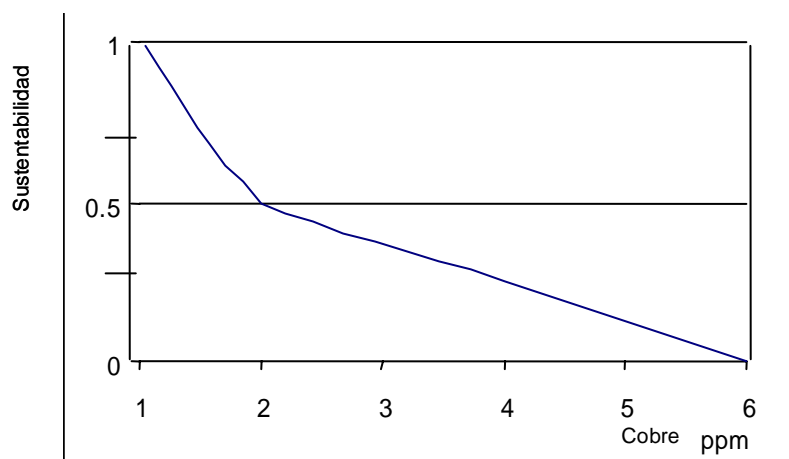


Fig. 39. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cobre en la columna de agua (ppm). Cuya función de utilidad queda expresada de la siguiente forma:

$$F_{Cu} = \begin{cases} 1 & \text{si } Cu < 1 \text{ ppm} \\ 1.5 - Cu * 0.5 & \text{si } Cu \geq 1 < 2 \text{ ppm} \\ 0.5 + \frac{2 - Cu}{4} * 0.5 & \text{si } Cu \geq 2 < 6 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Cu \geq 6 \text{ ppm} \end{cases}$$

(20)

Tabla 34. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cobre (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática dulce; salobre	9-13; 3.1-4.8	2-4; ≤1000
	EPA, 1986	EPA, 1976
Vida acuática	2.9	0.1 veces la dosis letal media en bioensayos a 96 horas en especies residentes sensibles; 1000 uso doméstico

6.2.2.6.4. Cromo

La NOM-001-ECOL-1996 establece un límite máximo permisible de cromo para descargas a cuerpos receptores de 1.5 ppm (1500 ppb) (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997). El cromo a pesar de ser tóxico, se considera esencial cuando se presenta en bajas concentraciones y dependiendo de la forma en la que se encuentre, será soluble y fácilmente asimilable por los organismos vivos (Cromo VI) o insoluble y no disponible para los mismos (Cromo III), y puede asociarse con las características geológicas y sedimentarias de una región (APHA, 2005; 1986; 1976). La función de utilidad del cromo puede analizarse a continuación (Fig. 40; Tablas 30 y 35).

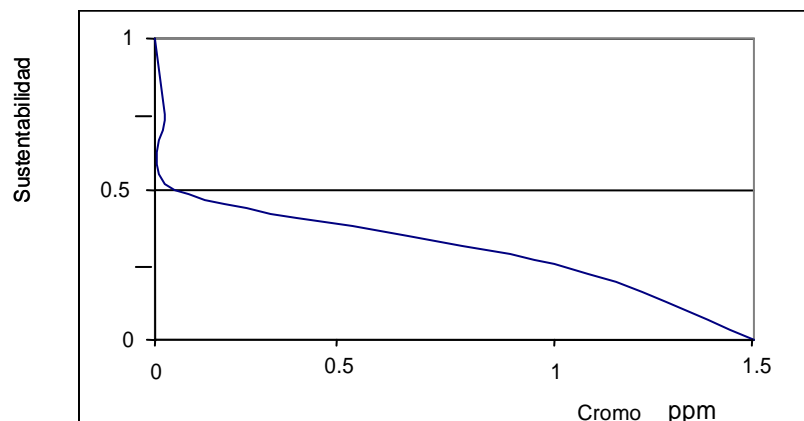


Fig. 40. Tendencia gráfica de la función de utilidad de cromo en la columna de agua (ppm). Siendo su función de utilidad la siguiente:

$$F_{Cr} = \begin{cases} 1 - \frac{Cr}{0.1} * 0.5 & \text{si } Cr < 0.1 \text{ ppm} \\ 0.5 + \frac{0.1 - Cr}{0.5} * 0.5 & \text{si } Cr \geq 0.1 < 1.5 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Cr \geq 1.5 \text{ ppm} \end{cases}$$

(21)

Tabla 35. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cromo (ppb).Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; marina	Cr(III): 0.003	Cr(III): 8.9; 56
Vida acuática agua dulce; marina	Cr(VI): 1.5E+0	Cr(VI): 1; 1.5
	EPA, 1986	Ley Federal, México
Vida acuática agua dulce; marina	Cr(III) 10300-50400; 86-153	100 Protección a la vida acuática costas
Vida acuática agua dulce; marina	Cr(VI) 11-16; 50-1100	

6.2.2.6.5. Mercurio

Boney *et al.* (1959 *En:* Ruivo, 1972) probaron la influencia de diferentes componentes del mercurio en el crecimiento y variabilidad de esporulación del alga roja *Plumaria elegans*, inmersa 18 hrs en un medio tóxico, los resultados fueron los siguientes:

Tabla 36. Valores de DL₅₀ en *Plumaria elegans* con diferentes compuestos y niveles de mercurio según Boney *et al.*, 1959 (citado por Ruivo, 1972).

Compuesto	Dosis Letal Media DL ₅₀ ppb Hg
Cloruro de Metil Mercurio	44
Cloruro de Etil Mercurio	26
Cloruro de n-Propil Mercurio	13
Cloruro de n-Butil Mercurio	13
Cloruro de n-Amil Mercurio	13
Cloruro de Iso-propil Mercurio	28
Cloruro de iso-amil mercurio	19
Cloruro de Fenil Mercurio	54
Yoduro de Fenil Mercurio	104
Ioduro de Mercurio	156
Cloruro de Mercurio	3,120

La toxicidad de formas orgánicas resultó mayor que la de las inorgánicas. La esporulación de 6 especies de algas rojas de intermarea, se vio afectada en proporción al contenido de lípidos en sus membranas (Keckes y Miettinen citados por Ruivo, 1972). En la NOM-001-ECOL-1996 (*En:* Norma Oficial Mexicana, 1997) existe un máximo límite permisible de mercurio en las descargas a cuerpos receptores de 0.02 ppm (20 ppb) (Tabla 31).

En investigaciones recientes, se evidenció que la exposición prenatal al metil mercurio, una forma orgánica de mercurio que se acumula en los tejidos animales, puede producir

afectaciones en la presión sanguínea y en la habilidad para responder a estímulos sensoriales en las etapas posteriores de la vida. Actualmente el Environmental Health Information Service (1999) ha registrado estudios que señalan que el mercurio está relacionado con efectos en el desarrollo neurológico de poblaciones humanas de la Isla Madeira en Marruecos. El Dr. Philippe Grandjean, profesor adjunto de la Universidad de Boston y el Dr. Pál Weihe, director médico del sistema hospitalario de las Islas Faroe en Tórshavn, han desarrollado investigaciones sobre los efectos de la exposición al metil mercurio en dichas islas, a partir de la ingesta de carne de ballena con altas concentraciones bioacumuladas en los tejidos. A concentraciones de 1-10 ug/L de mercurio en la sangre procedente del cordón umbilical, se detectó que en los niños sujetos a estudio, la presión sanguínea se elevó de 14 hasta 21 puntos, dependiendo de su estado general de salud. La concentración límite de mercurio/día en ug/kg es de 0.1 según la EPA, la cual equivale según Grandjean a cantidades acumuladas aproximadas a 5 ug/L en el cordón umbilical y 1 ug/g en el cabello (Environmental Health Information Service, 1999).

La función de utilidad del mercurio en la columna de agua está dada por (Fig. 41; Tablas 31; 36 y 37):

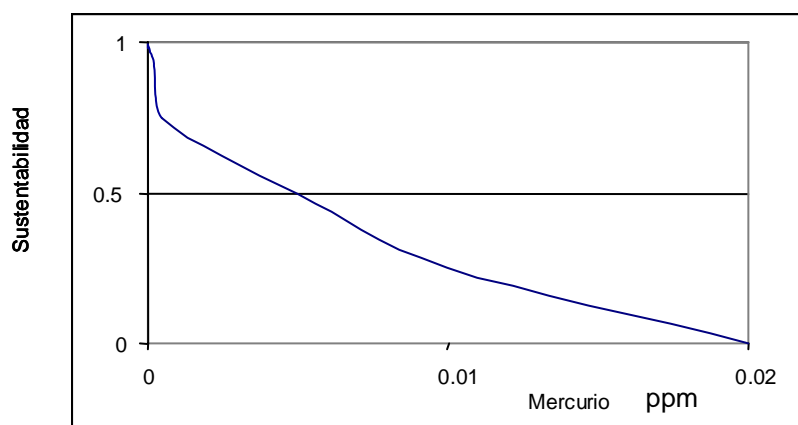


Fig. 41. Tendencia gráfica de la función de utilidad del mercurio en la columna de agua (ppm).

$$F_{\text{Hg}} = \begin{cases} 1 - \frac{\text{Hg}}{1} & \text{si } \text{Hg} \geq 0 \leq 0.02 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{Hg} > 0.02 \text{ ppm} \end{cases}$$

(22)

Tabla 37. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Mercurio (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; marina	0.77-1.4; 0.94-1.8	0.1; -
Comunidades		1
	EPA, 1976; 1986	Ley Federal México
Vida acuática agua dulce; marina, salud	0.05 agua dulce, 0.10 agua marina, 2 salud;	0.1 (Vida acuática)
Consumo	0.23, 0.012-0.025; o 1 mg/kg de peso corporal	

6.2.2.6.6. Níquel

Se establece un límite máximo de níquel en la NOM-001-ECOL-1996 (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) para las descargas a cuerpos receptores de 4 ppm (4000 ppb)

El contenido de níquel en el petróleo crudo indica el origen de éste y permite hacer inferencias sobre su procedencia ya que es un componente típico de los hidrocarburos. Asimismo, puede considerarse un indicio de la presencia de hidrocarburos que ocurren de manera natural en muchos ecosistemas (González Macías, 1997). Este metal se encuentra entre los más tóxicos para los organismos acuáticos, con un potencial altamente cancerígeno. El daño que produce y las dimensiones de éste, dependen directamente de su concentración; es acumulable en los organismos, y bajo ciertas condiciones, también en los sedimentos (APHA, 1985).

El níquel, junto con el aluminio, arsénico, cadmio, plomo y mercurio, se encuentra entre los metales pesados de mayor persistencia. Las fuentes específicas de exposición son la ingesta de tejidos animales, donde se bioacumula y la exposición y uso continuo de objetos como aparatos, botones, cerámica, cocoa y otros alimentos, líquidos para rizar, lavar o fijar el cabello, utensilios de cocina, cosméticos, monedas, material odontológico, baterías, humo de cigarro, etc. La acumulación se efectúa principalmente en la piel expuesta, laringe, cuerdas vocales, pulmones, pasajes nasales. Algunos síntomas de intoxicación consisten en apatía, cianosis labial, cáncer pulmonar, nasal o de la laringe, dermatitis de contacto, diarrea, fiebre, dolores de cabeza, mareos, gingivitis, insomnio, náusea, taquicardia, erupciones cutáneas, problemas respiratorios, estomatitis y vómito (Natural Resources Defense Council, 2001).

En cuanto a la función de utilidad del níquel, está dada por (Fig. 42; Tablas 31 y 38):

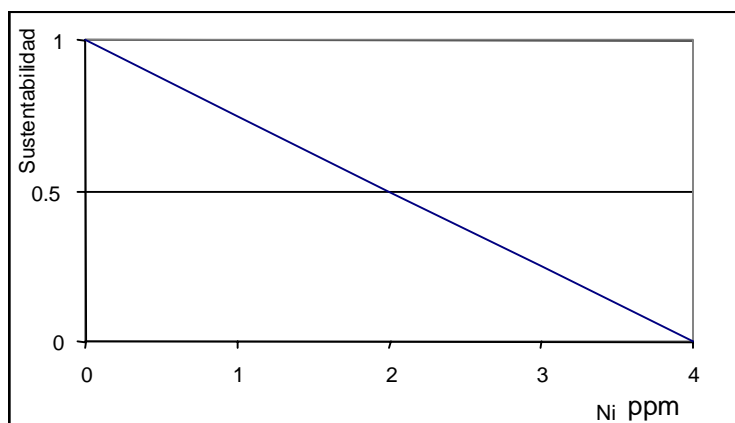


Fig. 42. Tendencia gráfica de la función de utilidad del níquel en la columna de agua (ppm).

Cuya función de utilidad es:

$$F_N = \begin{cases} 1 - \frac{Ni}{4} & \text{si } Ni < 4 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Ni \geq 4 \text{ ppm} \end{cases}$$

(23)

Tabla. 38. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Níquel (ppb). Columna de agua.		
	EPA, 1986	EPA, 1976
Vida acuática	7.1-140	0.1 veces la dosis letal media en bioensayos a 96 horas en especies residentes sensibles; 1000 uso doméstico
Ley Federal, México		
Vida acuática	0.6 (acuacultura)	
Consumo	0.02	

6.2.2.6.7. Plomo

El plomo puede producir daño cerebral o nervioso y retraso en el crecimiento en niños; problemas reproductivos y elevación de la presión sanguínea en adultos. Los bebés y los niños pequeños (incluso antes de su nacimiento) son especialmente sensibles al envenenamiento con plomo debido a que se encuentran en continuo crecimiento. Las fuentes de exposición son la contaminación atmosférica, exposición o fabricación de tuberías, municiones, baterías, latas de alimentos, cerámica, fertilizantes químicos, cosméticos, dolomita, polvo, cultivos cercanos a áreas industriales, gasolineras, productos para el cabello, manufacturas de cristal emplomado, tintas, pinturas, pesticidas, pewter, alfarería, juguetes, humo de cigarro, etc. El plomo se acumula fundamentalmente en huesos, cerebro, corazón, riñones, sistema nervioso y páncreas. Sus síntomas son dolor abdominal, anorexia, ansiedad, postración, dolor de huesos, daño cerebral, confusión, constipación, convulsiones, mareo, fatiga, dolores de cabeza, sofocamiento, hipertensión, dificultad para concentrarse, indigestión, irritabilidad, pérdida de apetito, falta de coordinación muscular, dificultades de la memoria, dolor muscular, vómito, debilidad, etc. Este metal es una neurotoxina muy conocida que mata las células del cerebro, eleva la presión arterial, produce problemas de aprendizaje, déficit de la atención, reducción de la inteligencia, entre los principales (EPA, 2001).

En la NOM-001-ECOL-1996 (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) está definido un valor máximo permisible de plomo en las descargas a cuerpos receptores de 1 ppm (1000 ppb)

La función de utilidad del plomo, se ubica en la figura 43 (Tablas 31 y 39):

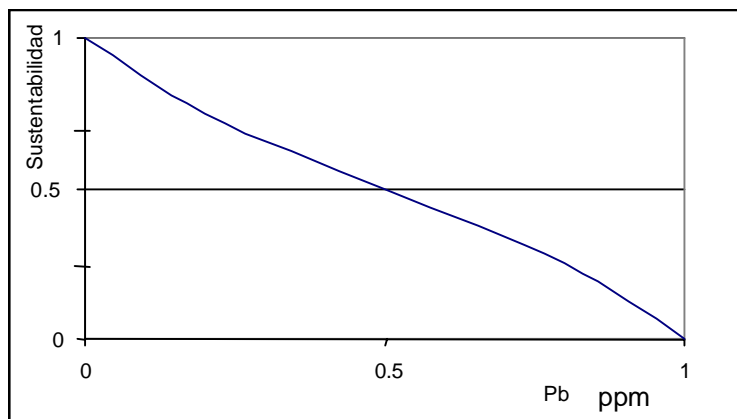


Fig. 43. Tendencia gráfica de la función de utilidad del plomo en la columna de agua (ppm).

La función de utilidad del plomo en la columna de agua, se expresa matemáticamente de la manera siguiente:

$$F_{Pb} = \begin{cases} 1-Pb & \text{si } Pb < 1 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Pb \geq 1 \text{ ppm} \end{cases}$$

(24)

Tabla 39. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Plomo (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidades	-	10
Vida acuática agua dulce; marina	2.5-65; 8.1-210	1-7; -
	EPA, 1976; 1986	Ley Federal México
Salud	50	50-100
Vida acuática	0.1 veces la dosis letal media en bioensayos a 96 horas en especies residentes sensibles; 82-200	

6.2.2.6.8. Zinc

Entre los metales pesados procedentes de fuentes no puntuales se encuentra el zinc, el cual puede proceder de residuos de la industria minera, emisiones vehiculares, rellenos sanitarios, escorrentías rurales y urbanas, entre las principales (Leeds *et al.*, 2002).

La infiltración hacia aguas freáticas, o la dispersión de partículas contenidas en el aire puede producir contaminación de las aguas superficiales con sustancias tóxicas como el zinc. Esto ha podido detectarse en Missouri, California y Alaska. En descargas de jales mineros se han registrado niveles de zinc de 3 a 30 ppm; en sitios no controlados se alcanzan niveles de hasta 180 ppm (*En*: EPA, 1994). Su consumo permisible/día en alimentos de origen marino, como pescados y mariscos es de 7.2 g (EPA, 2000).

Para el caso del zinc, la NOM-001-ECOL-1996 establece un límite para descargas a cuerpos receptores de 20 ppm (2000 ppb) (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997). La función de utilidad del zinc puede observarse en la figura 44 (Tablas 31 y 40):

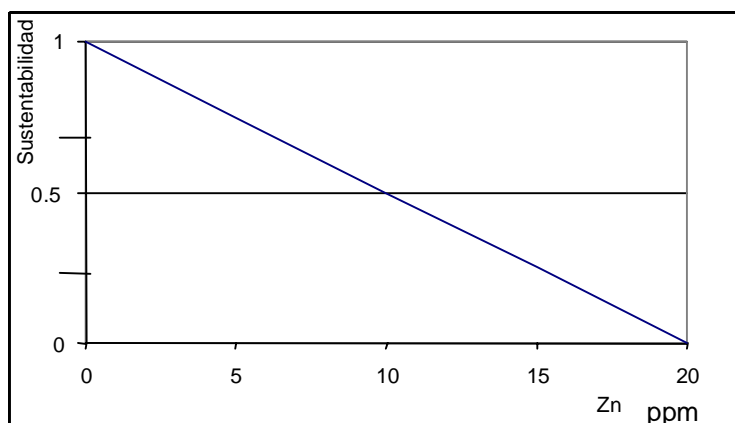


Fig. 44. Tendencia gráfica de la función de utilidad del zinc en la columna de agua (ppm).

La función de utilidad queda expresada de la siguiente forma:

$$E_{Zn} = \begin{cases} 1 - \frac{Zn}{20} & \text{si } Zn < 20 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Zn \geq 20 \text{ ppm} \end{cases}$$

(25)

Tabla 40. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Zinc (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; marina	120; 81-90	30
	EPA, 1986	EPA, 1976
Vida acuática agua dulce; marina	180-320; 58-170 47	5000; 0.1 veces la dosis letal media en bioensayos a 96 horas en especies residentes sensibles

6.2.2.7. Cianuro

Definición: Todos los grupos que se pueden determinar como ion cianuro CN^- corresponden al término cianuro. Estos compuestos se clasifican como cianuros simples y complejos, dependiendo de su configuración. Se encuentran constituidos por álcalis y metales asociados a carbono y nitrógeno. Presentan diversos grados de actividad química. Los cianuros de metales alcalinos y los complejos de cadmio, zinc y plomo se disocian rápidamente. La disociación de cobre es menor y la de plata, oro, níquel y cobalto, aun más baja. Algunos procesos industriales generan cianuros entre sus desechos, entre ellos: la industria automotriz, el acabado de metales, los compuestos químicos y álcalis, los materiales plásticos y sintéticos, el acero, etc. (SARH, 1976).

Descripción de la función de utilidad: Los cianuros alcalinos por su alta tasa de disociación presentan alta toxicidad, mientras que los cianuros metálico-alcalinos son estables en solución y poseen escasa o nula toxicidad. Algunos complejos se descomponen y presentan varios grados de toxicidad, dependiendo del metal presente y de la proporción de grupos CN^- que se conviertan a cianuros alcalinos simples con su CN^- tóxico. El cianuro actúa como un agente bloqueador enzimático y es letal para el ser humano en una dosis sencilla de 50 a 60 mg (APHA, 1985). En la tabla 41, se presenta la variación de la toxicidad del cianuro respecto a su porcentaje de disociación al variar el pH.

Tabla 41. Porcentaje de disociación de cianuro al variar el pH y efectos en la toxicidad.

% de Disociación	Toxicidad
7 ó menor	1.0% mayor toxicidad
8.0	6.7%
9.0	42.0%
10.0	87.0% menor toxicidad

En la NOM-001-ECOL-1996 (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997) está definido un valor máximo permisible de cianuro en las descargas a cuerpos receptores de 3 ppm (3000 ppb).

La función de utilidad de los cianuros se encuentra a continuación (Fig. 45; Tablas 42 y 43).

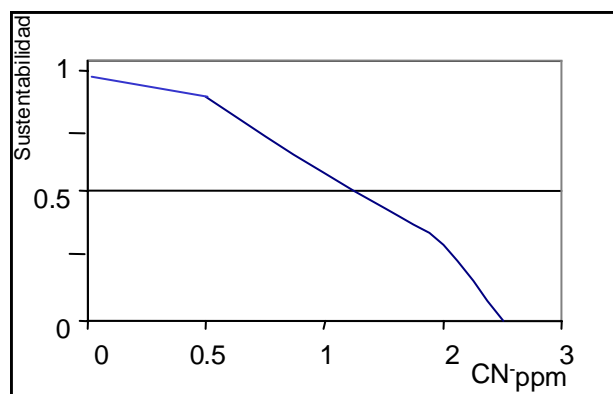


Fig. 45. Tendencia de la función de utilidad de los cianuros en la columna de agua (ppm).

La función de utilidad determinada para los cianuros, es:

$$F_{CN} = \begin{cases} 1 - CN * 0.1 & \text{si } CN < 0.5 \text{ ppm} \\ 1.45 - CN * 0.55 & \text{si } CN \geq 0.5 < 1 \text{ ppm} \\ 0.35 + \frac{2 - CN}{3} * 0.35 & \text{si } CN \geq 1 < 3 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } CN \geq 3 \text{ ppm} \end{cases}$$

(26)

Tabla 42. Niveles permisibles de cianuro de acuerdo a los distintos usos y sistemas acuáticos NOM-001-ECOL-1996. PM/PD= Promedio Mensual/Promedio Diario.

Cianuro (ppm)		
Ríos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	2	3
Uso Público Urbano		
PM/PD	1	2
Protección de Vida Acuática		
PM/PD	1	2
Embalses Naturales y Artificiales		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	2	3
Uso Público Urbano		
PM/PD	1	2
Aguas Costeras		
Explotación Pesquera, Navegación y Otros		
PM/PD	2	2
Recreación		
PM/PD	2	3
Estuarios		
PM/PD	1	2
Suelos		
Uso en Riego Agrícola		
PM/PD	2	3
Humedales Naturales		
PM/PD	1	2

Tabla 43. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cianuro (ppb). Columna de agua.

	NOAA, 2002	EQS, 2002
Comunidad		200
Vida acuática dulce; salina	5.2-22; 1	5; -
	EPA	Ley Federal México
Salud	0.003	2-5

6.2.2.8. Bacterias Coliformes Fecales

Definición: Los organismos patógenos o generadores de enfermedades, generalmente se encuentran presentes en las aguas de desecho o descargas residuales. Las bacterias coliformes fecales son un indicador de uso común de la cantidad de organismos patógenos en un cuerpo de agua (Mancl, 1996).

Descripción de la función de utilidad: La NOM-001-ECOL-1996 señala un límite máximo permisible de NMP de bacterias coliformes fecales/100 ml para descargas a cuerpos receptores de 2000 NMP de BCF en 100 ml (*En*: Norma Oficial Mexicana, 1997).

El límite permisible que estableció la EPA para algunas descargas residuales, como es el caso de Becker County, Minnesota, es de 200 NMP de BCF/100 ml (EPA, 1999), al igual que el límite de SEDUE (1989). La función de utilidad de las Bacterias Coliformes Fecales está contenida a continuación (Fig. 46; Tabla 44).

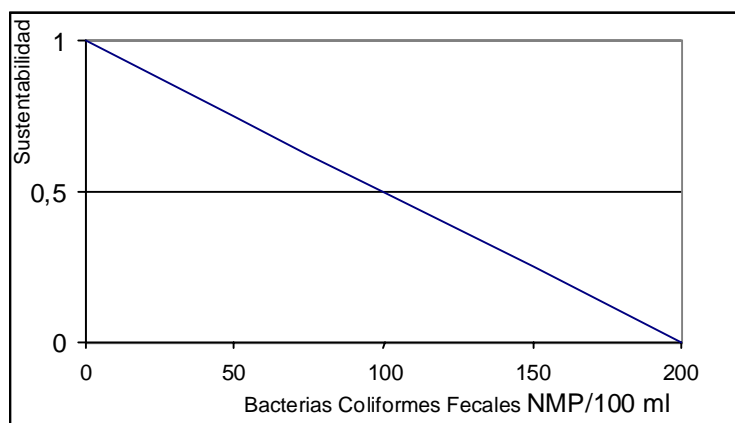


Fig. 46. Tendencia gráfica de la función de utilidad del contenido de bacterias coliformes fecales en la columna de agua (NMP/100 ml).

Cuya función de utilidad se expresa de la siguiente forma:

$$F_{BCF} = \begin{cases} 1 + \frac{0 - BCF}{BCF_{VA}} * 0.25 & \text{si } NMP/100 \text{ ml} < 50 \\ 0.75 + \frac{BCF_{VA} - BCF}{BCF_{Emb} - BCF_{VA}} * 0.25 & \text{si } NMP/100 \text{ ml} \geq 50 < 100 \\ 0.50 + \frac{BCF_{Emb} - BCF}{BCF_{Rie} - BCF_{Emb}} * 0.25 & \text{si } NMP/100 \text{ ml} \geq 100 < 150 \\ 0.25 + \frac{BCF_{Rie} - BCF}{BCF_{Pel} - BCF_{Rie}} * 0.50 & \text{si } NMP/100 \text{ ml} \geq 150 < 200 \\ 0 & \text{si } NMP/100 \text{ ml} \geq 200 \end{cases}$$

BCF=Bacterias Coliformes Fecales NMP=Número Más Probable/100 mL

(27)

Tabla 44. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Bacterias coliformes fecales (NMP /100 ml). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática	Ausentes	-
Riego	-	Hasta 100
	EPA, 1986; 2005	Ley Federal México
Salud y vida acuática	14-43; 200	240

6.2.2.9. Fenoles

Definición: Este tipo de compuesto se produce principalmente durante los procesos catalíticos y térmicos a los que se somete el petróleo crudo en las refinerías. La biodegradación de los fenoles es relativamente rápida y su toxicidad varía ampliamente dependiendo del tipo de compuestos, las dosis van de 1 a 100 ppm dependiendo de las condiciones de temperatura y la salinidad (IMP, 1987). Sin embargo, diversos estudios han demostrado que los fenoles son constituyentes de plantas comunes, como por ejemplo *Musa* spp (plátano comestible), que muchos de ellos son antioxidantes y pueden inhibir la peroxidación lipídica *in vitro* e *in vivo* por lo que operan como radicales libres y pueden determinar daños o alteraciones orgánicas a veces irreversibles (Fernández Urquiza *et al.*, 1997).

Los fenoles monohidratos (xilenos y creosoles) presentan una alta toxicidad, los síntomas de envenenamiento en peces pueden resumirse en un incremento de la excitabilidad, intensificación en la excreción de mucus, presencia de manchas en la carne de los peces, pérdida del sentido del equilibrio, parálisis del sistema nervioso y muerte. En seres humanos su ingestión puede producir necrosis hepática (Islas *et al.*, 1987). Los incrementos de temperatura y salinidad, así como la disminución de la concentración de oxígeno disuelto, aumentan la toxicidad de los fenoles (Law y Yeo, 1997). La siguiente Tabla (45) registra algunos valores de toxicidad de fenoles para ejemplares de carpa y de pez roncador (IMP, 1987).

Tabla 45. Toxicidad de algunos compuestos fenólicos para peces (carpa y roncador).		
Sustancia	Carpa DL ₅₀ ppm	Pez Roncador DL ₅₀ ppm
1-4,5 xilenol	10.0	10.0
O-cresol	29.5	15.6
P-cresol	21.2	17.0
1,2,4 xilenol	21.1	15.6
Fenol	24.9	17.0
M-cresol	24.5	23.0
1,3,4 xilenol	30.0	--
1,3,5 xilenol	53.0	--
<i>(En: IMP, 1987)</i>		

Descripción de la función de utilidad: El límite permisible que estableció la SEDUE (1989) para los fenoles es de 0.06 ppm en aguas marinas y de 0.1 ppm en aguas continentales. En aguas relacionadas con los procesos de la industria de la refinación, se registran niveles de fenoles de 3.4 a 100 ppm en aguas sin tratamiento. La función de utilidad de fenoles está incluida en la figura 47 a continuación (Tablas 45 y 46).

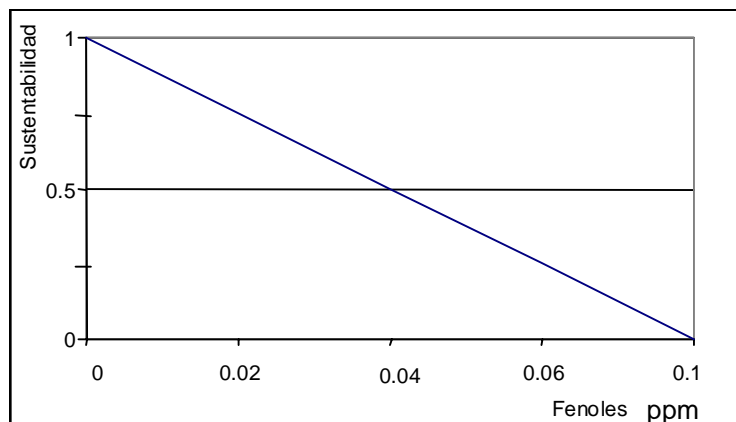


Fig. 47. Tendencia gráfica de la función de utilidad de los fenoles en la columna de agua (ppm).

Representada matemáticamente como:

$$F_F = \begin{cases} 1 - \frac{F}{0.1} & \text{si } F < 0.1 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } F \geq 0.1 \text{ ppm} \end{cases}$$

F=Fenoles

(28)

Tabla 46. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Fenoles (ppb). Columna de agua.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salina	-	4; -
Consumo salud	21000	-
	EPA, 2005	
Salud y vida acuática	0.012-0.3 mg/L; 3.5 mg/L	

En la Tabla 47 se resumen las concentraciones derivadas del programa nacional estadounidense de bioensayos, el cual establece 6 categorías (EPA, 2005), relativamente equiparables con los límites de la NOAA (2002) y el EQS (2002) del Canadá 47. El CMC es el Criteria Maximum Concentration (Criterio de Máxima Concentración) que es una estimación de la Concentración más alta de un material en agua superficial a la cual, una comunidad acuática puede exponerse brevemente, sin que dicha exposición resulte en un efecto inaceptable. El CCC es el Criterion Continuous Concentration (Criterio de Concentración Continua) el cual es una estimación de la concentración más alta de un material en agua superficial a la cual, una comunidad acuática puede exponerse indefinidamente, sin que dicha exposición resulte en un efecto inaceptable. Otros cuatro criterios adicionales son el periodo agudo promedio, el periodo crónico promedio, la frecuencia aguda excedente y la frecuencia crónica excedente (EPA, 2005).

Tabla 47. Límites legales de varios contaminantes con base en los criterios toxicológicos derivados del protocolo de biensayos de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América. Agua dulce, agua marina, para el consumo humano y para la vida acuática (EPA, 2005).

MATRIZ	CONCENTRACIÓN ug/L	Sustancias Contaminantes ug/L									
		As	Cd	Cr (III)	Cr(IV)	Cu	Pb	Hg	Ni	Zn	CN -
AGUA DULCE	CMC	340	2	570	16	13	65	1.4	470	120	22
	CCC	150	0.25	74	11	9	2.5	0.77	52	120	5.2
AGUA MARINA	CMC	69	40		1,100	4.8	210	1.8	74	90	1
	CCC	36	8.8		50	3.1	8.1	0.94	8.2	81	1
CONSUMO HUMANO	A+O	0.018				1,300			610	7,400	140
	S O	0.14						0.3 mg/kg	4,60 0	26,000	140

CMC= Criteria Maximum Concentration (Criterio de Máxima Concentración)

CCC= Criterion Continuous Concentration (Criterio de Concentración Continua)

A+O=Agua más organismos

S O=Solo organismos

6.2.3. Parámetros de Contaminación en los Sedimentos

El compartimento sedimentario es uno de los compartimentos ambientales más importantes para el estudio y seguimiento de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos, ya que en él se acumulan la mayor parte de los contaminantes que ingresan a los distintos ecosistemas, procedentes del drenado continental, la erosión eólica y pluvial, las descargas municipales y la interacción agua atmósfera, entre las fuentes principales (Ingersoll, 1995).

En sedimentos con un alto contenido de carbono orgánico, disminuye la biodisponibilidad de los compuestos hidrófobos (Knezovich *et al.*, 1987). También es importante la distribución granulométrica del mismo, ya que los compuestos orgánicos de alto peso molecular, en algunos casos con menor toxicidad aguda, están asociados generalmente a las partículas más finas (Baumard *et al.*, 1998).

Los contaminantes provenientes de la misma fuente, pueden tener diferente toxicidad en función del lugar geográfico donde se hayan depositado. Una vez que están en el medio marino, los compuestos orgánicos sufren procesos de degradación, principalmente por fotólisis o por acción bacteriana y de volatilización (Blanco *et al.*, 2006).

6.2.3.1. Hidrocarburos Aromáticos Totales

Definición. La toxicidad de los hidrocarburos provenientes del petróleo, varía ampliamente, dependiendo de la composición específica de cada crudo. En términos generales, la toxicidad es directamente proporcional a la concentración de aromáticos presente; a la disminución de la temperatura y al contenido de oxígeno disuelto en el agua (IMP, 1987).

Los hidrocarburos en sedimentos oceánicos superficiales fluctúan entre 1 y 4 ppm en zonas profundas y son menores a 100 ppm en costas no contaminadas (Marchand y Monfort, 1979). En áreas industriales, como la costa de Salina Cruz, Oax., los niveles de hidrocarburos aromáticos totales alcanzan más de 2000 ppm (IMP, 2000).

Rosales y Álvarez (1979, *En*: Botello *et al.*, 1996) determinaron los niveles de concentración de hidrocarburos organoclorados en sedimentos de lagunas costeras del Golfo de México y

Mar Caribe, encontrando que los valores más bajos, de Dieldrín y DDT se encontraron en la Laguna de Nichupté: asumen que la actividad agrícola en las inmediaciones de esa zona es prácticamente nula y la presencia de esos pesticidas, más bien podría deberse a operaciones de fumigación en las áreas turísticas.

Una vez en el medio acuático, los hidrocarburos sufren una serie de transformaciones, tales como evaporación, oxidación fotoquímica, degradación microbiológica, dispersión y disolución en el agua y depositación en los sedimentos (Neff, 1979). Muchos de estos compuestos poseen un carácter cancerígeno en niveles relativamente bajos. Aunque por lo general son insolubles en agua, su naturaleza peligrosa justifica su monitoreo (APHA, 1985). Una vez que los organismos acuáticos se exponen a los hidrocarburos, se manifiestan diversas respuestas xenobióticas. En general, el proceso es más complejo en los organismos vertebrados, que en los invertebrados, y las investigaciones sobre sus efectos se han efectuado fundamentalmente en peces, moluscos y mamíferos (Beyer *et al.*, 1996).

Descripción de la función de utilidad: Un valor de 100 ppm de hidrocarburos aromáticos totales es común en las costas cercanas a asentamientos humanos, influenciadas por actividades turísticas, agropecuarias e industriales, de ahí que valores superiores involucren insustentabilidad y se ubiquen en la deflexión de la pendiente en la función de utilidad, la cual se expresa como (Fig. 48; Tabla 48):

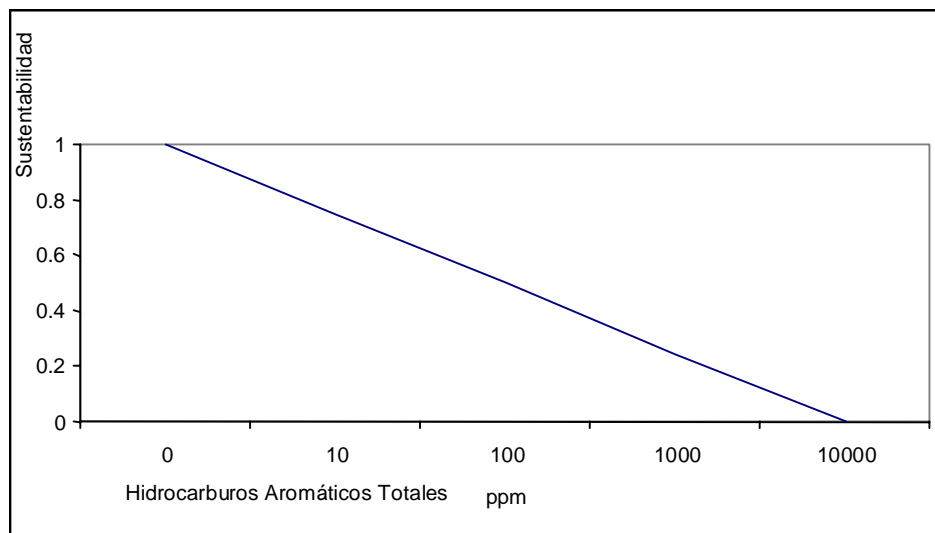


Fig. 48. Tendencia de la función de utilidad de los hidrocarburos aromáticos totales en los sedimentos (ppm).

Representada por la siguiente fórmula:

$$(*) \quad F_{\text{HC}} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{HC} \leq 100 \text{ ppm} \\ \frac{4 - \log \text{HC}}{2} & \text{si } \text{HC} > 100 \text{ ppm} \leq 10000 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{HC} > 10000 \text{ ppm} \end{cases}$$

HC=Hidrocarburos Aromáticos Totales

(29)

(*) Debido a la escala logarítmica, el 2 del denominador es resultado de $\log 10000 - \log 100$, o $\log (10000/100) = \log 100 = 2$

Tabla 48. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. H. A. T. (ppm). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Hidrocarburos	No definido	No definido
	EPA, 1986	EPA, 1876
Hidrocarburos	No definido	No definido

6.2.3.2. Material Orgánico Extraíble

Definición: El material orgánico extraíble puede llegar a alcanzar concentraciones muy superiores en los sedimentos a las de la columna de agua. Este proceso de acumulación es especialmente relevante en el caso de contaminación por petróleo o sus derivados, en los que la mayor parte de los constituyentes son compuestos muy hidrófobos y con una fuerte tendencia a adherirse al material particulado y depositarse en el fondo (Blanco *et al.*, 2006). El IMP ha registrado niveles de M. O. E. en sedimentos influenciados por la actividad petrolera de hasta 389 ppm (González Macías, 1997).

Descripción de la función de utilidad: De la misma forma que la concentración límite de hidrocarburos aromáticos totales no se encuentra contenida en las normas ambientales vigentes, la función de utilidad del material orgánico extraíble en sedimentos se construyó a partir de valores derivados de diversos estudios del IMP donde se ha estimado este parámetro entre 1982 y el año 2000 (IMP, 1982; 1983; 1985a; 1985b; 1988a; 1988b; 1989a; 1989b; 1990; 1991; 1996a; 1998; 2000). Con base en dicha información, la función de utilidad del M. O. E. en los sedimentos es (Fig. 49; Tabla 49).

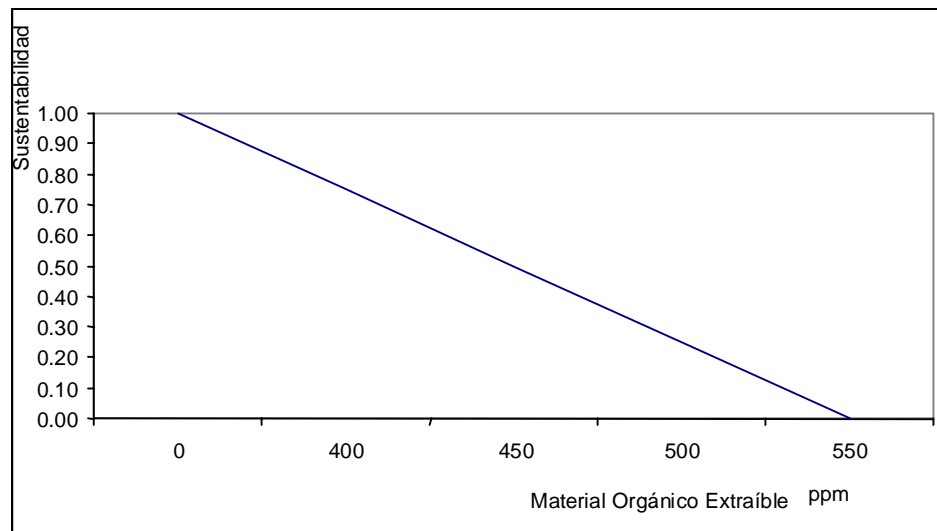


Fig. 49. Tendencia de la función de utilidad del Material Orgánico Extraíble en los sedimentos (ppm).

Cuya expresión matemática es:

$$F_{\text{MOES}} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{MOES} < 100 \text{ ppm} \\ \frac{550 - \text{MOES}}{450} & \text{si } \text{MOES} \geq 100 \text{ ppm} \leq 550 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{MOES} > 550 \text{ ppm} \end{cases}$$

(30)

Tabla 49. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. M. O. E. (ppm). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Material Orgánico Extraíble	No definido	No definido
	EPA, 1986	EPA, 1976
Material Orgánico Extraíble	No definido	No definido

6.2.3.3. Metales Pesados

Definición: Las 5 fuentes principales de contaminación por metales traza son 1) el intemperismo y la acción geológica erosiva, 2) el procesamiento industrial de minerales y metales, 3) el uso cotidiano de metales y de componentes metálicos, 4) la sedimentación de metales procedentes de los desechos sólidos y de la basura en proceso de oxidación, así como 5) las excreciones de animales y seres humanos que contengan metales pesados. El ingreso a los cuerpos receptores, a su vez, puede provenir de fuentes difusas o puntuales. Hay sitios que por procesos de mineralización transorogénica, son muy ricos en minerales, la mayoría de los cuales han sido, o continúan siendo objeto de explotación minera, de ahí se deriva un problema de diferenciación entre la contaminación natural o aquella producida propiamente por las labores de minería y el jale minero (Förstner y Wittmann, 1981). El aporte de metales al mar adicionalmente, se da mediante las actividades de quemado, endulzamiento y refinación de combustibles fósiles, el uso de productos metálicos en pesticidas y gasolinas, etc. (Alvarez y González, 1986).

El compartimento sedimentario refleja mejor la contaminación por metales pesados que se presenta en el área marina costera. Este registro permite conocer el cambio en los niveles de metales pesados en diferentes tiempos, tiempo histórico y tiempo reciente. Las concentraciones de metales en sedimentos, por lo tanto, pueden ser empleadas para el establecimiento de gradientes espaciales de contaminación (Ryan y Windom, 1988). Los sedimentos costeros también son huéspedes importantes de metales traza contaminantes, por lo que el conocimiento de su concentración y distribución en dicho compartimento, puede jugar un papel clave para detectar las fuentes de contaminación en ecosistemas acuáticos (Forstner y Wittman, 1979). Es importante reconocer que el contenido de metales en un sitio, no se encuentra necesariamente asociado a procesos de contaminación, y puede reflejar la composición propia de los sedimentos y compuestos que integran el fondo marino (Aguayo Camargo y Trápaga Martínez, 1996).

Algunas de las alteraciones fisiológicas que producen los metales pesados son: desórdenes neurológicos, alteración de la actividad enzimática, efectos teratogénicos, mutagénicos y cancerígenos, desarrollo de parásitos y enfermedades y fallas en la reproducción (McIntyre, 1973; Lindhal y Schwanbom, 1971 y Jackim, 1974 citados por Villanueva, 1987).

Descripción de las funciones de utilidad de los metales pesados en los sedimentos: En México, para el caso de los sedimentos no se cuenta con una normatividad vigente de contaminantes. Para evaluar los efectos de diversas sustancias sobre la biota, las herramientas principales para establecer los valores críticos de dichos efectos toxicológicos de diversos elementos y compuestos en los organismos de diferentes Phylas, han sido los bioensayos, de los que parte la normatividad vigente (Förstner y Wittmann, 1981). Todas las funciones de utilidad en sedimentos, incluyendo las de metales pesados, se desarrollaron con base en diversos valores en ambientes acuáticos distintos, en valores de toxicidad y valores permisibles de otros países en suelos o alimentos

Para evitar más catástrofes relacionadas con los efectos adversos de los contaminantes en la salud humana, gradualmente se han establecido estándares, valores de línea base, límites y otros, para limitar la concentración de los químicos por debajo de los niveles que pudieran producir efectos nocivos en los seres humanos y en los ecosistemas acuáticos tróficamente relacionados con ellos. Un principio fundamental de farmacología y toxicología, es que la toxicidad de un elemento o compuesto, está relacionada con su biodisponibilidad. Y la biodisponibilidad de una sustancia química particular depende de las especies acuáticas que están presentes en los ecosistemas, para ser asimiladas por las algas y plantas acuáticas, los organismos marinos, los peces y finalmente, el hombre (Tardiff, 1972).

6.2.3.3.1. Arsénico

En el caso del arsénico, en su forma de arsenato inhibe la fosforilación oxidativa y reemplaza el grupo fosforil estable, alterando el proceso de síntesis del ATP. Como arsenito, inhibe la acción de las enzimas que presentan ligandos tiol, se adhiere a los tejidos de proteínas como los disulfitos de la keratina presentes en cabello, uñas y piel, donde

puede ser retenido por periodos largos y producir daños severos como problemas respiratorios, pérdida auditiva, alteraciones del sistema nervioso, desórdenes vasculares periféricos con gangrena, hiperkeratosis, hiperpigmentación y cáncer de piel (Haberer y Normann, 1971; Zaldívar, 1974; Aston *et al.*, 1975; Friberg *et al.*, 1979). En la década de los 50's 12,000 niños japoneses se vieron afectados por beber leche preparada a base de polvo al cual se le había agregado como estabilizador, fosfato de sodio, pero que estaba contaminado con arsénico, 130 pequeños murieron. La secuela en los niños sobrevivientes, fueron cambios en el sistema nervioso central, en el registro encefálico y en algunos casos, deficiencia mental (Yamashita *et al.*, 1972 citado por Förstner y Wittmann, 1981).

En Japón y Taiwan Chen *et al.* (1992), Wu *et al.* (1989) y la EPA (1988) han encontrado incidencias de diversos tipos de cáncer, correlacionables con la ingesta de agua de pozos artesianos con niveles elevados de arsenatos (de hasta 1.752 ppm). En un estudio en México se demostró una relación positiva entre la ingestión de agua con niveles de arsénico de 0.005 a 0.4 mg/L de arsénico y la incidencia de enfermedades como keratosis palmar, hiper o hipopigmentación y distintos cánceres de piel (Cebrian *et al.*, 1983). Estos aspectos se consideraron para delimitar la función de utilidad del arsénico en los sedimentos como se muestra a continuación (Fig. 50; Tabla 50).

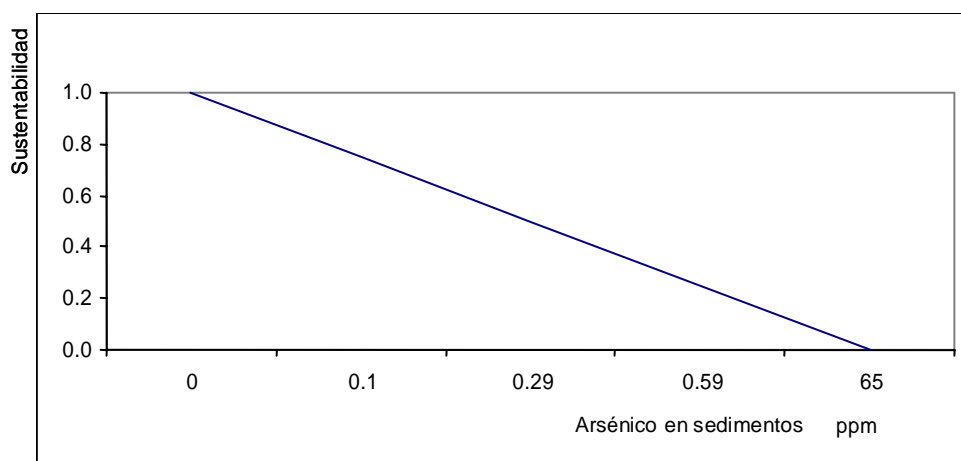


Fig. 50. Tendencia de la función de utilidad del arsénico en los sedimentos (ppm).

Matemáticamente:

$$F_{Ass} = \begin{cases} 1 - \frac{Ass}{65} & \text{si } Ass < 0 \leq 65 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Ass > 65 \text{ ppm} \end{cases}$$

(31)

Tabla 50. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Arsénico (ug/kg). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salina	- ; 8.2-70	5900-17000;7240-41600

6.2.3.3.2. Cadmio

Algunas fuentes comunes de cadmio son la combustión del tabaco, propiamente en el humo del cigarro y la contaminación atmosférica. Los bioensayos realizados con cadmio en peces, han mostrado resultados de daños orgánicos a partir de concentraciones de 0.2 ppm (Leidy en Guthrie y Perry, 1980). En algunos experimentos de laboratorio con ratas y ratones, se ha demostrado la capacidad cancerígena del cadmio a partir de exposiciones por inhalación e inyección, tanto intramuscular, como subcutánea (Oberly *et al.*, 1982; Sanders y Mahaffey, 1984).

Las determinaciones de límites de toxicidad para la salud humana del cadmio están basadas en un modelo toxicocinético (NOAEL), en el cual se asume que el cadmio que se elimina

corporalmente por día representa el 0.01 % de la cantidad ingerida. Considerando el supuesto de que el 2.5 % de la absorción del cadmio que procede comúnmente de la ingesta de los alimentos o del agua (5 %), el modelo da como resultado una exposición crónica de 0.005 y 0.1 mg Cd/kg/día/ en agua y alimentos, respectivamente. Tomando en cuenta que en el organismo humano, una exposición crónica de cadmio procedente de la ingesta de alimentos y agua de 0.005 a 0.1 mg cd/kg/día se acumulan como 200 ug cd/g peso húmedo de corteza renal humana, y que a dicho nivel no se presentan síntomas de proteinuria (desequilibrio renal que genera una acumulación anormal de proteínas) u otros daños a la salud (EPA, 1985bis), se fundamenta la función del contenido de cadmio en sedimentos (Fig. 51; Tabla 51).

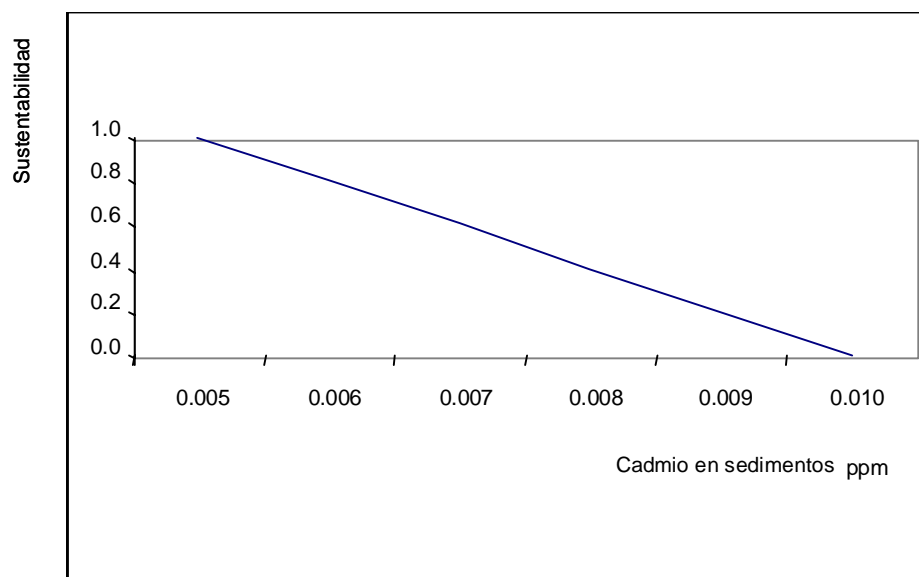


Fig. 51. Tendencia de la función de utilidad del cadmio en los sedimentos y suelos (ppm).

La función de utilidad del cadmio se define como:

$$F_{\text{Cds}} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{Cds} \leq 5 \text{ ppm} \\ \frac{10 - \text{Cds}}{5} & \text{si } \text{Cds} > 5 \text{ ppm} \leq 10 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{Cds} > 10 \text{ ppm} \end{cases}$$

(32)

Tabla 51. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cadmio (ug/g). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 0.68-4.21 1.2-9.6	600-3500;- 700-4200

6.2.3.3.3. Cobre

Si bien el cobre es un elemento esencial y puede ser considerado como basal ya que se encuentra en todas las células como parte del complejo citocromo-oxidasa, forma parte de la hemocianina (0.2-0.4%) y es además un constituyente principal de muchos organismos marinos (como decápodos y moluscos), es posible encontrar en la zona costera, concentraciones extremadamente altas en los compartimentos agua, sedimentos, y organismos (Aguayo Camargo y Trápaga Martínez, 1996).

En 22 especímenes de *Eschrichtius robustus* (ballena gris) se efectuaron análisis del contenido de algunos contaminantes, entre ellos mercurio, plomo, zinc, selenio, cobre. Se registró mayor concentración de este último en los tejidos de hígado, cerebro, riñón y contenido estomacal en algunas ballenas localizadas en bahías de mayor influencia antropogénica, como es el caso de localidades de Washington (25,000 ng/g p.h.; 66,000 ng/g p.h.) y California (4,900 ng/g p.h.)

vs Alaska (1,600 ng/g p.h.). En general los resultados denotaron bioacumulación de cobre por la vía trófica (Varanasi *et al.*, 1994).

En algunos estudios con ovejas, se ha evidenciado que a concentraciones mayores a los requerimientos metabólicos de cobre se presentan síntomas como anorexia, sed excesiva y depresión, que desembocan en enfermedades como hemoglobinemia, anemia, ictericia, etc. (Berger, 1991).

En moluscos del litoral del Golfo de México, el ámbito de cobre en tejidos de organismos varió de 144 a 679 ppm (Botello *et al.*, 1996). Con base en este límite se construyó la función de utilidad del cobre en los sedimentos (Fig. 52; Tabla 52).

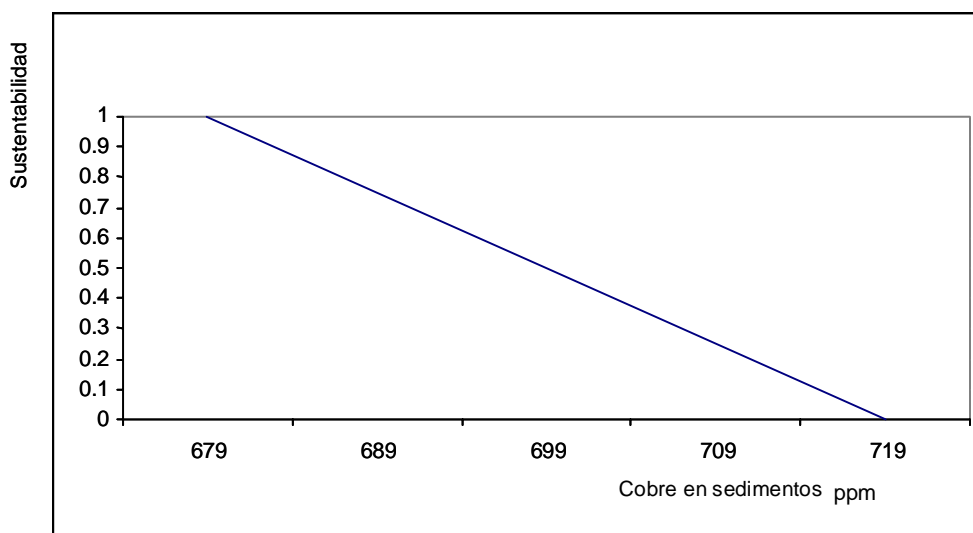


Fig. 52. Tendencia gráfica de la función de utilidad del cobre en los sedimentos (ppm).

Cuya función de utilidad queda expresada de la siguiente forma:

$$F_{Cus} = \begin{cases} 1 & \text{si } Cus \leq 680 \text{ ppm} \\ \frac{720 - Cus}{40} & \text{si } Cus > 680 \text{ ppm} \leq 720 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Cus > 720 \text{ ppm} \end{cases} \quad (33)$$

Tabla 52. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cobre (ug/g). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina		35700-197000; -; 18700-108000

6.2.3.3.4. Cromo

De acuerdo a Bowen (1966) el cromo se encuentra entre los metales con muy alto potencial de contaminación; el hierro, manganeso, titanio y vanadio entre los de alto potencial y el aluminio entre los de potencial moderado. El pH influye en la toxicidad del cromo, siendo mayor en medios ácidos (Legnani y Bianucci, 1976; Mearns *et al.*, 1976 citados por Villalobos-Pietrini, 1977). El cromo hexavalente es 100 veces más tóxico que las sales formadas a partir del cromo trivalente, sin embargo, el organismo de los mamíferos puede tolerar sin efectos negativos, de 100 a 200 veces la concentración de cromo total que sus tejidos contienen. Además la acidez estomacal conduce a la reducción del cromo hexavalente a cromo trivalente y la absorción gastrointestinal en este proceso, puede resultar menor al 1% de la cantidad ingerida. La acción tóxica del cromo es al inhalarse, puede producir daño en el tracto respiratorio, perforación del septum nasal e incluso cáncer pulmonar, como sucedió en el Japón a trabajadores expuestos crónicamente a la presencia de partículas de cromo hexavalente en residuos industriales sin tratamiento (Friberg *et al.*, 1979).

El cromo es el único metal esencial que se sabe es cancerígeno para los seres humanos (Elinder, 1984 citado por Nriagu, 1984). También tiene una acción tóxica hepatorenal (Rodier, 1981); produce irritación en la piel, sensibilización alérgica, irritaciones del tracto respiratorio superior, daños diferenciales en hígado, pulmones y riñones, es embriotóxico, teratogénico y mutagénico además de cancerígeno (EPA, 1982 citada por van der Leeden *et al.*, 1990).

En organismos acuáticos se ha establecido que el cromo incrementa la mortalidad en algas, crustáceos, moluscos y peces, provoca disfunciones reproductivas, cambios sanguíneos o de la hemolinfa, hemorragias intestinales y destrucción del epitelio intestinal. Afecta también el desarrollo de algunas bacterias, disminuye el contenido de proteínas en las células y causa la destrucción de la clorofila, interfiriendo en la fotosíntesis. También provoca aberraciones cromosómicas, mutaciones espontáneas y modificaciones del crecimiento (Peneda-Saraiva, 1976; Nollendorf *et al.*, 1972; Wium-Andersen, 1974 citados por Villalobos-Pietrini, 1977).

El cromo a pesar de ser tóxico, se considera esencial cuando se presenta en bajas concentraciones y dependiendo de la forma en la que se encuentre, será soluble y fácilmente asimilable por los organismos vivos (Cromo VI) o insoluble y no disponible para los mismos (Cromo III), y puede asociarse con las características geológicas y sedimentarias de una región. El cromo trivalente puede causar irritación de la piel a altas dosis vía parenteral, pero no a dosis bajas vía oral (*En:* Aguilera Lozano, 1995). El cromo hexavalente irrita piel, pulmones, tracto gastrointestinal y en casos extremos, puede ocasionar hasta perforación del septo nasal y carcinoma pulmonar La dosis apropiada para el consumo de cromo en adultos se estima entre 50 y 200 ug/día (*En:* Merck, 1995).

Los niveles de cromo evaluados por diversos autores en sedimentos de localidades mexicanas variaron de no detectables en el Caribe (Laguna de Bojórquez y costa de Puerto Morelos) (De León, 1987) a 0.9-18.2 ppm en Altamira, Tamps. (Vázquez de la Cerda *et al.*, 1996, 47.2 en la laguna de Términos (Ponce y Botello, 1991), 120 ppm en el río Coatzacoalcos y 305 ppm en la laguna del ostión (Villanueva, 1987). Con base en la información anterior, la función de utilidad del cromo en sedimentos se describió como (Fig. 53; Tabla 53).

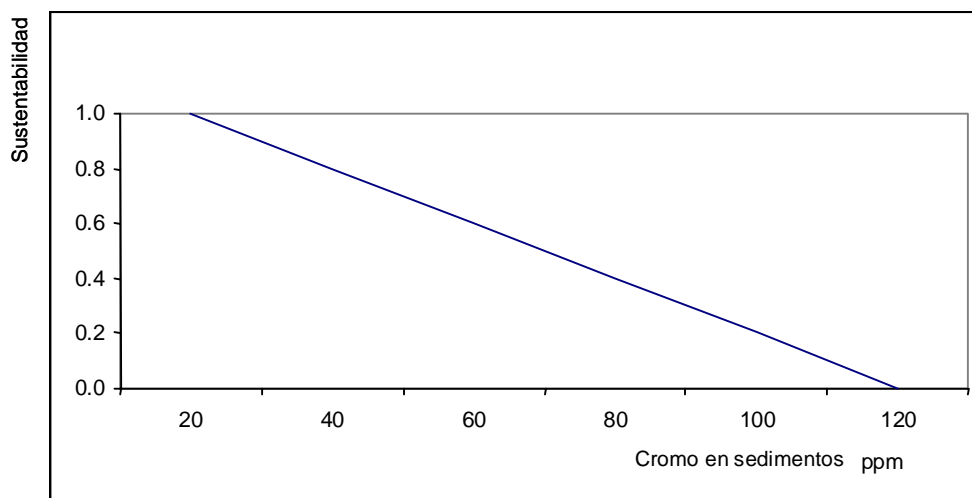


Fig. 53. Tendencia de la función de utilidad del cromo en los sedimentos (ppm).

Siendo su fórmula de cálculo la siguiente:

$$F_{Crs} = \begin{cases} 1 - \frac{Crs}{120} & \text{si } Crs \geq 0 \leq 120 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Crs > 120 \text{ ppm} \end{cases}$$

(34)

Tabla 53. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Cromo en los sedimentos (ppm).		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 52.3-160; 81-370	37300-90000; -; 52300-160000

6.2.3.3.5. Mercurio

El mercurio es líquido a temperatura ambiente, se evapora de inmediato en contacto con el aire, como vapor es muy peligroso porque al inhalarse se absorbe con facilidad en el torrente sanguíneo. Las bacterias transforman los compuestos en formas orgánicas mucho más peligrosas como metil mercurio o metilato de mercurio. El mercurio es biomagnificable (Harte *et al.*, 1991). Es un elemento no esencial y muy tóxico para los seres vivos. Aún a bajas concentraciones, el mercurio y sus compuestos presentan riesgos potenciales, en virtud de su enriquecimiento en la red trófica. En el Japón, Irak y otros países, la ingesta de moluscos y de otros productos marinos contaminados con compuestos del metil-mercurio, ha provocado severos efectos en la salud humana, expresados en daños del sistema nervioso, la corteza cerebral, el cerebelo y otras vías sensoriales (Goldwater, 1971).

En los sedimentos tiene lugar, mediante la intervención de microorganismos, la conversión de mercurio inorgánico en formas más tóxicas, como monometil-mercurio y dimetil-mercurio, formas volátiles y relativamente solubles en agua, que pueden ser asimiladas rápidamente por los organismos bentónicos (Jensen y Jernelöv, 1969; Vallee y Ulmer, 1972). Esto ha puesto de manifiesto que el impacto ambiental de una especie particular de metal puede ser más importante que la concentración total de metales (Sibley y Morgan, 1977).

El 94 % de la exposición al mercurio corresponde a la ingestión de pescados y mariscos, 6 % a la inhalación de vapor en el aire, en agua es escaso; los dentistas y técnicos dentales son poblaciones de alto riesgo, principalmente mujeres, los fabricantes de termómetros también son una población de riesgo (EPA, 1981). Según la EPA (1984) quienes consumen más de 14 kg de pescado/año presentan alto riesgo sobre todo si provienen de agua dulce esos peces. De entre las especies marinas la trucha, el lucio, el robalo, el camarón, el huachinango y el lenguado presentan las mayores concentraciones de mercurio. Abunda cerca de minas, fábricas, fundidoras, incineradores, plantas generadoras de combustión

fósil, 56 % procede de la fabricación de equipo eléctrico, 12 % de la producción de cloro y sosa cáustica, 10 % de herbicida en pinturas, 6 % de instrumentos industriales y de control y 16 % otros. El consumo global de mercurio durante 1986 en los E. U. A. fue de 2000 ton. Sus efectos tóxicos dependen de su forma química, los vapores dañan el sistema nervioso; las exposiciones leves provocan pérdida de memoria, temblores, inestabilidad -angustia e irritabilidad, insomnio e inapetencia.

Debido a que el mercurio es un elemento, no puede descomponerse en sustancias menos tóxicas. Una vez que el mercurio se libera en la atmósfera, circula en ella o se precipita a los fondos de lagos y océanos. Dependiendo de su forma química, este puede viajar largas distancias antes de caer a la tierra con la precipitación o el polvo. Los valores de mercurio registrados en suelos, rebasan los 625 ug/kg; en suelos húmicos, con alto contenido de compuestos orgánicos los niveles van de 200 a 300 ug/kg, alcanzando hasta 1,000 ug/kg (ppb). (Minnesota Pollution Control Agency, 2000).

En la Tabla 54, se presentan resultados correspondientes a algunos bioensayos de toxicidad de mercurio en varios tipos de peces en localidades de los Estados Unidos de América. Tomando en cuenta que el mercurio es biomagnificable, se tomó de base para desarrollar su función de utilidad en sedimentos, el límite de mercurio de los E. U. A. para consumo en alimentos (1 mg/kg (ppm) (FDA) (Harte *et al.*, 1991) (Fig. 54; Tablas 54 y 55).

Tabla 54. Concentraciones de mercurio en tejidos de robalo en diversos reservorios de E. U. A. Entre 1972 y 1979.		
Reservorio	Mercurio (ug/g)	Referencias
Lago Jocassee, S. Carolina (1 año)	1.87-4.49	Abernathy y Cumbie, 1977
Lago Hartwell, S. Carolina (11 años)	0.38-0.68	Abernathy y Cumbie, 1977
Lago Keowee, S. Carolina (3 años)	0.34-3.99	Abernathy y Cumbie, 1977
Lago Cedad, Illinois	0.07-0.50	Meister <i>et al.</i> , 1979
Ress Bainett, Mississippi	> 0.05-0.74	Knicht an Herring, 1972
Reservorio Occoquan, Virginia	0.00-0.8	Gawlick, 1979
Bahía Wallace Utah	0.27-7.3	Smith <i>et. al.</i> , 1974
Lago Powell, Nuevo México	0.192-0.688	Potter <i>et al.</i> , 1975
Fuente: Moore, J. W. 1991. <i>Inorganic Contaminants of Surface Water Research and Monitoring Priorities</i> . Springer Verlag. 334 pp.		

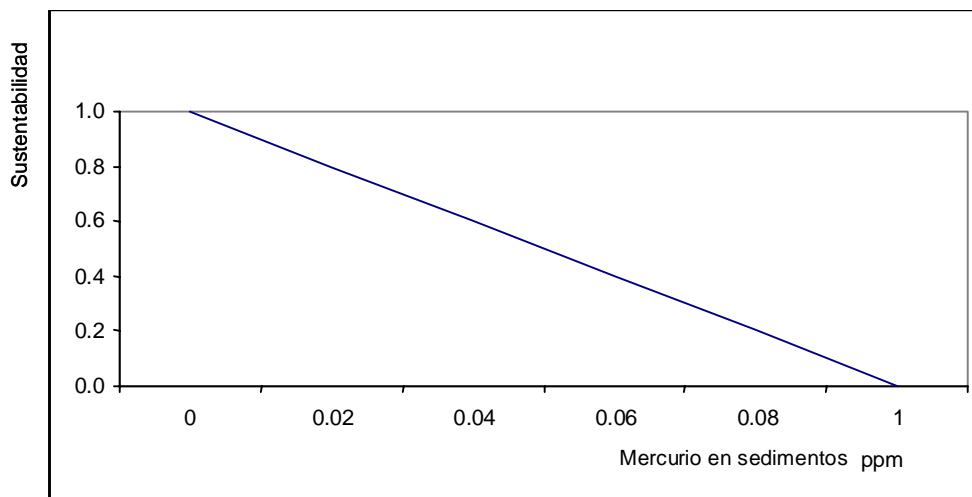


Fig. 54. Tendencia de la función de utilidad del mercurio en sedimentos y suelos (ppm).

Cuya fórmula está dada por

$$F_{\text{Hgs}} = \begin{cases} 1 - \frac{\text{Hgs}}{1} & \text{si } \text{Hgs} \geq 0 \leq 1 \text{ ppm} \\ 1 & \\ 0 & \text{si } \text{Hgs} > 1 \text{ ppm} \end{cases}$$

(35)

Tabla 55. Límites de las funciones de utilidad para ecosistemas acuáticos. Mercurio (ppm). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 0.13-0.7; 0.15-0.71	170-486; -; 130-700

6.2.3.3.6. Níquel

El níquel se encuentra entre los más tóxicos para los organismos acuáticos, con un potencial altamente cancerígeno. El daño que produce y las dimensiones de éste, dependen directamente de su concentración; es acumulable en los organismos, y bajo ciertas condiciones, también en los sedimentos (APHA, 1985).

En la Tabla 56, se presentan los intervalos de níquel determinados por diversos autores en los principales compartimientos (Harte *et al.*, 1991). Si bien existen niveles relativamente bajos de níquel en aire, agua y alimentos, sus valores en suelos alcanzan hasta 24,000 ppm correspondientes a sitios de alto impacto industrial. Sin embargo, la función de utilidad del níquel se construyó a partir de los valores más comunes en la naturaleza (en los suelos). Se considera que concentraciones mayores a ese ámbito (0-500 ppm definido para suelos de uso agrícola), representan mayor riesgo potencial de bioacumulación en sedimentos y suelos (Fig. 55; Tablas 56 y 57).

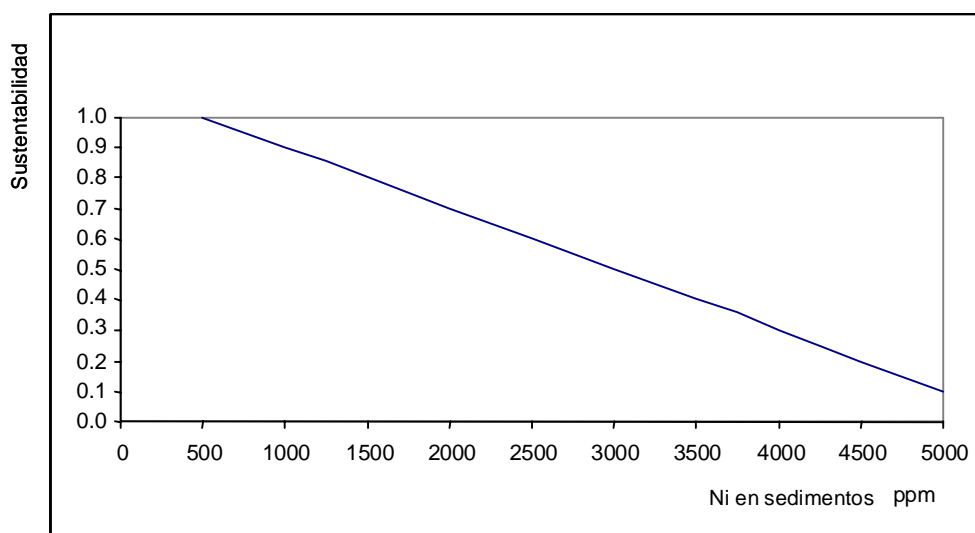


Fig. 55. Tendencia de la función de utilidad del níquel en sedimentos y suelos (ppm).

Cuya expresión matemática es:

$$F_{\text{Nis}} = \begin{cases} 1 & \text{si } \text{Nis} \leq 500 \text{ ppm} \\ \frac{5000 - \text{Nis}}{4500} & \text{si } 500 \text{ ppm} < \text{Nis} \leq 5000 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } \text{Nis} > 5000 \text{ ppm} \end{cases}$$

(36)

Tabla 56. Niveles críticos y usuales de níquel (Ni) en atmósfera, agua, suelos y alimentos.		
Fuente	Valor Límite o Ámbito	Especificaciones
ATMÓSFERA		
OSHA (Harte <i>et al.</i> , 1991)	1 mg/m ³	Límite en el aire del lugar de trabajo
Harte <i>et al.</i> , 1991	1-20 ng/ m ³	Zona rural
Harte <i>et al.</i> , 1991	10-60 ng/ m ³	Zona urbana
Harte <i>et al.</i> , 1995	> 100 ng/ m ³	Zona muy industrializada
Harte <i>et al.</i> , 1995	2000 ng/ m ³	Inmediaciones de una planta de Ni
AGUA		
EPA, 1986	0.35 ppm	Ingestión diaria aceptable y ajustada
EPA, 1986	1 ppm	Para la salud por 10 días en niños
EPA, 1986	3.5 ppm	Para la salud por 10 días en adultos

EPA, 1986	632 ppb	Para la calidad del agua ambiental
Harte <i>et al.</i> , 1991	120-520 ug	Ingesta diaria promedio desde todas las fuentes
Harte <i>et al.</i> , 1991	15-20 ppb	Agua dulce superficial
Harte <i>et al.</i> , 1991	< 50 ppb	Agua subterránea
Harte <i>et al.</i> , 1991	< 10 ppb	Agua potable
Harte <i>et al.</i> , 1991	0.1-0.5 ppb	Agua de mar
SUELOS		
Harte <i>et al.</i> , 1991	5-500 ppm	Suelos agrícolas
Harte <i>et al.</i> , 1991	4-80 ppm	Suelos no agrícolas
Harte <i>et al.</i> , 1991	< 24,000 ppm	Cercanos a una refinería de metales
ALIMENTOS		
Harte <i>et al.</i> , 1991	0.02-2.7 ppm	Granos, verduras, frutas
Harte <i>et al.</i> , 1991	0.06-0.4 ppm	Carne
Harte <i>et al.</i> , 1991	0.02-20 ppm	Mariscos
Harte <i>et al.</i> , 1991.	< 100 ppb	Leche de vaca
Harte <i>et al.</i> , 1991	20-500 ppb	Leche materna
Efectos en la salud: Los efectos más graves de la aspiración directa son el cáncer pulmonar, de los conductos nasales y de la laringe. Su potencial para causar cáncer al ingerirlo es incierto. Observaciones: OSHA=Occupational Safety and Health Administration de EUA.		

Tabla 57. Límites de la función de utilidad para ecosistemas acuáticos. Níquel (ug/g). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 15.9-42.8; 20.9-51.6	No definido

6.2.3.3.7. Plomo

Aunque la presencia de plomo es común en los tejidos de todo el cuerpo y principalmente en el esqueleto, la gran afinidad de este metal por los ligandos de los tioles y de los fosfatos, inhibe la biosíntesis de los grupos hemo, afecta la permeabilidad de las membranas, particularmente de las células que efectúan las funciones renal, hepática y cerebral. En el envenenamiento por plomo, tales funciones se ven afectadas, como en la nefritis, o en casos extremos, dichos tejidos se destruyen completamente. La intoxicación por plomo fue descrita desde la Grecia antigua, en casos extremos ocasiona daño cerebral, deficiencia mental y serios problemas de conducta. Guisar y almacenar alimentos y bebidas en vasijas de barro o de cerámica, es una fuente probable de contaminación con altas concentraciones de plomo, así como el uso de especias como el polvo de curry, que contiene un colorante a base de cromato de plomo. El mismo efecto producen las tuberías, depósitos de agua, destiladores y fermentadores de licor, entre otros (Stöfen, 1974).

En la Tabla 58, pueden consultarse tanto niveles críticos, como usuales de plomo en la atmósfera, el agua, los alimentos, la sangre humana y sus efectos en la salud. En virtud de que no existen normas mexicanas para sedimentos, las bases de los valores de plomo corresponden a un bioensayo (Azar *et al.*, 1973), donde varios lotes de ratas recibieron dosis diversas de alimento contaminado con acetato de plomo y a diferencia de los demás (con concentraciones de 500, 1000 y 2000 ppm), el de 10 a 100 ppm de exposición no presentó problemas de cáncer, por lo que al ámbito de 10 a 100 ppm le corresponderían valores sustentables (Fig. 56; Tablas 57 y 58).

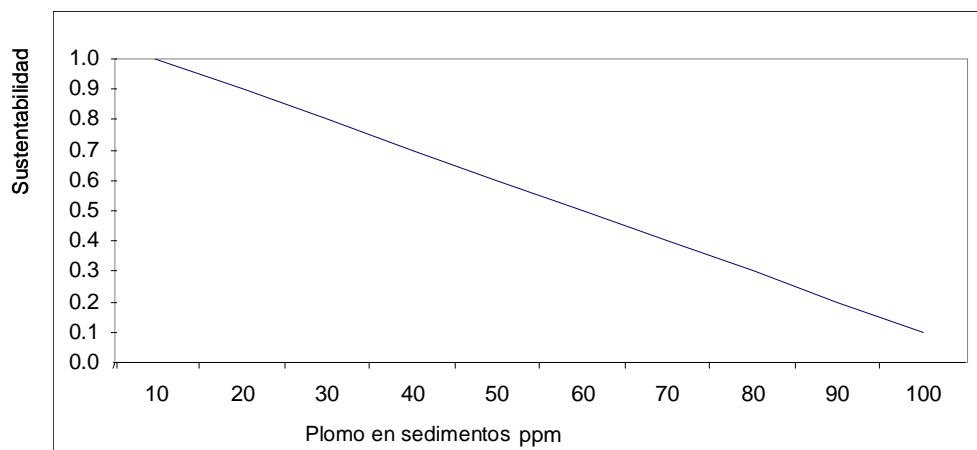


Fig. 56. Tendencia de la función de utilidad del plomo en sedimentos (ppm).

Tabla 58. Niveles críticos y usuales de plomo en atmósfera, agua, alimentos, sangre humana y efectos.		
Fuente	Valor Límite o Ámbito	Especificaciones
ATMÓSFERA		
EPA, 1977	0.00001-0.0001 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Aire natural prehistórico
EPA, 1977	0.008-0.01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Rural o lejano
EPA, 1977	0.1-10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Urbano
EPA, 1977	0.1 75 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cerca de una fundidora de Pb
EPA, 1977	8.2-18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cerca de un paso a desnivel
EPA, 1977	1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Máximo permisible
AGUA		
EPA, 1977	< 1-20 ppb	Agua potable
EPA, 1977	20 ppb	Máximo permisible

ALIMENTOS		
EPA, 1977	0.01-10 ppm	Diversos alimentos
SANGRE HUMANA		
NRC, 1980	7-11 ug/100 ml	Niños rurales
NRC, 1980	9-33 ug/100 ml	Niños citadinos
NRC, 1980	15-22 ug/100 ml	Adultos
NRC, 1980	35-68 ug/100 ml	Niños cerca de una fundidora
SALUD HUMANA		
ATSDR, 1988	10-15 ug/100 ml	Efectos en el feto
ATSDR, 1988	15-20 ug/100 ml	Cambios enzimáticos en sangre
ATSDR, 1988	< 25 ug/100 ml	Deficiencias infantiles en el CI
ATSDR, 1988	40 ug/100 ml	Anemia clínica infantil
ATSDR, 1988	50 ug/100 ml	Anemia clínica adulta
ATSDR, 1988	50 ug/100 ml	Efectos reproductivos en adultos
ATSDR, 1988	50-60 ug/100 ml	Deficiencias mentales
ATSDR, 1988	100 ug/100 ml	Daño cerebral irreversible
Efectos en la salud: Las deficiencias mentales se refieren a problemas en el habla y escritura y retardo en el desarrollo mental. Observaciones: Contenido de plomo permisible en gasolinas: 0.38 g/L. Contenido de plomo permisible en pinturas: 0.06 %.		

La función de utilidad del plomo en la columna de agua, se expresa matemáticamente de la manera siguiente:

$$F_{Pbs} = \begin{cases} 1 & \text{si } Pbs \leq 10 \text{ ppm} \\ \frac{100 - Pbs}{90} & \text{si } Pbs > 10 \text{ ppm} \leq 100 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Pbs > 100 \text{ ppm} \end{cases}$$

(37)

Tabla 59. Límites de la función de utilidad para distintos tipos de ambientes acuáticos. Plomo (ug/g). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 30.2-112; 46.7-218	35000-91300; -; 30200-112000

6.2.3.3.8. Zinc

En referencia a la toxicidad del zinc, ésta depende de su forma (como iones o como precipitados finos) y no es tan tóxico como el cadmio. Ambos metales inhiben las reacciones donde están involucrados los Grupos Fosfato y Sulfhidrilo; como la síntesis mitocondrial del ATP, por lo que en altas concentraciones se consideran peligrosos para los sistemas acuáticos (Leidy citado por Guthrie y Perry, 1980).

En tejidos de cetáceos (ballenas grises) Varanasi *et al.* (1994) determinaron niveles de zinc en tejidos de distintos órganos en localidades expuestas a distintos grados de impacto antropogénico. Los ámbitos en tejido hepático correspondieron a 75,000-160,000 ng/g p.h. (Washington); 1,600-93,000 ng/g p.h. (Alaska); 46,000 ng/g p.h. (California). En riñón la variación fue de 32,000 a 78,000 ng/g p.h.; 35,000 a 45,000 ng/g p.h.; 110,000 ng/g p.h. en el orden anterior. En tejido cerebral un valor registrado en un ejemplar de Washington fue de 110,000 ng/g p.h. El contenido estomacal analizado presentó niveles de zinc de 3,200 a 85,000 ng/g p.h. (Washington) y 41,000 ng/g p.h. (Alaska).

La Tabla 59, es un extracto de los límites permisibles de algunos contaminantes que corresponden a la Ley Federal de Derechos, entre los que se encuentra el zinc en agua.

En moluscos del litoral del Golfo de México, el ámbito de zinc en tejidos de organismos varió de 4 a 7 ppm (Botello *et al.*, 1996). Tomando en cuenta la probable bioacumulación del zinc y el valor permisible de la EPA en alimentos marinos de 7.2 g/día (EPA, 2000), la función de utilidad para sustentabilidad delimita valores inferiores a 14 ppm (Fig. 57; Tablas 60 y 61).

El zinc, el cadmio y el mercurio pueden configurar metaloenzimas que enlazadas en los sitios activos, pueden destruir el metabolismo normal de los seres vivos. El envenenamiento crónico con cadmio puede traer consigo deformaciones del esqueleto, a causa de las perturbaciones que ocasiona en el metabolismo del calcio. Se adelgazan los huesos, hay dolores de lumbago y extremidades, fracturas, y si persiste, deformaciones óseas estructurales severas. Otros efectos son disfunción de los túbulos renales (Friberg *et al.*, 1974). La acumulación de cobre, por su parte, puede alterar la acción de numerosas enzimas y acumularse en el hígado (Förstner y Wittmann, 1981).

Tabla 60. Lineamientos de calidad del agua de la Ley Federal de Derechos. 1981.				
Parámetro (mg/L)	Usos			
	1	2	3	4
Arsénico	0.05	0.1	0.2	0.04
Cadmio	0.01	0.01	0.004	0.002
Cianuro	0.02	0.02	0.005	0.005
Cobre	1.0	0.20	0.05	0.01
Cromo total	0.05	0.1	0.05	0.01
Mercurio	0.001	-	0.0005	0.0001
Níquel	0.01	0.2	0.6	0.002
Nitratos	5.0	-	-	0.04
Oxígeno disuelto	4.0	-	5.0	5.0
Plomo	0.05	0.5	0.03	0.01
Zinc	5.0	2.0	0.02	0.02
Hidrocarburos aromáticos	0.0001	-	-	0.1
Materia flotante	Ausente	ausente	ausente	Ausente
pH	6-9	6-9	6.5-8.5	6-9
Sólidos Suspendidos Totales	50	50	30	30
Sólidos Totales	550			
Temperatura (° C)	CN + 2.5	-	CN + 2.5	CN + 2.5
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	1000	1000	1000	240
Usos: 1) Agua potable, 2) Generación hidroeléctrica, 3) Acuicultura, 4) Balnearios y centros recreativos.				

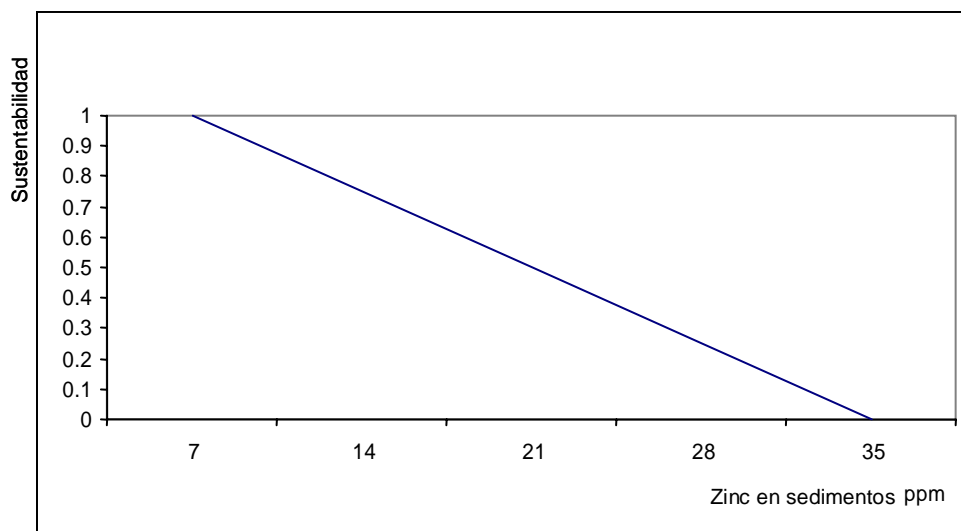


Fig. 57. Tendencia de la función de utilidad del zinc en sedimentos (ppm).

La fórmula de la función de utilidad del zinc se expresa como:

$$F_{Zns} = \begin{cases} 1 & \text{si } Zns \leq 7 \text{ ppm} \\ \frac{35 - Zns}{28} & \text{si } Zns > 7 \text{ ppm} \leq 35 \text{ ppm} \\ 0 & \text{si } Zns > 35 \text{ ppm} \end{cases}$$

(38)

Tabla 61. Límites de la función de utilidad para distintos tipos de ambientes acuáticos. Zinc (ug/g). Sedimentos.		
	NOAA, 2002	EQS, 2002
Vida acuática agua dulce; salobre; salina	-; 124-271; 150-410	No definido

6.3. Parámetros bióticos.

El uso de indicadores ayuda a detectar el aumento o disminución de la contaminación en los ecosistemas, permite establecer fuentes contaminantes, así como señalar la posible ruta de transmisión de un contaminante, desde el ecosistema, hacia el hombre (Domínguez-Parra, 1986). Las perturbaciones ambientales, incluyendo la contaminación, provocan cambios en la estructura y función de las comunidades bióticas (Wilhelmi, 1916; James y Evison, 1979; James y Perry, 1980 y Rosas *et al.*, 1984). En vista de que los organismos son indicadores biológicos que muestran el grado de desequilibrio ocasionado por la intrusión de contaminantes en los sistemas hidrológicos, mientras que los indicadores fisicoquímicos y de contaminación, son mediciones de las concentraciones presentes de tales sustancias en columna de agua, en tejidos de organismos, en sedimentos, y de su dinámica, es pertinente emplear simultáneamente ambos tipos, para poder concluir de forma acertada, cuáles son las condiciones de salud ambiental de cada ecosistema. La composición de las comunidades del macrobentos refleja de un modo global las condiciones ambientales, no solo las existentes durante el muestreo, sino las que han existido desde el momento en que los individuos se han establecido en el sustrato. El conocimiento de las poblaciones estrechamente ligadas a la contaminación y la posibilidad de delimitar su distribución, conducen a la noción de especies indicadoras (Pérès *et al.*, 1980).

6.3.1. Diversidad de especies

La diversidad ecológica consiste en la estimación probabilística de la complejidad y de la variedad presente en las comunidades bióticas (Washington, 1984). Cairns Jr (1977), la definió como una expresión numérica empleada para poder efectuar comparaciones ecológicas entre comunidades.

El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (1963) es una función de las proporciones poblacionales de las distintas especies que configuran la comunidad dentro de un

ecosistema. La connotación de diversidad máxima de dicho índice, expresa las mayores proporciones poblacionales de las especies de una comunidad y la comparación de la diversidad calculada en cada localidad, versus este valor máximo factible de encontrar, señalan la condición ecológica actual de cada comunidad, respecto al tiempo y a las fluctuaciones que es capaz de soportar cada ecosistema en razón de su resiliencia (Pielou, 1975).

La función de utilidad de la diversidad de especies corresponde al porcentaje de la diversidad máxima que se deriva de la diversidad calculada en cada localidad para calificar sustentabilidad ecológica como una función de la diversidad relativa existente, respecto a la óptima que podría encontrarse bajo condiciones ecológicas ideales (Fig. 58; Tablas 62 y 63).

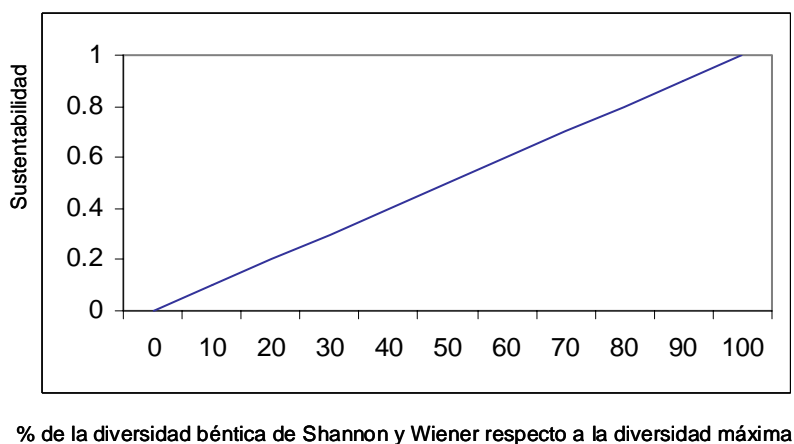


Fig. 58. Tendencia de la función de utilidad de la diversidad calculada respecto al porcentaje de la diversidad máxima de Shannon y Wiener.

Tabla. 62. Valores del Índice de Shannon y Wiener estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Función de utilidad de la Diversidad

Valor de la Sustentabilidad	Índice de Diversidad H'
0	0
0.1	0.1
0.2	0.2
0.3	0.3
0.4	0.5
0.5	0.8
0.6	1.2
0.7	1.5
0.8	1.6
0.9	1.7
1.0	1.8

Tabla. 63. Valores porcentuales de la diversidad calculada respecto a la diversidad máxima del Índice de Shannon y Wiener, estandarizados para la construcción de la función de utilidad de la sustentabilidad de la diversidad de especies de la comunidad bentónica.

Diversidad respecto al % de H
máxima

Valor de la Sustentabilidad	Porcentaje de H' respecto a H max
0	0
0.1	10
0.2	20
0.3	30
0.4	40
0.5	50
0.6	60
0.7	70
0.8	80
0.9	90
1.0	100

6.3.2. Equitatividad o equitabilidad de especies

El grado de uniformidad o diferenciación de la comunidad bentónica como una medida de la equitabilidad o equitatividad con la que se encuentran distribuidas dentro de las localidades, las poblaciones de las diferentes especies que configuran la comunidad bentónica de un ecosistema acuático, es otra medida del estado en el que se encuentran la estructura y función de dichos ecosistemas (Gray, 1981).

Debido a lo anterior también se desarrolló una función de utilidad para este parámetro biótico de la comunidad bentónica, en el supuesto de que en los ecosistemas de diversidad elevada a intermedia, la presencia de una distribución o de un reparto espacial equitativo de especies, refleja que no hay variables forzantes en el sistema que favorezcan el predominio de alguna o algunas especies dentro del conjunto posible (*En*: Ortiz-Gallarza, 2001) (Fig. 59; Tabla 64).

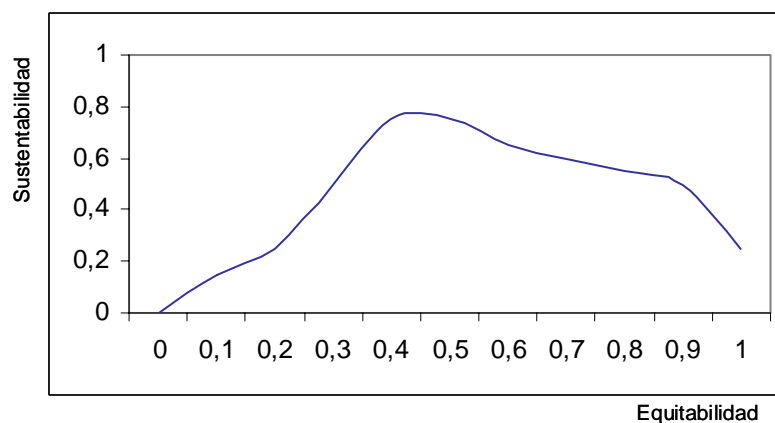


Fig. 59. Tendencia de la función de utilidad de la equitabilidad de la distribución de la comunidad bentónica.

Tabla. 64. Valores de equitabilidad de la comunidad bentónica, estandarizados para la construcción de la función de utilidad correspondiente.

Función de utilidad de la Equitabilidad	
Valor de la Sustentabilidad	Intervalos del Índice de Equitabilidad
0	0
0.1	0.15
0.2	0.25
0.3	0.50
0.4	0.75
0.5	0.75
0.6	0.65
0.7	0.60
0.8	0.55
0.9	0.50
1.0	0.25

6.3.3. Dominancia de especies

La dominancia alta de especies bentónicas en ecosistemas acuáticos, se considera un indicio de la presencia de impacto en la comunidad, probablemente derivado de condiciones de estrés que ponen en riesgo la permanencia de una resiliencia controlada. La presencia de especies oportunistas, puede denotar que hay alguna variable o conjunto de variables en el ecosistema, que favorecen la proliferación de especies de estrategias reproductivas y de crecimiento, muy eficientes, denominadas por algunos ecólogos estrategias “*r*” (Gray, 1981).

Debido a lo anterior también se desarrolló una función de utilidad para la dominancia de especies, por ser otro parámetro biótico de la comunidad bentónica, en el supuesto de que en los ecosistemas de diversidad elevada a intermedia, la presencia de una distribución o de un reparto espacial de especies poco equitativo, refleja que existen variables forzantes en el

sistema que favorecen el predominio o la dominancia de alguna o algunas especies dentro del conjunto posible (En: Ortiz-Gallarza, 2001; Gray, 1981) (Fig. 60; Tabla 65).

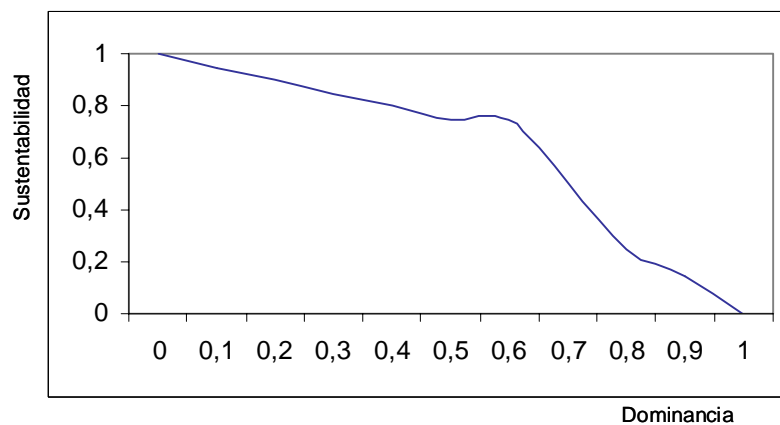


Fig. 60. Tendencia de la función de utilidad de la dominancia derivada de la distribución de la comunidad bentónica.

Tabla. 65. Valores de dominancia de la comunidad bentónica, estandarizados para la construcción de esta función de utilidad.

Función de utilidad de la
Dominancia

Valor de la Sustentabilidad	Intervalos del Índice de Dominancia
0	1
0.1	0.95
0.2	0.90
0.3	0.85
0.4	0.80
0.5	0.75
0.6	0.75
0.7	0.50
0.8	0.25
0.9	0.15
1.0	0

6.3.4. Toxicidad

Los metales tóxicos como mercurio, cadmio, arsénico, cobre y muchas otras especies, tienden a acumularse en los sedimentos del fondo, desde los cuales, se irán liberando por varios procesos de removilización y en formas diversas pueden entrar a la cadena trófica, hasta llegar a los seres humanos, produciéndoles daños agudos y crónicos. La relación dosis-respuesta de los metales tóxicos, en particular del cadmio, así como los cálculos del flujo de metales pesados en los sedimentos acuáticos, son métodos apropiados para determinar las influencias antropogénicas en los ecosistemas acuáticos (Förstner y Wittmann, 1981). Otros ejemplos de agentes tóxicos son las radiaciones ultravioleta, los distintos tipos de drogas, los pesticidas, los hidrocarburos, entre muchos otros (Lee, 1990; Léonard, 1990).

En muchos casos, las sustancias nocivas entran a la trama trófica y se concentran o se biomagnifican en organismos que posteriormente el ser humano ingiere, como son peces, crustáceos y moluscos, especialmente en áreas de confluencia de agua dulce y marina, como deltas de ríos, sistemas estuarinos y lagunas costeras (Ratkowsky *et al.*, 1975). Los efectos de los diversos contaminantes en los seres vivos, varían con la condición de cada organismo, esto es dependiente del estadio en su historia de vida (huevo, larva, juvenil, etc.), los cambios en su ciclo de vida (muda, reproducción), la edad y talla, el sexo, si presenta o no, estarvación, actividad, protección adicional (concha), adaptación. O en todo caso un comportamiento alterado en su respuesta conductual (Sumino *et al.*, 1975).

Screening Level Concentration (SLC), es la determinación de la concentración más alta de un contaminante encontrado en los sedimentos, que puede ser tolerada por aproximadamente el 95 % de la infauna béntica. Los valores de línea base, son valores determinados en muestreos globales de prospección, para mostrar la naturaleza y extensión de la contaminación e identificar la necesidad de efectuar investigaciones en sitios con problemas y determinar cuáles sustancias presentes en los sedimentos son las responsables

de la toxicidad. Dichas determinaciones permiten tener una rápida aproximación de probables impactos ecológicos adversos (Jones *et al.*, 1997).

Con la normatividad basada en investigación científica reciente, así como en algunas normas, se construyó la función de utilidad de la toxicidad, donde se establecieron los intervalos de los porcentajes de sobrevivencia de los organismos en las pruebas o bioensayos, que deben tenerse en cuenta para la determinación de las condiciones de salud ambiental o de contaminación en los ecosistemas acuáticos, para posibilitar su valoración en una escala cuantitativa de sustentabilidad (Fig. 61; Tabla 66).

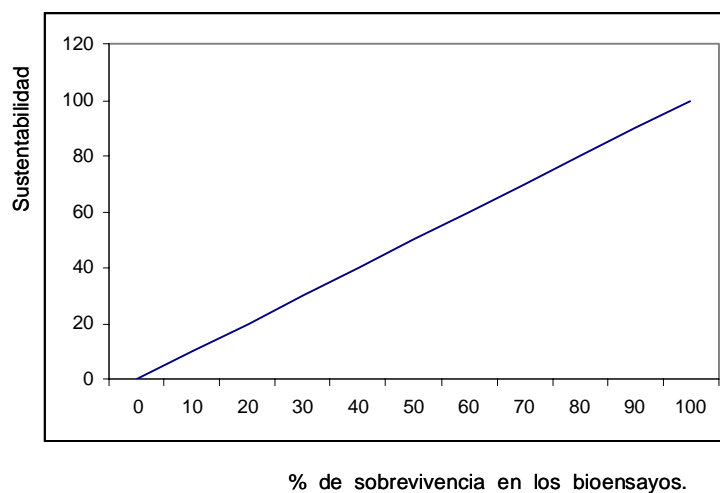


Fig. 61. Tendencia de la función de utilidad de la toxicidad derivada del porcentaje de sobrevivencia de organismos vivos, resultante en pruebas o bioensayos.

Tabla. 66. Toxicidad estandarizada al porcentaje de organismos vivos, resultante en pruebas o bioensayos.

Función de utilidad de la Toxicidad en función del porcentaje de sobrevivencia	
Valor de la Sustentabilidad	Porcentaje de sobrevivencia
0	0%
0.1	10%
0.2	20%
0.3	30%
0.4	40%
0.5	50%
0.6	60%
0.7	70%
0.8	80%
0.9	90%
1.0	100%

6.4 Dinámica del ecosistema

En cuanto a la estructura y función de los ecosistemas, es evidente que hay aspectos del entorno abiótico que dan como resultado la depuración de los ecosistemas, como es el caso de importantes variables físicas, como son la circulación de corrientes superficiales, la textura sedimentaria, el grado de sorteamiento de las partículas de sedimentos, entre otros, que conjuntamente con algunas otras características físicas de relevancia, como la batimetría, el régimen de mareas y el patrón de vientos, determinan que los ecosistemas acuáticos puedan recuperarse de condiciones alteradas (Burton, 1976).

6.4.1. Granulometría.

En múltiples estudios se ha señalado una relación directa entre el tipo de sedimento y su capacidad para *quelar* o acumular contaminantes, así como su naturaleza indicativa de la dinámica de cada ecosistema, dada por aspectos encadenados adicionales como es la velocidad y dirección de las corrientes superficiales en los diversos tipos de ecosistemas acuáticos (DelValls *et al.*, 1998; DelValls y Chapman, 1998). En los ambientes lénticos de baja hidrodinámica la tendencia generalmente es a la acumulación de limos y arcillas y en ambientes lóticos o de alta hidrodinámica, es común encontrar arenas e inclusive guijarros trabajados por una intensa circulación de corrientes superficiales (Friedman *et al.*, 1987). Debido a esto se consideró la inclusión de una ponderación conjunta de la textura sedimentaria y los vectores de velocidad de corrientes, respecto a los niveles de contaminación y la dinámica, considerando la información disponible de los mismos en la Bahía de Guaymas (Ortiz-Gallarza, 2001). A continuación se describen los parámetros ponderables, relativos a los sedimentos.

El tamaño de grano, su distribución y grado de clasificación, son los componentes más importantes susceptibles de ser medidos en los sedimentos (Gray, 1981). El tamaño de grano determina el tipo de organismos que pueden establecerse en cierto ambiente y también permite inferir sus principales características ecológicas (Buchanan y Kain, 1981).

La cantidad y calidad de las partículas que se asientan en los sedimentos de un cuerpo acuático están determinadas por numerosos factores, entre los que destacan las características geográficas y geológicas de la región, el grado de influencia antrópica, las condiciones hidrológicas e hidrodinámicas, los aportes alóctonos y autóctonos, la tasa de sedimentación y la dinámica sedimentaria. La interacción de éstos también determina las diferencias espacio-temporales en su distribución horizontal y vertical, en la composición fisico-química y en el tipo de biota que sostienen (Secretaría de Marina, 1990).

Los índices de Satsmadjis y Voutsinou-Taliadouri (1985) son un reflejo de los porcentajes de arena, arcilla y limo presentes en los sedimentos y se basan en el supuesto de que los suelos con predominancia de partículas de diámetro fino, tienen mayor propensión a la acumulación de contaminantes y viceversa. Indican de una manera sencilla, cuáles áreas son más susceptibles de sufrir o no la acumulación de sustancias contaminantes en los sedimentos, dependiendo de sus características físicas. En el Índice de Fineza, los valores bajos denotan la presencia de granos gruesos (arenas) y el índice se incrementa con la elevación de la proporción de granos finos (limos y arcillas), señalando una mayor tendencia a la captación y acumulación de contaminantes en áreas con altos valores. Se consideró calcular el Índice de Contenido Arenoso de los citados autores, para efectuar la ponderación de las arenas en el estudio caso de la Bahía de Guaymas.

6.4.2. Circulación de corrientes superficiales.

La circulación en aguas superficiales, toma lugar en la forma de corrientes, definidas como movimientos horizontales de agua en la superficie del mar o de los ecosistemas acuáticos. Las corrientes superficiales son dirigidas principalmente por los vientos, fuerzas como las de Coriolis y la presencia de estructuras topohidrológicas, también afectan los patrones superficiales de las corrientes (Kinder, 1983). De hecho, los patrones circulares, de los giros superficiales pueden registrarse al analizar los sistemas de corrientes oceánicos. La Circulación de agua ayuda a transportar la energía procedente del sol. El sol calienta las aguas a la altura del Ecuador y dicho calor se transporta a latitudes mayores (Kirwan *et al.*, 1975).

PDE (ponderación de la dinámica del ecosistema)=corrientes superficiales [velocidad cm/s] +S (Índice de Contenido Arenoso) [o de Fineza, según la textura de predominio]/100/0.75 [un valor constante cercano a la unidad, que denota la sustentabilidad de las condiciones hidrodinámicas, ya que es un sitio que registra circulación activa al menos durante una época del año]. La ponderación de la dinámica del ecosistema Bahía de Guaymas, permite establecer en gradiente, 3 zonas de menor a mayor hidrodinámica, que corresponden con

exactitud a las mismas que se establecen en los análisis de cúmulos y de componentes principales en dicha bahía (Ortiz-Gallarza, 2001) (Fig. 62; Tabla 67).

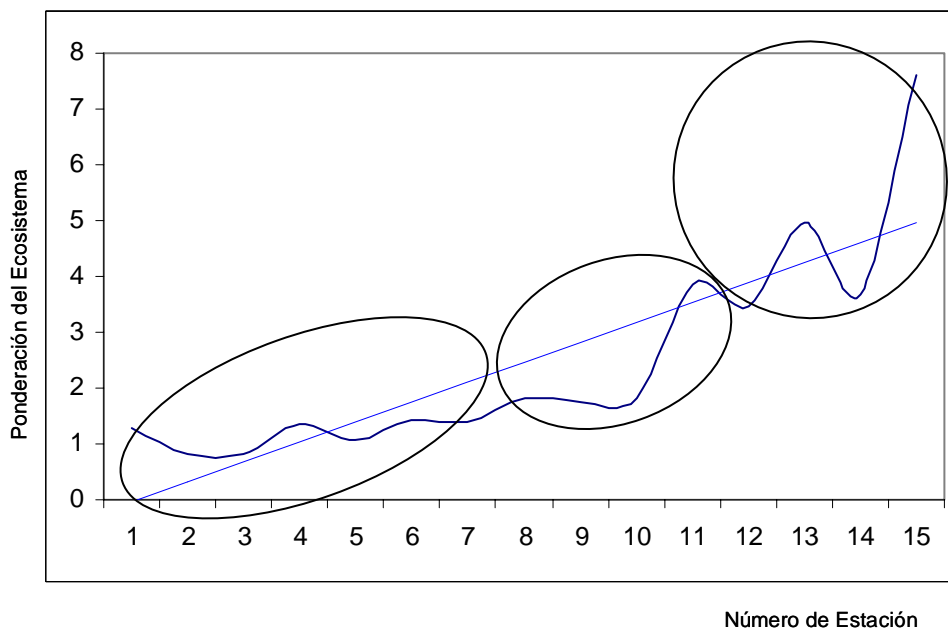


Fig. 62. Ponderación calculada para la hidrodinámica del ecosistema Bahía de Guaymas. La línea recta es la tendencia esperada, la línea con ondulaciones son los valores calculados y las agrupaciones señalan los mismos cúmulos formados en la zonación.

Tabla 67. Valores de la velocidad de las corrientes marinas superficiales e Índices del Contenido de Arena. Ponderación desarrollada en el estudio de caso de la Bahía de Guaymas, Sonora. Junio y octubre de 1987.

Estación	Velocidad cm/seg	Subíndice de contenido de arena, junio	Subíndice de contenido de arena, octubre	Subíndice de contenido de arena, promedio	Subíndice Velocidad + Contenido de Arena	Constante	Ponderación (PDE)
1	0.4	29.59	80.95	55.27	0.95	0.75	1.27
2	0.3	31.02	31.80	31.41	0.61	0.75	0.82
3	0.2	41.25	44.62	42.94	0.63	0.75	0.84
4	0.6	38.80	42.92	40.86	1.01	0.75	1.34
5	0.4	37.96	40.42	39.19	0.79	0.75	1.06
6	0.2	82.84	91.39	87.12	1.07	0.75	1.43
7	0.1	92.34	97.12	94.73	1.05	0.75	1.40
8	0.4	96.17	98.08	97.13	1.37	0.75	1.83
9	1	35.57	28.90	32.24	1.32	0.75	1.76
10	0.5	73.44	99.04	86.24	1.36	0.75	1.82
11	2	80.01	97.12	88.57	2.89	0.75	3.85
12	1.9	96.17	41.25	68.71	2.59	0.75	3.45
13	2.8	90.43	94.25	92.34	3.72	0.75	4.96
14	2.4	37.16	34.79	35.98	2.76	0.75	3.68
15	4.8	91.39	89.48	90.44	5.70	0.75	7.61

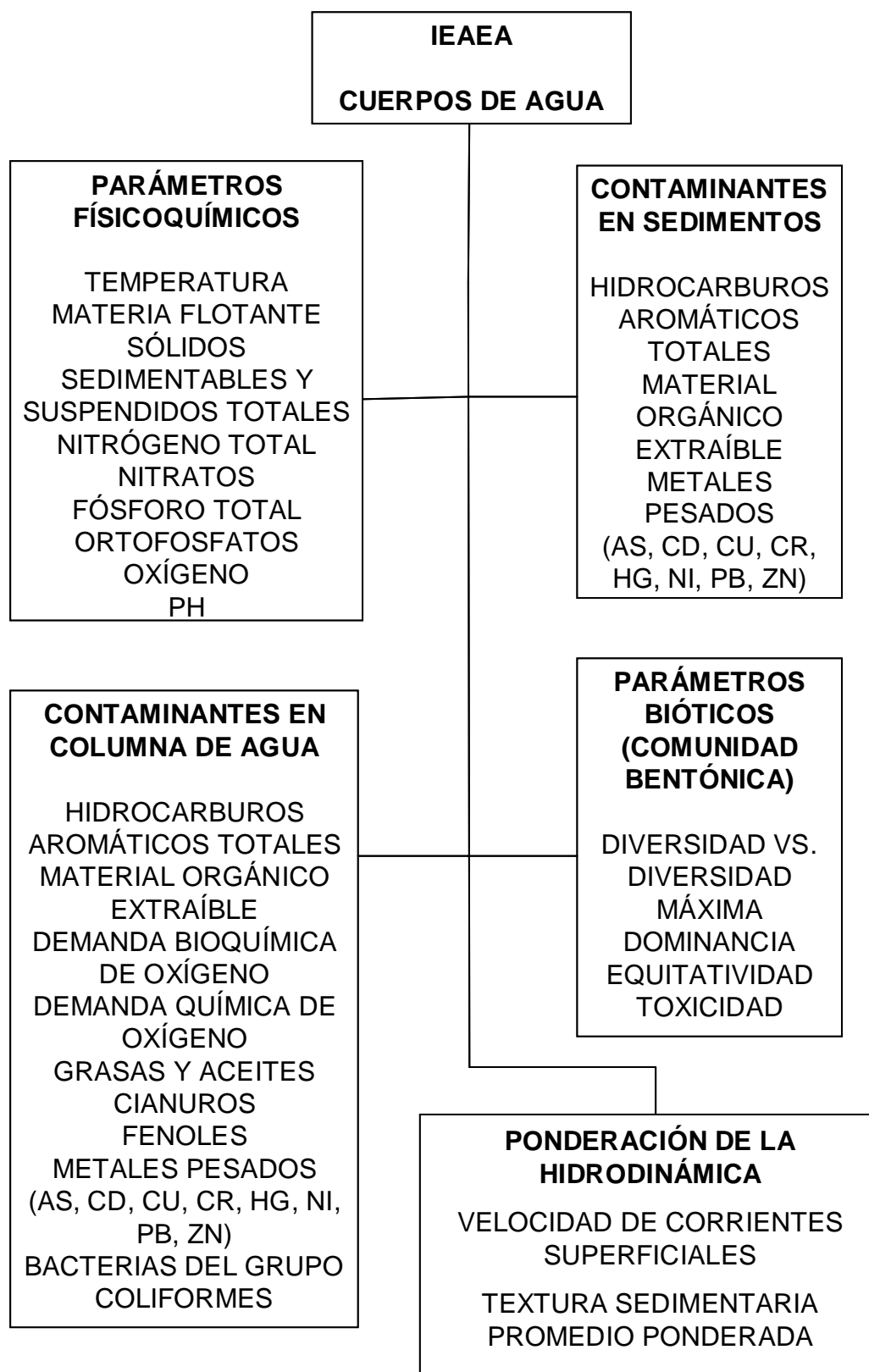


Fig. 63. Diagrama de árbol de los elementos del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos [IEAEA].

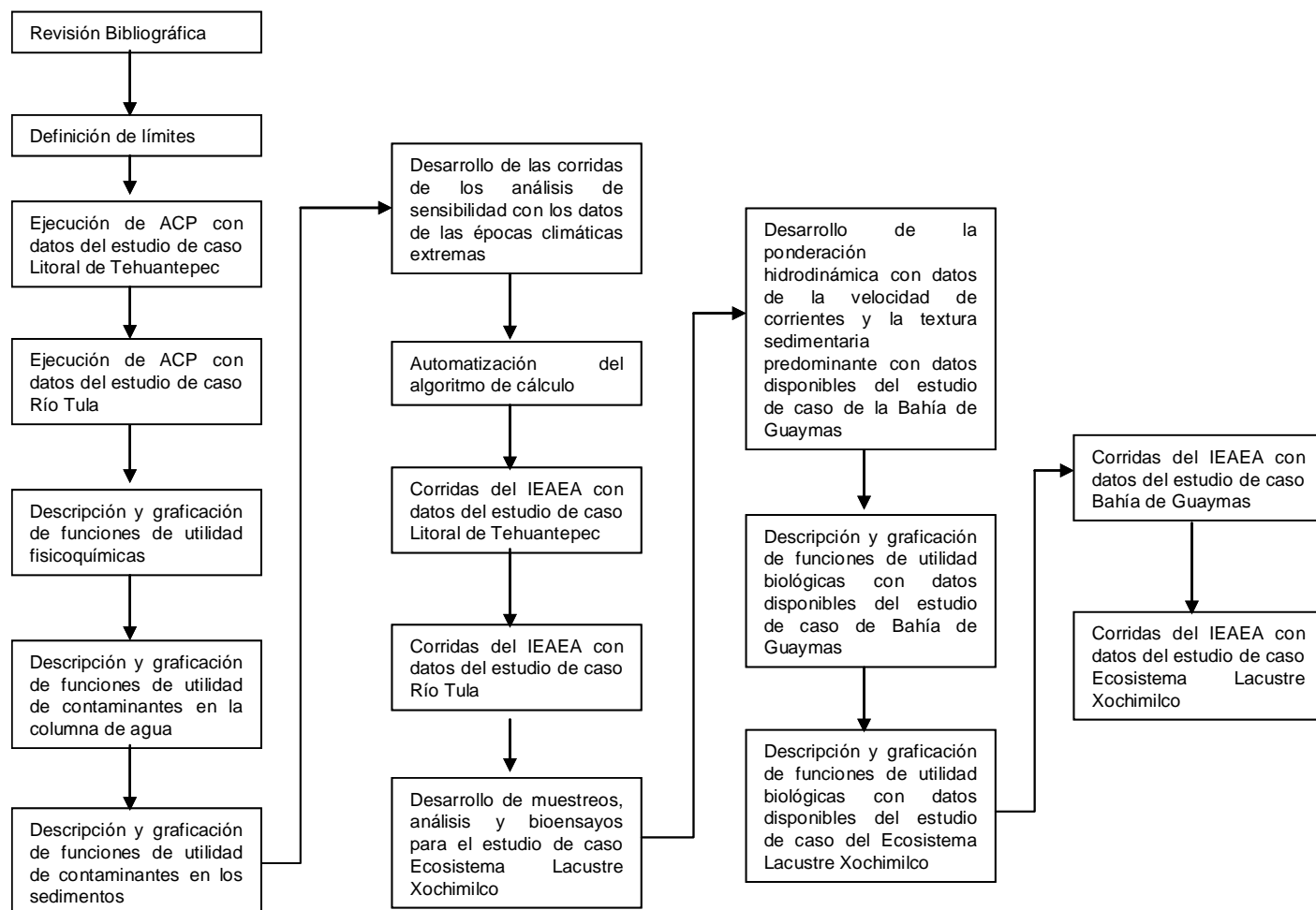


Fig. 64. Algoritmo del diseño, la construcción de las funciones de utilidad por compartimento y la validación del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos.

En la figura 63 se presenta un diagrama de árbol que resume los elementos considerados en la construcción del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos [IEAEA]. Parámetros físico químicos, contaminantes en la columna de agua, contaminantes en los sedimentos, parámetros bióticos de la comunidad bentónica y ponderación de la hidrodinámica.

Asimismo, en la figura 64 está incluido el algoritmo del diseño, la construcción de las funciones de utilidad por compartimento y la validación del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos [IEAEA], el cual considera las 17 etapas desarrolladas para el diseño, construcción y validación del modelo que permite calificar salud ambiental, contaminación, así como detectar en qué parámetros se presentan directamente problemas, permitiendo considerar las acciones que deberán efectuarse para resolverlos a corto plazo.

7. DISCUSIÓN

7.1. Aplicabilidad, sensibilidad y estudios de caso.

La automatización del compartimento abiótico del modelo fue desarrollada en cuatro hojas de cálculo de Excel (Microsoft, 2002), para poder efectuar en forma instantánea la determinación de los subíndices de los parámetros de dicho compartimento: 1) Subíndice de parámetros fisicoquímicos, 2) Subíndice de contaminantes en la columna de agua, 3) Subíndice de contaminación en los sedimentos e 4) Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos IEAEA. Se automatizaron los cálculos de cada función de utilidad, tanto por separado, como globalmente y se construyeron varias salidas tabulares y gráficas que son ejemplificadas a continuación (Tablas 68 a 73; Figs. 65 a 70).

Tablas 68 a 70. Salidas tabulares del algoritmo de cálculo del modelo IEAEA. Ejemplo correspondiente al subíndice parámetros fisicoquímicos. El cálculo final es la media de medias de cada estación de muestreo y también puede obtenerse globalmente o por época climática, conjunto de estaciones o región.

Parámetros Fisicoquímicos									
Temperatura	Materia	Solidos	Solidos	Nitrogeno	Nitratos	Fosforo	Ortofosfatos	Oxigeno	pH
	Flotante	Sedimentables	Susp.Totales	Total		Total		Disuelto	
31	0	3	34,902.9		1.35		0.04	6.97	8.1
31	1	2	34,191.1		1.35		0.04	6.13	8.1
28.5	0.5	1	31,545.4		1.05		0.02	6.41	7.7
28	0.25	0	33,802.0		1.35		0.04	6.69	7.7

Temperatura	Materia Flotante	Solidos sedimentables	Solidos susp. totales	Nitrogeno Total
1	1	0.5	0.25	N.D.
1	0	0.75	0.25	N.D.
1	0.75	1	0.25	N.D.
1	1	1	0.25	N.D.

Oxigeno Disuelto	pH	SUMATORIA	MEDIAS DE MEDIAS
0.75	0.75	22.21	0.71875000
0.75	0.75	20.62	0.62500000
0.75	0.75	21.18	0.75000000

Tabla 71. Ejemplo de la salida tabular global del modelo, cálculos de la sustentabilidad (con la media y la mediana de la distribución de datos y conteo de categorías de sustentabilidad globales para la región del litoral del golfo de Tehuantepec, aledaño a Salina Cruz, Oaxaca. n=829.

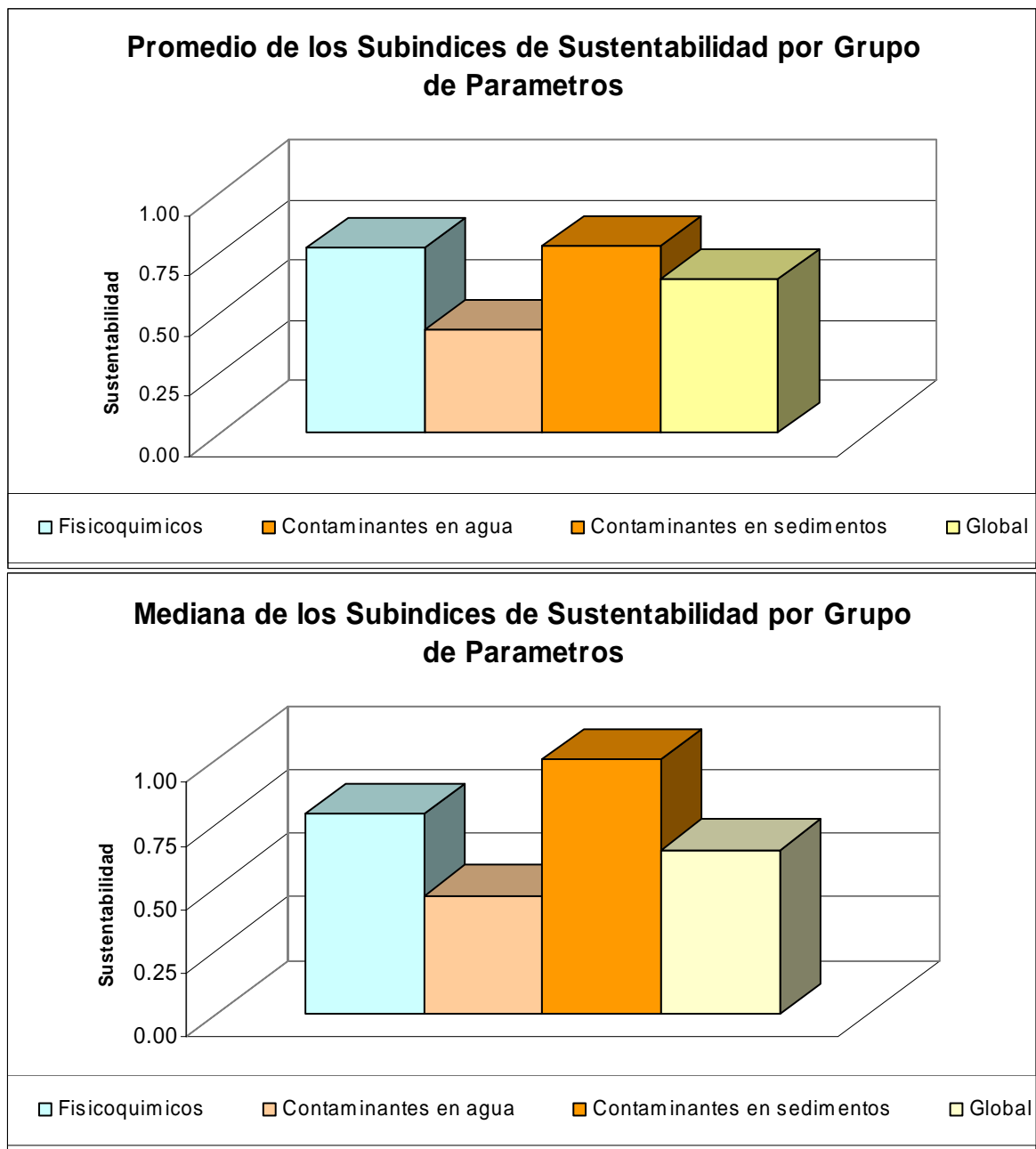
PARAMETRO	VALORES
MEDIANA FQ.	0.78571429
MEDIANA CONT. AGUA	0.46428571
MEDIANA CONT. SED.	0.75000000
MEDIANA TOTAL DEL SISTEMA ACUATICO	0.64632937
MEDIA FQ	0.77444210
MEDIA CONT. AGUA	0.42935414
MEDIA CONT SED	0.78199247
MEDIA TOTAL DEL SISTEMA ACUATICO	0.64301891
Calificacion Obtenida	
Limpio o Altamente Sustentable	0.75-1.0
Nivel de no efecto o Sustentable	0.51-0.74
Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable	0.26-0.50
Nivel de efecto severo o No sustentable	0-0.25
Numero de fisicoquimicos por clasificacion	
Limpio o Altamente Sustentable	581
Nivel de no efecto o Sustentable	236
Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable	4
Nivel de efecto severo o No sustentable	0
Numero de contaminantes en la columna de agua por clasificacion	
Limpio o Altamente Sustentable	0
Nivel de no efecto o Sustentable	158
Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable	494
Nivel de efecto severo o No sustentable	169
Numero de contaminantes en los sedimentos por clasificacion	
Limpio o Altamente Sustentable	348
Nivel de no efecto o Sustentable	195
Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable	20
Nivel de efecto severo o No sustentable	3
Numero total de cada clasificacion	
Limpio o Altamente Sustentable	64
Nivel de no efecto o Sustentable	710
Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable	47
Nivel de efecto severo o No sustentable	0

Tabla 72. Salida tabular global del modelo, medias y medias de medias de los subíndices de parámetros fisicoquímicos (F/Q), parámetros de contaminación en la columna de agua (CA) y parámetros de contaminación en los sedimentos (CS). La media de medias es la sustentabilidad global para cada sitio de muestreo de la región del litoral del Istmo de Tehuantepec.

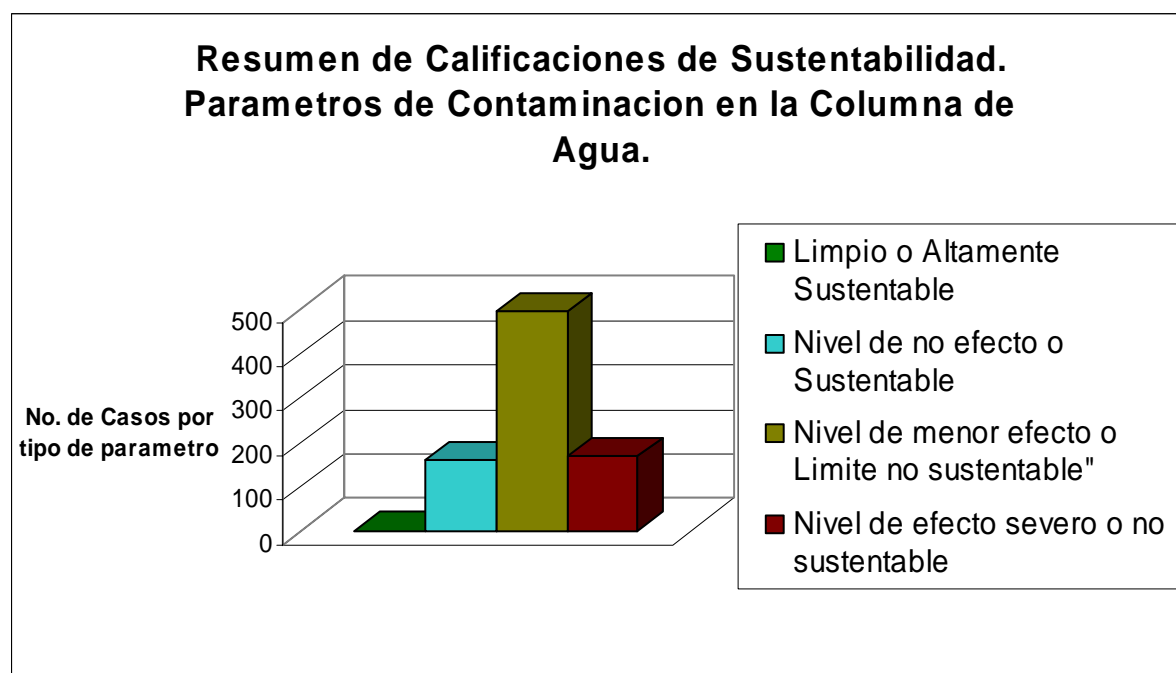
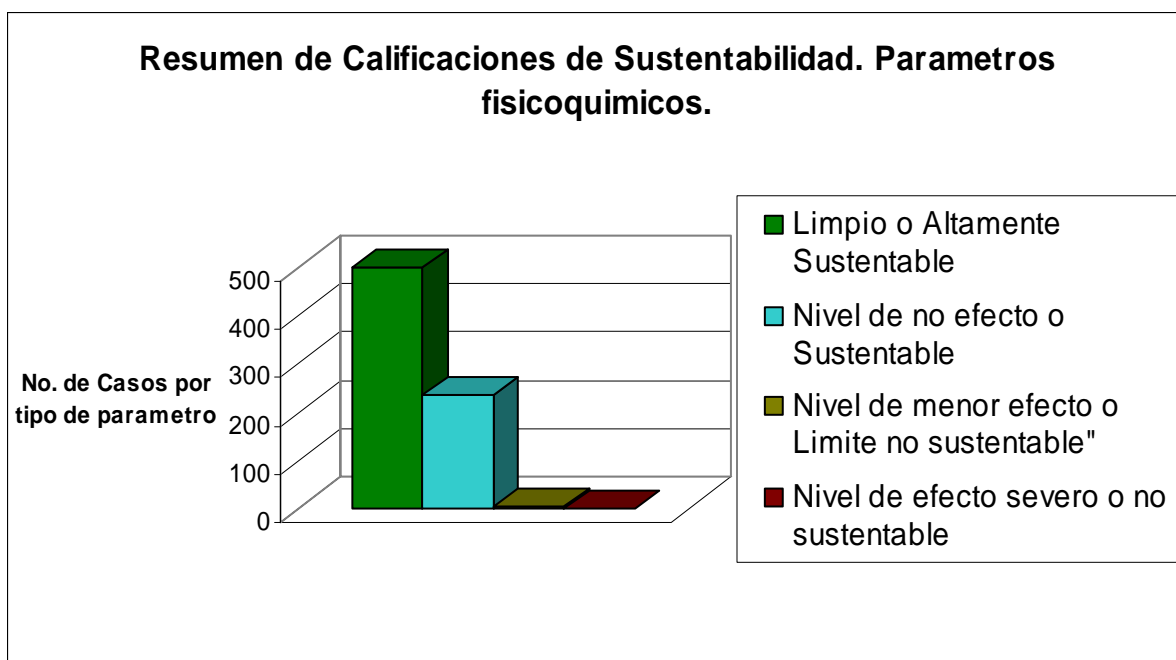
MEDIA F/Q	MEDIA C. A.	MEDIA C S	MEDIA DE MEDIAS
0.71875000	0.55000000	1.00000000	0.75625000
0.62500000	0.60000000	0.87500000	0.70000000
0.78125000	0.52500000	0.93750000	0.74791667
0.62500000	0.50000000	0.87500000	0.66666667

Tabla 73. Ejemplo de salida tabular del conteo del número de casos calculados pertenecientes a cada una de las cuatro categorías de sustentabilidad de los subíndices de parámetros fisicoquímicos (F/Q), parámetros de contaminación en la columna de agua (CA) y parámetros de contaminación en los sedimentos (CS). La media de medias es la categoría de sustentabilidad global para cada sitio de muestreo de la región del litoral del Istmo de Tehuantepec.

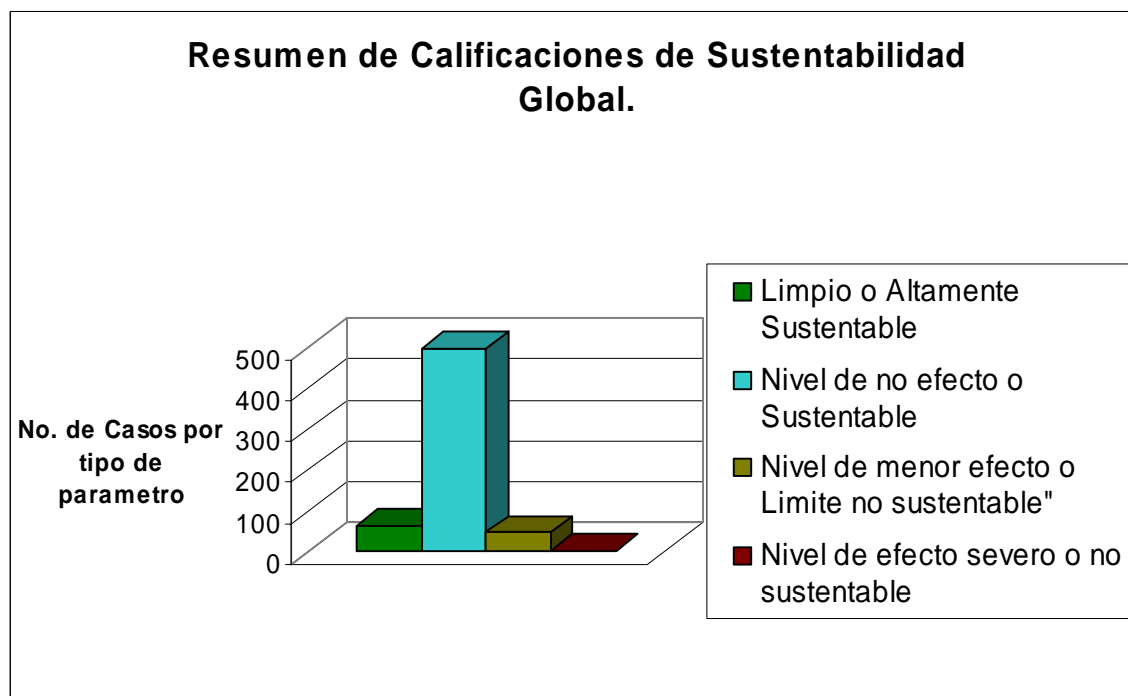
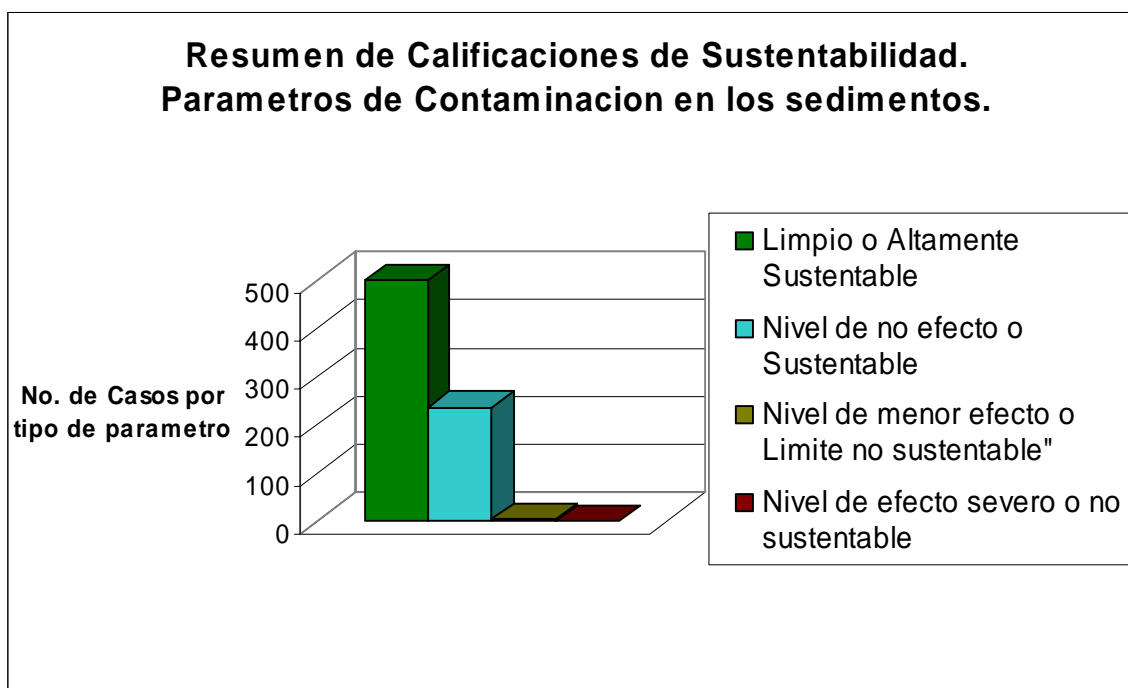
CATEGORIAS DE SUSTENTABILIDAD			
4=	Limpio o Altamente Sustentable		
3=	Nivel de no efecto o Sustentable		
2=	Nivel de menor efecto o Limite No Sustentable		
1=	Nivel de efecto severo o No sustentable		
MEDIA F/Q	MEDIA C. A.	MEDIA C S	MEDIA DE MEDIAS
3	3	4	4
3	3	4	3
4	3	4	3
3	2	4	3



Figs. 65. y 66. Salidas gráficas de los subíndices de sustentabilidad y del índice de sustentabilidad global, Estudio de caso Salina Cruz: litoral de Tehuantepec. Promedio y mediana de la distribución. n=829.



Figs. 67. y 68. Salidas gráficas de los resúmenes del conteo de número de casos incidentes en cada categoría de sustentabilidad. Parámetros fisicoquímicos y contaminantes en columna de agua y en los sedimentos. n=829.



Figs. 69. y 70. Salidas gráficas de los resúmenes del conteo de número de casos incidentes por categoría de sustentabilidad. Contaminantes en los sedimentos y sustentabilidad global. n=829.

Una vez demostrada la representatividad de las variables integradas al modelo de Evaluación Ambiental IEAEA, construido el índice de sustentabilidad a partir del algoritmo de cálculo de cada parámetro y de cada intervalo del gradiente de sustentabilidad, desarrollado y automatizado en cuatro hojas de cálculo básicas de Excel (Microsoft, 2002) (Figs. 65 a 70 Tablas 68 a 73) , se procedió a demostrar su aplicabilidad calculando los subíndices de parámetros fisicoquímicos, de contaminación de la columna de agua y de contaminación de los sedimentos. Se aplicó a datos reales de la base disponible del estudio de caso del litoral de Tehuantepec y se calculó el Índice global del IEAEA y los subíndices de los parámetros fisicoquímicos, de contaminantes en la columna de agua y de contaminantes en los sedimentos en la serie de tiempo disponible entre 1982 y 2002 (Fig. 71).

Para completar el desarrollo de los modelos ecológicos numéricos es necesario recurrir a los análisis de sensibilidad, para estimar o valorar el efecto de una perturbación, cambio paramétrico o cambio estructural. Donde deben analizarse los cambios en el modelo al simular la variación de los datos iniciales de las variables del sistema a magnitudes conocidas (Overton, 1977). Se probó estadísticamente la sensibilidad y robustez del modelo para considerar su aplicabilidad a distintos ecosistemas acuáticos, para lo cual se efectuaron las 12 corridas de análisis de sensibilidad desarrolladas con el programa vinculado a una hoja de cálculo, en este caso Excel (Microsoft, 2002) y Crystal Ball 4.0 (Decisioneering, 1996), empleados por algunos autores (Kaluvarachchi y Zhao, 2001) para probar sus modelos mediante el desarrollo de varios tipos de simulación de escenarios, empleando el algoritmo básico de cálculo del modelo, pero reasignando valores a los intervalos de sustentabilidad asignados, para apreciar la sensibilidad y robustez, con variaciones de -20%, +20% , -10%, +10%, de decremento e incremento simulado respecto a las mediciones reales.

En las figuras 72 a 74 se resumen las variaciones simuladas con los análisis de sensibilidad, las cuales, como puede observarse, fueron mínimas, considerando que para cada parámetro las variaciones en las simulaciones fueron de -10%, -20%, +10% y -20%. Sin embargo, se

denota la mayor relevancia de las variables ya señaladas en el ACP, temperatura, hidrocarburos aromáticos totales y material orgánico extraíble, los dos últimos, tanto para la columna de agua, como para los sedimentos.

En los análisis de sensibilidad de la serie completa de datos con respecto a los parámetros fisicoquímicos, las diferencias señalaron mayor relevancia en el modelo de los intervalos de sustentabilidad de las variables: temperatura (variaciones en el IEAEA de 0.00015 a 0.077141), pH (de 0.00003806 a 0.030413), sólidos sedimentables (de 0.00009063 a 0.0011347), oxígeno disuelto (de 0.0000677 a 0.00061240), ortofosfatos (0.00019) y fósforo total (0.000087).

La serie completa de datos con respecto a los parámetros de contaminación en la columna de agua, registró la mayor relevancia en el modelo de las variables: níquel (variaciones en el IEAEA de 0.00793651), hidrocarburos aromáticos totales (0.00099206 a 0.00297619), demanda química de oxígeno (0.00198413 a 0.00607639), cobre (0.00099206 a 0.00198413) y zinc (0.00496032).

Los parámetros de contaminación en los sedimentos de la serie completa de datos, registraron la mayor relevancia en el modelo en las variables: material orgánico extraíble (variaciones en el IEAEA de 0.004702171 a 0.006965229), hidrocarburos aromáticos totales (0.000531837 a 0.003884243), plomo (0.000073357 a 0.00143046), mercurio (0.000154049), arsénico (0.000099032) y zinc (0.00016139 a 0.00034478).

En el análisis de sensibilidad del evento de muestreo 16, correspondiente a diciembre de 1997, los parámetros que señalaron variación fueron el pH (variaciones en el IEAEA de 0.05) y la temperatura (0.075). Respecto al análisis de sensibilidad del evento de muestreo 26, efectuado en septiembre de 2002, las diferencias se registraron en tres metales pesados en los sedimentos: cromo (diferencias en el IEAEA de 0.025), mercurio y plomo (0.0125 en ambos).

En el análisis de sensibilidad del evento de muestreo 14, correspondiente a julio de 1997 los parámetros que señalaron variación fueron la temperatura (variaciones en el IEAEA de 0.01026786), el pH (0.0669643) y los nitratos (0.003125000). Respecto al análisis de

sensibilidad del evento de muestreo 9, efectuado en julio de 1988, las diferencias se registraron en los hidrocarburos y el material orgánico extraíble en la columna de agua (0.1250 en ambos).

Por los resultados obtenidos en los análisis de sensibilidad puede considerarse que las categorías de sustentabilidad por parámetro del modelo IEAEA son robustas.

Respecto a la sensibilidad del modelo, para descartar la correlación entre los subíndices del modelo y el índice de sustentabilidad, se efectuó un análisis de regresión por el método de mínimos cuadrados y se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson (Daniel, 1985) entre los subíndices particulares y los valores del IEAEA, encontrando que no hay correlación estadísticamente significativa ($\alpha=0.05$) entre: a) subíndices de los parámetros fisicoquímicos e IEAEA $r=0.62$, b) subíndices de contaminación en la columna de agua e IEAEA $r=0.412$, c) subíndices de contaminación en los sedimentos e IEAEA $r=0.49$, d) subíndices de los parámetros fisicoquímicos y de los de contaminación en la columna de agua $r=-0.07$, e) subíndices de los parámetros de contaminación en la columna de agua y los de contaminación en los sedimentos ($r=0.04$) y f) subíndices de los parámetros fisicoquímicos y los de contaminación en los sedimentos ($r=0.352$), por lo que se señala que el modelo es sensible a las variaciones de los datos con que se alimenta a las variables y no a la correlación o la covarianza entre los valores calculados en los subíndices.

Tomando en cuenta que se seleccionó un ecosistema muy bien estudiado, para el que existe una serie de tiempo y base de datos considerables (IMP, 2004), con un régimen climático acentuado que presenta 3 condiciones anuales, estiaje, lluvias y vientos tehuanos, para estimar la variación del IEAEA en términos de la variabilidad temporal de los datos (Holling, 1973; Ford, 2001), la coincidencia en dicha variabilidad fue significativa (IMP; 2000; 2001; 2002).

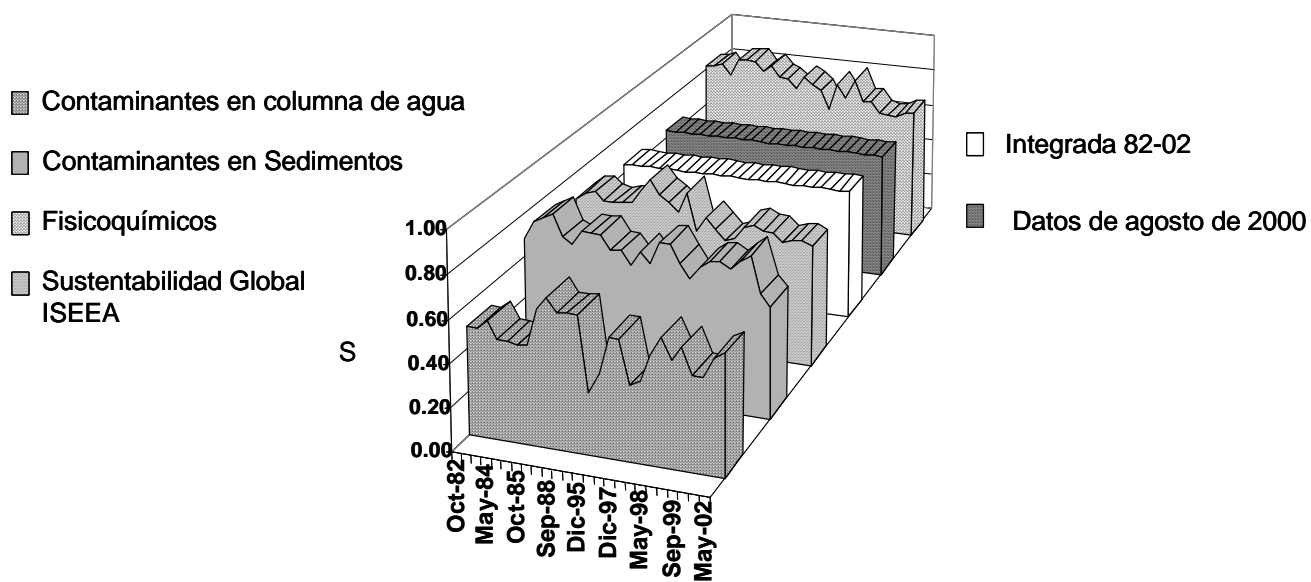


Fig. 71. Comparación de los subíndices de parámetros físicoquímicos, contaminantes en la columna de agua y en los sedimentos vs. el Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA), los resultados integrados y las mediciones ponderadas de la campaña de agosto de 2000. Litoral del Istmo de Tehuantepec.

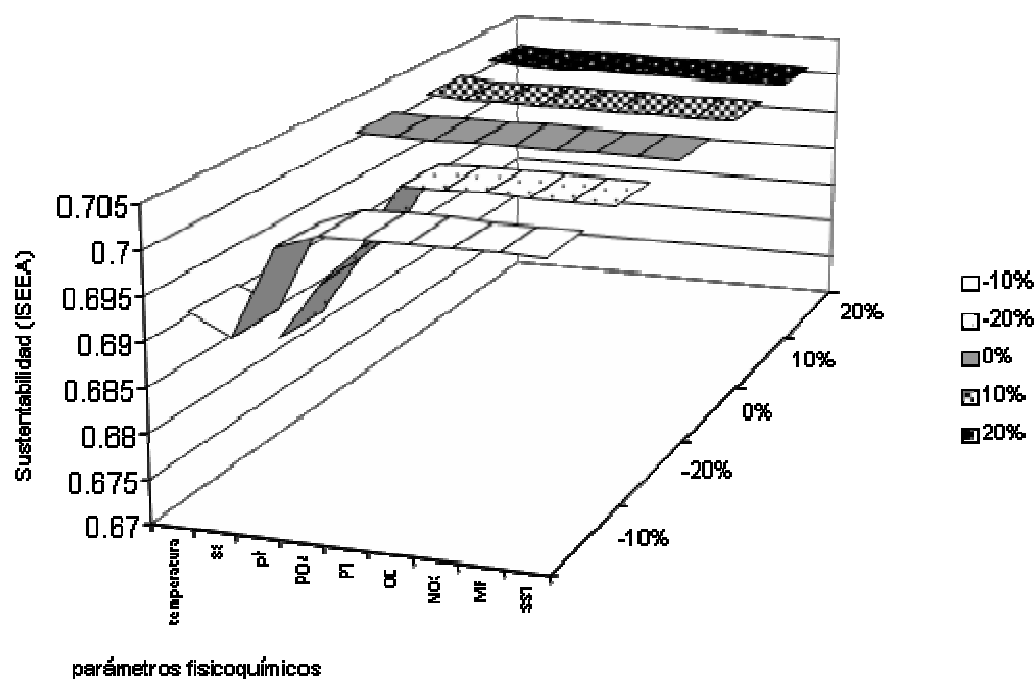


Fig. 72. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros fisicoquímicos, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. Temperatura, St sólidos totales, pH, P-PO4 ortofosfatos, Pt fósforo total, OD oxígeno disuelto, N-NO3 nitratos, MF material flotante y SST sólidos suspendidos totales.

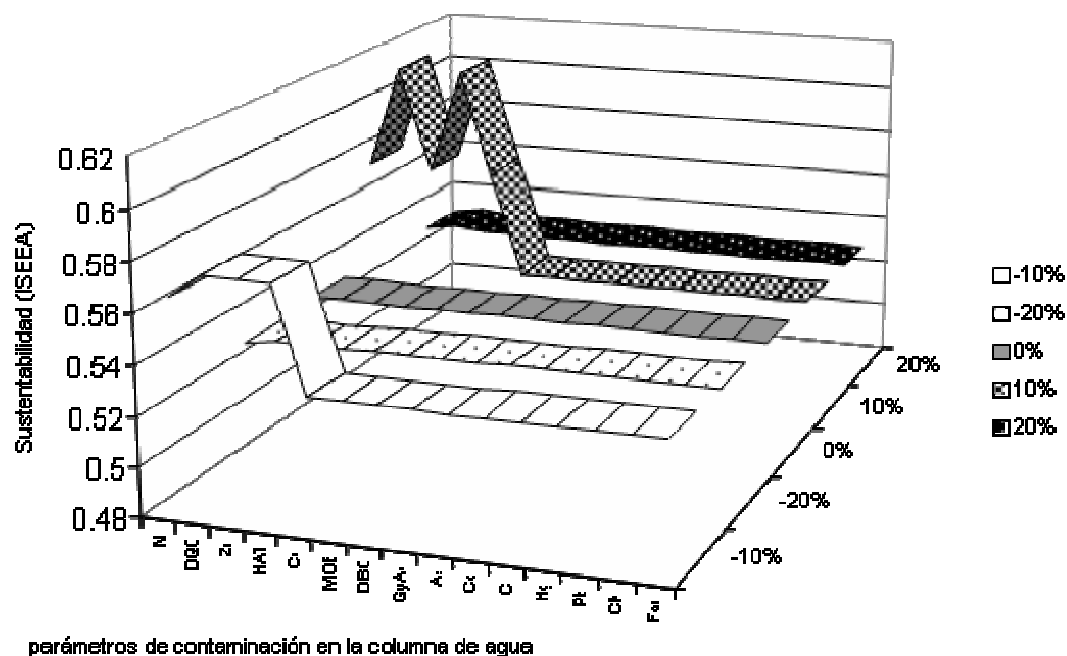


Fig. 73. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros de contaminación en la columna de agua, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. N-NO₃ nitratos, DQO demanda química de oxígeno, Zn zinc, HAT hidrocarburos aromáticos totales, Cr cromo, MOE material orgánico extraíble, DBO demanda bioquímica de oxígeno, G y Ac grasas y aceites, As arsénico, Cd cadmio, Cu cobre, Hg mercurio, Pb plomo, CN cianuros, Fen fenoles.

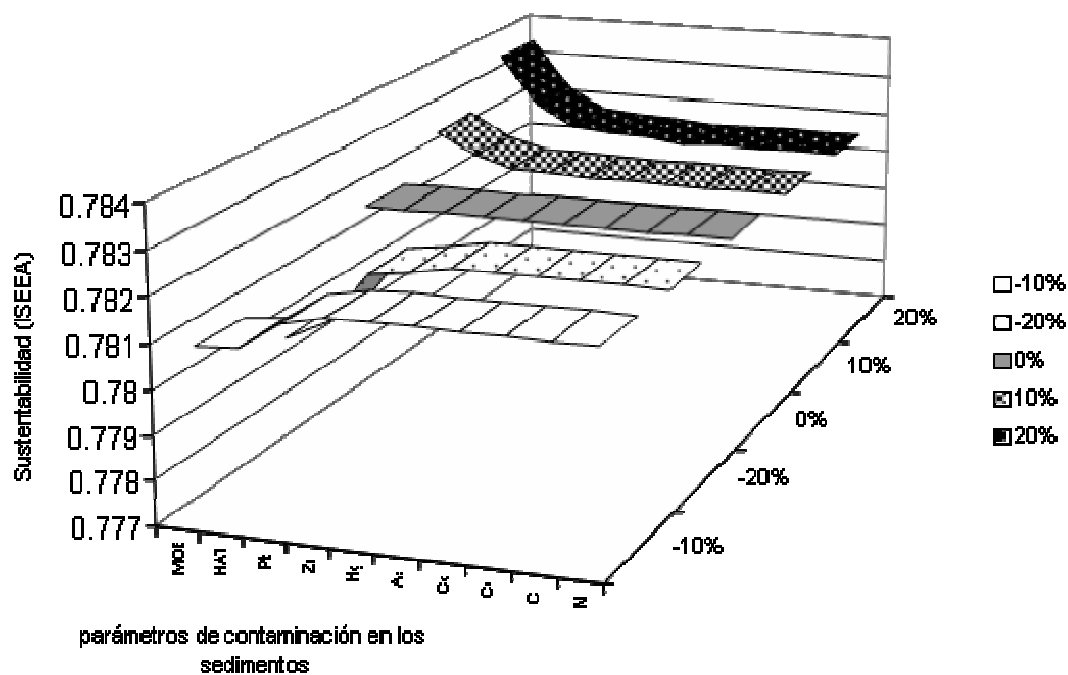


Fig. 74. Variación del IEAEA al variar los datos para estimar el subíndice de sustentabilidad de los parámetros de contaminación en los sedimentos, estimada mediante las simulaciones de los análisis de sensibilidad. Litoral del Istmo de Tehuantepec. MOE material orgánico extraíble, HAT hidrocarburos aromáticos totales, Pb plomo, Zn zinc, Hg mercurio, As arsénico, Cd Cadmio, Cr cromo, Cu cobre, Ni níquel.

7.1.1. Estudio de caso Litoral de Salina Cruz, Oaxaca.

Tabla 74. Resultados de los subíndices (IEAEA) e índice de sustentabilidad (ISEEA) calculados a partir de la alimentación del modelo con los datos de 28 eventos de muestreo del litoral del istmo de Tehuantepec, en la región aledaña al puerto de Salina Cruz, Oaxaca entre octubre de 1982 y septiembre de 2002. n=829. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

No. de Evento	Fecha	SIFQ	SICA	SICS	ISEEA
1	oct-82	0,82	0,5	0,68	0,67
2	dic-82	0,82	0,5	0,77	0,7
3	abr-83	0,84	0,54	0,8	0,72
4	may-84	0,78	0,46	0,81	0,68
5	may-85	0,88	0,46	0,71	0,67
6	jul-85	0,88	0,45	0,69	0,68
7	oct-85	0,88	0,46	0,75	0,68
8	mar-88	0,82	0,63	0,75	0,74
9	jul-88	0,86	0,69	0,75	0,8
10	sep-88	0,8	0,63	0,69	0,74
11	mar-89	0,79	0,63	0,69	0,71
12	ago-90	0,75	0,63	0,63	0,67
13	dic-95	0,81	0,29	0,7	0,77
14	jul-97	0,78	0,38	0,64	0,58
15	sep-97	0,75	0,55	0,75	0,66
16	dic-97	0,65	0,55	0,75	0,61
17	dic-97	0,8	0,34	0,67	0,55
18	feb-98	0,73	0,38	0,6	0,57
19	may-98	0,83	0,5	0,66	0,64
20	jun-98	0,71	0,58	0,7	0,65
21	jun-99	0,72	0,49	0,7	0,63
22	sep-99	0,66	0,55	0,68	0,62
23	ago-01	0,65	0,44	0,71	0,58
24	dic-01	0,65	0,44	0,75	0,6
25	may-02	0,67	0,53	0,58	0,6
26	sep-02	0,68	0,55	0,53	0,59
27	1982-2002	0,79	0,46	0,75	0,65
28	0800/0301	0,67	0,59	0,63	0,63
promedio		0,77	0,51	0,70	0,66
mínimo		0,65	0,29	0,53	0,55
máximo		0,88	0,69	0,81	0,80

En la Tabla 74 se presentan los resultados por subíndice del IEAEA para cada evento de muestreo de la serie de tiempo 1982-2002 del litoral del Istmo de Tehuantepec. En dicho litoral, algunas de las características y eventos relevantes se describen a continuación. El Estero la Ventosa está influenciado por un régimen de salinidad estacional; el Arroyo Zanjón atraviesa las instalaciones de la refinería de Salina Cruz; el puerto-antepuerto de Salina Cruz, tienen una tasa de circulación superficial más lenta que el litoral, y la zona costera se caracteriza por la incidencia de una surgencia eólica propiciada por patrones de viento muy intensos (vientos estacionales, denominados “tehuanos” o “tehuantepecanos”) que originan una circulación dinámica.

La mayoría de los límites permisibles derivados de bioensayos de toxicidad, que sirvieron de línea base para la construcción de las funciones de utilidad del Índice de Sustentabilidad Industrial (Ortiz-Gallarza, 2002; Ortiz-Gallarza *et al.*, 2003; Barrera Roldán *et al.*, 2003; Rodríguez-Crespo, 2004) son más estrictos que la línea base de NOAA y EQS (NOAA, 2002; EQS, 2002; Ortiz-Gallarza y González-Lozano, 2003), sin embargo, el gradiente de impacto-sustentabilidad se considera el principal acierto en este diseño. En todo caso, lo recomendable no será descartar ninguno de ellos, sino hacer variar los valores asignados a cada categoría de sustentabilidad en su función de utilidad, dependiendo del uso que tenga el ecosistema bajo estudio y de los objetivos de la evaluación o del monitoreo.

Otros autores también han construido algoritmos específicos a partir del desarrollo de funciones de utilidad, para determinar gradientes de impacto por actividades antropogénicas como van Calker *et al.* (2001) en los agrosistemas. O del cálculo de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas, a partir de estimaciones de costos, incluyendo externalidades como es el caso del desarrollo del Factor de Productividad Social Total (Total Social Factor Productivity) de Rasmussen y Smiley (2003).

Con esta información cuantitativa contenida en los intervalos de calificación de la sustentabilidad, se observó que aunque el índice es relativamente sencillo, opera con base en multicriterios de calidad ecológica y permite visualizar, si es el caso, en qué parámetros y en cuáles estaciones de muestreo hay condiciones inapropiadas, ya sea porque se rebasen

los límites permisibles de contaminantes o, porque existan condiciones poco propicias para la vida acuática.

Sería necesario redefinir los límites para las categorías de sustentabilidad la temperatura, de acuerdo a la información meteorológica disponible para cada sitio en el que se aplique el índice, puesto que definir los límites críticos de temperatura para todo un ecosistema acuático, involucra analizar al menos la serie de tiempo de la temperatura marina de unos 70 a 100 años atrás, y no sólo la atmosférica regional.

En la Tabla 5 de los parámetros de contaminación en la columna de agua, son los hidrocarburos aromáticos totales y el material orgánico extraíble, las variables que generan un mayor efecto en la varianza, esto se atribuye a que ambos son complementarios y tienen por lo tanto alta covarianza, además de que en la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec, están bien representados en cuanto al número de datos disponibles.

La Tabla 6 también señala a los hidrocarburos aromáticos totales y al material orgánico extraíble como las variables que generan un mayor efecto en la varianza, pero de la matriz sedimentaria, esto igualmente se atribuye a que ambos son complementarios y tienen por lo tanto, una alta covarianza. Además en la base de datos del litoral del Istmo de Tehuantepec, México, están bien representados en cuanto al número de datos disponibles, aunque también se cuenta con un buen volumen de datos para algunos de los metales pesados.

Comprobación de la Aplicabilidad. Una vez construido el índice de sustentabilidad, el algoritmo de cálculo para cada parámetro y cada intervalo del gradiente de sustentabilidad fue desarrollado y automatizado en cuatro hojas de cálculo básicas de Excel (Microsoft, 2002) para los subíndices de parámetros: I. Físicoquímicos, II. De contaminación en la columna de agua, III. De contaminación en los sedimentos e IV. Índice global de sustentabilidad (IEAEA). La sustentabilidad promedio del conjunto de datos 1982-2002 para el litoral del Istmo de Tehuantepec, México es de 0.66 y varió de 0.55 en diciembre de 1997 a 0.80 en julio de 1988. Los subíndices promedio de parámetros físicoquímicos, contaminantes en agua y contaminantes en sedimentos son: 0.77, 0.51 y 0.7, respectivamente. La variación temporal del subíndice de sustentabilidad de los parámetros físicoquímicos es 0.65 en diciembre de 1997, agosto y diciembre de 2001, hasta 0.88 en

mayo, julio y octubre de 1985. El subíndice de sustentabilidad de los contaminantes en agua va de 0.29 en diciembre de 1995 a 0.69 en julio de 1988. Y el de los sedimentos de 0.53 en septiembre de 2002 a 0.81 en mayo de 1984.

Se compararon los resultados con el análisis convencional de caracterización y diagnóstico del litoral del Istmo de Tehuantepec, México, 1982-2002 (IMP, 2000; 2001; 2002). Contrastando los resultados del estudio de caso del litoral del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México en las 28 campañas desarrolladas entre octubre de 1982 y septiembre de 2002 (Fig. 71) (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2005).

En cuanto a la variabilidad espacial en el litoral del Istmo de Tehuantepec aledaño al Puerto de Salina Cruz, Oax, Méx., hay un buen número de descargas procedentes de diversas industrias como eléctrica, de refinación del petróleo, emparadoras de productos marinos, rastros, así como aguas procedentes de hospitales y municipios; que incluyen aguas residuales de la ciudad de Salina Cruz y de los distintos poblados que se encuentran desde el nacimiento del Río Tehuantepec, hasta la costa. La mayoría de las descargas no reciben tratamiento y representan un problema sanitario regional, relacionado principalmente, con altos contenidos de bacterias coliformes. Es necesario advertir a las autoridades municipales y estatales responsables de las decisiones correspondientes al medio ambiente de dicha región, la necesidad de establecer sistemas de tratamiento específicos a cada tipo de descarga, antes de ser depuestas a cualquier cuerpo de agua que desemboque a la costa.

Igualmente, se observó un gradiente de impacto correspondiente a la distancia de la desembocadura del Río Tehuantepec y del Puerto-Antepuerto, fuentes principales que transportan dichas descargas costa afuera (IMP; 2000; 2001; 2002). En países desarrollados como Bélgica y Canadá se ha mostrado que el manejo sustentable puede implementarse a partir de iniciativas locales, que irán resolviendo regionalmente los problemas ambientales y socio-económicos (Devuyst y Hens, 2001).

Con el tratamiento de todas las descargas residuales en la región del Istmo de Tehuantepec, México, será posible compatibilizar los usos industrial y urbano-portuario con el pesquero, evitando conflictos socio-económicos regionales, como se han resuelto en otros países como Bangladesh (Alauddin y Tisdell, 1998).

El Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) es un modelo robusto, de acuerdo a los resultados de los análisis de sensibilidad efectuados y mostró un comportamiento apegado a la realidad, mediante el cual, se calificaron apropiadamente las condiciones de sustentabilidad ecológica con respecto a límites permisibles e intervalos adecuados. Con la automatización de su algoritmo de cálculo, el tiempo de diagnóstico de un lote de resultados de calidad fisicoquímica y de contaminación en columna de agua y sedimentos, se redujo a solo unos cuantos minutos, que en caso de aplicaciones futuras permitiría contar oportunamente, con elementos suficientes para la toma de decisiones o la evaluación de las acciones de manejo que estén aplicándose en un ecosistema acuático de interés (ie. como mitigación por reducción de algún tipo (s) de descarga(s)), siempre y cuando se cuente con información *in situ* a partir de la determinación analítica de los 36 parámetros que incluye.

El IEAEA fue sensible a las variaciones temporales determinadas por el régimen climático: estiaje (febrero-mayo), lluvias (junio-septiembre) y de vientos tehuanos (octubre-abril) y por la condición estacional de surgencia eólica en la costa frente a Salina Cruz (Monreal *et al.*, 1999); así como al gradiente de afectación del litoral del Istmo de Tehuantepec aldeaño al Puerto de Salina Cruz, Oaxaca, México en la serie de datos comprendida entre 1982 y 2002 (IMP, 2000; 2001; 2002). El modelo reflejó apropiadamente las variaciones espaciales entre las Bahías Salinas del Marqués, de la Ventosa y del Puerto y el Antepuerto de Salina Cruz. Habiendo obtenido resultados congruentes con la caracterización y el diagnóstico ambiental convencional allí efectuado (Ortiz-Gallarza *et al.*, 2005), se encontró que el modelo de sustentabilidad es veraz y sus resultados tanto por subíndices, como globales, son representativos de la calidad ambiental de dicho ecosistema costero, se consideró exitosa la aplicación del método estadístico de análisis de componentes principales para probar estadísticamente la sensibilidad y robustez del modelo y para determinar su aplicabilidad al estudio de caso del Litoral del Istmo de Tehuantepec.

7.1.2. Estudio de caso Río Tula, Hidalgo.

Desde hace varias décadas la Cuenca del río Tula recibe, importantes aportaciones de aguas residuales procedentes de la cuenca cerrada del valle de México. Dichas aguas se emplean para riego agrícola en el distrito de Tula, argumentando un aumento de la productividad agrícola por los nutrientes contenidos, sin tomar en cuenta los riesgos a la salud de las personas que consumen esos productos agrícolas. Aproximadamente el 50 % de las aguas residuales de la ciudad de México y su zona metropolitana son afluentes artificiales del río Tula y su destino final es el riego agrícola. El desalojo de aguas residuales hacia la cuenca del río Tula se efectúa por medio del gran canal y los túneles de Tequisquiac en el río Salado y el Tajo de Nochistongo en el río el Salto. El emisor central capta también parte de las aguas servidas del valle de México y las conduce por medio de un túnel de unos 60 km de longitud hacia la presa Requena o al canal el Salto-Tlamaco y posteriormente al río Tula y a la presa Endhó, que satisface las demandas de riego de la zona. El río Tula es influente del Moctezuma y éste a su vez, del Pánuco que descarga en el Golfo de México (SEDUE, 1984).

Actualmente, se presenta contaminación de pozos, norias y manantiales, cuyas aguas tienen que ser consumidas por los habitantes y animales domésticos, debido a la escasez de agua potable. La calidad del agua se ha deteriorado, dada una cantidad de contaminantes municipales e industriales, cada vez mayor, y el arrastre de material suspendido. Para el uso de riego se presentan altas concentraciones promedio de (Cr, B, Ca y Mn) concentraciones muy altas de coliformes fecales en manantiales y norias y niveles no recomendables en las presas, así como azolvamiento en estas últimas (Gobierno del Estado de Hidalgo, 2000).

Por otra parte, la legislación ambiental mexicana ha hecho énfasis en elaborar normas que regulen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, como la NOM-001-ECOL-1996, sin embargo, en México, la calidad de

los sedimentos no se ha contemplado, ni existen niveles que señalen cuando un lecho de un río, estuario o zona costera está contaminado. Por lo anterior, es importante realizar estudios que permitan contar con información a escala regional de las características de los sedimentos, su toxicidad, su caracterización granulométrica y contenido de contaminantes con una visión actual del impacto que existe en sitios como el río Tula, y empezar a generar la información necesaria de los niveles de los diversos contaminantes y la toxicidad en la matriz sedimentaria.

Para llevar a cabo la caracterización de la cuenca hidrológica desde el punto de vista de los contaminantes relacionados con la presencia de la refinería, se realizaron dos campañas de muestreo, representativas de los períodos de “lluvias” (10-14-VIII-2000) y “estiaje” (12-16-III-2001). Se evaluaron 10 estaciones distribuidas a lo largo del río, tres al norte de la Presa Endhó y siete entre el Puente Zaragoza Tepetitlán y el puente de la zona de extracción de cal, en el área de Tula, Hgo. (Fig. 5).

En la temporada de lluvias (julio-2000), los hidrocarburos aromáticos presentaron niveles entre 0.173 y 5.93 ppm y un promedio de 1.04 ± 1.79 ppm, las concentraciones más bajas se localizaron en las estaciones 3 y 10, las estaciones 1-3 se consideraron de referencia por estar ubicadas fuera de la influencia de la presa Endhó y de los principales aportes de descargas de aguas provenientes de la Cd. de México, de la refinería y municipales de la región. El valor más alto fue de 5.93 ppm (estación 8) en la localidad cercana a la cementera Portland. Durante el estiaje (marzo-2001), los valores fueron más elevados con un promedio de 14.85 ± 8.36 ppm en un intervalo de 0.74 a 26.68 ppm. Las concentraciones de hidrocarburos más bajas se presentaron en las estaciones 6 y 8 con 0.74 y 2.06 ppm respectivamente, el valor más alto se obtuvo en la estación 10 contigua a un puente en la carretera, e influenciada por los bancos de materiales.

Las concentraciones de este parámetro durante la temporada de lluvias (julio-2000) manifestaron una distribución espacial definida, con la mayoría de los valores menores a 4.0 ppm considerados bajos, respecto a los reportados en sedimentos de otros sitios en cuerpos acuáticos influenciados por la industria petrolera. En el estiaje (marzo-2001) los valores se incrementaron, no obstante, fueron menores a los evaluados por el IMP en áreas

semejantes, así como las concentraciones que mencionan Toledo *et al.* (1989) para el Río Coatzacoalcos (de 41 a 1061 ppm), el Río Tonalá (de 17 a 1829 ppm), y la Laguna del Ostión (de 16 a 576 ppm), así como al intervalo definido por Marchand y Monford (1979) en sedimentos no contaminados (70-100 ppm).

El M. O. E. corresponde a compuestos de origen orgánico, los cuales son extraídos de la matriz sedimentaria con un solvente (tetracloruro de carbono) y cuantificados por espectrometría de infrarrojo. Las concentraciones de este compuesto variaron de una temporada a otra, se observó el valor promedio más alto en el estiaje, con 7570.9 +/- 13365 ppm y las mayores concentraciones se presentaron en las estaciones 3 y 6 (30,000 y 34,000 ppm), las demás estaciones tuvieron un intervalo de 452 a 2455 ppm, cabe recordar que la estación 3 se encuentra en el sitio de referencia, la concentración alta que presentó es representativa de la cantidad de material orgánico proveniente de los canales de riego adyacentes. Para la temporada de lluvias, el valor promedio fue de 5026.8 +/- 3662 y concentraciones entre 745 y 10188 ppm, el primero reportado en la estación 9 con influencia de los bancos de materiales y el segundo en la 1 ubicada al norte de la presa Endhó (Fig. 5).

Debido a que su origen y composición es muy variable, es importante hacer mención que el material orgánico extraíble ha sido evaluado en sitios con influencia petrolera y permite dar una idea de los aportes relacionados con hidrocarburos de tipo natural o antropogénico, de tal manera que las concentraciones varían grandemente de un sitio a otro y los reportados en este estudio pueden ser comparados con los obtenidos en cuerpos acuáticos semejantes en estudios realizados por el IMP en ambientes con características similares como los ríos Pánuco, Coatzacoalcos y Cazonas (sitios influenciados por la gran actividad que se tiene de la industria petrolera) así como en la Laguna Lagarto, Oax., situada cerca de la Estación 2 de Rebombeo de Pemex-Refinación y Laguna Limón en Tabasco, la que sirvió por años como cuerpo receptor de las aguas residuales industriales del Complejo Petroquímico Ciudad Pemex.

En el río Tula, los valores mínimos en ambas temporadas están dentro de los encontrados en la mayoría de sitios reportados por el IMP en cuerpos receptores con una problemática

particular, como el vertimiento de aguas residuales, municipales e industriales, considerado en cierta medida, causa de la degradación ambiental regional, en tanto que los valores máximos, a excepción de los pulsos registrados durante el estiaje, también presentaron este mismo patrón.

De los 11 metales pesados evaluados en lluvias (julio-2000), el bario y el vanadio en todos los sitios presentaron valores <25.0 ppm; durante el estiaje (marzo-2001) el vanadio obtuvo en la mayoría de las estaciones dicho valor, a excepción de la 6, próxima a la descarga de la refinería (158.15 ppm). Por otra parte, el zinc, cobre, plomo, níquel y cromo obtuvieron valores promedio más altos, así como mayor variación durante secas. En lluvias (julio-2000), el bario tuvo el promedio más alto, seguido del zinc, cobre, plomo, cromo, níquel y vanadio.

El cadmio, hierro y el mercurio fueron los metales que en ambas campañas registraron los promedios más bajos. De acuerdo a las concentraciones obtenidas en ambas temporadas en las lluvias, el zinc y el cobre presentaron las concentraciones más elevadas en las estaciones 8 y 4, respectivamente y en la segunda, el bario, cobre y cromo, registraron los valores más altos, en particular en la estación 5. El zinc en la estación 7, localizada bajo un pequeño puente colgante en ambas temporadas fue el metal más alto con 261 y 80 ppm, respectivamente. La estación 8 cercana a la cementera Portland, se caracterizó por presentar niveles de cobre en julio hasta de 384 ppm y de zinc de 234 ppm.

En las lluvias (julio 2000) los metales que registraron algunos valores mayores a los límites de mínimo impacto establecidos por la NOAA (2002) fueron cobre, cromo, mercurio, níquel, plomo vanadio y zinc. En cambio en el estiaje (marzo 2001) todos los metales presentaron algunos valores que rebasaron dichos límites, excepto el hierro.

La evaluación de la toxicidad involucra el uso de bioensayos con bacterias o nemátodos para determinar si una muestra ambiental, posee propiedades tóxicas, estos resultados arrojan información sobre el efecto que se produce en los sistemas biológicos, mientras que las pruebas químicas solo son parámetros evaluados individualmente y no permiten la visualización del efecto sinérgico que se produce a partir de una mezcla de componentes (Hill *et al.*, 1993).

Los resultados obtenidos en las pruebas de toxicidad, se expresan como EC_{50} (concentración capaz de producir un efecto adverso en el 50% de la población expuesta). Solamente una estación obtuvo un valor de EC_{50} menor a 0.24% así como un valor mayor a 400 en UT en la estación 4, influenciada por la alta carga de contaminantes de la Cd. de México durante la temporada de lluvias (julio-2000) clasificada como Muy Tóxica. Para la temporada de secas (marzo-2001) la misma estación tuvo un valor de EC_{50} de 0.45 (221.8 UT's) con clasificación de Tóxica, las estaciones subsecuentes, aguas abajo (5, 6) presentaron entre 0.61 (163.6 UT's) y 0.95 (104.9 UT's) consideradas como de Baja Toxicidad y Menos Tóxica, respectivamente. Señalando un gradiente de difusión-dilución y el transporte paulatino de los sedimentos contaminados.

De acuerdo al nivel de contaminantes para la temporada de lluvias (julio-2000) la estación 4 (Muy Tóxica), presentó las concentraciones más elevadas de cadmio, cromo, plomo y zinc así como un valor alto de fineza de los sedimentos, este sitio sería el que representaría riesgo de afectación a la vida acuática (Khengarot 1991), especialmente de los organismos bénticos. No obstante, cabe hacer mención que no existen niveles normativos de toxicidad en sedimentos, por lo que los resultados se compararon con los valores registrados en otras épocas y en sitios similares como el río Coatzacoalcos, donde se han obtenido valores altos.

Las concentraciones obtenidas en sedimentos durante 1993 en Coatzacoalcos (IMP, 1994d) estuvieron entre 18.7 y 3676 Ut's y durante 1996 en esa misma zona de 33.8 a 833 Ut's, por lo que las máximas concentraciones evaluadas en este estudio (a excepción del valor de la estación 4 en lluvias), se encuentran por debajo de los valores registrados en Coatzacoalcos.

Durante la temporada de lluvias (julio-2000), las estaciones 1, 2, 5, 6 y 10 obtuvieron un mayor porcentaje de arenas, variando entre 48.78 y 96.08 %, los limos fluctuaron entre 0.76 % (estación 6) y 51.25 % (estación 7) y las arcillas presentaron valores de 2.72 % (estación 2) y 4.71 % (estación 3). Con relación a la materia orgánica, ésta varió de 0.298 % (estación 6) a 45.329 % (estación 2).

En el muestreo de secas (marzo-2001) los porcentajes más elevados de arenas se presentaron en las estaciones 7 (95.261 %), 8 (92.023 %) y 10 (81.649 %). En general el

contenido de arenas fluctuó entre 28.28 % (estación 2) y 95.261 % (7). Los limos variaron entre 1.478 % (estación 7) y 44.77 % (estación 2). Finalmente, las arcillas presentaron valores de 2.64 % (estación 1) a 24.719 % (estación 2). La materia orgánica varió de 0.231 % (estación 7) a 26.417 % (estación 6). Pesch y Morgan (1978) determinaron que el tamaño de la partícula es sumamente importante para definir la toxicidad de los metales pesados y de otros contaminantes para la biota. Los sedimentos de grano fino (limos y arcillas), retienen concentraciones de metales pesados más elevadas que los de grano grueso (arenas). Es por ello que las costas son más sensibles al impacto de los metales pesados, en virtud de su mayor contenido de granos finos. En este caso esta consideración no puede ser hecha ya que en la mayoría de las estaciones en ambas temporadas, predominaron las arenas y el comportamiento de los metales en sedimentos en general fue heterogéneo.

Durante el período de lluvias (julio-2000) la fineza de los sedimentos varió de 0.65 en la (estación 6), a 9.55 en la (estación 7). Las estaciones 1, 2 y 6 obtuvieron el índice más bajo, lo que coincide con la presencia de porcentajes altos de arenas. Las estaciones 3, 4, 7 y 9 obtuvieron el índice más alto, principales sitios de aporte y acumulación de materiales (fundamentalmente, granos finos), que ejercen una influencia determinante sobre las condiciones sedimentarias e hidrodinámicas del Río Tula.

En la época de estiaje (marzo-2001), el Índice de Fineza de los sedimentos fluctuó entre 0.80 en la (estación 7), a 6.99 en el área de referencia (estación 2). Las estaciones 7-10, presentaron los valores más bajos de fineza y denotan los principales sitios donde existen aportes y acumulación de granos finos, determinantes en las condiciones del río durante esta época.

En las lluvias (julio-2000), el cobre, hierro y zinc registraron los valores promedio más altos. La estación cercana a la presa Endhó (E4) presentó el valor más alto de toxicidad, con clasificación "Muy Tóxica", señalando el efecto de las descargas del Gran Canal de la Ciudad de México.

En las lluvias (julio 2000) los metales que registraron algunos valores mayores a los límites de mínimo impacto establecidos por la NOAA (2002) fueron cobre, cromo, mercurio,

níquel, plomo vanadio y zinc. En cambio en el estiaje (marzo 2001) todos los metales presentaron algunos valores que rebasaron dichos límites, excepto el hierro.

Para esta temporada, las estaciones localizadas en un puente cercano a la descarga de Pemex (E5) y en las inmediaciones de la Cementera Portland (E8) se caracterizaron por la presencia de valores altos de la mayoría de los contaminantes evaluados, aún en la época de lluvias fue posible encontrar trazas de metales pesados a pesar de la dilución provocada por la precipitación.

En el estiaje (marzo-2001) como consecuencia de las altas tasas de evaporación, se presentaron los valores promedio más altos de hidrocarburos aromáticos, material orgánico extraíble (MOE) y de ocho de los once metales evaluados (As, Ba, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb y V).

La toxicidad fue de "Baja" a "Tóxica" en tres estaciones, localizadas entre el puente Zaragoza en donde hay influencia de las descargas sedimentadas de la Presa Endhó y la descarga de la refinería.

A excepción de los hidrocarburos aromáticos, el hierro y zinc, las mayores concentraciones de M. O. E. y de los otros nueve metales, se registraron en las estaciones localizadas entre un puente (E5) y la descarga de la refinería (E6).

Habiendo obtenido resultados congruentes con la caracterización y el diagnóstico ambientales convencionales efectuados en el Río Tula (Tabla 75), se encontró que el modelo de sustentabilidad es veraz y sus resultados tanto por subíndices, como globales, son representativos de la calidad ambiental de dicho ecosistema. También se consideró la estimación estadística de la sensibilidad, además de la robustez del modelo al determinar su aplicabilidad a distintos ecosistemas acuáticos. Aunque cada localidad tiene una dinámica especial; el Río Tula recibe cargas muy altas de aguas residuales provenientes de la Ciudad de México. Con esta información cuantitativa contenida en los intervalos de calificación de la sustentabilidad, se observó que aunque el índice es relativamente sencillo, opera con base en multicriterios de calidad ecológica y permite visualizar, si es el caso, en qué parámetros y en cuáles estaciones de muestreo hay condiciones inapropiadas, ya sea porque se rebasen

los límites permisibles de contaminantes o, porque existen condiciones poco propicias para la vida acuática.

Tabla 75. Resultados de los subíndices (IEAEA) e índice de sustentabilidad (ISEEA) calculados a partir de la alimentación del modelo con los datos de 2 eventos de muestreo del Río Tula, Hidalgo en julio de 2000 y marzo de 2001.

Sustentabilidad de los parámetros físico químicos.			
Parámetro	S _{julio}	S _{marzo}	Clasificación
Temperatura	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Materia Flotante	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Sólidos sedimentables	0.98	0.99	Sano, limpio, altamente sustentable
Sólidos Suspendidos Totales	0	0.92	Nivel de efecto severo no sustentable en julio/ Sano, limpio, altamente sustentable en marzo
Nitrógeno Total	0.93	0.95	Sano, limpio, altamente sustentable
Nitratos	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Fósforo Total	0.90	0.74	Sano, limpio, altamente sustentable en julio/ Nivel de no efecto sustentable en marzo
Ortofosfatos	0.997	0.989	Sano, limpio, altamente sustentable
Oxígeno Disuelto	0.045	0.10	Nivel de efecto severo no sustentable
PH	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Promedio	0.79	0.88	Sano, limpio, altamente sustentable
Sustentabilidad de los parámetros de contaminación en agua.			
Parámetro	S _{julio}	S _{marzo}	Clasificación
Hidrocarburos	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Material Orgánico	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
DQO	0	0.54	Nivel de efecto severo no sustentable
DBO	0.66	0.928	Nivel de no efecto sustentable en julio/ Sano, limpio, altamente sustentable en marzo

Grasas y Aceites	0	0.42	Nivel de efecto severo no sustentable
As	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Cd	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Cu	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Cr	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Hg	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Ni	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Pb	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Zn	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Cianuro	0.90	0.56	Sano, limpio, altamente sustentable en julio/ Nivel de no efecto sustentable en marzo
Coliformes Fecales	0	0	Nivel de efecto severo no sustentable
Fenoles	0.75	0.97	Sano, limpio, altamente sustentable
Promedio	0.77	0.8	Sano, limpio, altamente sustentable

Sustentabilidad de los parámetros de contaminación en sedimentos.

Parámetro	S _{julio}	S _{marzo}	Clasificación
Hidrocarburos	0.998	0.87	Sano, limpio, altamente sustentable
Material Orgánico	0.996	0.998	Sano, limpio, altamente sustentable
As	0.37	0.17	nivel de efecto bajo no sustentable/ Nivel de efecto severo no sustentable
Cd	0	0	Nivel de efecto severo no sustentable
Cu	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Cr	0.74	0.75	Sustentable
Hg	0.168	0.197	Nivel de efecto severo no sustentable
Ni	1	1	Sano, limpio, altamente sustentable
Pb	0.67	0.71	nivel de no efecto sustentable *
Zn	0	0	Nivel de efecto severo no sustentable
Promedio	0.661	0.6	Nivel de no efecto sustentable

Una limitante para el uso de este modelo de sustentabilidad es la necesidad de contar con información suficiente para todas las variables incluidas. No obstante, si se alimenta el IEAEA, con menos variables que las necesarias, si habrá valores resultantes, sin embargo, faltarán aspectos por corroborar, antes de dar un diagnóstico fidedigno. El estudio de caso del Río Tula se trabajó efectuando la caracterización de dos períodos de muestreo. Se aplicó el modelo y se compararon los resultados de la caracterización y el diagnóstico convencionales y los resultados numéricos del modelo de sustentabilidad. La calidad ambiental del Río Tula es mala debido a las altas cargas de residuos municipales vertidos sin tratamiento. Los contaminantes principales fueron sólidos suspendidos, bacterias coliformes y nitrógeno total. Se registraron en el Río Tula, efectos atribuibles parcialmente a la refinería Miguel Hidalgo y se recomendó optimizar su sistema de tratamiento, con algunos métodos combinados (Ortiz-Gallarza y Ramírez López, 2003).

El problema principal es que la contaminación municipal es peor que la industrial ya que está integrada por descargas sin tratamiento que debieran recibirlo. El riesgo sanitario (Mancl, 1996) inherente a la alta concentración de bacterias coliformes fecales es uno de los principales problemas locales, aunado a la práctica cotidiana de riego con las aguas negras en todo el distrito del Río Tula (Ortiz-Gallarza y Ramírez López, 2003).

El alto volumen de desechos municipales procedentes de la Ciudad de México, está integrado por muchos componentes incluyendo bacterias de las heces fecales, otros organismos patógenos, gasolina, residuos de diesel, nitrógeno, fósforo, etc.

Se registraron algunas diferencias entre los niveles de contaminación en la descarga al Río Tula y antes de la presa Endhó. Los sedimentos presentaron las concentraciones más altas de la mayoría de los contaminantes, en comparación con las de la columna de agua.

En virtud de la variabilidad estacional, los niveles de contaminación en el caso del agua deben ser medidos por lo menos durante lluvias y estiaje para contemplar el espectro de condiciones a las que está sujeta el área. En las funciones de utilidad el período lluvioso reflejó el acarreo continental de contaminantes, mientras que el análisis de las

concentraciones directas señaló en algunos parámetros, la mayor acumulación en el estiaje. El nitrógeno en exceso además de las descargas residuales puede provenir de los procesos de endulzamiento. La recomendación para eliminarlo es la instalación de una torre de agotamiento antes de que ingresen los residuos al sistema de tratamiento.

Existen muchos efluentes además de la descarga de la refinería, como textil, de la generación de energía eléctrica, cementeras, hospitales y numerosas localidades que desechan sus drenajes municipales. Sin embargo, es necesario advertir a las autoridades la necesidad de implementar sistemas globales de tratamiento de efluentes para todas las descargas antes de ser depuestas en cualquier cuerpo receptor o de ser empleadas para el riego agrícola, ya que es la única vía factible de resolver el problema de contaminación que existe en el municipio de Tula de Allende y el Río Tula.

7.1.3. Estudio de caso Bahía de Guaymas, Sonora.

A partir de la aplicación del IEAEA en este estudio de caso de la Bahía de Guaymas, Sonora (Tabla 76), se desarrollaron las funciones de utilidad de la comunidad bentónica: diversidad, dominancia y equitatividad (Tablas 62 a 65 y 77; Figs. 58 a 60), así como la ponderación de la hidrodinámica /Fig. 62; Tabla 67).

En lluvias (junio) se señala la predominancia de localidades tanto afectadas, como severamente afectadas por contaminación. En otoño (octubre) hay una depuración, con un gradiente negativo de contaminación costa-mar afuera, mostrando todas las categorías denotando desde impacto severo a inexistente. Los resultados obtenidos en el IEAEA concuerdan con este patrón y son del todo coherentes con los resultados obtenidos en el estudio descriptivo de calidad ambiental efectuado entre fines de los ochentas y principios de los noventas (Ortiz-Gallarza, 2001).

Las actividades antropogénicas efectuadas en la Bahía de Guaymas, como transportación, industrialización -reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones, agricultura, ganadería, turismo, pesca y la presencia de la descarga municipal, son evidentes en un gradiente de tres regiones o zonas

bien diferenciadas. Dicha diferenciación regional obedece a la dinámica evaluada mediante la estimación de corrientes marinas superficiales, cuyos vectores en promedio presentan los siguientes valores de velocidad y patrones de dirección:

- a) Zona occidental: 0.1 a 0.6 cm/s, movimiento ciclónico.
- b) Zona oriental: 0.5 a 2 cm/s, movimiento anticiclónico.
- c) Boca: 2.4 a 4.8 cm/s.

La textura sedimentaria, a partir del índice de contenido de arena, también establece la regionalización señalada para la circulación de corrientes marinas superficiales. Se detectó deterioro en la zona de estudio y se identificaron tres zonas de diferente grado de impacto. Se estableció un gradiente de impacto desde las fuentes de contaminación hacia mar afuera y un decremento en la abundancia de la diversidad béntica, con una tendencia a mejorar por la intromisión de las corrientes costeras más intensas, las cuales ejercieron su influencia propiciando un “lavado” o disminución de contaminantes de efecto autodepurador.

Los sedimentos de Guaymas, tanto en junio, como en octubre de 1987 estuvieron: a) saturados de fragmentos de algas coralináceas (*Lithophyllum* spp), b) sin la presencia del estadio adulto de especies de macromoluscos, c) con la predominancia de especies de moluscos de dos clases, d) alta abundancia de restos de moluscos, crustáceos y poliquetos y e) gran cantidad de escamas y huesos de pescado que indicaron gran perturbación por el desarrollo de actividades de dragado, la influencia de eventos meteorológicos y una situación crónica de enriquecimiento o contaminación orgánica por las actividades industriales y urbanas. El modelo estadístico de “estaca fragmentada” definió mejor el grado de deterioro en Guaymas. La tendencia a la dominancia de algunas especies, denotó un desequilibrio en la comunidad; dicha dominancia obedeció a la aptitud de algunas especies, fundamentalmente las consumidoras de depósito, para adaptarse y prosperar en condiciones de perturbación (Ortiz-Gallarza, 2001).

La zonación de las comunidades coincidió con la zonación de los parámetros

fisicoquímicos: la bahía propiamente dicha (Zona I), fue la más contaminada por descargas, con velocidad de la corriente promedio de 0.33 cm/s, ICA de 0.047 a 0.682, fineza promedio de los sedimentos de 12.5, a la vez registraron riquezas, abundancias y diversidades bajas y condiciones azoicas. El área de la laguna (Zona II) fue de una contaminación intermedia por menos descargas, con velocidad de la corriente promedio de 1.35 cm/s, ICA de 0.57 a 0.68, fineza promedio de los sedimentos de 12.47, con riquezas, abundancias y diversidades intermedias. El área más oceánica (Zona III) resultó ligeramente contaminada por las descargas, con velocidad de la corriente promedio de 3.33 cm/s, ICA de 0.57 a 0.74, fineza promedio de los sedimentos de 7.98, así como riquezas, abundancias y diversidades bénticas, relativamente mayores.

La diversidad de especies varió estacionalmente, en junio de 1987, resultaron bajos, con escasa fauna y la ausencia de ésta en la mayoría de los sitios de muestreo. Hacia octubre, todos los valores se elevaron en función del incremento de la densidad, riqueza y frecuencia. La tendencia de la diversidad para las clases de moluscos por separado fue similar. La Diversidad de Shannon y Wiener resultó más sensible a las especies raras y ocasionales, con un mayor intervalo de variación que el de Simpson. Aunque los estimadores de Uniformidad, Equitatividad o Equitabilidad mostraron a grandes rasgos tendencias similares, los cálculos a partir del Índice de Shannon y Wiener también resultaron más sensibles a las especies raras y ocasionales, con mayor intervalo de variación que los de Simpson. Las especies indicadoras de contaminación orgánica resultaron ser, de la Clase Gastropoda: *Caecum californicum*, *Alabina effusa* y *Turbonilla (Stryoturbonilla) stylina*; y de la Clase Bivalvia Pelecypoda: *Corbula (Caryocorbula) nuciformis*, *Chione (Chionopsis) gnidia*, *Nuculana (Saccella) impar*, *Tellina (Angulus) subtrigona* y *Corbula (C.) nasuta*. Las especies tolerantes al enriquecimiento orgánico fueron en junio de 1987: *Cardita (Cardites) laticostata* y en octubre: *Corbula (Caryocorbula) marmorata*; *Acteocina carinata*, *Dendropoma lituella*, *Odostomia (Chrysallida) astricta*, *O. (Ch.) virginalis*, *O. (Ch.) oregonensis*, *Patelloida semirubida* y *Seila assimilata*. Muchos de dichos géneros se han registrado en otros países como indicadores o tolerantes a las condiciones de enriquecimiento orgánico; entre ellos se encuentran *Corbula*, *Acteocina*, *Nuculana*, *Odostomia (Chrysallida)* y *Tellina* (Ortiz-

Gallarza, 2001).

Según los Análisis de Componentes Principales, los aspectos que determinaron la composición de la comunidad macrobéntica fueron: la composición de los sedimentos, la dinámica de oleaje, corrientes y transporte sedimentario, el contenido de materia orgánica, el grado de oxigenación, principalmente. La Bahía de Guaymas se encuentra en transición, con indicios de un cambio funcional como se ha observado en otros sitios que han experimentado un incremento en la concentración de materia orgánica disponible, el cual se ve reflejado en cambios taxonómicos posteriores, como fue el caso de la predominancia de solamente dos clases del Phylum Mollusca. El subíndice biótico de la comunidad béntica mostró su utilidad para calificar contaminación o impacto con base en diversidad, dominancia y equitatividad de las especies macrobénticas.

Sólo se encontraron cinco ejemplares de poliquetos de la Familia Onuphidae y notables cantidades de tubos vacíos de la familia Chaetopteridae, denotando una sucesión inducida.

El modelo que resume la evolución que han sufrido las comunidades bénticas de la Bahía de Guaymas de 1966-1967 a 1997-1998 considera las etapas a) normal, b) transitoria, c) contaminada, d) muy contaminada y tomando en cuenta también el estrés o perturbación ocasionada por el enriquecimiento orgánico crónico y los dragados periódicos, aunque se presentan e) pulsos de recuperación, que ponen de manifiesto una resiliencia considerable, elevada elasticidad, escasa maleabilidad, regular amplitud y una histéresis relativamente alta.

Se confirmó la utilidad del IEAEA que incluye el índice biótico de las comunidades bénticas, como herramienta complementaria ecológica para el establecimiento de condiciones de calidad ambiental en ecosistemas marinos costeros como la Bahía de Guaymas, Sonora.

Tabla 76. Resultados obtenidos en los subíndices de los parámetros físico químicos, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos. Bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

No. De Estación	IEAEAsfq Junio	IEAEAsfq Octubre	IEAEAscca Junio	IEAEAscca Octubre	IEAEAscs Junio	IEAEAscs Octubre
1	0.73	0.70	0.71	0.88	0.82	0.82
2	0.68	0.65	0.73	0.88	0.86	0.96
3	0.68	0.65	0.69	0.83	0.86	0.96
4	0.70	0.65	0.77	0.88	0.93	0.93
5	0.70	0.68	0.83	0.90	0.75	0.75
6	0.73	0.70	0.77	0.90	0.96	0.86
7	0.83	0.78	0.75	0.90	0.71	0.82
8	0.70	0.68	0.81	0.94	0.71	0.71
9	0.70	0.68	0.85	0.94	0.96	0.86
10	0.73	0.70	0.85	0.94	0.86	0.86
11	0.73	0.70	0.90	0.94	0.96	0.96
12	0.83	0.80	0.79	0.94	0.86	0.86
13	0.78	0.78	0.79	0.94	0.86	0.86
14	0.78	0.80	0.83	0.94	0.96	0.96
15	0.85	0.80	0.83	0.96	0.96	0.96

IEAEA=Índice de Contaminación de Ecosistemas Acuáticos. sfq=Subíndice de parámetros físico químicos. scca=Subíndice de contaminación en la columna de agua. scs=Subíndice de contaminación en los sedimentos.

Tabla 77. Resultados del IEAEA obtenidos en los subíndices promedio de los parámetros bióticos de la comunidad béntica. Bahía de Guaymas, Sonora. 0.75 a 1.00=sano, limpio y altamente sustentable; 0.51-0.74 nivel de no efecto sustentable; 0.26 a 0.50=nivel de efecto bajo no sustentable; 0.0-0.25=nivel de efecto severo no sustentable.

No. de Estación y Fecha	Diversidad	Dominancia	Equitatividad	IEAEAsbcb
Junio 1987				
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0
8	0.48	0.71	0.75	0.65
9	0.68	0.76	0.73	0.72
10	0.82	0.84	0.61	0.76
11	0.61	0.69	0.68	0.66
12	0	0	0	0
13	0	0	0	0
14	0	0	0	0
15	0.72	0.49	0.51	0.57
Promedio Junio	0.22	0.23	0.22	0.22
Octubre 1987				
1	0.50	0.73	0.77	0.67
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0
4	0	0	0	0
5	0	0	0	0
6	0.27	0.39	0.46	0.37
7	0.47	0.74	0.78	0.66
8	0.41	0.78	0.79	0.66
9	0.55	0.77	0.70	0.67
10	0.60	0.79	0.68	0.69
11	0.7	0.81	0.57	0.69
12	0.58	0.78	0.69	0.68
13	0.72	0.85	0.56	0.71
14	0.61	0.82	0.67	0.70
15	0.66	0.83	0.52	0.67
Promedio Octubre	0.40	0.55	0.48	0.48

Las actividades antropogénicas efectuadas en la Bahía de Guaymas, como transportación, industrialización -reductoras, empacadoras y congeladoras de productos pesqueros-, construcción y reparación de embarcaciones, agricultura, ganadería, turismo, pesca y la presencia de la descarga municipal, son evidentes en un gradiente de tres regiones o zonas bien diferenciadas. Dicha diferenciación regional obedece a la dinámica evaluada mediante

la estimación de corrientes marinas superficiales, cuyos vectores en promedio presentan los siguientes valores de velocidad y patrones de dirección: (Zona occidental: 0.1 a 0.6 cm/s, movimiento ciclónico; Zona oriental: 0.5 a 2 cm/s, movimiento anticiclónico; Boca: 2.4 a 4.8 cm/s). La textura sedimentaria, a partir del índice de contenido de arena, también establece la regionalización señalada para la circulación de corrientes marinas superficiales. Se detectó deterioro en la zona de estudio y se identificaron tres zonas de diferente grado de impacto. Se estableció un gradiente de impacto desde las fuentes de contaminación hacia mar afuera y un decremento en la abundancia de la diversidad béntica, con una tendencia a mejorar por la intromisión de las corrientes costeras más intensas, las cuales ejercieron su influencia propiciando un “lavado” o disminución de contaminantes de efecto autodepurador.

7.1.4. Estudio de caso Ecosistema Lacustre Xochimilco.

Xochimilco es una región que siempre se ha caracterizado por su alta productividad y riqueza en recursos hidrológicos. La mayoría de afluentes que allí existieron se fueron agotando o desviando hacia fines del Siglo XIX y como el nivel de sus aguas se redujo por sobreexplotación, las autoridades decidieron alimentar el ecosistema con aguas residuales (Rojas, 1993).

El empleo de aguas residuales para riego de sembradíos comestibles y para recarga de ecosistemas acuáticos, son prácticas comunes en países en desarrollo como México. Sin embargo, el consumo de alimentos regados con aguas negras o la ejecución de actividades productivas y recreativas con contacto primario en dichas aguas, representan riesgos potenciales a la salud pública. Algunos autores han determinado la tendencia de acumulación de contaminantes en el Ecosistema Lacustre Xochimilco, la cual señala un incremento de los contaminantes de mayor riesgo (Bojórquez *et al.*, 1994). En general el volumen de residuos sólidos es considerable (Olguín, 1992). Y los análisis bacteriológicos previos, ya han revelado la presencia de bacterias patógenas en algunos canales (Soto-Castor y Esquivel-Herrera, 1997).

Las condiciones de menor oxigenación en la columna de agua no estuvieron afectadas por altas temperaturas; los mayores contenidos de nitratos y de ortofosfatos en la columna de agua y en elutriados de sedimentos, los menores valores de pH y la mayor conductividad, determinados en el área de estudio, señalaron una mayor carga orgánica e impacto antropogénico en los Embarcaderos Fernando Celada, Caltongo y San Cristóbal, así como en las áreas de descarga del Cerro de la Estrella y sus inmediaciones (área sur del Canal de Cuemanco) y de San Luis Tlaxialtemalco (Laguna San Diego y alrededores), así como en la zona de agricultura intensiva de San Gregorio al sureste del ecosistema (Fig. 7).

Tanto los contenidos de bacterias coliformes totales, como fecales, en el agua y en los sedimentos registraron valores altos en la mayoría de sitios, los cuales denotaron una condición generalizada de contaminación bacteriana, con una tendencia en gradiente, en función de los aportes antropogénicos señalados y de una circulación aparente de la corriente en dirección predominante sur a norte en el canal de Cuemanco, distribuyendo la descarga principal hacia los canales perpendiculares al mismo.

En cuanto a la caracterización de géneros y especies de bacterias coliformes destacaron por su patogenicidad, frecuencia y abundancia: *Shigella* spp, *Salmonella* spp y *Escherichia coli*, aunque también se identificaron los géneros *Proteus*, *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Serratia*, por lo que se puede afirmar que la calidad sanitaria del Ecosistema Lacustre Xochimilco es inadecuada para usos como la agricultura de productos comestibles, el turismo y todas aquellas actividades que involucren contacto primario con las aguas y sedimentos del ecosistema. Puesto que tales microorganismos pueden causar diversas enfermedades, como fiebre tifoidea, gastroenteritis y muy diversas infecciones (Greenberg *et al.*, 1985 citado por Cortés, 1990).

Las únicas estaciones que no rebasaron la norma nacional establecida para coliformes ni en agua ni en sedimentos [(594 NMP/100 ml) (Soto y Esquivel, 1997)] fueron: San Gregorio-Puente de Urrutia, Cuemanco Centro-CIBAC y Cuemanco Norte-Triángulo; y respecto a la norma internacional [(100 NMP/100 ml) (EQS, 2002)], solo Cuemanco Norte-Triángulo.

En cuanto a la caracterización hidrológica de los canales y lagunas, se registraron mayores niveles de ortofosfatos y nitratos en los sitios de descarga, los embarcaderos y la zona agrícola intensiva de San Gregorio, indicando las principales fuentes contaminantes. Los

valores más bajos de oxígeno disuelto correspondieron también a los sitios de descarga y embarcaderos, así como al área agrícola y a la Laguna La Virgen. La profundidad varió de 0.70 a 2.20 m y la transparencia en general fue baja. Estas condiciones señalan la presencia de contaminación local, como ya había sido detectada (Bojórquez *et al.*, 1994; Soto y Esquivel, 1997); no obstante, durante la época de muestreo al inicio del estiaje, la circulación de corrientes y la temperatura relativamente baja, propiciaron la homogeneización de las condiciones de la columna de agua y la sedimentaria. Los valores tan elevados de oxígeno disuelto denotan una condición de sobresaturación en varios sitios. La función de utilidad de la toxicidad se deriva de la aplicación del IEAEA en este estudio (Fig. 61; Tabla 66).

La mortalidad total por bioensayo fue de 365 individuos con agua de Xochimilco, 413 en elutriados de sedimentos y 233 en el testigo. Se estableció una zonación respecto a la mortalidad de *Panagrellus redivivus* en la batería desarrollada con agua de los canales y lagunas, en las tres primeras zonas [urbana de alta densidad, semiurbana de media y baja densidad y agrícola intensiva], ésta fue mayor a las 48 horas de exposición y en la cuarta zona [ecológica], a las 72 horas.

En la batería de elutriados de sedimentos, en las dos primeras zonas [urbana de alta densidad, semiurbana de media y baja densidad] la mortalidad fue mayor a las 24 horas de exposición, seguida de 48 y 72 horas, mientras que en la zona agrícola intensiva, ésta fue mayor a las 72 horas, y en la ecológica a 48 horas. Los porcentajes de mortalidad fueron mayores tanto en la batería de agua como en la de elutriados en la zona urbana de alta densidad; en la batería de agua le siguieron la zona ecológica, la agrícola y la semiurbana, mientras que en la batería de elutriados de sedimentos, le siguieron la semiurbana, la ecológica y al final la agrícola. En la batería de agua, la mayor mortalidad se registró a las 48 horas, seguida de las 72 y las 24 horas y en la de elutriados de sedimentos también la mayor mortalidad fue a las 48 horas, pero le siguió la que se registró a las 24 horas de exposición.

Las diferencias en el comportamiento de la mortalidad, señalan distintos efectos de la contaminación en la especie *Panagrellus redivivus*, en un gradiente espacial, relacionado a

una mayor densidad poblacional y condición antrópica, en virtud de que la mortalidad fue mayor en la columna de agua y en los elutriados de sedimentos; en las zonas urbanas de media y alta densidad.

Dada la importancia de los nemátodos en el medio acuático, su inclusión en bioensayos en baterías de pruebas de toxicidad, permitirá ampliar el control de contaminantes ambientales, con una prueba de duración relativamente corta, y que a su vez brindará información sobre el riesgo de generar efectos subletales a largo plazo. Autores como Cortés *et al.* (1996), Pica-Granados *et al.* (2000) y Díaz y Pérez (2000), han efectuado bioensayos de toxicidad aguda con esta especie, registrando resultados tan coherentes, como los de este estudio. *Panagrellus redivivus* ha probado ser útil en el desarrollo de bioensayos de toxicidad de contaminantes y se ha observado que es más sensible que otras especies, por lo que las pruebas de toxicidad con ella, son buenas aproximaciones de las condiciones de contaminación de agua y sedimentos de los ecosistemas acuáticos. Este organismo se caracteriza por contener aproximadamente 530 células somáticas organizadas en tejidos y órganos. Durante su desarrollo experimenta cinco etapas larvarias hasta el estado adulto, para lo cual requieren un período de 96 horas. En condiciones ambientales adversas, pueden morir o presentar retardo en crecimiento y desarrollo. Al exponer una población de neonatos (J2) a sustancias tóxicas durante un periodo de 96 h, pueden observarse efectos letales o subletales. El número de animales muertos, indican la letalidad de la sustancia, mientras el número de animales que permanecen en el estadio J2, J3 o J4 dará una medida de los efectos subletales ya sea por efecto crónico o genotóxico (McInnis, 1995).

La alta mortalidad de *P. redivivus* en la batería testigo es adjudicable al ciclo de vida tan corto que presenta y a las dificultades de manejo al separar las cohortes que miden de 0.1 a 1 mm y presentan alta movilidad (Arkhipchuk, 2000). Respecto al estadístico de F, resultó muy baja la probabilidad de que no sean significativamente diferentes las varianzas de las mortalidades de los bioensayos en agua ($F_{0.01}=1.40319E-06$) y del bioensayo en elutriados de sedimentos ($F_{0.01}=9.6865E-05$) vs. el bioensayo testigo. Mientras que la diferencia entre las varianzas de los bioensayos con agua y con elutriados, no resultó significativa ($F_{0.01}=0.321$). Por lo que es posible concluir que la mayor mortalidad registrada en los

bioensayos efectuados, comparada con la de la batería testigo, obedeció a las condiciones de contaminación presentes en el Ecosistema Lacustre Xochimilco, las cuales habían sido detectadas con anterioridad por varios autores, empleando metodología distinta a los bioensayos.

Se presentaron condiciones de contaminación severa en forma generalizada en las lagunas y canales del Ecosistema Lacustre Xochimilco (Fig. 7; Tabla 78), en virtud de la presencia de actividades antropogénicas, de asentamientos humanos irregulares y de las descargas del Cerro de la Estrella y de San Luis Tlaxialtemalco.

En bioensayos de *Panagrellus redivivus* con metales traza, la respuesta media de maduración, se presenta a una concentración diez veces menor que la obtenida para la supervivencia y el crecimiento, e igualmente, a concentraciones superiores a 2 mg/L, la maduración se inhibe completamente. Aunque el cobre es un elemento esencial, altas concentraciones en el medio exterior producen un efecto tóxico sobre organismos incapaces de regular la concentración interna del elemento. La capacidad de este catión, de ligar proteínas, puede llevar a alteraciones de las células somáticas, impidiendo así su crecimiento y maduración (Díaz y Roldán, 1996). El sulfato de cobre es para *P. redivivus* aproximadamente cinco veces más letal que el cromo. Igualmente, a muy bajas concentraciones genera efectos subletales que pueden indicar mutagenicidad o toxicidad genética (Murillo y Díaz, 1998).

Se encontró que las bacterias de los grupos coliformes totales y coliformes fecales rebasan la norma para ambos grupos en casi todas las estaciones; destacan por su patogenicidad: *Shigella* spp, *Salmonella* spp y *Escherichia coli*. El contenido de ortofosfatos y nitratos, denota condiciones de contaminación por desechos y descargas domésticas y municipales. Se pone de manifiesto que la calidad sanitaria es inadecuada para los usos actuales. Es urgente poner en marcha acciones tendientes al mejoramiento de la calidad ambiental: aplicar tratamientos secundario y terciario a las aguas residuales, desarrollar trabajos de bioremediación en canales y lagunas, regular actividades agrícolas y turísticas, y reubicar asentamientos humanos irregulares de sus márgenes.

Es urgente poner en marcha acciones tendientes al mejoramiento de la calidad ambiental de este ecosistema: aplicar tratamientos secundario y terciario a las aguas residuales de las plantas del Cerro de la Estrella y de San Luis Tlaxialtemalco. Desarrollar trabajos minuciosos e intensivos de bioremediación y restauración en los canales y lagunas del sistema; regular adecuadamente las actividades agrícolas, ganaderas y turísticas, haciendo énfasis en no emplear aguas negras para el riego de plantas comestibles hasta que éstas sean tratadas apropiadamente, así como reubicar todos los asentamientos humanos irregulares de sus márgenes, para quienes el riesgo potencial de afectación a la salud, es relativamente alto.

En virtud de que autores como Bojórquez et al. (1994) y Soto y Esquivel (1997), basados en antecedentes y determinaciones propias, han establecido que los canales y lagunas de Xochimilco representan un riesgo potencial a la salud pública y al ecosistema, se consideró importante en este estudio analizar y determinar si el nivel de toxicidad de las matrices agua y sedimentos del Ecosistema Lacustre Xochimilco, representa dichos riesgos. Para lo cual se tomó en consideración que las pruebas de toxicidad son herramientas apropiadas para el monitoreo de ecosistemas acuáticos, como lo han demostrado ampliamente Pica-Granados et al. (2000), Cortés et al. (1996), entre otros.

El Ecosistema Lacustre Xochimilco hace referencia histórica a la cultura de la época prehispánica. Es una impresionante obra de ingeniería, diseñada y ejecutada hace más de cinco siglos, desde entonces da sustento a numerosos habitantes. Es Patrimonio Cultural de la Humanidad. Especies nativas como *Salix bonplandiana* (ahuejote) y *Ambystoma mexicanum* (ajolote), son objeto de programas de cultivo y repoblamiento. Las actividades productivas comprenden cultivo de plantas comestibles, de ornato y el turismo; pueden resultar incompatibles con las condiciones ambientales, el ecosistema es afectado por las descargas residuales de las plantas de tratamiento primario del Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco desde los 50's.

Tabla 78. Resultados obtenidos en el subíndice integrado de algunos parámetros físico químicos y, contaminantes en la columna de agua y contaminantes en los sedimentos. Ecosistema Lacustre Xochimilco.

Estación	IEAEA integrado
1	0.32
2	0.32
3	0.32
4	0.32
5	0.32
6	0.43
7	0.43
8	0.32
9	0.39
10	0.32
11	0.32
12	0.39
13	0.46
14	0.32
15	0.32
16	0.33
17	0.32

En la Tabla 79 se presenta el resumen de las condiciones de calidad ambiental registradas en los ecosistemas acuáticos de los cuatro estudios de caso considerados.

Tabla. 79. Resumen de las condiciones de calidad ambiental registradas en los ecosistemas acuáticos de los 4 estudios de caso.					
Valor Global del IEAEA	Sustentabilidad Si/No	Valor de los Subíndices	Factores Determinantes	Limitantes de Uso	Recomendaciones para el manejo
1) Litoral de Salina Cruz, Oaxaca 0.66	Si	0.29-0.88	Presencia de termoeléctrica, refinería y terminal marítima, no hay buena disposición de desechos, ni tratamiento adecuado de aguas residuales	Navegación, o actividades recreativas con contacto primario, no apta para la pesca, no apta para la acuicultura.	Riesgo a futuro si no se establecen plantas de tratamiento y una regulación industrial y municipal.
2) Río Tula, Hidalgo 0.75	Si	0-0.99	Recibe las descargas de aguas negras procedentes de la Zona Metropolitana, así como textil, de la generación de energía eléctrica, cementeras, hospitales y numerosas localidades, por lo que los niveles de coliformes fecales son demasiado elevados.	No apta para riego de alimentos agrícolas, No apta para el contacto directo, pero Ideal para el riego de plantas de ornato	Riesgo a futuro si no se establecen plantas de tratamiento y regulación municipal. Debe prohibirse el riego con esta agua.
3) Bahía de Guaymas, Sonora 0.811 abiótico 0.350 biótico 0.581 global	Parcialmente	0.69-0.91 abiótico 0.22-0.55 biótico	Aportes municipales e industriales, presencia de termoeléctrica, terminal marítima, no hay buena disposición de desechos, ni tratamiento de aguas residuales	Navegación, o actividades recreativas con contacto primario, no apta para la pesca, no apta para la acuicultura.	Riesgo a futuro si no se establecen plantas de tratamiento y regulación municipal.
4) Ecosistema Lacustre Xochimilco 0.301	No	0.25 a -0.464	Aportes de aguas residuales del Cerro de la Estrella y de S. L. Tlaxiátemalco, los niveles de coliformes fecales son demasiado elevados.	No apta para riego de alimentos agrícolas, No apta para el contacto directo, pero Ideal para el riego de plantas de ornato	Tratamiento de aguas residuales, monitoreo continuo de la calidad, regulación de las actividades agrícolas y turísticas Reubicación de asentamientos irregulares.

Un modelo es un arreglo de ecuaciones que describen e interrelacionan las variables y parámetros de un sistema o proceso. Entonces el término modelación se refiere a la derivación de las ecuaciones apropiadas que resuelven el conjunto de variables y parámetros de los sistemas o procesos. La solución de los modelos comúnmente se conoce como simulación, de ahí que simulen o reproduzcan el comportamiento. La simulación corresponde a aquel proceso de variación de las entradas del modelo, sobre un intervalo razonable o intervalo de incertidumbre en los valores de los parámetros del modelo (Luyben, 1990).

Un modelo matemático son series de ecuaciones, factores de entrada, parámetros y variables que ayudan a caracterizar el proceso que está siendo investigado. En el ámbito de las matemáticas aplicadas la adecuación del modelo puede verse afectada por el nivel de complejidad y la dimensionalidad, así como la falta de soluciones precisas, a pesar de la existencia de tantas herramientas computacionales sofisticadas que actualmente existen, lo que impone límites tanto superiores, como inferiores. El límite de confianza en la respuesta o salida del modelo de entrada se basa en la variabilidad intrínseca natural y en la estocástica. Las fuentes de incertidumbre pueden ser errores de medición, carencias de información, entendimiento parcial de los mecanismos y factores forzantes. También hay cierta dificultad al efectuar conceptualizaciones o suposiciones simplificadas o aproximaciones. Modelar por tanto tiene que considerarse en cierto sentido como un arte, pues la variabilidad numérica puede ser asignada cualitativa o cuantitativamente a diferentes fuentes de variación (Basmadjian, 1999).

8. CONCLUSIONES

Se desarrolló una metodología numérica para cuantificar la sustentabilidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, en función de los principales parámetros y variables que denotan salud ambiental y condiciones de contaminación la cual de acuerdo a los resultados derivados de los estudios de caso de cuatro ecosistemas acuáticos de diferentes tipos, permitirá a los tomadores de decisiones, establecer diagnósticos oportunos y bien fundamentados para efectuar el seguimiento y manejo sustentable de los distintos ambientes acuáticos, mediante la comparación permanente de la evolución de sus condiciones ecológicas.

El grado de sustentabilidad de los ambientes acuáticos, se califica a partir de parámetros y variables representativos de sus componentes bióticos y abióticos, incluyendo la consideración de porcentos de sobrevivencia obtenidos en bioensayos, derivados de la modelación de condiciones reales en la costa del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, el Río Tula, Hidalgo, la Bahía de Guaymas, Sonora y el Ecosistema Lacustre Xochimilco, Distrito Federal, cuya aplicabilidad fue validada y comprobada para distintos tipos de ambientes acuáticos destinados a varios usos.

Con este sencillo modelo numérico se logró facilitar y reducir el tiempo de cálculo, mediante una automatización empleando el software de uso generalizado Excel de Office.

Adicionalmente, con los cuatro estudios de caso, se logró probar la sensibilidad y la robustez del modelo y se definió que puede ser empleado como modelo básico para cualquier tipo de sistema y de uso del agua, o que podrán también desarrollarse

ponderaciones y submodelos por tipo de ecosistema acuático con la limitante de la existencia o generación de los datos disponibles más apropiados para ello.

Como resultado de este trabajo se ha generado una herramienta segura, confiable y precisa, que permitirá a todas aquellas dependencias o entidades involucradas en el monitoreo de cuerpos de agua, tanto marinos, como lacustres, fluviales, estuarinos y embalses artificiales, determinar el grado de sustentabilidad de sus condiciones ecológicas de una manera inmediata y, sobre todo, comparativa en grado superlativo. Esto homogenizaría, a nivel Nacional, todos los resultados de los muestreos sistemáticos en cuerpos de agua, y sobre todo, haría entendible a los tomadores de decisión el estado en el cual se encuentran y las medidas a aplicar para corregir los problemas que se tienen en cada uno de ellos. Esto es estratégico y relevante.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abernethy, V. D. 2001. *Carrying capacity: the tradition and policy implications of limits. Ethics in Science and Environmental Politics (ESEP)*. January 23 pp. 9-18. Inter-Research, USA.
- Aguayo Camargo, J. E. y R. Trápaga Martínez. 1996. *Geodinámica de México y Minerales del Mar*. Colección La Ciencia Para Todos. Fondo de Cultura Económica. México.
- Aguilera-Lozano, G. 1995. Evaluación del contenido de algunos metales pesados en once bancos ostrícolas en la laguna de San Andrés, Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Zaragoza, UNAM.
- Alauddin, M. y C. Tisdell. 1998. Bangladesh's Shrimp Industry and Sustainable Development: Resource-Use Conflict and the Environment. *Asian Fisheries Science* 11: 97-110.
- Alvarez L., R y M. C. González Macías. 1986. Niveles Actuales de Hidrocarburos y Metales Pesados en Aguas Costeras del Océano Pacífico Mexicano. *Revista del Instituto Mexicano del Petróleo*, XVIII(3): 59-68.
- Amezcuca, A. M. A. 1998. Poliquetos bénticos indicadores de la calidad del agua y sedimento del Río Pánuco, Tamaulipas, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 135 pp.
- Amiard-Triquet, C. 1986. Qualité du milieu marin etudie en baie de Bourgneuf a l'aide d'indicateurs biologiques de pollution metalliques. *Coastal Spaces and Littoral Companies*, Nantes, 28-30/XI/86. 34(133-134): 23-26.
- Anon. J. 1952. Los Angeles-Long Beach Harbors pollution survey. *Rep. Calif. Reg. Wat. Pollut. Control Bd.* 4: 1-43.
- APHA. 1985. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D. C. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 16th Edition. New York.
- APHA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Washington, D. C. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 18th Edition. Washington, D. C.
- Arkipchuk, V. 2000. Toxicity assessment of water samples with a set of animal and plant bioassays: Experience of the Ukrainian participation in the WaterTox program. *Environmental Toxicology* 15(4):277-286.

- Aston, S. R., I. Thornton, J. S. Webb, B. L. Milford y J. B. Purves. 1975. Arsenic in stream sediments and waters of south-west England. *Sci. Total Environ.* 4:347-358.
- ATSDR. 1988. *Toxicological Profile for Lead*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Washington, D. C.
- Axis-Arroyo, J. y J. Mateu. 2001. Geostatistical methods for the evaluation of anthropogenic impact in marine bottom *En: Villacampa, Y, Brebbia CA y Usó JL eds. Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. pp. 493-499.
- Ayers, R. S. y D. W. Westcot. 1985. *Water quality for agriculture. Irrigation and drainage paper*. (FAO) Food and Agriculture Organisation. ISBN: 92-5-102263-1. Rome.
- Baker, J. M., R. B. Clark, P. F. Kingston and R. H. Jenkins. 1990. Natural Recovery of cold water marine environments after an oil spill. *Thirteen annual Artic and Marine Oilspill Program Technical Seminar*, Edmonton, Alberta. p. 1-111.
- Bakkes, J. A., G. Vanden Born, J. Helder, R. Swart, C. Hope y J. A. Parker. 1994. An Overview of Environmental Indicators: State of the Art and Perspectives. Environment Assesment Technical Reports, RIVM in cooperation with the University of Cambridgeland, UNEP-RIVM.
- Bakun, A. 1993. The California Current, Benguela Current and Southwestern Atlantic Shelf Ecosystems: A comparative approach to identifying factors regulating biomass yields. p. 199-221. *En: Sherman, K., L. M. Alexander y B. D. Gold (Eds.). Large Marine Ecosystems: Stress, Mitigation and Sustainability*. Washington, D. C. A. A. S. Press.
- Bakun, A. 1995. A dynamical scenario for simultaneous “regime-scale” marine population shifts in widely separated Large Marine Ecosystems of the Pacific. p. 47-72. *En: Tang, Q. y K. Sherman (Eds.). The Large Marine Ecosystems of the Pacific Rim: A Report of a Symposium held in Qingdao, People’s Republic of China, 8-11 October 1994*. Gland, Switzerland: IUCN Marine Conservation and Development.
- Barajas Sánchez, M. B. 1989. Prospección de la abundancia, distribución y diversidad de moluscos (Bivalvos) y su relación con factores ambientales en la Costa Sur del Estado de Tamaulipas, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM. 149 pp.
- Barnard, J. L. 1970. Benthic ecology of Bahía de San Quintín, Baja California. *Smithson. Contr. Zool.* 40: 1-60.
- Barrera-Roldán, A., A. Saldívar, A. y J. Correa. 1998. Propuesta metodológica para la elaboración de un índice de desarrollo sustentable. *En: De la economía ambiental al desarrollo sustentable*. Saldívar A. (Ed.). p. 181-281. UNAM. México, D. F.

- Barrera Roldán, A., S. M. Ortiz-Gallarza, P. Rosales Calzadas, L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Angeles, A. Saldívar, E. Villaseñor y S. Aguilar. 2003a. Diseño para el cálculo del Índice de Sustentabilidad Industrial. Instituto Nacional del Derecho de Autor, Registro Público del Derecho de Autor, Secretaría de Educación Pública, México DF. No.: 03-2002-121613211900-01. Titular Instituto Mexicano del Petróleo.
- Barrera Roldán, A., S. M. Ortiz-Gallarza, P. Rosales, L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Angeles, A. Saldívar, E. Villaseñor y S. Aguilar. 2003b. Industrial Sustainability Index. *En: Ecosystems and Sustainable Development. Volume I.* Wessex Institute of Technology. Siena, Italy. June 2003. pp. 337-346.
- Barrera Roldán, A., A. Saldívar, P. Rosales, L. Rodríguez, S. M. Ortiz-Gallarza, M. Nava, S. Aguilar y E. Villaseñor. 2004. Índice de Sustentabilidad Industrial: Refinería "Miguel Hidalgo". *Problemas del Desarrollo Revista Latinoamericana de Economía*, Vol. 35 No.137: 77-93. Instituto de Investigaciones Económicas. Universidad Nacional Autónoma de México. ISSN-0301-7036.
- Bassols, A. 1993. *Geografía y subdesarrollo. México y el mundo.* Editorial Nuestro Tiempo. México. p. 75-90.
- Basmadjian, D. 1999. *The Art of Modeling in Science and Engineering.* Chapman and Hall/CRC. 311 pp.
- Bastianoni, S., A. G. Bernstein, M. Manfredi, L. Montobbio y E. Tiezzi. 2001. Use of thermodynamic orientors for the management of aquatic systems *En: Villacampa, Y, Brebbia CA y Usó JL eds. Ecosystems and Sustainable Development III.* WITpress. pp. 553-561.
- Baumard, P., H. Budzinski, Q. Michon, P. Garrigues, T. Burgeot y J. Bellocq. 1998. Origin and bioavailability of PAHs in the Mediterranean Sea from mussel and sediment records. *Estuar. Coast Shelf Sci.* 47: 77-90.
- Beddington, J. R. 1995. The Primary Requirements. *Nature*, 374: 213-214.
- Bellan, G. 1967. Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille. Deuxième partie. L'ensemble Portuaire Marseillais. *Revue. Int. Oceanogr. Méd.* 8: 51-95.
- Bellan, G. 1980. Acción de los factores de polución sobre las comunidades bentónicas. *En: La Polución de las Aguas Marinas.* Pérès, J. M., G. Bellan, F. Ramade, J. Ancellin, L. Lour, P. Michel. 27 pp.
- Beltrán, R., E. García y L. López. 1988. Zona lacustre de los canales de Xochimilco. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México.

- Beltrán Morales, E., F. García-Rodríguez, J. Borges-Contreras y A. Ortega-Rubio. 2002. Apertura comercial y medio ambiente. INCI ISSN 0378-1844, número de mayo. *Interciencia*, Vol. 27 (5): 1-10.
- Berger, L. L. 1991. Copper Toxicity in Sheep. University of Illinois. Salt Institute. <http://www.saltinstitute.org/stm-2.html>
- Bernabei, M., R. Reda, R. Galiero y G. Bocchinfuso. 2003. Determination of total and polycyclic aromatic hydrocarbons in aviation jet fuel. *Journal of Chromatography A*, Volume 985, Number 1, 24 January 2003, p. 197-203(7). Elsevier.
- Beyer, W. N., G. H. Heinz y R. Worwood. 1996. *Environmental contaminants in wildlife*. Chapter 9. Setac Special Publications Serial. Lewis Publishers, U.S.A.
- Beyer, J., M. Sandvik, K. Hylland, E. Fjeld, E. Egaas, E. Aas, U. Skare y A. Joksoyr. 1996. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys flesus* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed by caging to polluted sediments in Sør fjorden, Norway. *Aquat. Toxicol.*, 36:75-98.
- Bioxón. 1992. *Manual Bioxón. Medios de cultivo y reactivos de diagnóstico*. Ed. M. R. México.
- Blanco, C. G., R. Prego, M. D. G. Azpiroz e I. Fernández Domínguez. 2006. Caracterización de hidrocarburos en sedimentos de la Ría de Laxe y su relación con el vertido del Prestige (NO de la Península Ibérica). *Ciencias Marinas*, Vol. 32, No. 02B: 429-437.
- Blegvad, H. 1932. Investigations of the bottom fauna at outfalls of drains in the Sound. *Rep. Dan. Biol. Stn.* 37: 1-20.
- Brundtland, G. H. 1991. Sustainable Development: A viable strategy for global change. Guest Editorial. *International Journal of Global Energy Issues*: 113-116.
- Bojórquez, L., S. Olguín y A. Roldán. 1994. *Calidad del agua de los canales de Xochimilco en relación con el "Proyecto de Rescate Ecológico"*. Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Centro de Información y Documentación Específico de Xochimilco.
- Bombace, G. 1993. Ecological and fishing features of the Adriatic Sea. In: Sherman, K., L. M. Alexander y B. D. Gold (Eds.). *Large Marine Ecosystems: Stress Mitigation and Sustainability*, D. C. A. A. S. Press. p. 119-136.
- Botello, A. V. y M. Mendelewicz. 1988. Pollution and Pollutants in the Terminos Lagoon Region. En: Yáñez-Arancibia, A. and J. W. Day Jr. (Eds). *Ecology of coastal Ecosystems in the Southern Gulf of México: The Terminos Lagoon Region*. Inst.

- Cienc. del Mar y Limnol. UNAM, Coast. Ecol. Inst. LSU. UNAM. Editorial Universitaria México.
- Botello, A. V., G. Ponce Vélez, A. Toledo, G. Díaz González y S. Villanueva. 1992. Ecología, recursos costeros y contaminación en el Golfo de México. *Ciencia y Desarrollo*. 102, 28-48.
- Bowen, H. J. M. 1966. *Trace metals in biochemistry, the biochemistry of the elements*. Chapter 12. Academic Press. p. 173-210.
- Breierova, L. y M. Choudhari. 1996. *An introduction to Sensitivity Analysis*. Massachusetts Institute of Technology. .p. 41-107.
- Brower, H., T. Murphy y L. McArdle. 1990. A sediment contact bioassay with *Photobacterium phosphoreum*. *Environmental Toxicological Chemistry*, 9, 1353-1358.
- Brundtland, G.H. y W. Troyer. 1990 *Preserving Our World: A Consumer's Guide to the Brundtland Report*. Firefly Books, ASIN: 0969453809.
- Brundtland, G. H. 1991. Sustainable Development: A viable strategy for global change. Guest Editorial. *International Journal of Global Energy Issues*: 113-116.
- Buchanan, J. B. y J. M. Kain. 1971. Measurement of the physical and chemical environment. *En: Methods for the study of marine benthos*. Holme, N. A. and A. D. McIntyre (Eds.). *IBP Handbook No. 16*. Blackwell Scientific Publications. England. p. 30-58.
- Burton, J. D. 1976. Basic properties and processes in estuarine chemistry. *En: Burton, J. D. y P. S. Liss (Eds.). Estuarine Chemistry*. Academic Press. London
- Burton Jr, G. A. 1991. Assessing the Toxicity of Freshwater Sediments. *Annual Review. Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1585-1627.
- Cairns Jr, J. 1977. Quantification of Biological Integrity. *En: The Integrity of Water*. Ballentine, R. F. y L. J. Guarraia (Eds.). EPA Publications. New York. 19 pp.
- Campanella, L., M. E. Conti, F. Cubadda y C. Sucapane. 2001. Trace metals in seagrass, algae and molluscs from an uncontaminated area in the Mediterranean. *Environmental Pollution* 111: 117-126.
- Cato, J. y Ch. M. Adams. 1999. Economic Significance of the Gulf of Mexico. Related to Population, Income, Employment, Minerals, Fisheries and Shipping. Chapter 2. p. 14-33. *En: Kumpf, H., K Steidinger y K. Sherman. 1999. The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability and Management*. Blackwell Science, Inc.
- Caughley, G. 1976. Plant-Herbivore Systems. *In: Theoretical Ecology: Principles and*

- Applications*. R. M. May (Ed.). Saunders. p. 94-113.
- Chaubert, D. 1984. Biomagnification of the cadmium in a bivalve mollusc: *Cerastoderma glaucum* Poiret 1789, after a sublethal contamination. *Vie Mar* 6: 57-61.
- Chávez Marrero, M. E., J. de Huelbes Alonso, R. Guerra García y E. Nápoles Fernández. 2000. Sedimentos superficiales en el Archipiélago Sabana Camagüey. Caracterización sedimentológica y micropaleontológica. *Revista Ciencias de la Tierra y el Espacio* 1, Artículo 3: 1-13. http://www.iga.cu/revista/cte_01/art_01-03/id12_m.htm
- Chantigny, M. H. 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the influence of land use and management practices. *Geoderma*, Volume 113, Number 3, p. 357-380. Elsevier.
- Cheung, Y. K. y R. Chappell. 2002. A Simple Technique to Evaluate Model Sensitivity in the Continual Reassessment Method. *Biometrics* 58 (3), 671-674.
- Cisneros, E. X., B. R. Gontes y R. R. Nuño. 2001. Contaminación de aguas superficiales y su efecto en el riego agrícola. Estudio de caso ejido San Andrés, municipio de Ocotlán, Jalisco. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua y Universidad de Guadalajara. 4 pp. <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaidis/mexico11/as-28.pdf>
- Clarkson, T. W. 1983. Methylmercury toxicity to the mature and developing nervous system In: Sakar B. Ed. *Biological Aspects of Metals and Metal-Related Diseases*. Raven Press. New York.
- CMMAD. 1987. *Nuestro Futuro Común. Comisión Mundial Sobre Medioambiente y desarrollo*. Brundtland Commission. Alianza Editores. Madrid.
- CONABIO. 1999. Uso de suelo y vegetación agrupado en Uso de suelo y vegetación de INEGI (1973). Escala 1:250,000.
- Constanza, R. 1992. Toward an operational definition of Ecosystem Health. En: R., B. G. Norton y B. D. Haskell (Eds.). *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington, D. C. p. 239-256.
- Connolly S. R. y J. Roughgarden, 1998. A latitudinal gradient in northeast pacific intertidal community structure: evidence for an oceanographically based synthesis of marine community theory. *The American Naturalist*, 151(4):311-326.
- Constanza, R. y M. Mageau. 1999. What is a Healthy Ecosystem, En: Kumpf, H., K Steidinger y K. Sherman (Eds.) *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability and Management*. Chapter 23. Blackwell Science, Inc. 704 pp.

- Contreras, E. F. y L. M. Zabalegui. 1991. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en la laguna La Joya Buenavista, Chis., Méx. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 18: 207-215.
- Contreras, E. F. y J. Keretres. 1992. Total Phosphorous-chlorophyll, relationships in tropical coastal lagoons in México. *XXV SIL. International Congress.* Barcelona, España.
- Contreras-Bravo, G., J. Matus-Parada, S. Vergara-Méndez y S. M. Ortiz-Gallarza. 1994. Impacto ecológico en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *Memorias del I^{er} Congreso Venezolano de Ciencias Acuáticas.* Isla Margarita, Venezuela. 17 a 21 de octubre.
- Cortés, G. I. 1990. *Estudio bacteriológico del agua de los canales de Xochimilco.* Investigación de Servicio Social. Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Cortés, G., A. Mendoza y D. Muñoz. 1996. Toxicity evaluation using bioassays in rural developing district 063, Hidalgo, Mexico. *Environmental Toxicology and Water Quality* 11(2):137-143.
- Daniel, W. W. 1985. *Bioestadística. Base para el Análisis de las Ciencias de la Salud.* Limusa. México. 485 pp.
- Davide, V., M. Pardos, J. Diserens, G. Ugazio, R. Thomas y J. Dominik. 2003. Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions. *Water Research* 37: 2847-2864.
- Davis, W. R. 1969. Oogenesis and its relationship to dissolved oxygen suppression in *Neanthes arenaceodentata* (Polychaeta: Annelida). Thesis. California State College, Long Beach, California. 62 pp.
- Davis, W. S., L. A. Fay y C. E. Herdendorf. 1987. Lake Erie sediment oxygen demand investigations during 1979. Overview of USEPA/CLEAR. *J. GT. Lakes Res.* 13: 731-737.
- Dayton P. K. 1971. Competition, disturbance, and community organization: the provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Eco. Monogr.* 41:351-389.
- Dean, D. y Haskin H. H. 1964. Benthic repopulation of the Raritan river estuary following pollution abatement. *Limnol. Oceanogr.* 9(4):551-563.
- De Camino, R. y S. Mullers. 1993. Sostenibilidad de la Agricultura y los Recursos Naturales: Bases para establecer Indicadores. Proyecto IICA-GYZ sobre Agricultura, Recursos Naturales y Desarrollo Sostenible. *Serie Documentos de Programmas* No. 38. IICA, Costa Rica. 133 pp.

- De Camino, R. y S. Mullers. 1996. Esquema para la Definición de Indicadores. *Agroecología y Desarrollo. No. 10*. CLADES. <http://www.clades.org/r10.htm>
- Decisioneering. 1996. Crystal Ball. Software, version 4.0. Denver, Colorado, U. S. A.
- Deléage, J. P. 1992. ¿Un Capitalismo Verdoso? *Ecología Política 3*: 27-34. ICARIA. Barcelona, España.
- De la Lanza, G. J. 1987. Química de la fase sedimentaria en las lagunas costeras. *En: Gómez Aguirre, S. y V. Arenas Fuentes (Eds.) Contribuciones en Hidrobiología: Memoria de la Reunión Alejandro Villalobos. 24-26-X-83.* p. 135-153.
- DelValls, T. A. y P. M. Chapman. 1998. Site-specific sediment quality values for the Gulf of Cadiz (Spain) and San Francisco Bay (USA), using the sediment quality triad and multivariate analysis. *Ciencias Marinas 24*(2): 312-313.
- DelValls, T. A., J. M. Forja y A. Gómez Parra. 1998. The use of multivariate analysis to link sediment contamination and toxicity data to establish sediment quality guidelines: an example in the Gulf of Cadiz (Spain). *Ciencias Marinas 24*(2): 127-154.
- Devuyst D. y L. Hens. 2001. Introducing and measuring sustainable development initiatives by local authorities in Canada and Flanders (Belgium) a comparative study. *En: Sustainable Development at the Local Level. Environment, Development and Sustainability 2*: 81-105. Kluwer Academic Publishers. Netherlands.
- Díaz, M. y J. Pérez. 2000. Intralaboratory experience with a battery of bioassays: Colombia experience. *Environmental Toxicology 15*(4):297-303.
- Díaz, M. C. y F. Roldán. 1996. Evaluation of the agar plate method for rapid toxicity assessment with some heavy metals and environmental samples. *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal, 11*:259-263.
- Díaz-Ortega, I. F. 1984. *El área urbano-regional del Estado de Oaxaca en el Istmo de Tehuantepec. El Puerto Industrial de Salina Cruz, Oax.* Seminario Franco-Mexicano, julio 1982. Instituto de Geografía, UNAM/Centro de Investigaciones y Documentación de América Latina (CREDAL/CNRS), México.
- Dinius, S. H. 1987. Design of an Index of Water Quality. *Water Resources Bulletin 23*: 833-843.
- Domínguez-Parra, S. 1986. Estudio de la calidad reglamentaria y ecológica de las aguas costeras en la Bahía de Acapulco, Gro. y proximidades, realizado de noviembre de 1978 a marzo de 1979. Tesis de Posgrado. Instituto de Ciencias del Mar. UNAM. 150 pp.

- Dutka, B. 1994. *Water and sediment samples*. Submitted by The Instituto Colombiano del Petróleo to National Water Research. Canadian Environment Institute.
- Dutka, B., J. Marsalek, A. Jurkovic, R. McInnis y K. K. Kwan. 1994. A Seasonal Ecotoxicological Study of Stormwater Ponds. *Germ. Journal for Applied Zoology (Zeits. F r Ang. Zool.)*. Jg., Heft 3, 361-381.
- Elton, C. 1927. *Animal Ecology*. Sidwick and Jackson. London.
- Elton, C. S. 1966. *The Pattern of Animal Communities*. Methuen. London.
- Emery, K. O. 1938. Rapid method of mechanical analysis of sands. *Journal of Sedimentary Petrology* 8, 105-111.
- Environmental Health Information Service, 1999. *En: Environmental Health Perspectives* Volume 107, Number 11, November 1999. <http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/1999/107-11/niehsnews.html#more>.
- EPA. 1976. Quality Criteria for Water. *Red Book*: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/redbook.pdf>. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standards. Washington, D. C. EPA 440/5-86-001. 534 pp.
- EPA. 1977. *Air Quality Criteria for Lead*. EPA/600/8-77/017. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, D. C.
- EPA. 1985. *Drinking Water Criteria Document for Nitrates/Nitrites*. Final Draft, TR-540-59D. Washington, D. C. Office of Drinking Water. Environmental Protection Agency.
- EPA. 1985bis. *Drinking Water Criteria Document on Cadmium*. Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water, Washington, D. C.
- EPA. 1986. *Health Assessment Document for Nickel and Nickel Compounds*. EPA/600/8-83/012FF. Environmental Protection Agency. Washington, D. C.
- EPA. 1986a. Quality Criteria for Water. *Gold Book*: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html#gold>. United States Environmental Protection Agency. Office of Water Regulations and Standards. Washington, D. C. EPA 440/5-86-001. 477 pp.
- EPA. 2001. *Heavy Metals. Pb*. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. *En*: <http://www.epa.gov/owow/wtr1/fish/humans.html>).
- EQS. 2002. *Quality Guidelines. Summary of Existing Canadian Environmental. Summary Table*. Canada Government. 12 pp. <http://www.ccme.ca/assets>.
- EPA. 2005. *Current National Recommended Water Quality Criteria*. Environmental Protection Agency. Washington, D. C. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/wqcriteria.html>

- Escoto-Hidalgo, S., A. Gil-Zurita, S. M. Ortiz-Gallarza y J. Segura-Gortares. 1991. Aplicaciones de la percepción remota en las actividades oceanográficas de la Secretaría de Marina. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía*, Boca del Río, Ver.
- FAO. 1988. *Natural Resources and Environment*. Food and Agriculture Organization. Rome, Italy.
- Fernández, N., A. Cesar, M. González y T. A. De Valls. 2006. Nivel de contaminación de sedimentos afectados por el vertido del Prestige y sus efectos sobre el desarrollo embrionario del erizo de mar. *Ciencias Marinas*, Vol. 32(No. 02B): 421-427.
- FISRWG. 1998. *Water Quality Criteria*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group.
- Folk, R. L. 1969. *Petrología de las rocas sedimentarias*. Instituto de Geología. UNAM. México 236 pp.
- Ford, P. 2001. Scale, ecosystem resilience and fire in shortgrass steppe. *En: Villacampa, Y., Brebbia C. A. y Usó J. L. (Eds.). Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. pp. 447-456.
- Forstner, U. y G. T. W. Wittmann. 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Second Revised Edition. Springer-Verlag. ISBN 0-387-10724-X. 486 pp.
- Friberg, L., M. Piscator, G. F. Nordberg y T. Kjellström. 1974. *Cadmium in the environment*. Cleveland: CRC.
- Friberg, L., G. F. Nordberg y V. B. Vouk. 1979. *Handbook on the Toxicology of Metals*. Elsevier. 709 pp.
- Friedman, G.M. y K. G. Johnson. 1987. *Exercises in Sedimentology*. John Wiley and Sons. 83 pp.
- Fujiya, M. 1965. Physiological estimation on the effects of pollutants upon aquatic organisms. *Adv. Wat. Pollut. Res.* 2(3): 315-331.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana*. Ed. Offset Larios. México.
- GEF. 1997. *Global Environment Facility Operational Programs*. Washington, D. C.
- Gobierno del Estado de Hidalgo. 2000. *Planeación Ecológica*. 10 p. <http://www.edo-hidalgo.gob.mx/ecologia/p1.html>

- Gogu, R. C. y A. Dassargues. 2000. Sensitivity analysis for the EPIK method of vulnerability assessment in a small karstic aquifer, southern Belgium. *Hydrogeology Journal* 8(3): 337-345.
- Goldberg, E. D., V. T Bowen, J. W. Farrington, G. Harvey, J. H. Martin, P. L. Parker, R. W. Risebrough, W. Robertson W., E. Schneider E. y E. Gamble. 1978. The Mussel Watch. *Environmental Conservation* 5(2): 101-125.
- Goldwater, L. 1971. Mercury in the environment. *Sci. Am.* 224:15-21.
- González, L. M. C., M. C. González M., S. M. Ortiz G., J. L. Mondragón, V. M. García V. y M. Díaz A. 1998c. Caracterización Ambiental del río Pánuco durante los períodos de nortes de 1996 y de lluvias de 1997. *Memorias del III Congreso Nacional de Ciencias Ambientales*. Fac. de Economía, Universidad de Nayarit.
- González-Lozano, M. C., V. García-Vázquez, C. González-Macías y J. L. Mondragón. 1997. Site Assessment after an oil spill event in a Southern Mexican Lagoon. *Proceedings of the 4th Annual Petroleum Environmental Conference*. San Antonio Texas. Septiembre 9-12.
- González L., M. C., M. C. González M., S. M. Ortiz-Gallarza., J. L. Mondragón. V. M. García V. y M. Díaz A. 1998c. Caracterización Ambiental del río Pánuco durante los períodos de nortes de 1996 y de lluvias de 1997. *Memorias del III Congreso Nacional de Ciencias Ambientales*. Fac. de Economía, Universidad de Nayarit.
- González-Lozano, M. C., M. C. González-Macías, S. M. Ortiz-Gallarza, M. Díaz-Argüero, J. Roldán-Morales, J. L. Mondragón y V. M. García-Vázquez. 1999a. Efecto de las actividades de dragado sobre el ambiente marino en las inmediaciones de la Terminal Marítima de Salina Cruz, Oaxaca, México. *Memorias del VI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*. Mazatlán, Sin. 17-19 nov.
- González-Lozano, M. C., M. C. González M., S. M. Ortiz-Gallarza, M. Díaz-Argüero, J. Roldán, J. L. Mondragón y V. M. García-Vázquez. 1999b. Efecto de las actividades de dragado sobre el ambiente marino en las inmediaciones de la Terminal Marítima de la Bahía de Guaymas, Son. México. *Memorias del VI Congreso Nacional de Ciencia y Tecnología del Mar*. 17-19 de noviembre. Mazatlán, Sin.
- González-Lozano, M. C. 2000. Estudio de la Comunidad zooplanctónica superficial de la región occidental de Baja California durante agosto y diciembre de 1983 y febrero de 1984. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM.
- González-Lozano, M. C., M. C. González-Macías, S. M. Ortiz-Gallarza, V. M. García-Vázquez y M. Díaz-Argüero. 2000a. Diagnóstico ambiental del río Tehuantepec durante las épocas climáticas de lluvias, tehuanos y estiaje de 1997-1998. *Memorias del XII Congreso Nacional de Oceanografía*. Huatulco, Oaxaca, México. 22 al 26 de mayo.
- González-Lozano, M. C., M. A. Fernández-Alamo y L. Sanvicente-Añorve. 2000b.

- Seasonal and spatial patterns of zooplankton community in surface waters along the west coast of Baja California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations. Annual Conference 2000*. Lake Arrowhead, California.
- González-Macías, M. C., M. C. González-Lozano y V. M. García-Vázquez. 1994. Efectos de los dragados de mantenimiento en el ambiente costero en Coatzacoalcos, Ver. *Oceanol.* (1)4,109-126.
- González Macías, M. C. 1997. Análisis de la comunidad bentónica en una chapopotera del golfo de México y sus relaciones con la presencia crónica de hidrocarburos del petróleo. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM.
- González-Macías, M. C., C. González-Lozano, V. García Vázquez y J. L. Mondragón. 1997. Ecological Integrity Index and the Impact of effluent from sewage treatment plants from the Mexican Refining System. *Memory of the 4th Annual Petroleum Environmental Conference*. San Antonio Texas. Septiembre 9-12.
- González, M. C., V. M. García, M. C. González L., S. M. Ortiz G. y A. Gil-Zurita. 1998a. Estudio Integral de la Región de Salina Cruz, Oax. *Memorias de las 3^{as}. Jornadas de Preservación de Agua, Aire y Suelo en la Industria Petrolera y del Gas*. Buenos Aires, Argentina.
- González, M. C., M. C. González L., S. M. Ortiz G., J. L. Mondragón. V. M. García y M. Díaz. 1998b. Diagnóstico Ambiental del Río Coatzacoalcos. *Memorias del IX Seminario de Especialidades Tecnológicas*. ININ. México.
- González Macías, M. C., M. Guzmán, V. García Vázquez, E. Galván y M. C. González Lozano. 1998c. Natural Petroleum Hydrocarbon Occurrence in the Mexican Shore Lines of the Gulf of Mexico. *Proceedings of the 5th International Petroleum Environmental Conference*. Albuquerque, N. M. U. S. A.
- González-Macías, M. C., A. Gil-Zurita, V. M. García-Vázquez, S. M. Ortiz-Gallarza, M. C. González-Lozano y M. A. Tenorio-Torres. 2000. Determinación de valores de fondo de parámetros fisicoquímicos y de contaminación a partir de información contenida en un Sistema de Información Ambiental. *Memorias del XII Congreso Nacional de Oceanografía*. Huatulco, Oaxaca, México. 22 al 26 de mayo.
- Granados Barba, A. 1994. Estudio sistemático de los poliquetos de la región de plataformas petroleras del sur del Golfo de México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. p. 100-125.
- Gray, J. S. 1981. *The Ecology of Marine Sediments. An Introduction to the structure and function of benthic communities*. Cambridge University Press. 185 pp.
- Green, R. H. 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian niche: bivalve molluscs of Central Canada. *Ecology* 52: 225-229.
- Guilbault, G. G. 1973. *Practical Fluorescence: Theory, Methods and Techniques*. Marcel Dekker, Inc. New York.

- Guthrie, F. E. y J. J. Perry. 1980. *Introduction to Environmental Toxicology*. Elsevier, N. Y. 484 pp.
- Guzmán, G., G. Mata y D. Salmones. 1994. El cultivo de los hongos comestibles, su biotecnología y proyección en México. *En: Tecnologías Ambientales para el Desarrollo Sustentable*, E. Olguín (comp.). Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Ver., Mex. p. 45-49.
- Haberer, K. y S. Normann. 1971. Metallspuren im Wasser. *Vom Wasser*, 38:157-182.
- Hall, C. A. S. y J. W. Day Jr. 1977. Systems and Models: terms and basic principles. *In: Ecosystems modeling in theory and practice*. C. A. S. Hall y J. W. Day Jr (Eds.). p. 6-35.
- Hamburg-Wasserguetestelle-Elbe. 1991. *Biologisches effektmonitoring mit der Dreikantmuschel Dreissena polymorpha in der Messtation Schnackenburg. Arbeitsgemeinschaft fuer die Reinhaltung der Elbe. Germany*. 104 pp.
- Hardin, G. 1960. The Competitive Exclusion Principle. *Science* 131: 1292-1297.
- Harte, J., C. Holdren, R. Schneider y C. Shirley. 1991. *Toxic A to Z. A guide to everyday pollution hazards*. University of California Press.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier. London. p. 16-49.
- Hey, E. y L. D. Mee. 1993. Black Sea. The Ministerial Declaration: An important step. *Environ. Pollut. Law* 2315: 215-217, 235-236.
- Hill, I. R., P. Matthiessen y F. Heimbach (Eds.). 1993. *Guidance Document on Sediment Toxicity Tests and Bioassays for Freshwater and Marine Environments*. SETAC-Europe, Brussels, Belgium. 105 p.
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* (4): 1-23.
- Holling, C. S. 1993. Investing in Research for Sustainability. *Ecol. Appl.* 3: 552-555.
- Hutchinson, G. E. 1970. The Chemical Ecology of Three Species of Myriophyllum (Angiospermae, Haloragaceae). *Limnol. Oceanogr.* 15:1-5.
- Hynes, H. B. 1960. *Biology of polluted waters*. Liverpool University Press. Great Britain. 202 pp.
- ICES. 1991. Report of the Multispecies Assessment Working Group. *ICES CM*. 1991/Asses. 7.
- IDEAM. 2001. *Indicadores de Calidad Ambiental*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial de Colombia. Sistema Nacional Ambiental.. Temas Ambientales <http://www.ideam.gov.co/indicadores/calidad3.htm>
<http://www.ideam.gov.co/temas/calidad/dqo.pdf>

- IMP. 1986. Caracterización Biológica y Fisicoquímica del bajo río Coatzacoalcos, Ver. Proyecto. G-1011. Informe Final. División de Protección Ambiental. Subdirección de Tecnología de Refinación y Petroquímica. División de Protección Ambiental. Instituto Mexicano del Petróleo. III/86.
- IMP. 1987. Memorias del Curso Internacional Impacto Ambiental. Instituto Mexicano del Petróleo. México, D. F.
- IMP. 1992. Caracterización Biológica y Fisicoquímica del río Cazones, Ver. Informe Parcial, EBO-7101, México, D. F.
- IMP. 1994a. Determinación de Hidrocarburos Aromáticos por espectrofluorometría. Método IMP-QA-610-2000. México, D. F.
- IMP. 1994b. Determinación de Material Orgánico Extraíble de agua con tetracloruro de carbono por espectroscopía de IR. Método IMP-QA-64. México, D. F.
- IMP. 1994c. Determinación de Metales en sedimento, lodos y suelos por Absorción Atómica. Método IMP-QA-026. México, D. F.
- IMP. 1994d. Evaluación de los Efectos en el Ambiente Causados por la Depositación de sedimentos dragados de la dársena de Pajaritos en Coatzacoalcos, Ver. Informe Final, EOE-8149, México.
- IMP. 1995. Diagnóstico Ambiental de la laguna Lagarto y el medio terrestre circundante a la estación 2 de rebombeo, Loma Bonita, Ver. Proyecto. DOC-7217. Informe final. Subdirección General de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Transformación Industrial. Gerencia de Protección Ambiental y Control Energético. Instituto Mexicano del Petróleo. X/98.
- IMP. 1996. Evaluación del impacto del río Pánuco, debido a la influencia de la refinería y terminal marítima de Cd. Madero, Tamps. Informe Final, DOC-8085. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. X/96. México.
- IMP. 1997a. Creación de marcos de referencia ambientales para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación (terminal marítima de Pajaritos, Ver.). Proyecto. DOC-8063. Informe Final. Coordinación de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. X/98.
- IMP. 1997b. Determinación Granulométrica. Textura y contenido de materia orgánica en sedimentos. Método de Folk modificado, con clases texturales de Wentworth. Instituto Mexicano del Petróleo. Área de Tecnología de Control. Laboratorio de Análisis Ambiental. Clave C/LAA-03-02IV.4. Vigencia a partir del 21/06/97. México, D. F. 6 pp.

- IMP. 1998a. Bioacumulación y seguimiento de contaminantes en la cuenca baja del río Pánuco y sus principales influentes (canal de Chijol y Varadero). Informe Final. DOC-8060. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. I/98. México.
- IMP. 1998b. Creación de marcos de referencia ambientales para los dragados de mantenimiento en terminales marítimas de Pemex-Refinación (terminal marítima de Salina Cruz, Oax.). Proyecto. DOC-8042.1. Informe Final. Coordinación de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. V/98.
- IMP. 1998c. Descripción del escenario ambiental del área de incidencia de la especie. Caracterización integral del ámbito de *Penaeus setiferus* durante los cruceros oceanográficos Perfotox. Informe Técnico Final. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad Instituto Mexicano del Petróleo México. D. F. 116 p.
- IMP. 1998d. Diagnóstico ambiental de la laguna Limón y del pantano y arroyo los Monos con relación al complejo procesador de gas de ciudad Pemex. Proyecto. DOC-7217. Informe Final. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. X/98.
- IMP. 2000. Estudio Ambiental Integral de la Región de Salina Cruz, Oax. Informe Final. DOC-7205. Subdirección de Protección Ambiental. Gerencia de Control Ambiental y Sustentabilidad. Instituto Mexicano del Petróleo. II/2000. México. Informe Final. 350 pp.
- IMP. 2001. Seguimiento del Proyecto Ambiental Integral de la región de Salina Cruz, Oax. Informe Final. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D. F.
- IMP. 2002. Seguimiento del Programa Ambiental Integral de la región de Salina Cruz, Oax. Informe Final. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D. F.
- IMP. 2004. Desarrollo de una base de datos relacional con variables de tipo ambiental de la Región Costera de Salina Cruz, Oaxaca, México. Informe Parcial. Instituto Mexicano del Petróleo, México, D. F. Ortiz Gallarza, S. M, M. Tenorio Torres M y J. León Enríquez.
- INE. 1997. *Avance en el Desarrollo de Indicadores para la Evaluación del Desempeño Ambiental en México.* SEMARNAP.
<http://www.ine.gob.mx/dggia/indicadores/espanol/index.html>
- INEGI. 1999. Página electrónica del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. [http://dgcnesyp.inegi.gob.mx],
[http://www.inegi.gob.mx/difusion/ingles/acercamexico/fiacermex.html],
[http://www.inegi.gob.mx/economia/ingles/fieconomia.html],

[<http://www.inegi.gob.mx/territorio/ingles/viacomun/puertos.html>]

- INEGI/SEMARNAP. 2000. *Indicadores de Desarrollo Sustentable en México*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática/Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. ISBN 970-13-3015-3. 203 pp.
- Ingersoll, C. G. 1995. Sediment Test. *En*: Rand, G. M. (Ed.), *Fundamentals in Aquatic Toxicology*. p. 231-255. Taylor & Francis.
- Islas, P., J. Valenzuela, M. Jerardino y H. Mayer. 1987. Intoxicación aguda por fenoles. *Revista Chilena de Pediatría*, 58(5): 402-404.
- James, I. y L. Evison. 1979. *Biological indicators of water quality*. John Wiley and Sons. Great Britain. p. 4-57.
- James, A. y J. J. Perry. 1980. *Introduction to Environmental Toxicology*. Elsevier Publishers. U.S.A. 484 pp.
- Jensen, S. y A. Jernelöv. 1969. Biological methylation of mercury in aquatic organisms. *Nature* 233:753-754.
- Johnson, R. H., T. Wiedrholm y D. M. Rosenberg. 1993. Freshwater Biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of Benthic Macroinvertebrates. Chapter 4. *En*: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Rosenberg, D. M. y Resh V. H. (Eds.). Chapman & Hall. London p. 40-158.
- Jones, D. S., G. W. Suter y R. N. Hull. 1997. *Toxicological benchmarks for screening contaminants of potential concern for effects on Sediment-Associated Biota: 1997 Revision*. ES/ER/TM-95/R4. <http://www.hsrd.oem.gov/ecorisk/tm95r4.pdf> 48 pp. Energy/ Office of Environmental Management under budget and reporting codeEW 20/Lockheed Martin Energy Systems Inc.
- Jurado-Molina, J., P. Livingston y V. F. Galluci. 2004. Análisis de sensibilidad del modelo de análisis poblacional virtual multiespecífico aplicado a un sistema de especies relacionadas tróficamente del Mar de Bering Oriental. *Ciencias Marinas* 30(2): 285-296.
- Kaluarachchi, J. J. y Q. Zhao. 2001. Human health risk assessment at hazardous waste sites with population heterogeneity *En*: Villacampa, Y., C. A. Brebbia y J. L. Usó (Eds.). *Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. pp. 511-520.
- Karr, J. 1992. Ecological Integrity: Protecting Earth's Life Support Systems. *En*: Constanza R., B. G. Norton y B. D. Haskell (Eds.) *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Washington, D. C. Island Press. p. 223-228.

- Khengarot, B. S. 1991. Toxicity of metals to a freshwater tubificid worm *Tubifex tubifex* (Muller). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44, 907-912.
- Kinder, T. H. 1983. Shallow currents in the Caribbean Sea and Gulf of Mexico as observed with satellite-tracked drifters. *Bull. Mar. Sci.* 33 (2): 239-246.
- Kirwan, A. D. Jr., G. McNally, M. S. Chang y R. Molinari. 1975. The effect of wind and surface currents on drifters. *J. Phys. Ocean.* 5 (2):361-368.
- Knezovich, J. P., F. R. Harrison y R. G. Wilhelm. 1987. The bioavailability of sediment-sorbed organic chemicals: A review. *Water, Air, Soil Pollut.* 32(1-2): 233-275.
- Kolkwitz, R. y M. Mansson. 1908. Oekologie der Pflanzlichen Saprobien. *Ber. Dt. Bot. Ges.* 26: 505-519.
- Krebs, Ch. J. 1986. *Ecología. Estudio de la Distribución y la Abundancia*. 2ª ed. Harla. 753 pp.
- Kullenberg, G. 1986. Long term changes in The Baltic Ecosystem. P. 19-32. In: Sherman, K. y L. M. Alexander (Eds.). *Variability and Management of Large Marine Ecosystems*. A. A. A. S. Selected Symp. 99. Boulder, CO: Westview Press.
- Kumpf, H., K. Steidinger y K. Sherman. 1999. *The Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem. Assessment, Sustainability and Management*. Blackwell Science, Inc. 704 pp.
- Lakowicz, J. R. 1983. *Principles of Fluorescence Spectroscopy* Plenum Press. New York.
- Lausch, A. 2001. Assessment of landscape pattern and landscape functions by application of GIS and remote sensing In: Villacampa, Y., Brebbia C.A. y Usó J. L. (Eds.). *Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. pp. 367-376.
- Law, A. T. y M. E. Yeo. 1997. Toxicity of Phenol on *Macrobrachium rosenbergii* (de Man) Eggs, Larvae, and Post-Larvae. *Journal Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 58, No. 3: 469-474.
- Lee, W. R. 1990. The importance of molecular dosimetry and analysis of mutations for estimation of genetic risk. *Mutation Res.* 231: 3-9.
- Leeds, R., L. C. Brown and N. L. Watermeier. 2002. *Nonpoint Source Pollution: Water Primer*. Ohio State University Extension Fact Sheet. Food, Agricultural and Biological Engineering. 90 Woody Hayes Dr. Columbus, Ohio 43210. AEX-465-93, <http://ohioline.osu.edu/aex-fact/0465.html>

- Leff, E. 1994. De política, políticas de desarrollo y políticas ambientales en América Latina. *En: Desarrollo Sustentable: Retos y Prioridades*. E. J. Olguín, G. Sánchez, M. E. Ramírez y G. Mercado (comp.). Instituto de Ecología, A. C. p. 21-39.
- Leff, E. 1998. Globalización, racionalidad ambiental y desarrollo sustentable. *En: La guía ambiental*. Barba Pérez, R. (comp.), Unión de Grupos Ambientalistas, I. A. P. México.
- Legislación Federal Mexicana. 1981. Ley Federal de Derechos. Diario Oficial de la Federación 31/XII/81. En vigor a partir del 1 de enero de 1982, (vigente al 8/11/01, de acuerdo a la actualización más reciente de la página en internet: <http://info4.juridicas.unam.mx/ijure/fed>). Tabla No. 5 Capítulo VIII, Artículo 224.
- Lenat, D. R., L. A. Smock y D. L. Penrose. 1980. Use of Benthic Macroinvertebrates as Indicators of Environmental Quality *En: Biological Monitoring for Environmental Effects*. Worf, D. L. (Ed.). Heath, Lexington, MA. p. 97-112.
- Léonard, A. 1990. *Les mutagenes de l'environnement et leurs effets biologiques*. Mason. Paris. 305 pp.
- León-Vizcaino, L. F. 1988. *Índices de Calidad del Agua (ICA), forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México.
- Levin, E., C. Torres, D. Ruelas y R. Galindo. 2004. Reporte de resultados financieros de Pemex al 31 de marzo de 2004. 20 pp.
- Levin, S. A. y R. T. Paine. 1974. Disturbance, patch formation and community structure. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 71: 2744-2747.
- LGEEPA. 2000. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. 18ª ed. Porrúa, México.
- Linker, L. C., G. W. Shenk, P. Wang, K. J. Hopkins y S. Pokharel. 2002. A short history for Chesapeake Bay modeling and the next generation of airshed, watershed and estuarine models. *Watershed 2002 Conference*. Ft. Lauderdale, Florida.
- Lora-Jaimes, V., M. Vicencio-Aguilar y S. Ortiz-Gallarza. 1989. Moluscos planctónicos de la bahía de Banderas, Jal.-Nay., durante el verano de 1989. *Memorias del XI Congreso Nacional de Zoología*. Mérida, Yucatán, 28 a 31 de octubre.
- Luyben, W. L. 1990. *Process Modeling, Simulation and Control*. 2nd ed. Mc. Graw-Hill, New York.
- Maldonado Vázquez, J. 1999. La Terminal de Almacenamiento y Distribución en Tula, Hidalgo. Pemex Refinación. Petróleos Mexicanos

- <http://www.franquicia.pemex.com/octanaje/25tula.htm> 2 pp. *Revista Octanaje*, No. 25 octubre 1999.
- Malkina-Pykh, I. G. y Y. A., Pykh. 2001. Indices and indicators of water sustainability: systems analysis approach In: Villacampa, Y, C. A. Brebbia y J. L. Usó (Eds.) *Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. pp. 543-552.
- Mancl, K. 1996. *Wastewater Treatment Principles and Regulations*. AEX-768-96, Ohio State University Extension Fact Sheet, Food, Agricultural and Biological Engineering, <http://ohioline.osu.edu/aex-fact/0768.html>.
- Marchand M. I. y S. Monfort. 1979. *Observaciones preliminares de la contaminación de aguas marinas y sedimentos en la región del sur del Golfo de México*. COB Francia/IMP. México.
- Márquez Bravo, L. G. 1986. Los organismos bentónicos como indicadores de la calidad del agua de los Ríos Amacuzac y Balsas. Tesis de Licenciatura. ENEP-Iztacala, UNAM. 73 pp.
- Martínez, L. 1998. *La Refinería Miguel Hidalgo*. Gerencia Refinería Miguel Hidalgo. Pemex Refinación. Petróleos Mexicanos <http://www.franquicia.pemex.com/octanaje/17miguel.htm> 2 pp. *Revista Octanaje*, No. 17 junio 1998.
- Mascarúa, M. A., J. Caballero y M. Carcaño. 1994. Biofertilización en gramíneas. *En: Tecnologías Ambientales para el Desarrollo Sustentable*, E. Olguín (comp.). Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Ver., Mex. p. 39-44.
- Matthews, R. A., A. L. Buikema Jr, J. Cairns Jr. y J. H. Rodgers Jr. 1982. Biological Monitoring Methods, Relationships and Indices. *Water Research* 16: 129-139.
- Matus-Parada, J., S. M. Ortiz-Gallarza y G. Contreras-Bravo. 1991. Análisis de la relación materia orgánica, sedimentos y organismos bentónicos en la laguna del Morro de la Mancha, Veracruz. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía*, Boca del Río, Ver.
- Matus-Parada, J., T. Barreiro-Güemes y S. M. Ortiz-Gallarza. 1993. Diagnóstico ecológico y de uso de recursos de la laguna de la Mancha, Veracruz,: propuestas para su manejo. *Memorias del V Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*. La Paz, B. C. S., 27 de septiembre a 1º de octubre.
- Matus-Parada, J. y S. M. Ortiz-Gallarza. 1994. Variación Espacio Temporal de la fauna macrobentónica de la laguna de la Mancha, Veracruz, en relación con las épocas climáticas que se registran en el golfo de México. *Memorias del III Congreso de Ciencias del Mar*. La Habana, Cuba, 15 a 18 de febrero.

- Matus-Parada, J., S. M. Ortiz-Gallarza, G. Contreras-Bravo y S. Vergara-Méndez. 1995. Hidrología de los sistemas acuáticos de la costa norte de Nayarit, México con fines de Ordenamiento Ecológico. *Memorias del VI Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar*. Mar del Plata, Argentina, 23 al 27 de octubre.
- Maurer, D., W. Leathem y Ch. Menzie. 1981. The Impact of Drilling Fluid and Well Cuttings on Polychaete Feeding Guilds from the US Northeastern Continental Shelf. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 12 No. 10: 342-347.
- May, R. M. 1976. Models for two interacting populations. *En: Theoretical Ecology: Principles and Applications*. R. M. May (Ed.). Saunders. p. 49-70.
- McInnis, R. 1995. *Nematode Toxicity Assay using Panagrellus redivivus*. National Water Research Institute. Burlington, Canadá.
- McIntyre, A. D. 1970. The range of biomass in the intertidal sand with special reference to the bivalve: *Tellina tenuis*. *J. Mar. Biol. Ass.* 50: 561-575.
- Mee, L. 1992. The Black Sea in crisis: A need for concerted international action. *Ambio* 21(4): 1278-1286.
- Microsoft. 2002. Excel. Software, Version 10.2614.2625 United States of America.
- Microtox[®] Corp. 1992. *Proceedings Manual: Detailed Protocols*. Vol. 3, 201-321.
- Minnesota Pollution Control Agency. 2000. *Pollution by mercury*. <http://www.pca.state.mn.us/air/mercury-faq.html>
- Mitchell, M. K. y W. B. Stapp. 1992. *Field Manual for Water Quality Monitoring*. Thomson-Shore Printers. Dexter, Michigan.
- Mouthon, J. 1987. Contribution a la connaissance des Mollusques du lac Lemman. Interet de l'étude des malacocenosis pour apprecier la qualite biologiques des sediments de ce plan d'eau. *Rev. Suisse Zool.* Vol. 94(4):729-740.
- Moutschen, J. 1985. *Introduction to genetic toxicology*. John Wiley and Sons. 184 pp.
- Murillo, N. y M. C. Díaz. *Evaluación de la toxicidad de Cr+6, Cu+2 y el efluente de cromado de una industria metalmeccánica utilizando Panagrellus redivivus como organismo de prueba*. Unidad de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia, 1998.
- Muschett, F. D. 1998. *Principios del Desarrollo Sostenible*. Asociación Española de Normalización y Certificación (AENOR). Madrid. 207 pp.

- National Academy of Sciences. 1975. Nickel. National Research Council, Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants.
- National Academy of Sciences. 1981. The effects of Nitrates, Nitrites and N-Nitroso Compounds. Washington, D. C.
- Natural Resources Defense Council. 2001. v. Whitman. D.C. Cir., No. 01-1515, 12/14/01. En: <http://www.extremehealthusa.com/town1.html>
- Nicolaidou, A., A. Zenetos, M. A. Pancucci y N. Simboura. 1991. Comparing ecological effects of two different types of pollution using multivariate techniques. *Marine Ecology* (14) 2: 113-128.
- NOAA. 1993. *Emerging Theoretical Basis for Monitoring the Changing States (Health) of Large Marine Ecosystems: Summary Report of two Workshops, 23 April 1992. National Marine Fisheries Service, Narragansett, Rhode Island, 11-12 July 1992. Cornell University, Ithaca, New York. U. S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/NEC-100. Woods Hole, Massachusetts. National Oceanic and Atmospheric Administration.*
- NOAA. 2002. *Sediment Quality Guidelines*. NOAA's National Status and Trends Program. National Oceanographic and Atmospheric Administration. <http://response.restoration.noaa.gov/cpr/sediment/SPQ.pdf>
- NOM-001-ECOL. 1996. 1997. Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, enero de 1997.
- NMX-AA-112-195-SCFI. 1996. 1997. Análisis de agua y sedimentos. Evaluación de toxicidad aguda con *Vibrio fischeri*. Método de prueba. Diario Oficial de la Federación, 28 de agosto de 1987.
- NOM-AA-42-1987. 1987. *Calidad del agua. Determinación del Número Más Probable (NMP) de coliformes totales, coliformes fecales (termotolerantes) y Escherichia coli Presuntiva*. Dirección General de Normas. Normas Oficiales Mexicanas.
- North Sea Task Force. 1993. North Sea Quality Status Report. Oslo and Paris Comissions and ICES.
- Norton, B. G. y R. E. Ulanowicz. 1992. Scale and Biodiversity Policy: A hierarchical Approach. *Ambio* 21(3): 244-249.
- NRC. 1980. *Lead in the Human Environment*. National Research Council, National Academy Press.

- Oberly, T., C. E. Piper y D. S. McDonald. 1982. Mutagenicity of metal salts in the L5178 Y mouse lymphoma assay. *J. Toxicol. Environ. Health.* 9: 367-376.
- Odum, H. T. 1980. *Ambiente, energía y sociedad*. Blume. Barcelona. 409 pp.
- Olguin, S. 1992. *Evaluación y cuantificación de los desechos sólidos en los canales del Ecosistema Lacustre Xochimilco*. Investigación de Servicio Social. Departamento El Hombre y su Ambiente. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Olguín, E., R. Camacho, M. E. Ramírez, B. Hernández y G. Mercado. 1994. Sistema para el control de la contaminación en unidades pecuarias con producción de proteína y energía. *En: Tecnologías Ambientales para el Desarrollo Sustentable*, E. Olguín (comp.). Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Ver., Mex. p. 29-38.
- Olguín, E. y G. Sánchez. 1994 Compostaje acelerado de residuos orgánicos para viviendas urbanas y suburbanas. *En: Tecnologías Ambientales para el Desarrollo Sustentable*, E. Olguín (comp.). Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Ver., Mex. p. 51-55.
- OMS. 1978. *Nitrates, Nitrites and N-Nitroso Compounds*. Organización Mundial de la Salud. Ginebra, Suiza.
- Ongley, E. D. 1997. *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. GEMS/Water Collaborating Centre. Canada Centre for Inland Waters. Burlington, Canada. Estudio FAO Riego y Drenaje No. 55. ISBN 92-5-303875-6. Roma, Italia. <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s04.htm>
- Ortiz-Gallarza, S. M. 1989. Contribución al conocimiento de la productividad orgánica primaria en Manzanillo, Col. y su vinculación con las condiciones del Pacífico Tropical Mexicano. *Memorias del VIII Congreso Nacional de Oceanografía*. Mazatlán, Sin. 21-23 de noviembre.
- Ortiz-Gallarza, S. M., G. De la Lanza-Espino y R. García-Hernández. 1991. Análisis hidrológico y bentónico de la laguna Superior, Oax. *Revista Universidad y Ciencia de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco*. Volumen 8, Número 16, diciembre.
- Ortiz-Gallarza, S. M., A. Gil-Zurita, M. J. Segura-Gortares y S. P. Escoto-Hidalgo. 1993a. Comparación de resultados obtenidos mediante Procesamiento Digital de Imágenes de satélite en áreas costeras mexicanas. *Revista Oceanología*. No. 1. Unidad de Educación en Ciencia y Tecnología del Mar, S. E. P. Octubre-diciembre.
- Ortiz-Gallarza, S. M., G. De la Lanza-Espino y R. García-Hernández. 1993b. Hidrología vs. contaminación en la bahía de Guaymas, al noroeste de México. *Serie Ocasional. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile*.

- Ortiz-Gallarza, S. M., M. E. Vicencio-Aguilar, H. De León G. y J. González. 1993c. Algunas asociaciones de algas y moluscos de las pozas de marea, de barra Santa Elena, Oaxaca, México. *Memorias del V Congreso Latinoamericano sobre Ciencias del Mar*. La Paz, B. C. S., 27 de septiembre a 1^o de octubre.
- Ortiz-Gallarza, S. M., S. Vergara-Méndez y M. L. García-Leal. 1996a. Protección ambiental de costas y sistemas estuarinos: la caracterización y evaluación diagnóstica y su importancia para el ordenamiento territorial. *Memorias del X Congreso Nacional de Oceanografía*. Manzanillo, Col. noviembre 4 a 7.
- Ortiz-Gallarza, S. M., S. Vergara-Méndez y M. L. García-Leal. 1996b. Tecnología de control para la protección ambiental de costas y sistemas estuarinos: la remediación de suelos y sedimentos. *Memorias del X Congreso Nacional de Oceanografía*. Manzanillo, Col. noviembre 4 a 7.
- Ortiz-Gallarza, S. M., M. C. González M., A. Gil-Zurita, M. C. González L., J. L. Mondragón y V. García-Vázquez. 1998. Aplicaciones prácticas de algunos índices bénticos para el establecimiento de condiciones de contaminación en ambientes costeros. *Memorias del XI Congreso Nacional de Oceanografía*. Ensenada, Baja California, México. 26 al 30 de abril.
- Ortiz-Gallarza, S. M., A. Gil-Zurita, M. R. García-Hernández, S. Vergara-Méndez y M. L. García-Leal. 2000a. Estudio prototipo de caracterización del impacto que produce el difusor de una descarga industrial sobre el medio marino. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*: I.4, 141-156.
- Ortiz-Gallarza, S. M., M. C. González-Macías, M. C. González-Lozano, V. M. García-Vázquez y M. Díaz-Argüero. 2000b. Diagnóstico ambiental del arroyo Zanjón y el estero la Ventosa durante las épocas climáticas de lluvias, tehuanos y estiaje de 1997-1998. *Memorias del XII Congreso Nacional de Oceanografía*. Huatulco, Oaxaca, México. 22 al 26 de mayo.
- Ortiz-Gallarza, S. M. 2001. Fauna béntica de la bahía de Guaymas, Son.; indicadora de contaminación de origen orgánico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UNAM. 136 pp.
- Ortiz-Gallarza, S. M. 2002. Índice de Sustentabilidad Industrial, Sistema Natural, Subsistema Agua. Instituto Nacional del Derecho de Autor, Registro Público del Derecho de Autor, Secretaría de Educación Pública, México D. F. No.: 03-2002-071613292500-01.
- Ortiz-Gallarza, S. M. y M. C. González-Lozano. 2003. Sediment Quality Sustainability Index at the Tula River, Mexico. Battelle Memorial Institute. Venecia, Italy.
- Ortiz-Gallarza, S. M. y J. A. Ramírez-López. 2003. Water Quality of the Tula River related to the petroleum refining industry: Accumulation factors and treatments. *En:*

- Brebbia, C. A., D. Almorza y D. Sales (Eds.) *Water Pollution 2003*. WITpress. p. 67-77.
- Ortiz-Gallarza, S. M., L. Rodríguez-Crespo, M. Nava, A. Barrera y E. Villaseñor. 2003. Selection of environmental parameters to estimate an Industrial Sustainability Index. In: Brebbia C. (Ed.) *Sustainable Planning and Development 2003*. WITpress. 10 pp.
- Ortiz-Gallarza, S. M., A. Hernández-Llamas y A. Ortega-Rubio. 2005. Diseño, Construcción y Aplicabilidad del Índice de Evaluación Ambiental de Ecosistemas Acuáticos (IEAEA) *Interciencia* 30(3): 126-133.
- Overton, W. S. 1977. A Strategy of Model Construction. En: Hall, C. H. y J. W. Day Jr eds. *Ecosystem Modeling in Theory and Practice: An Introduction with Case Histories*. Chapter 3. John Wiley and Sons. p. 50-73.
- Paine R. T., J. C. Castilla y J. Cancino. 1985. Perturbation and recovery patterns of starfish-dominated intertidal assemblages in Chile, New Zealand and Washington State. *Am. Nat.* 125:679-691.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary Production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255-257.
- Pavlova, V. S., N. Yu., N. Gusev, V. N. Noskov y K. Yu. 2004. Lebedev Monitoring of total aromatic hydrocarbons in a benzene stream from catalytic reforming. *En: Journal of Applied Spectroscopy*, Vol. 7, No. 6: 620-621. Springer. New York.
- Penny, S. F. 1985. The Use of Macroinvertebrates in the Assessment of Point Source Pollution. *En: Biological Monitoring in Freshwaters: Proceedings of a seminar*. Hamilton, nov 21-23 1984. Pridmore, R.D. y Cooper A.B. (Eds.). *Water and Soil Miscellaneous Publication* No. 83, National Water and Soil Conservation Authority, Wellington, NZ. 10 pp.
- Pérès, J. M., G. Bellan, F. Ramade, J. Ancellin, L. Lourd, P. Michel, M. Gauthierm, F. Soudan y D. Bellan-Santini. 1980. *La Polución de las Aguas Marinas*. Ediciones Omega. Barcelona, España. 250 pp.
- Pérez-Rodríguez, R. 1974. Estudio Poblacional de Moluscos Litorales relacionados a problemas de contaminación en la Bahía de Guaymas, Son. Dirección General de Oceanografía y Señalamiento Marítimo. Secretaría de Marina, México. 160-177 pp.
- Perkin Elmer. 1976. *Analytical Methods for Atomic Absorption Spectrophotometry*. Perkin Elmer.
- Perkins, E. J. 1974. *The biology of estuaries and coastal waters*. Academic Press. 40 pp.

- Perkins, E. J. 1977. Influence of sedimentary morphology. In: *Problems of a small estuary*. 7th section, paper I: 1-19. Institute of Marine Sciences, Swansea University College.
- Pesch, C. E. y D. Morgan. 1978. Influence of sediment in copper toxicity test with the polychaete, *Neanthes arenaceodentata*. *Water Research*, 12, 747-751.
- PetroBras. 2002. Desenvolvimento sustentável, En: PetroBras. Meio Ambiente. Certificações. <http://www.petrobras.com.br/espanhol/mapreser/devsus/devsus.htm>
- Phillips, D. J. H. 1980. *Quantitative Aquatic Biological Indicators. Their use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution*. Applied Science Pubs. London. p. 6-79.
- Picado, A. M. y Y. Le-Galy. 1991. Adenylate Energy Charge in *Lanice conchilega* in the Sado Estuary (Portugal). *Oceanis-Doc. Oceanogr.* Vol. 17, No. 3.
- Pica-Granados, Y., D. Trujillo y H. S. Hernández. 2000. Bioassay standardization for water quality monitoring in Mexico. *Environmental Toxicology*, 15(4):322-330.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological Diversity*. John C. Wiley and Sons. P. 4-64.
- Pineda Olmedo, R. 1999. Evaluación de un ambiente lagunar estuarino mediante indicadores de calidad y biológicos. Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura, Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. México. 237 pp.
- Pla, L. E. 1986. Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales. *Monografía Científica* No. 27. Serie de Matemáticas. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D. C. 93 pp.
- Rasmussen, P. E. y R. W. Smiley. 2003. Sustainability of cereal-based agriculture in semi-arid regions. USDA-ARS, Oregon State University, Columbia Plateau Conservation Research Center. <http://www.wheatimprovement.org/Forum/2/Rasmussen.htm> 3 pp.
- Rapport, D. J. 1992. What is Clinical Ecology? In: Constanza R., B. G. Norton y B. D. Haskell (Eds.) *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Washington, D. C. Island Press. p. 223-228.
- Raps, M. E. 1970. The effects of dissolved oxygen on the hemoglobin levels of the polychaetous annelid *Neanthes arenaceodentata* (Moore). Thesis, California State College, Long Beach, California. 58 pp.
- Ratkowsky, D. A., T. G. Dix y K. C. Wilson. 1975. Mercury in fish in the Derwent Estuary, Tasmania and its relation to the position of the fish in the food chain. *Aust. J. Mar. Freshwater Res.*, 26:223-231.

- Reish, D. J. 1956. An ecological study of lower San Gabriel River, California, with special reference to pollution. *Calif. Fish. Game* 42(2): 51-61.
- Reish, D. J. 1957. Effect of pollution on marine life. *Ind. Waters* 2: 114-118.
- Reish, D. J. 1959. *An ecological study of pollution in Los Angeles-Long Beach Harbors, California*. Occ. Pap. Allan Hancock Fdn. 22: 1-119.
- Reish, D. J. y J. L. Barnard. 1960. Field toxicity tests in marine waters utilizing the polychaetous annelid *Capitella capitata* (Fabricius). *Pac. Nat.*: 1(21-22): 1-8.
- Reish, D. J. 1961. The use of the sediment bottle collector for monitoring polluted marine waters. *Calif. Fish. Game* 47(3): 261-272.
- Reish, D. J. 1963. Mass Mortality of marine organisms attributed to the "red tide" in Southern California. *Calif. Fish. Game* 49(4): 265-270.
- Reish, D. J. 1966. Relationship of polychaetes to varying dissolved oxygen concentrations. Paper presented at: Third International Conference *Water Pollution Research, Munich*, Sect. 3, paper 10: 10.
- Reish, D. J. 1972. The Use of Marine Invertebrates as Indicators of varying degrees of Marine Pollution. In: *Marine Pollution and Sea Life*. Ruivo, M. (Ed.). Fishing News (Books) LTD. p. 203-207.
- Reish, D. J. 1973. The use of benthic animals in monitoring the marine environment. *J. Environment Planning and Pollution Control*. 3: 28-32.
- Richardson, A. M. 1997. Development of an estuarine water quality index (eWQI) for New South Wales. Dissertation for the Degree of Bachelor of Science, University of Sidney. pp 148.
- Rodríguez Arnaiz, R. 1998. *Las toxinas ambientales y sus efectos genéticos*. La Ciencia para todos No. 124. 2ª edición. Fondo de Cultura Económica. 95 pp.
- Rodríguez-Crespo, L. 2004 Contribución a la construcción del Índice de Sustentabilidad Industrial, Sistema Natural, Subsistema Suelo. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación y Estudios sobre Medio Ambiente y Desarrollo. Instituto Politécnico Nacional. México, D. F.
- Rodríguez, G. J. y M. M Esclapés. 1995. *Protocolos estándares para bioensayos de toxicidad con especies acuáticas*. Departamento de Ecología y Ambiente. INTEVEP/PDVSA. Venezuela.
- Rojas, R. T. 1993. La agricultura chinampera: compilación histórica de México, D. F. Universidad Autónoma de Chapingo.

- Rosas, I., M. Mazari, J. Saavedra y P. Baez. 1984. Benthic Organisms as Indicators of Water Quality in Lake Pátzcuaro. México. p. 401-414.
- Rosenberg, D. M. y V. H. Resh. (Eds.). 1993. p. 40-157. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall. London. 488 pp.
- Rosenberg, D. M. y A. P. Wiens. 1976. Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and Petroleum. *Fisheries Research Board of Canada* 33: 1955-1963.
- Ruivo, M. (Ed.). 1972. *Marine pollution and sea life*. Fishing News (Books) Ltd. London.
- Ryan, J. D. y H. L. Windom. 1988. A Geochemical and statistical approach for assessing metal pollution in coastal sediments. *En: Seeliger, V. L., D. de Lacerda y S. R. Patchineelam (Eds.). Metals in coastal Environments of Latin America*. Springer Verlag. p. 47-58.
- Salazar, U. 1996. La participación social en la gestión ambiental. Tesis. Facultad de Derecho. UNAM. México.
- Salazar, J. C., J. A. Rosas y J. C. Rodríguez. 2003. Condiciones sedimentológicas de la laguna la Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Interciencia* 28(1): 44-50.
- Salinas, F., A. Ortega-Rubio, A. Castellanos y D. Valdez. 2001. Environmental characterization and the coastal management: a case study in Mexico *En: Villacampa, Y., C. A. Brebbia y J. L. Usó (Eds.). Ecosystems and Sustainable Development III. WITpress*. pp. 159-163.
- Sanders, C. L. y J. A. Mahaffey. 1984. Carcinogenicity of single and multiple intratracheal instillations of cadmium oxide in the rat. *Environ. Res.* 33: 227-233.
- SARH. 1979. Índice de Calidad del Agua. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. México. 38 pp.
- Satsmadjis J. y F. Voutsinou-Taliadouri. 1985. Comparison of indicators of pollution in the Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin*, 10, 395-400.
- Schafer, R. 1961. Effects of pollution on the free amino acid content of two marine invertebrates. *Pacif. Sci.* 15(1): 49-55.
- Schenk, H. 1975. *Introduction to ocean engineering*. Mc Graw Hill Book Company. U. S. A.
- Scully, R. T. 1993. Convention on the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. *En: Sherman, K., L. M. Alexander y B. D. Gold (Eds.). Large Marine Ecosystems. Stress Mitigation and Sustainability*. Washington, D. C. AAAS Press. p. 242-251.

- SEDUE. 1984. Estudio de caso: cuenca del río Tula, zona de descarga de aguas residuales de la zona metropolitana de la ciudad de México. Evaluación de impacto ambiental del desarrollo urbano del valle de México. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Dirección General de Ordenamiento Ecológico e Impacto Ambiental. 13 pp.
- SEDUE. 1985. Índices e indicadores ambientales a nivel Nacional y Regional. Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología. Tomos: I-III. México.
- Segura-Gortares J., S. Escoto-Hidalgo y S. M. Ortiz-Gallarza. 1991. La percepción remota como herramienta de apoyo en la investigación oceanográfica. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía*, Boca del Río, Ver.
- Seoáñez, C. 1998. *Medio Ambiente y Desarrollo. Manual de gestión de los recursos en función del medio ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa. España. p. 1-57.
- Shannon, D. E. y N. Wiener. 1963. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urban. 117 pp.
- Sherman, K., L. M. Alexander y B. D. Gold (Eds.). 1993. *Large Marine Ecosystems. Stress Mitigation and Sustainability*. Washington, D. C. AAAS Press. p. 242-251.
- Sherman, K. 1999. Modular Approach to the Monitoring and Assessment of Large Marine Ecosystems. P. 34-63. *En: Kumpf, H., K. Steidinger y K. Sherman (Eds.). Large Marine Ecosystems. Assessment Sustainability and Management*. Blackwell Science Inc. 704 pp.
- Sibley, T. H. y J. J. Morgan. 1977. Equilibrium speciation of trace metals in fresh water: sea water mixtures. *Proc. Int. Conf. Heavy Met. Environ.* Toronto 1975 I: 319-338.
- Siddall, R., A. W. Pike y A. H. Mcvicar. 1993. Parasites of *Buccinum undatum* (Mollusca: Prosobranchia) as biological indicators of sewage-sludge dispersal. *J. Mar. Biol. Assoc.* Vol. 73 (4): 931-948.
- Smith, F. E. 1970. Analysis of ecosystems. *In: Analysis of Temperate Forest Ecosystems*. D. Reichle (Ed.). Springer-Verlag. p. 7-18.
- Snedecor, G. y W. Cochran. 1987. *Statistical methods*. 8th ed. Iowa State University Press.
- Snelgrove, P. V. R. y C. A. Butman. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 32: 111-177.
- Solís-Weiss, V. 1982a. Estudio de las poblaciones macrobentónicas en áreas contaminadas de la Bahía de Marsella (Francia). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 9(1): 1-18.

- Solís-Weiss, V. 1982b. Aspectos ecológicos de la contaminación orgánica sobre el macrobentos de las cuencas de sedimentación en la Bahía de Marsella (Francia). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol.* 9(1): 19-44.
- Soto-Castor, R. y A. Esquivel-Herrera 1997. *Niveles de contaminación por bacterias coliformes totales y fecales en agua y sedimento de los canales de Xochimilco*, D. F. Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco.
- Soule, D. F. 1988. Marine Organisms as Indicators: Reality or Wishful thinking? In: *Marine Organisms as Indicators*. Soule, D. F. y G. S. Kleppel (Eds.). Springer Verlag. p. 1-11.
- Southwood, T. R. E. 1981. Bionomic Strategies and Population Parameters. *En: Theoretical Ecology*. R. M. May (Ed.). p. 30-52.
- StatSoft. 1998. Statistica. Software, Release 5.1. StatSoft Inc. Tulsa, United States of America.
- Stöfen, D. 1974. *Blei als Umweltgift. Die verdeckte Bleivergiftung, ein Massenphänomen?* Eschwege: G. E. Schroeder. 415 pp.
- Stone, A.N. y D. J. Reish. 1965. The effect of freshwater run off on a population of estuarine polychaetous annelids. *Bull. 8th Calif. Acad. Sci.* 64(3): 111-119.
- Strickland, J. D. H. y T. R. Parsons. 1972. *A practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada The Alger Press, Ottawa.
- Sumino, K., K. Hayakawa, T. Shibata y S. Kitamura. 1975. Heavy metals in normal Japanese tissues. *Arch. Environ. Health*, 30: 487-494.
- Sverdrup, H. U., M. W. Johnson y R. H. Fleming. 1942. *The Oceans, Their Physics, Chemistry and General Biology*. Prentice Hall. N. J., U. S. A. 1059 pp.
- Tabachnick, B. G. y L. S. Fidell. 2001 *Using multivariate statistics*. 4th ed. Allyn and Bacon, U. S. A. 966 pp.
- Tang, Q. 1993 Effects on long-term physical and biological perturbations on the contemporary biomass yields of the Yellow Sea Ecosystems. P. 79-93. In: Sherman, K., L. M. Alexander y B. D. Gold (Eds.). *Large Marine Ecosystems. Stress Mitigation and Sustainability*. Washington, D. C. AAAS Press.
- Tapia-García, M., M. C. González-Macías, J. A. Gamboa-Contreras, A. Pérez-Flores, O. Pérez-Solís, y M. C. González-Lozano. 1997. Composición, distribución y abundancia de la comunidad de peces del estero la ventosa, Oax. Época de Secas. *Memorias del V Congreso Nacional de Ictiología*. Mazatlán Sin. Febrero.

- Tardiff, R. G. 1972. Health standards for metals in drinking water. Nat. Environ. Res. Cent. EPA. Cincinnati, Ohio. p. 113-139.
- Timbrell, J. A. 1989. *Introduction to toxicology*. Taylor and Francis. 155 pp.
- Toledo, A., A. V. Botello, M. Herzig, M. Páez M., L. Bozada, F. Contreras, M. Cházaro y A. Báez. 1989. La contaminación en la región del río Coatzacoalcos. *Ciencia y Desarrollo*, 86, 27-46.
- Topping, G. 1976. Sewage and the Sea Marine Pollution. En: Johnston, R. (Ed.). *Marine Pollution*. Academic Press. London. P. 301-455.
- Torres, P. 1998. Desarrollo Agrícola Regional e Indicadores de Sustentabilidad en la Ciudad de México, En: *Recursos naturales-Desarrollo sustentable 3*. CONSERVA (Consejo de Estudios para la Restauración y Valoración Ambiental). México.
- Travis, C.C., S. A. Richter, A. W. Salsbury y M. W. Yambert. 1990. Prediction of carcinogenic potency from toxicological data. *Mutation Res.* p.1-24.
- Truchet, M., R. Martoja y B. Berthet. 1990. Histological assessment of heavy-metal contamination on two species of molluscs *Littorina littorea* and *Scorbicularia plana* from a polluted estuary. C. R. *Acad. Sci, Paris, Ser III* 311(7): 261-268.
- UNCED/Energy Issues. 1992. *Summary of total energy cycle an analysis and relationship to UNCED Issues*. March.
- UNCSD. 2001a. *Indicators of Sustainable Development: guidelines and methodologies*. United Nations Commission on Sustainable Development <http://www.un.org/esa&sustdev/indisd/indisd-mg2001.pdf>
- UNSD. 2001b. *Agenda 21*. Economic aspects of sustainable development in Mexico. United Nations for Sustainable Development. <http://www.un.org/esa/agenda21/natlinfo/countr/mexico/eco.htm>
- UOP. 1978. *Laboratory Test Methods for Petroleum and its Products*. Universal Oil Products Co., Chicago, U. S. A.
- Vallee, B. L. y D. D. Ulmer. 1972. Biochemical effects of mercury, cadmium and lead. *Annu. Rev. Biochem.* 41:91-128.
- Van Calker, K. J., P. B. M. Berentsen, G. W. J. Giesen y R. B. M. Huirne. 2001. Method for measuring sustainability in dairy farming. En: Villacampa, Y., C. Brebbia y J. L. Usó eds. *Ecosystems and Sustainable Development III*. WITpress. p. 69-78.
- Van der Leeden, F., F. L. Troise y D. K. Todd. 1990. *The Water Encyclopedia*. 2nd ed. Lewis Publishers. U. S. A.

- Varanasi, U., J. E. Stein, L. Tilbury, J. P. Meador, C. A. Sloan, R. C. Clark y S. L. Chan. 1994. Chemical Contaminants in Gray Whales (*Eschrichtius robustus*) stranded along the West Coast of North America. *Sci. Total Environ.*, 145: 29-53.
- Vázquez Gutiérrez, F., H. Dorantes Velásquez, H. Alexander Valdés y A. Frausto Castillo. 1987. Estudio hidrológico de las aguas costeras, frente a las bocas de la Laguna de Términos, Campeche. En dos épocas climáticas diferentes. Parte-I. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, No. 633. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Vázquez G. F., D. H. Velázquez y A. H. Valdés. 1988. El sistema del Dióxido de carbono, en la Laguna de Términos. En: Yáñez-Arancibia. A. y J. W. Day. Jr (Eds). Ecology of coastal Ecosystems in the Southern Gulf of México: The Terminos Lagoon Region. Coast Ecol. Inst. LSU. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. UNAM. Editorial Universitaria, México.
- Ventura, G. T., F. Kenig, E. Grosjean y R. E. Summons. 2004. Biomarker Analysis of Solvent Extractable Organic Matter from the Late Neoproterozoic Kwagunt Formation, Chuar Group (~800-742 Ma), Grand Canyon. *Denver Annual Meeting* (November 7–10, 2004). Paper No. 65-13.
- Vergara-Méndez, S., S. M. Ortiz-Gallarza y M. L. García-Leal. 2001. Estudio sedimentológico de las bahías de San Ignacio y Navachiste en Sinaloa, México. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*. II (1), 11-25. Instituto de Ingeniería, UNAM.
- Vicencio-Aguilar, M. E. y S. M. Ortiz-Gallarza. 1996. Lista de especies de la Clase Gastropoda (Mollusca) presentes en muestras de macroalgas en la Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Revista de Investigación Científica, Serie Ciencias del Mar*. Universidad Autónoma de Baja California Sur 6(1-2): 13-28.
- Villalobos-Pietrini, R. 1977. Efectos biológicos del cromo. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Auton. Méx.* 48, Ser. Biol. Exp. (1): 115-162.
- Villanueva, F. S. 1987. Evaluación de metales pesados en los sedimentos y organismos del Río Coatzacoalcos y áreas adyacentes, Ver., Mex. Tesis profesional, ENEP-Zaragoza, UNAM, 82 p.
- Villanueva, F. S. y F. Páez-Osuna. 1996. Niveles de metales en el Golfo de México: agua, sedimentos, y organismos, p. 309-347. En: Botello A. V., Rojas-Galaviz J. L., Benítez-Torres J. A. y Zaráte-Lomelí D. Z. (Eds). *Golfo de México, Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*. EPOMEX Serie Científica 5. Universidad Autónoma de Campeche. México, 666 p.
- Voet, D. y J. Voet. 1992. *Bioquímica*. Omega. España.

- Walski, T. M. y F. L. Parker. 1974. Consumers Water Quality Index. *Journal of the Environmental Engineering Division*. 100: 593-611.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, Biotic and Similarity Indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Res.* 18(6): 653-694).
- Walters L. J., M. Guilles y E. Bourget, 1999. Endoscopic observations of invertebrate larval substratum exploration and settlement. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 182:95-108.
- WCED. 1987. *Our Common Future*. World Commission on Environment and Development. Oxford. London.
- Wentworth, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30(5): 377-392.
- Whittaker, R. H., S. A. Levin y R. B. Root. 1973. Niche, habitat and ecotope. *Amer. Naturalist*. (107) 955: 321-338
- Wilhelmi, J. 1916. Übersicht über die biologische Beurteilung des Wassers. *Ges. Naturf. Freunde Berl.* 297-306 pp.
- Wing S. R., L. W. Botsford, J. L. Largier y L. E. Morgan. 1995. Spatial structure of relaxation events and crab settlement in the northern California upwelling system. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 128:199-211.
- Winograd, M., N. Fernández y R. Messias. 1995. *Conceptual Framework to Develop and Use Environmental and Sustainability Indicators for Policy-Making in Latin America and the Caribbean*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. PNUMA, México D. F. México. Dirección electrónica <http://www.ciat.cgiar.org/indicators/unepciat/paper.htm>
- Woodward, C. S., K. E. Grant y R. Maxwell. 2002. Applications of Sensitivity Analysis to Uncertainty Quantification for Variably Saturated Flow. En: S. M. Hassanizadeh, R. J. Schotting, W. G. Gray y G. F. Pinder. (Eds). *Computational Methods in Water Resources*. Vol. 1. Elsevier. Amsterdam. p. 73-80.
- World Bank. 2001. *World Development Indicators, 2001*. E. U. A. ISBN-0-8213-4898-1. 396 pp. <http://www.ed.worldbank.org/ei>
<http://www.ciat.cgiar.org/indicators/project.html>
- Wright J y A. Boxshall. 1999. The influence of small-scale flow and chemical cues on the settlement of two congeneric barnacle species. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 183:179-187.
- Zaldívar, R. 1974. Arsenic contamination of drinking water and food-stuffs causing endemic chronic poisoning. *Beitr. Pathol.* 151:384-400.

Zapata, N. 1999. Evaluación de la toxicidad de ocho fluidos genéricos de perforación de pozos petroleros con nauplios de *Artemia franciscana* (Anostraca:Artemiidae). Tesis de Licenciatura en Biología. Instituto Politécnico Nacional. IPN. 77 pp.