

03083

1

2ej



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO.

COLEGIO DE CIENCIAS Y HUMANIDADES.

UNIDAD ACADEMICA DE LOS CICLOS
PROFESIONAL Y DE POSGRADO.

PROYECTO ACADEMICO DE ESPECIALIZACION,
MAESTRIA Y DOCTORADO EN CIENCIAS DEL MAR.

SEDE:
INSTITUTO DE
CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA.

**"PROCESOS QUE REGULAN EL NITROGENO INORGANICO Y
VARIACIONES ESTACIONALES DE LA HIDROLOGIA,
EN LA LAGUNA CHELEM, YUCATAN ."**

TESIS.

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS DEL MAR
(OCEANOGRAFIA QUIMICA)
PRESENTA:

DAVID SERGIO VALDES LOZANO.
1995.

FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A MI ESPOSA ELIZABETH CON TODO MI AMOR

II

RECONOCIMIENTOS

Al Dr. Felipe Vázquez Gutiérrez, director de esta Tesis.

A los miembros del jurado:

Doctoras Leticia Rosales Hoz y Elba Ecobar Briones, Doctores Arturo Carranza Edwards, Alfonso Vázquez Botello, Frank J. Millero, Virgilio Arenas Fuentes y Felipe Vázquez Gutiérrez.

A los colaboradores en los muestreos y en los análisis:

Q. Elizabeth Real De León, Sr. Rodrigo Valdés Real, M. en C. Miguel Herrera y Juan Trejo Peña, Biólogos Angel Trejo, Victor Ceja y Omar Zapata.

A la IX Zona Naval de la Armada de México por el apoyo logístico.

Al Instituto de Ciencias del Mar y Limnología de la UNAM por las facilidades prestadas.

Al apoyo recibido de mis amigos: las Señoras María Elena Estrella Angeles Mulier Salinas y Alejandra Estrada, la Biol. Guadalupe Salvador y sobre todo el Q.F.B. Hector Alexander Valdés.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por sus apoyos financieros.

Al Programa de Apoyo de la División de Estudios de Posgrado de la U.N.A.M. por su apoyo financiero.

Al Dr. Juan Luis Peña Chapa Director de la Unidad Mérida del CINVESTAV, y al Dr. Alejandro Flores Nava Jefe del Departamento de Recursos del Mar del CINVESTAV por su apoyo incondicional.

Al Dr. Jorge Corredor por dar la idea original del estudio.

Al Dr. Luis Capurro Filigraso por sus consejos.

Y a mi esposa Elizabeth por que gracias a ella puedo lograr esta meta.

INDICE.

1.-INTRODUCCIÓN	1
1.1.- Ciclo del nitrógeno en lagunas costeras	3
1.2.- Nitrificación	5
1.3.- Desnitrificación	6
1.4.- Fijación de nitrógeno	8
1.5.- Otras fuentes y salidas	9
1.6.- Fósforo	10
1.7.- Problemática regional	11
1.8.- Objetivos	12
2.-AREA DE ESTUDIO	13

IV

3.-METODOS

3.1.- Hidrología	21
3.2.- Sedimento	24
3.3.- Evaluación del intercambio de materiales suspendidos y disueltos entre la laguna y el mar	27
3.4.- Tasas de cambio de la cantidad de nutrientes disueltos en incubaciones bajo condiciones aeróbicas	28
3.5.- Estimación de flujos de entre sedimento y agua por la Ley de Fick	29
3.6.- Desnitrificación	30
3.7.- Nitrificación	31
3.8.- Tratamiento estadístico	33

4.-RESULTADOS

4.1.- Hidrología	
4.1.1.- Temperatura	35
4.1.2.- Salinidad	37
4.1.3.- Oxígeno disuelto	38
4.1.4.- pH	39
4.1.5.- Amonio	40
4.1.6.- Nitrito	42
4.1.7.- Nitrato	43
4.1.8.- Fosfato	44
4.1.9.- Silicato	46
4.1.10.- Alcalinidad total	47
4.1.11.- Calcio	48
4.1.12.- Clorofila <i>a</i>	50
4.1.13.- Clorofila <i>b</i>	52
4.1.14.- Clorofila <i>c</i>	54
4.1.15.- Nitrógeno particulado	56
4.1.16.- Materia particulada total	58
4.1.17.- Materia particulada inorgánica	60
4.1.18.- Materia particulada orgánica	61

4.2.- Sedimentos.

- 4.2.1.- Granulometría 63
- 4.2.2.- Porosidad 65
- 4.2.3.- Materia orgánica 66
- 4.2.4.- Nitrógeno total 67
- 4.2.5.- Fósforo total 67
- 4.2.6.- pH, sulfuros y potencial REDOX 68
- 4.2.7.- Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial 71

4.3.- Flujo de nutrientes sedimento-agua por la Ley de Fick

- 4.3.1.- Flujo de amonio 72
- 4.3.2.- Flujo de nitrito 72
- 4.3.3.- Flujo de nitrato 72
- 4.3.4.- Flujo de fosfato 73

4.4.- Incubaciones aeróbicas, tasas de cambio

- 4.4.1.- Amonio 74
- 4.4.2.- Nitrito 74
- 4.4.3.- Nitrato 75
- 4.4.4.- Fosfato 75

4.5.- Nitrificación 76

4.6.- Desnitrificación 76

4.7.- Flujos netos entre sedimento y agua 76

4.8.- Intercambio de materia entre laguna y mar 83

5.- DISCUSIÓN

5.1.- Hidrología

- 5.1.1.- Temperatura 87
- 5.1.2.- Salinidad 91
- 5.1.3.- Oxígeno disuelto 96
- 5.1.4.- pH 99
- 5.1.5.- Amonio 101
- 5.1.6.- Nitrito 104
- 5.1.7.- Nitrato 106
- 5.1.8.- Fosfato 108
- 5.1.9.- Silicato 109
- 5.1.10.- Alcalinidad total 113
- 5.1.11.- Calcio 117
- 5.1.12.- Clorofila α 121

VI

5.1.13.- Clorofila <i>b</i>	125
5.1.14.- Clorofila <i>c</i>	125
5.1.15.- Nitrógeno particulado	127
5.1.16.- Materia particulada total	128
5.1.17.- Materia particulada inorgánica	129
5.1.18.- Materia particulada orgánica	131
5.2.- Sedimentos	
5.2.1.- Granulometría	133
5.2.2.- Porosidad	134
5.2.3.- Materia orgánica	134
5.2.4.- Nitrógeno total	136
5.2.5.- Fósforo total	137
5.2.6.- pH, sulfuros y potencial REDOX	137
5.2.7.- Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial	142
5.3.- Flujo de nutrientes sedimento-agua por la Ley de Fick	
5.3.1.- Flujo de amonio	147
5.3.2.- Flujo de nitrito	149
5.3.3.- Flujo de nitrato	149
5.3.4.- Flujo de fosfato	151
5.4.- Incubaciones aeróbicas, tasas de cambio	
5.4.1.- Amonio	153
5.4.2.- Nitrito	153
5.4.3.- Nitrato	155
5.4.4.- Fosfato	156
5.5.- Nitrificación	158
5.6.- Desnitrificación	161
5.7.- Flujos netos entre sedimento y agua	165
5.8.- Intercambio de materia entre laguna y mar	167
6.- CONCLUSIONES	171
7.- RECOMENDACIONES	179
8.- LITERATURA CITADA	181
9.- ANEXO DE TABLAS	199

LISTA DE FIGURAS.

No.	Página
1. Flujo del nitrógeno en la zona costera	4
2. Ubicación de la Laguna Chelem, Yucatán	14
3. Tipos de clima en la península de Yucatán	14
4. Precipitación pluvial en Yucatán	15
5. Precipitación pluvial en Progreso. Series de Tiempo	16
6. Evaporación en Progreso. Series de Tiempo	16
7. Geología de la Península de Yucatán y Anillo de cenotes	18
8. Laguna Chelem, estaciones de muestreo	22
9. Distribución espacial-temporal de temperatura superficial en la Laguna Chelem	36
10. Distribución espacial-temporal de salinidad en la Laguna Chelem	37
11. Distribución espacial-temporal de oxígeno disuelto en la Laguna Chelem	38
12. Distribución espacial-temporal de pH en la Laguna Chelem	39
13. Distribución espacial-temporal de amonio en la Laguna Chelem	40

VIII

14. Promedio de amonio por estación en la Laguna Chelem	41
15. Distribución espacial-temporal de nitrito en la Laguna Chelem	42
16. Distribución espacial-temporal de nitrato en la Laguna Chelem	43
17. Distribución espacial-temporal de fosfato en la Laguna Chelem	44
18. Promedio de fosfato por estación en la Laguna Chelem	45
19. Distribución espacial-temporal de silicato en la Laguna Chelem	46
20. Distribución espacial-temporal de alcalinidad total en la Laguna Chelem	47
21. Distribución espacial-temporal de calcio en la Laguna Chelem	48
22. Promedio de calcio por estación en la Laguna Chelem	49
23. Distribución espacial-temporal de clorofila α en la Laguna Chelem	50
24. Promedio de clorofila α por estación en la Laguna Chelem	51
25. Distribución espacial-temporal de clorofila b en la Laguna Chelem	53
26. Promedio de clorofila b por estación en la Laguna Chelem	53
27. Distribución espacial-temporal de clorofila c en la Laguna Chelem	54
28. Promedio de clorofila c por estación en la Laguna Chelem	55
29. Distribución espacial-temporal de nitrógeno particulado en la Laguna Chelem	56
30. Promedio de nitrógeno particulado por estación en la Laguna Chelem	57
31. Distribución espacial-temporal de materia particulada total en la Laguna Chelem	58
32. Promedio de materia particulada total, orgánica e inorgánica por estación	59
33. Distribución espacial-temporal de materia particulada inorgánica en la Laguna Chelem	60
34. Distribución espacial-temporal de materia particulada orgánica en la Laguna Chelem	62
35. Granulometría de los sedimentos de Chelem	64

36. Porosidad de los sedimentos de Chelem	65
37. Materia orgánica en los sedimentos de Chelem	66
38. Nitrógeno y fósforo totales en los sedimentos de Chelem	67
39. Potencial REDOX (pE), y pH en los sedimentos de Chelem	68
40. Sulfuros totales en los sedimentos de Chelem	69
41. Potencial REDOX (Eh), en los sedimentos de Chelem	70
42. Area de las zonas de la laguna representadas por las estaciones	77
43. Area de las zonas de la laguna representadas por las estaciones	77
44. Aporte de amonio del sedimento por estación	78
45. Aporte de nitrito del sedimento por estación	79
46. Aporte de nitrato del sedimento por estación	79
47. Aporte de fosfato del sedimento por estación	80
48. Aporte de nitrato por nitrificación por estación	81
49. Consumo de nitrato por desnitrificación por estación	82
50. Transporte neto de materiales en el ciclo de 24 horas de mayo de 1991 en la boca	83
51. Transporte neto de materiales en el ciclo de 24 horas de octubre de 1991 en la boca	84
52. Transporte neto de materiales en el ciclo de 24 horas de marzo de 1992 en la boca	85
53. Promedio de temperatura por estación en la Laguna Chelem	88
54. Series de Tiempo de la temperatura superficial promedio	89
55. Autocorrelación temperatura-temperatura	90
56. Promedio de salinidad por estación en la Laguna Chelem	91
57. Series de Tiempo de la salinidad promedio	92

X

58. Autocorrelación salinidad-salinidad	93
59. Zonas de la Laguna Chelem de acuerdo a su salinidad	95
60. Promedio de oxígeno disuelto por estación en la Laguna Chelem	96
61. Promedio de saturación de oxígeno por estación en la Laguna Chelem	97
62. Promedio de pH por estación en la Laguna Chelem	99
63. Series de Tiempo de amonio promedio	103
64. Autocorrelación amonio-amonio	103
65. Promedio de nitrito por estación en la Laguna Chelem	104
66. Promedio de nitrato por muestreo en la Laguna Chelem	106
67. Promedio de nitrato por estación en la Laguna Chelem	107
68. Promedio de silicato por estación en la Laguna Chelem	110
69. Series de Tiempo de la concentración de silicato promedio	112
70. Autocorrelación silicato-silicato	112
71. Promedio de alcalinidad total por estación en la Laguna Chelem	113
72. Promedio de alcalinidad total por estación en la Laguna Chelem	114
73. Promedio de nitrito+nitrato, salinidad y alcalinidad total por muestreo	115
74. Series de Tiempo de la alcalinidad total promedio	116
75. Series de Tiempo de la concentración de calcio promedio	118
76. Promedio de relación calcio:salinidad por estación en la Laguna Chelem	120
77. Promedio de salinidad y relación calcio:salinidad por muestreo en la Laguna Chelem	120
78. Promedio de clorofila <i>a</i> + clorofila <i>b</i> + clorofila <i>c</i> por muestreo	124
79. Series de Tiempo de materia particulada total promedio mensual	128

80. Series de Tiempo de materia particulada inorgánica promedio mensual	130
81. Series de Tiempo de materia particulada orgánica promedio mensual	132
82. Correlación entre amonio en la columna de agua y pH en sedimentos de Chelem	138
83. Correlación entre amonio en la columna de agua y pE en sedimentos de Chelem	141
84. Concentración de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial	143
85. Correlación entre amonio y nitrato en el agua intersticial en sedimentos de Chelem	144
86. Correlación entre fosfato en el agua intersticial y fósforo total en sedimentos	145
87. Correlación entre pH del agua intersticial y fósforo total en sedimentos de Chelem	146
88. Correlación entre pE del agua intersticial y fósforo total en sedimentos de Chelem	146
89. Flujo de amonio en la interfase sedimento agua en la Laguna Chelem	148
90. Flujo de nitrito y nitrato en la interfase sedimento agua en la Laguna Chelem	150
91. Flujo de fosfato en la interfase sedimento agua en la Laguna Chelem	151
92. Tasa de cambio de amonio en las incubaciones aeróbicas de los sedimentos de Chelem	154
93. Tasa de cambio de nitrito y nitrato en las incubaciones aeróbicas de los sedimentos	154
94. Tasa de cambio de fosfato en las incubaciones aeróbicas de los sedimentos de Chelem	156
95. Tasas de nitrificación en los sedimentos de la Laguna Chelem	159
96. Tasas de desnitrificación en los sedimentos de la Laguna Chelem	161
97. Correlación entre materia orgánica y desnitrificación en sedimentos	163
98. Correlación entre nitrificación y desnitrificación en la Laguna Chelem	163
99. Comparación entre amonificación, nitrificación y desnitrificación en Chelem	166
100. Presupuesto de nitrógeno en la Laguna Chelem	170

XII

The following information is provided for the year ended December 31, 2010:

1. The company has a long-term debt of \$100 million, which is due in 2015. The debt is secured by a mortgage on the company's property. The interest rate is 6% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$20 million per year to pay off the debt.

2. The company has a long-term debt of \$50 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 8% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$10 million per year to pay off the debt.

3. The company has a long-term debt of \$20 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 10% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$4 million per year to pay off the debt.

4. The company has a long-term debt of \$10 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 12% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$2 million per year to pay off the debt.

5. The company has a long-term debt of \$5 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 14% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$1 million per year to pay off the debt.

6. The company has a long-term debt of \$2 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 16% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$0.4 million per year to pay off the debt.

7. The company has a long-term debt of \$1 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 18% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$0.2 million per year to pay off the debt.

8. The company has a long-term debt of \$0.5 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 20% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$0.1 million per year to pay off the debt.

9. The company has a long-term debt of \$0.2 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 22% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$0.04 million per year to pay off the debt.

10. The company has a long-term debt of \$0.1 million, which is due in 2015. The debt is unsecured. The interest rate is 24% per annum, payable semi-annually. The company has a sinking fund provision that requires the company to set aside \$0.02 million per year to pay off the debt.

LISTA DE TABLAS.

TABLA	Página
1. Resultados publicados de concentraciones de nutrientes en la columna de agua	101
2. Hidrología del agua de manantial en la Laguna Chelem	110
3. Resultados publicados de concentraciones de materiales suspendidos	122
4. Resultados publicados de análisis fisicoquímicos de sedimentos de zona costera	135
5. Resultados publicados de concentraciones de nutrientes en agua intersticial	142
6. Resultados publicados de flujo de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en la interfase agua sedimento en diversas zonas costeras	148
7. Resultados publicados de desnitrificación y nitrificación en diversas zonas costeras	160

TABLAS DEL ANEXO

A-1. Temperatura en la Laguna Chelem	A-1
A-2. Salinidad en la Laguna Chelem.	A-2
A-3. Oxígeno disuelto en la Laguna Chelem	A-3
A-4. Saturación de oxígeno en la Laguna Chelem	A-4
A-5. pH en la Laguna Chelem.	A-5
A-6. Amonio en la Laguna Chelem	A-6
A-7. Nitrito en la Laguna Chelem	A-7
A-8. Nitrato en la Laguna Chelem	A-8
A-9. Fosfato en la Laguna Chelem	A-9
A-10. Silicato en la Laguna Chelem	A-10
A-11. Alcalinidad total en la Laguna Chelem	A-11
A-12. Calcio en la Laguna Chelem	A-12
A-13. Relación calcio:salinidad en la Laguna Chelem	A-13
A-14. Clorofila <i>a</i> en la Laguna Chelem	A-14
A-15. Clorofila <i>b</i> en la Laguna Chelem	A-15

A-16. Clorofila <i>c</i> en la Laguna Chelem	A-16
A-17. Nitrógeno particulado en la Laguna Chelem	A-17
A-18. Materia particulada total en la Laguna Chelem	A-18
A-19. Materia particulada inorgánica en la Laguna Chelem	A-19
A-20. Materia particulada orgánica en la Laguna Chelem	A-20
A-21. Resultados de los análisis fisicoquímicos de los sedimentos de Chelem	A-21
A-22. Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial de los sedimentos	A-22
A-23. Flujo de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en la interfase agua sedimento en la Laguna Chelem	A-23
A-24. Incubaciones aeróbicas de los sedimentos de Chelem, concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato	A-24
A-25. Tasas de cambio en las incubaciones aeróbicas de los sedimentos de Chelem ...	A-25
A-26. Desnitrificación y nitrificación en los sedimentos de Chelem	A-26
A-27. Flujos, nitrificación y desnitrificación netos (extrapolados al área de la Laguna Chelem.)	A-27
A-28. Mediciones del ciclo de 24 horas de mayo de 1991	A-28
A-29. Mediciones del ciclo de 24 horas de octubre de 1991	A-29
A-30. Mediciones del ciclo de 24 horas de marzo de 1992	A-30
A-31. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de mayo de 1991	A-31
A-32. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de octubre de 1991	A-32
A-33. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de marzo de 1992	A-33
A-34. Transporte neto de materiales en la boca de Chelem	A-34

RESUMEN.

El litoral del Golfo de México se caracteriza por la presencia de lagunas costeras entre el continente e islas barrera. Tienen comunicación con el mar abierto y reciben entradas de agua dulce de ríos y manantiales. Son cuencas someras con alta evaporación, su principal vegetación son los manglares y los pastos marinos los cuales constituyen los criaderos que sostienen a la mayoría de las pesquerías artesanales y comerciales. A lo largo de estas lagunas se está llevando a cabo un gran desarrollo económico, que está afectando de manera negativa su calidad ambiental. La Laguna Chelem, ubicada al norte de la Península de Yucatán, adyacente a los Puertos de Progreso y Yukalpetén, y de un acelerado desarrollo industrial y turístico, es un ejemplo notable de este tipo de laguna alterada. Este desarrollo ha incrementado la entrada de nutrientes y materia orgánica a la laguna, rebazando la capacidad de la comunidad bacteriana generando anoxia y eutroficación de las aguas que conlleva problemas ambientales y de salud. Los objetivos de esta investigación son evaluar: a) los flujos de nutrientes entre sedimento y agua, b) los procesos de nitrificación y desnitrificación en sedimento, c) el intercambio de

XVIII

materia entre la laguna y el mar, y d) las relaciones entre los procesos de transformación de nitrógeno y las condiciones del medio ambiente.

La laguna fué muestreada sistemáticamente durante el período 1988-1992, con lo que se obtuvo una línea de base de los principales parámetros fisicoquímicos. El paso del huracán Gilberto en septiembre de 1988 permitió observar los cambios derivados de un fenómeno natural de este tipo. En general los parámetros fisicoquímicos presentaron ligeras variaciones temporales y fuertes gradientes espaciales de la boca a los extremos de la laguna, y un comportamiento antiestuarino excepto en condiciones extraordinarias como el paso de Gilberto, el cual provocó cambios considerables.

El análisis de los sedimentos mostró que: son arenosos en las zonas con mas corrientes y limosos en el resto de la laguna; el contenido de materia orgánica y nitrógeno total en el sedimento fluctuó y fué más alto en las zonas alteradas por las actividades humanas; el fósforo en los sedimentos fue bajo; los valores de pH fueron bastante bajos, posiblemente por el ácido sulfhídrico ya que todos fueron anóxicos y presentaron concentraciones de sulfuros totales altas; el potencial redox tuvo características reductoras en la mayoría de las muestras. El amonio fue el nutriente que se encontró en mayor concentración en el agua intersticial y el fosfato en la menor concentración. Se estimaron los flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato; los flujos de amonio fueron los mas altos y casi siempre del sedimento al agua, los otros nutrientes también presentaron flujos hacia el agua pero bajos.

Al incubar en condiciones aeróbicas sedimento y agua de la Laguna Chelem, se vio que solo en algunas muestras de agua el amonio se incrementó, pero en la mayoría de las incubaciones disminuyó; el ión nitrato, excepto dos estaciones disminuyó, estos cambios indicaron que se llevó a cabo amonificación, nitrificación y desnitrificación; en las muestras de la zona interna de la laguna se incrementó la cantidad de fosfato, pero el resto de las muestras incubadas presentó tasas negativas. Se midió la tasa de nitrificación en los sedimentos y en las muestras de la zona más alterada por el hombre no fue detectable este proceso, lo cual indica de que en esta zona de Chelem se ha roto la continuidad natural entre los diferentes procesos de transformación del nitrógeno. En nueve muestras de la laguna si se detectó el proceso de nitrificación, las estaciones con tasas de nitrificación mas altas presentaron mayores concentraciones de nitrato. Las estimaciones de la tasa de desnitrificación en sedimento indicaron

la máxima tasa. La correlación entre la desnitrificación y nitrificación fue significativa, pero de signo negativo, lo cual muestra el importante hecho de que en Chelem no existe acoplamiento entre estos dos procesos, además de que la tasa de desnitrificación fue muy baja indicando que es un sistema con poca capacidad de depuración y por lo tanto susceptible a la eutroficación.

Se extrapolaron al área de la laguna los procesos cuantificados y se observó un aporte de los sedimentos hacia la columna de agua de los cuatro nutrientes estudiados: el amonio fue el aportado en mayor cantidad ($72.4 \cdot 10^3$ mol/día), siguió el nitrato, después el nitrito, y por último el fosfato; la nitrificación produjo $17.2 \cdot 10^3$ moles de nitrato cada día, la desnitrificación fue de $1.76 \cdot 10^3$ moles de nitrato diarios. La amonificación es cuatro veces mayor que la nitrificación, y esta última es un orden de magnitud mayor que la desnitrificación.

Se evaluó el intercambio de material por el efecto de la marea en las tres épocas climáticas y se encontró que en primavera y verano debido a la evaporación hubo una entrada neta de agua, sal, oxígeno, alcalinidad y calcio, mientras que en el muestreo de invierno estos materiales tuvieron una salida neta de la laguna que se debió a la menor evaporación y las lluvias que acompañan a los nortes. En el muestreo de primavera la laguna importó fosfato y exportó clorofila, materia orgánica particulada y nitrógeno particulado. En las otras dos evaluaciones el fosfato se exportó hacia el mar y la materia orgánica particulada, el nitrógeno particulado y las clorofilas se importaron. El silicato, amonio, nitrito y nitrato, tuvieron una salida neta de Chelem en los tres muestreos, siendo el silicato el que se exportó en mayor cantidad y de los nitrogenados el amonio. El balance del material particulado total siempre fue de importación (del mar hacia la laguna), en el muestreo de nortes se observó el mayor transporte. La Laguna Chelem actuó como un convertidor de materia orgánica a nutrientes inorgánicos, que luego exportó hacia el mar. Al hacer el balance de masas de nitrógeno dio un superhabit de $50.0 \cdot 10^3$ mol/día, una fracción se reutiliza por los productores primarios y el resto se pierde a la atmósfera junto con el nitrógeno producido en la desnitrificación. La descarga de aguas de desecho industriales y domésticas a la laguna pudieran estar aportando el nitrógeno que se exporta luego al mar.

ABSTRACT.

The littoral of the Gulf of Mexico is characterized by the presence of coastal lagoons between mainland and barrier islands, they have communication with the open sea and receive influx of freshwater from surface rivers and or underground sources. They are shallow water evaporation basins, with mangrove and sea grass as the main vegetation and constitute the breeding grounds of most of the artisanal and commercial sea fisheries. Considerable coastal development is taking place along these lagoons which are affecting negatively their environmental quality. Chelem lagoon in the north of Yucatan Peninsula, with the ports of Progreso and Yukalpeten and increasing industrial and recreation development is the most notable example of this type of stressed lagoon. The input of nutrients and organic matter has overcome the recycling capacity of bacteria generating anoxia and eutrophication of the water inducing environmental and human health problems.

This research aimed to evaluate a) sediment-water flux of nutrients, b) sediment nitrification and denitrification processes, c) exchange of matter between the lagoon and the sea and d) relationships between the ammonification, nitrification and denitrification processes and environmental conditions. The lagoon has been systematically studied from 1988 to 1992, so there is an adequate knowledge of the physical environment i.e. baseline. The occurrence of the severe hurricane Gilbert in September 1988 permitted to evaluate the change of this baseline under this catastrophic event. As expected, the physical variables showed small temporal variations, strong spatial gradients from the mouth to the end and antiestuarine behavior in normal condition, but there were considerable changes after the passage of Gilbert.

Sediment in the channels with strong currents was sand, and silty in the rest; organic matter and total nitrogen in the sediment ranged and was higher in the disturbed zones; phosphorous low; pH very low due to high hydrogen sulfide and the redox potential was negative

in most of samples. In the interstitial water the ammonium was highest, low phosphate. Fluxes of ammonium, nitrite, nitrate and phosphate were as follows: from sediment to the water in most of the samples with the highest values for ammonium.

Sediment and water from stations incubated under aerobic conditions showed that ammonium and nitrate ion decreased in most stations while the phosphate increased in samples from the inner zone decreasing in the rest. Nitrification was not found in the most disturbed zone, but detected in nine samples, the stations with higher nitrification rates showed higher nitrate concentrations. Denitrification rates in the sediment correlated positively with organic matter. Correlation between nitrification and denitrification was negative, meaning no continuity in both processes; moreover the low values of denitrification, indicate that this system has a low capacity for self purification and can easily go into eutrophication.

These quantified processes extrapolated to the lagoon area showed important supply of the four nutrient from the sediment to the water column; ammonium first with $72.4 \cdot 10^3$ mol/day, nitrate, nitrite, and last phosphate. Nitrification produced $17.2 \cdot 10^3$ nitrate moles per day, and denitrification consumed $1.76 \cdot 10^3$ nitrate moles per day. The ammonification was four times higher than nitrification, and this last was one order of magnitude higher than denitrification.

The exchange of material between the lagoon and the sea was evaluated in the three climatic seasons; in spring and summer when evaporation is high there was a net input of water, salt, oxygen, alkalinity and calcium into the lagoon, with opposite results in winter. In spring the lagoon imported phosphate and exported chlorophyll, particulate organic matter, and particulate nitrogen. In the other two seasons phosphate was exported to the sea and particulate nitrogen and organic matter, and chlorophyll were imported to the lagoon. Silicate, ammonium nitrite and nitrate left Chelem all the time, with the highest value in silicate and in ammonium for the nitrogen compounds. The balance of particulate material always showed a flow from the sea to the lagoon; during winter sampling (nortes), the greatest transport occurred. The results show that Chelem Lagoon converter organic to inorganic matter which is transported to the sea. The nitrogen mass balance gave a profit of $50.0 \cdot 10^3$ mol NH_3 /day, a fraction is reused by the primary producers and the rest is lost to the atmosphere together with the nitrogen produced in the denitrification. The input of waste water (industrial and municipal), to the lagoon, could be the source of nitrogen that is exported to the sea.

1. INTRODUCCION.

Los productores primarios marinos requieren de fósforo, nitrógeno, carbono, calcio y silicio para llevar a cabo la fotosíntesis, ellos necesitan estos elementos en cantidades que presenten una relación semejante a la composición media elemental del detritus marino: 1:15:120:40:50, que es la relación que dio Redfield en 1934, aunque otros autores han encontrado diferentes valores dependiendo del lugar y la estación del año (Riley y Chester, 1971; Anderson y Sarmiento, 1994). El carbono y el calcio no son problema en el medio marino (y costero), ya que se encuentran en formas asimilables y en cantidades ilimitadas. El nitrógeno, el fósforo y el silicio generalmente se encuentran agotados en las aguas oceánicas superficiales y la producción primaria depende principalmente de que exista algún mecanismo que transporte agua del fondo hacia la superficie, agua que contiene los mencionados elementos justo en las cantidades y formas requeridas (Broecker, 1974), o que la atmósfera los provea o que las bacterias y algas verde-azules fijen el nitrógeno molecular (Corredor, 1979).

En la zona costera, el aporte continental juega un papel importante y por lo general en ella no podemos hablar de "nutriente limitante", sino de "desequilibrio entre entradas y salidas", porque un elemento puede ser introducido en exceso, sobre todo en las lagunas costeras alteradas por actividades humanas, llegando a causar efectos nocivos tanto en las lagunas como en la zona marina adyacente (Justić *et al*, 1995). De tal manera que existen lagunas en las que "falta nitrógeno" y otras en las que el fósforo es el "limitante de la producción" (Mee, 1979; Pejrup *et*

al., 1993; Nowicki y Nixon, 1985).

Debido a que son someros, estos cuerpos de agua presentan una gran relación superficie-volumen, lo cual provoca que los sedimentos y los organismos bentónicos jueguen un papel substancial en el flujo de energía y nutrientes (Nowicki y Nixon, 1985).

En la Península de Yucatán existen algunas zonas cársticas, en las que los ríos están ausentes. En la zona costera se presentan manantiales que pueden introducir nutrientes solo si en las tierras adyacentes a ella llueve periódicamente (Kaplan *et al.*, 1979; Valiela *et al.*, 1978; Valdés *et al.*, 1988; Matson, 1993). Pero si la precipitación pluvial es baja en la región, también lo será el aporte continental de nutrientes, por lo que otras fuentes de estos elementos (como lo es el reciclamiento entre agua y los sedimentos), cobran importancia.

Diversos autores han realizado estudios para evaluar las aportaciones de nitrógeno y fósforo que llevan a cabo los sedimentos en lagunas y estuarios, tanto en zonas templadas (Fisher *et al.*, 1982; Nixon, 1981b; Van Raaphorst, 1994), como en tropicales (Arenas y De La Lanza, 1990; Corredor y Morell, 1989) y todos concuerdan en el hecho de que los procesos microbianos degradan la materia orgánica que se ha depositado en los sedimentos, enriqueciendo de ese modo las aguas intersticiales con formas solubles de nitrógeno (amonio, nitrito, nitrato, nitrógeno orgánico disuelto, urea etc.) y fósforo (fosfatos). Estos iones y compuestos son transportados hacia las aguas sobrenadantes tanto por el proceso de difusión, que es originado por el gradiente de concentración entre sedimento y agua, como por procesos físicos y biológicos (Berner, 1980; De La Lanza y Rodríguez, 1990; Arenas y De La Lanza, 1990), reintegrando a la columna de agua el fósforo y el nitrógeno necesarios para la producción primaria.

1.1. CICLO DEL NITROGENO EN LAGUNAS COSTERAS.

El ciclo del nitrógeno es complejo, debido a que este elemento puede presentarse en ocho diferentes estados de oxidación como puede verse en el siguiente cuadro:

Valencia	+5	+4	+3	+2	+1	0	-1	-3
Forma	NO_3^-	NO_2	NO_2^-	NO	N_2O	N_2	NH_2OH	NH_3

estas diferentes formas pueden estar presentes en la atmósfera (gases), disueltas en el agua (compuestos orgánicos, gases e iones), o atrapadas en los sedimentos (nitrógeno orgánico, gases, iones disueltos en el agua intersticial).

Los procesos de transformación y transporte, así como el tamaño de los diferentes reservorios, son importantes no solo para la productividad acuática sino para la calidad del medio ambiente en general y para la salud humana. El ciclo del nitrógeno a diferencia del de fósforo, tiene procesos de salida y entrada hacia la atmósfera, los cuales son importantes en el control de la productividad y la remineralización de la materia orgánica. Estos procesos involucran la transferencia de nitrógeno molecular de la atmósfera a través de fijación por microorganismos, y su regreso a la atmósfera vía nitrito y desnitrificación (ver Fig. 1).

Los procesos de nitrificación (oxidación de amonio), y desnitrificación (reducción de nitratos), son reacciones que pueden llevarse a cabo sin mediación biológica a velocidades muy bajas. Las bacterias aumentan las velocidades de las reacciones al capturar la energía disponible en los compuestos reducidos a través de una serie de reacciones enzimáticas (Taylor, 1983). Debido a que las fuentes de energía son inorgánicas, a estos organismos se les llama quimiosintéticos.

En la mayoría de los cuerpos de agua la forma mas abundante del nitrógeno es el N_2 , pero antes de que pueda ser utilizado por las plantas debe ser "fijado", ya sea biológicamente o a través de las reacciones que se dan en las tormentas eléctricas y lo convierten a NO_2^- y NO_3^- . Esta última forma es la mas común y abundante en los ecosistemas acuáticos oxigenados, y puede alcanzar concentraciones entre 35-70 μM en los períodos o zonas donde no se utiliza o

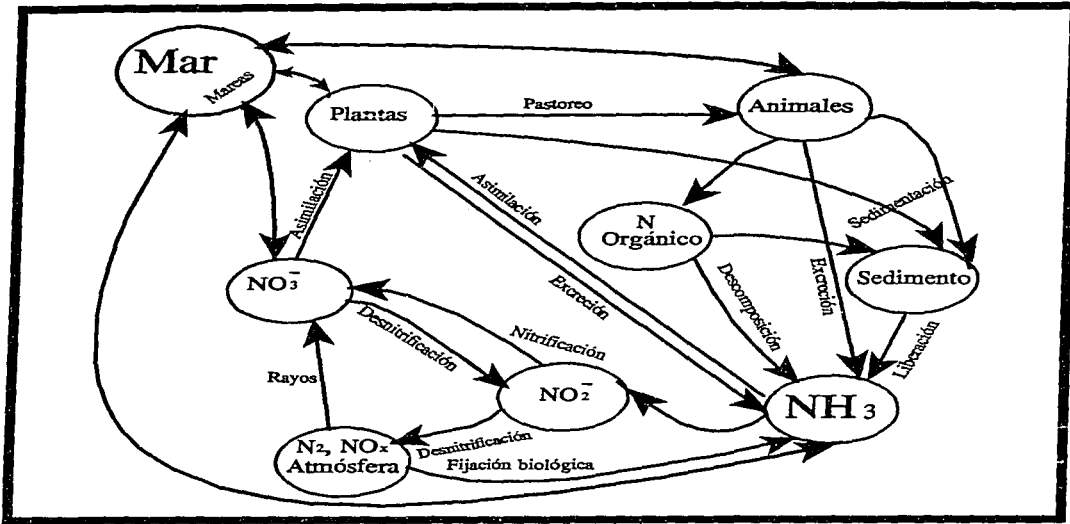


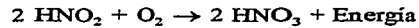
Fig.1 Flujos del nitrógeno en la zona costera (adaptado de Welch, 1980).

donde existen descargas de desechos (Welch, 1980).

El amoníaco es abundante cuando el oxígeno está ausente o en aguas muy enriquecidas (eutróficas), pero generalmente es menos abundante que el nitrato. Para la síntesis de aminoácidos las plantas usan el NH_3 , por lo que si asimilaron NO_3^- primero lo tienen que reducir, o sea que si tienen la opción las plantas generalmente prefieren asimilar el primero, por lo que es un nutriente importante (Riley y Chester, 1971). El amoníaco entra en un equilibrio con el agua para formar el ión amonio (NH_4^+), el cual es inocuo, pero la forma no ionizada (NH_3), es tóxica para los peces y otros animales (Stirling, 1985). El nitrito no es usado y de hecho es tóxico, debido a que se oxida fácilmente a nitrato generalmente no se encuentra presente en cantidades apreciables.

1.2. NITRIFICACION.

La nitrificación es el proceso mediado por bacterias mediante el cual el amoníaco es transformado en nitrito y finalmente en nitrato. El proceso ocurre solamente en condiciones aeróbicas. Los organismos que comunmente la llevan a cabo son *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Aunque los procesos liberan energía, como se muestra en las reacciones, el rendimiento es muy bajo comparado con otras transformaciones en el ciclo. Las reacciones de nitrificación son:

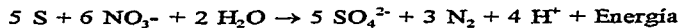


Este proceso tiene ya, más de 80 años de conocerse, y en las aguas oceánicas, que en su mayoría están bien oxigenadas, determina la mayor abundancia del nitrato sobre el amonio (Riley y Chester, 1971). La nitrificación tradicionalmente se ha considerado importante debido a que consume oxígeno y amonio, y produce nitrato y nitrito, aunque evidencias más recientes han identificado a este proceso como una fuente de óxido nitroso (N_2O), y óxido nítrico (NO_2), cuando se lleva a cabo en condiciones de hipoxia, el óxido nitroso es un contribuidor al efecto de invernadero y además participa en la destrucción del ozono estratosférico, por lo que los estudios de la nitrificación se han intensificado en los últimos años (Naqvi *et al*, 1994; Berounsky y Nixon, 1990).

1.3. DESNITRIFICACION.

En la desnitrificación, el proceso inverso de la nitrificación, las bacterias reducen el nitrato a nitrito, y este a su vez es reducido a nitrógeno molecular. Este proceso representa el principal mecanismo por el que se pierde el nitrógeno de los ecosistemas acuáticos hacia la atmósfera y por lo tanto es esencial para mantener el equilibrio y evitar la eutroficación (Sørensen, 1978b; Kaplan et al, 1979; Seitzinger, 1988).

La desnitrificación ocurre solamente en ausencia, o cerca de la ausencia de oxígeno, es decir en la anoxia y la hipoxia. Un organismo desnitrificante común es el *Thiobacillus denitrificans* y la reacción asociada es:

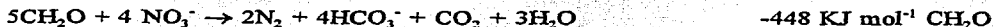


este organismo es por supuesto quimiosintético.

Las bacterias heterotróficas, como *Micrococcus*, *Serratia*, *Pseudomonas*, y *Achromobacter*, también son desnitrificadoras cuando las concentraciones de oxígeno son bajas. Este tipo de bacterias se encargan de la remineralización de la materia orgánica, la cual libera energía que es aprovechada por estos microorganismos, pero necesitan de un elemento que se reduzca, es decir que acepte los electrones que el carbón orgánico cede al transformarse en bióxido de carbono. La cantidad de energía que se puede aprovechar en esta oxidación depende del aceptor de electrones (Berner, 1980). En las ecuaciones "ideales" que se presentan a continuación se puede observar que el oxígeno es el más eficiente aceptor de electrones, ya que se pueden liberar 475 KJ por mol de CH_2O :

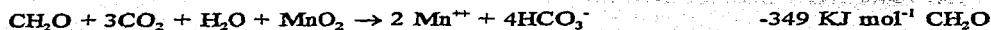


al agotarse el oxígeno el nitrógeno del nitrato puede aceptar los electrones del carbón con casi la misma eficiencia:



si se agota el nitrato y existe manganeso (IV), este puede aceptar dos electrones y transformarse

a Mn (II), aunque se obtiene menos energía:



el hierro (III) también es agente oxidante, pero mucho menos eficiente que los demás:



el sulfato (que es muy abundante en el medio marino), es el principal oxidante usado por las bacterias en la ausencia de oxígeno, pero la energía obtenida es menos aún:



por último, en ausencia de todos los demás aceptores de electrones, la mitad del carbono oxida a la otra mitad dando lugar a la metanogénesis:



La desnitrificación, últimamente ha recibido considerable atención, no solo por su papel en el control de niveles de nitrato y en la oxidación de la materia orgánica (Seitzinger, 1988), sino porque además es una fuente de óxido nitroso (N_2O), el cual es un gas invernadero ya que absorbe radiación infrarroja y además por reaccionar con el ozono, es un contribuidor al consumo de este gas en la estratosfera (Law *et al*, 1991); por otro lado, la nitrificación también ha sido identificada como una fuente de óxido nitroso, particularmente en condiciones de poca oxigenación (Law *et al*, 1993). Estudios recientes de Bouwman *et al* (1993), revelan que las regiones tropicales son las que más óxido nitroso producen a nivel global. Los sedimentos superficiales de las lagunas costeras, son sitios importantes, tanto para la nitrificación como para la desnitrificación, ya que estos procesos son facilitados por las condiciones ambientales de poco oxígeno, entrada de materia orgánica, y un suministro abundante de amonio y nitrato (Law *et al*, 1992).

1.4. FIJACION DE NITROGENO.

La habilidad de algunos organismos procarióticos, que contienen la enzima nitrogenasa, para transformar directamente el nitrógeno molecular proveniente de la atmósfera en nitrógeno orgánico, es conocida como fijación de nitrógeno. Gracias a este proceso se desarrollan ciertas especies de fitoplancton en regiones del océano en las que el amonio y el nitrato se encuentran abatidos (Riley y Chester, 1971). La fijación de nitrógeno es un proceso aeróbico que consume energía, es llevado a cabo en ambientes acuáticos por bacterias como *Azobacter* y *Clostridium* y por las algas verde-azules *Nostoc*, *Anabaena*, *Anabaneopsis*, *Gleotrichia* y *Aphanizomenon* (Capone, 1983; Webb *et al*, 1975; Nieves y Corredor, 1987).

En las lagunas costeras tropicales (que generalmente son oligotróficas), este proceso constituye la mayor fuente de nitrógeno para el ecosistema, y en ellas la fijación de nitrógeno puede llevarse a cabo por organismos plantónicos o por cianobacterias en el sedimento (De La Lanza *et al*, 1986; Howarth *et al*, 1988a). Este proceso se ve favorecido en lagos de agua dulce, pero en el medio marino y en las lagunas costeras está limitado, ya que, por un lado existe una baja disponibilidad de Fe y Mo (metales requeridos para llevar a cabo la fijación) en las aguas marinas oxigenadas, y por otro lado las altas concentraciones de amonio en los sedimentos de las lagunas costeras, inhiben este proceso según Howarth *et al* (1988b).

1.5. OTRAS FUENTES Y SALIDAS.

Como ya se mencionó, las tormentas eléctricas forman óxidos de nitrógeno (N_2O , NO y NO_2), que precipitan en la lluvia a la forma de nitrato y nitrito, por eso es que la atmósfera es una fuente de nitrógeno para las lagunas costeras (Scudlark y Church, 1993). El agua transportada por los ríos y el agua del manto freático que aflora directamente en las lagunas (que es el caso de Yucatán por ser terreno cárstico), también introducen nitrógeno fijado, principalmente nitrato (Valiela *et al*, 1978; Valdés *et al*, 1988).

Dependiendo del rango de marea, el clima, los aportes del continente, la geología, la forma de la laguna, su circulación interna, de las características fisicoquímicas del agua marina adyacente y los procesos ecológicos, el intercambio que tenga una laguna con el mar le puede significar entradas o salidas de nitrógeno. En la gran mayoría de los casos estudiados, las lagunas costeras exportan al mar adyacente formas disueltas y/o particuladas de nitrógeno, que por un lado mantienen el equilibrio entre las entradas y salidas de las lagunas (evitándose así la eutroficación), y por el otro lado fertilizan las aguas marinas contiguas a las lagunas (Valiela *et al*, 1978; Nixon, 1981a y 1981b; Contreras, 1983; Gold y Concha, 1992; Childers *et al*, 1993; De La Lanza y Rodríguez, 1993; Prego, 1994; Conde y De La Lanza, 1994).

1.6. FOSFORO.

Los fosfatos provenientes de la descomposición de la materia orgánica, son utilizados de nuevo por los productores primarios, si antes no coprecipitan con las partículas de CaCO_3 , con las cuales reaccionan y forman apatita (fosfato de calcio), insoluble en condiciones de pH y Eh (potencial redox), correspondientes a sedimentos oxigenados, esta reacción, aunque es lenta (meses), puede aportar a los sedimentos entre 2 y 5 veces la cantidad de fósforo que mueven las mareas (Froelich, 1988). Esta misma apatita es soluble en sedimentos anóxicos (Welch, 1980; Arenas y De La Lanza, 1990), de tal modo que se puede establecer un flujo de fosfato del sedimento al agua adyacente, en este tipo de sedimento, y el flujo puede ser en sentido inverso en los sedimentos oxigenados (Berner, 1980).

Además de la precipitación y disolución química, los fosfatos pueden adsorberse en la superficie de las partículas inorgánicas, sobre todo si estas últimas tienen óxidos de fierro, quedando de esa manera almacenados en los sedimentos, hasta que el gradiente de concentración entre ellos y el agua sobrenadante sea lo suficientemente grande para generar un flujo que reintegre este nutriente a la columna de agua (Van Raaphorst y Kloosterhuis, 1994).

1.7. PROBLEMATICA REGIONAL.

La zona costera al norte de la Ciudad de Mérida, alrededor del Puerto de Progreso, ha sido objeto de un crecimiento explosivo. En el curso de unos cuantos años la expansión demográfica ha sido tal, que empiezan a conurbarse las ciudades de Progreso, Chicxulub, Yukalpetén y Chelem. Esto ha sido resultado del crecimiento de la infraestructura turística en la zona, así como de la capacidad industrial con la construcción del puerto de abrigo de Yukalpetén, con su zona industrial, y la construcción del puerto de altura de Progreso. Esta expansión ha conducido a una creciente presión sobre las condiciones naturales de los ecosistemas costeros, que se exacerba por las características de la península, como son la ausencia de agua dulce superficial y la gran permeabilidad de la caliza que constituye el subsuelo.

En particular la Laguna de Chelem, que se encuentra dentro de esta zona, ha sido afectada por la actividad humana; se han talado extensas zonas de manglar y empiezan a notarse problemas de contaminación alrededor del puerto de abrigo de Yukalpetén, la zona industrial, y los asentamientos humanos que carecen de servicios y han crecido a base de rellenos de la laguna (Morales, 1987).

Esta explotación económica de la zona costera, llámese pesca, agricultura, ganadería, turismo, industria o transporte, ha provocado grandes cambios en la fisiografía y régimen hidrológico de estos ambientes, en muchos casos con efectos severos. Un problema que se está evidenciando a simple vista (olor y color del agua), es el de la eutroficación de zonas de las lagunas costeras, debido a la descarga de desechos de materia orgánica o inorgánica, como los desechos domésticos e industriales y los fertilizantes agrícolas que escurren a ellas.

Cuando la comunidad bacteriana del sedimento no es capaz de mineralizar toda la materia orgánica depositada, esta se va acumulando y surgen condiciones de anoxia y eutroficación de las aguas que conllevan problemas de salud, como los del Lago Maryut en el delta del Nilo, la bahía de La Habana, el Puerto Houston-Galveston, el estuario del Coatzacoalcos (GESAMP, 1990), el puerto de Bombay en la India (Ramaiah *et al*, 1995), o ecosistemas de mayor extensión como el norte del Golfo de México y el norte del Adriático (Marchetti *et al*, 1989; Justic *et al*, 1993, 1995). Un ejemplo mas cercano que es el de la Laguna Bojorquez en Cancún en la que han proliferado las macrofitas por las descargas de aguas domésticas vertidas en la laguna (Reyes y

Merino, 1991). Por lo anterior, es necesario conocer las tasas de transformación de los materiales que entran a las lagunas.

Aunque las comunidades microbianas en las lagunas están en su mayoría adaptadas a los altos niveles de nutrientes, parece ser que su capacidad de acarreo puede excederse por tales descargas. En el caso específico de Yucatán, la naturaleza altamente porosa del substrato de carbonato que bordea las lagunas, y la existencia de acuíferos a través de la península, da como resultado el transporte de considerables volúmenes de agua subterránea a las lagunas. Estas aguas contienen grandes concentraciones de productos nitrogenados inorgánicos, principalmente nitratos, los cuales entran en los sistemas lagunares de un modo natural y constante, tal como se ha encontrado en esta zona (Flores *et al*, 1989; Valdés *et al*, 1988; Valdés *et al*, 1994), y en otras regiones similares (Valiela *et al* 1978).

1.8. OBJETIVOS.

Los objetivos de esta tesis son evaluar las aportaciones de nutrientes que los sedimentos hacen a la columna del agua, también evaluar las transformaciones del nitrógeno que se llevan a cabo en los sedimentos (amonificación, nitrificación y desnitrificación); además cuantificar el intercambio de materiales que debido al flujo y reflujo de la marea se produce en la boca de la laguna que la conecta con el mar; y por último relacionar las principales características hidrológicas y sedimentológicas con los procesos antes mencionados. Con este marco de caracterización y cuantificación de los procesos, suplementado por la descripción de la hidrología en la Laguna Chelem, se tendrá una herramienta útil para poder establecer el grado de eutroficación, o mas aún promover un plan de uso sustentable del ecosistema, que es la orientación deseable de toda investigación (Corredor, 1984).

2. AREA DE ESTUDIO.

El área de estudio corresponde con la Laguna de Chelem, la cual se ubica entre los 21° 15' y 21° 17' de latitud norte y entre los 89° 39' y 89° 48' de longitud oeste. Esta laguna costera se sitúa 30 km. al norte de la Ciudad de Mérida (ver Fig. No. 2), y de acuerdo con la clasificación de Lankford (1977), es del tipo III-A, es decir una laguna costera con barrera arenosa tipo Gilbert-de Beaumont producida por el transporte litoral, construida sobre la plataforma continental durante los últimos 5,000 años en los que el nivel del mar ha estado estable, este tipo de lagunas son paralelas a la línea de costa y someras.

El extremo noroccidental de Yucatán, donde se encuentra la laguna, tiene el clima más seco y cálido de la península, característica que tiene repercusiones en la hidrología de Chelem (ver Fig. 3). Según la Secretaría de Programación y Presupuesto (1981), el clima en esa región es del tipo BS₀(h')w(x'), o sea que es de tipo seco, subtipo seco muy cálido, con lluvias en verano y escasas a lo largo del año, con canícula (una pequeña temporada menos lluviosa dentro de la estación de lluvias, llamada también sequía de verano), y más de un 10.2 % de la precipitación es en invierno (a consecuencia de los nortes). La temperatura media anual para la región se encuentra entre 24 y 26 °C, el puerto de Progreso presenta un valor de 25.5 °C.

Area de Estudio

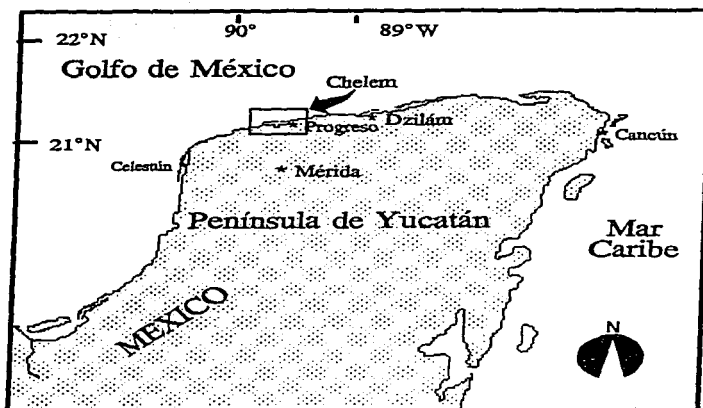
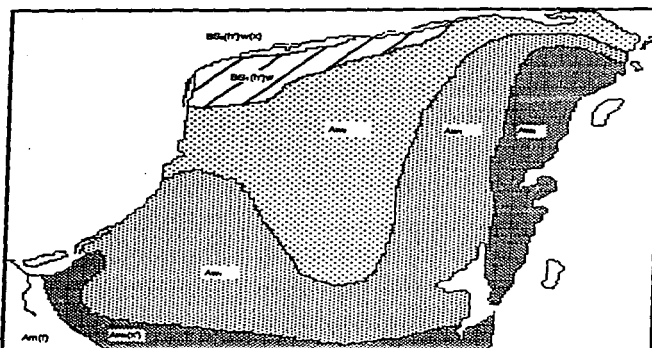


Fig. 2. Ubicación de la Laguna Chelem, Yucatán.



Nombre	Clima	Tipo	Subtipo	Lluvias en verano	Lluvias en invierno
BS _h (b)w(x)	Seco	Seco	Muy cálido	Si	>10.2%
BS _h (b)w	Seco	Sequioso	Muy cálido	Si	5-10.2%
Am _w	Cálido	Subhúmedo	Menos húmedo	Si	5-10.2%
Am _w	Cálido	Subhúmedo	Humedad media	Si	5-10.2%
Am _w	Cálido	Subhúmedo	Más húmedo	Si	5-10.2%
Am _w (x)	Cálido	Subhúmedo		Abundante	>10.2%
Am(f)	Cálido	Húmedo		Abundante	

Fig. 3. Tipos de clima en la Península de Yucatán.

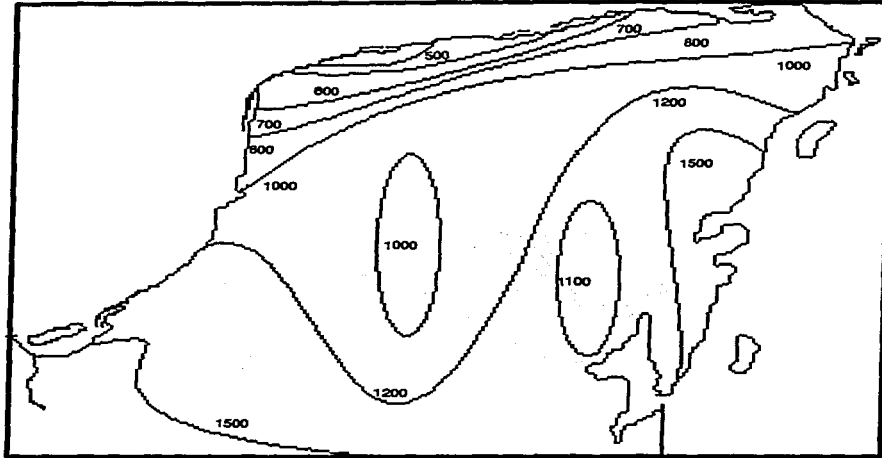


Fig. 4. Precipitación pluvial anual en la Península de Yucatán (mm).

Con respecto a la precipitación, aun cuando la costa suroriental de Yucatán presenta valores altos (más de 1,500 mm anuales), a medida que se dirige uno hacia el extremo donde está Chelem, la precipitación media anual disminuye (ver Fig. 4), hasta llegar a menos de 500 mm (el valor promedio para Progreso en el período 1921-1975 es de 444 mm anuales). En la Fig. 5 se muestran la precipitación mensual registrada en Progreso durante el periodo que duró el muestreo para esta investigación y el análisis de Serie de Tiempo que se le realizó, se puede observar el aumento que se da en septiembre-octubre cada año, y además la diferencia entre años muy lluviosos (1988 y 1989), y años con poca precipitación; también se observa en septiembre de 1988, la gran precipitación que se presentó por el paso del huracán Gilberto. Al efectuar el correlograma de las precipitaciones transformadas se encontraron los picos del coeficiente de correlación a los 13, 24, y 37 meses de defasamiento, lo cual corroboró el comportamiento cíclico anual de las lluvias.

Area de Estudio
Fig. 5. Precipitación pluvial en Progreso.
 Series de tiempo.

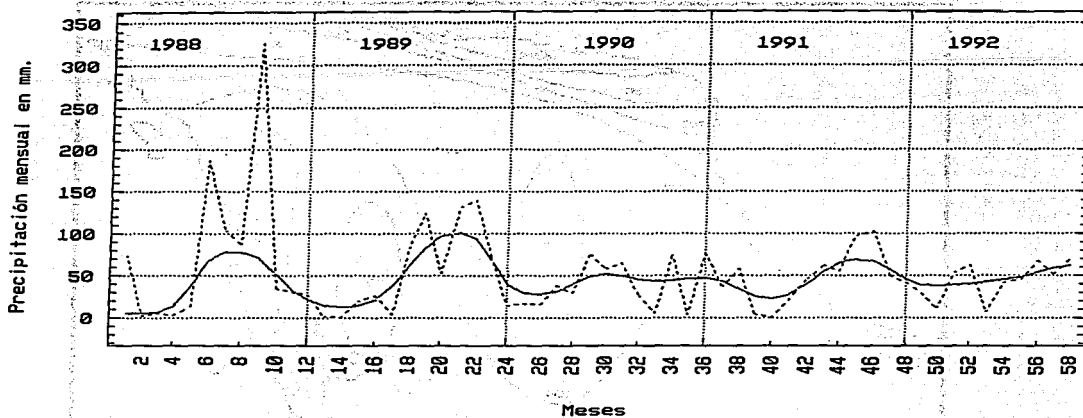
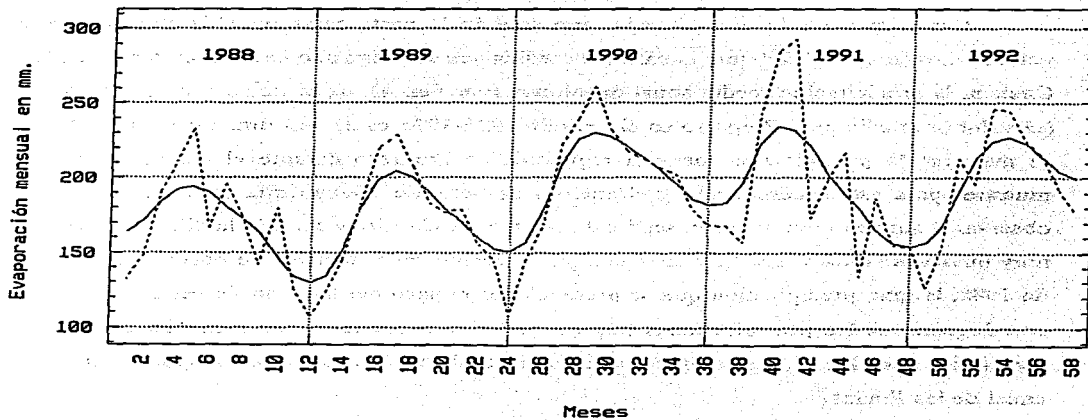


Fig. 6. Evaporación en Progreso.
 Series de Tiempo.



En la zona influyen vientos dominantes de dirección ENE con una velocidad promedio de 2.5 m/s. La evaporación es muy alta (mínima de 1364 y máxima de 2293 mm anuales). En la Fig. 6 pueden observarse los datos de evaporación mensual registrados en Progreso por la Comisión Nacional del Agua y el análisis de Serie de Tiempo realizado, la evaporación presentó un comportamiento cíclico anual (correlaciones máximas a los 12, 24, 36 y 48 meses de defasamiento al efectuar el correlograma de los datos mensuales transformados), pero además se nota que en los años 1990 y 1991 la evaporación fue mayor que en los otros años. Otro dato revelado por esta gráfica es que el período de máxima evaporación se presenta entre abril y junio.

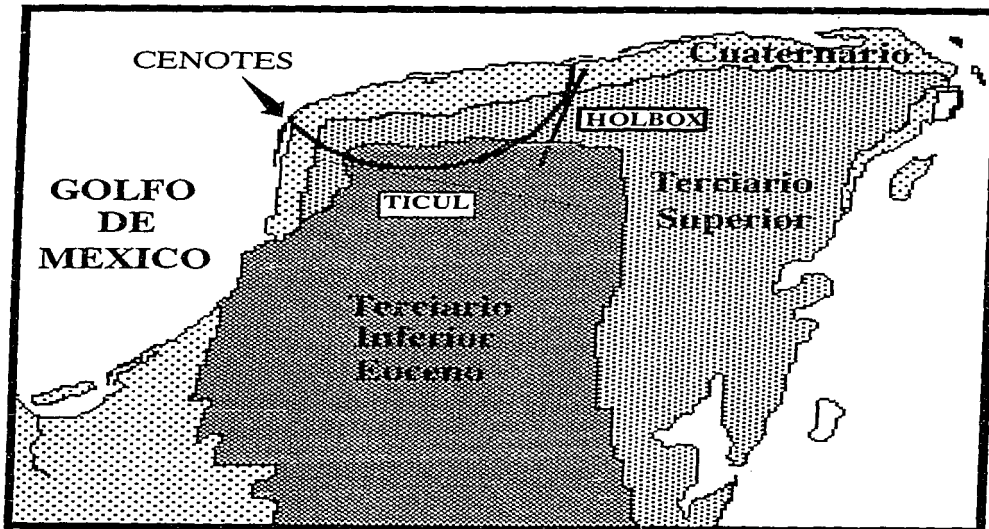
La distribución espacial de la precipitación en la península de Yucatán se refleja en la profundidad del nivel freático, la cuál es 20-40 cm más alta en el margen oriental que en el occidental de la península. Los niveles del agua (subterránea), en el noroccidente de Yucatán fluctúa entre menos de un metro sobre el nivel medio del mar, cerca de la costa, a un poco más de 2 m (sobre el nivel del mar), a 80 km tierra adentro (Marín *et al*, 1989a).

La Península contiene tres superficies geomórficas: 1) una superficie costera compuesta por sedimentos cuaternarios de playa y laguna; 2) una superficie de caliza del Terciario Superior, que es casi plana (pendiente entre 0.12 y 0.32 m/km), excepto por depresiones que contienen cenotes; y 3) una superficie de caliza del Terciario Inferior (Eoceno), que tiene una pendiente ligeramente mayor (Fig. 7).

En esta región de la península existen dos límites hidrogeológicos naturales: hacia el norte y el oeste el Golfo de México actuando como una cabeza constante, y hacia el sur y el este con centro en Mérida un anillo de cenotes, que actúa como una frontera "sin flujo". El anillo de cenotes (Fig. 7), marca el límite entre dos tipos de subsuelo: caliza fracturada afuera del él y caliza no fracturada dentro del mismo; está bordeado hacia el suroeste por la falla de la sierrita de Ticul y hacia el este por la fractura de Holbox. Este conjunto de cenotes alineados marca una zona de permeabilidad incrementada. Además se ha visto que existe una depresión en el nivel freático a través de la línea de cenotes, que indica que el flujo del agua subterránea es interceptada por la línea de cenotes y descargada hasta el mar a lo largo de ella (Marín *et al*, 1989b).

La actividad bien localizada de los afloramientos costeros de agua dulce provee evidencia de que el anillo de cenotes es una zona de mayor permeabilidad. Mediante imágenes satelitales de temperatura superficial, se ha comprobado la descarga de agua dulce (de menor temperatura), en la zona de Dzilam del Bravo que es una de las partes terminales del anillo de cenotes. Así mismo, se ha visto que estas anomalías térmicas de agua fría, no se presentan hacia el oeste de Dzilam, pero sí son muy abundantes hacia el este, y también en la costa oriental de la península. Esta característica geológica de la península de Yucatán, provoca que el agua dulce subterránea se desvíe hacia el oriente de Dzilam y el sur de Celestún, dando lugar a que en el interior del anillo de cenotes (donde se encuentra Chelem), no exista aporte de agua continental (Marín *et al.*, 1989b).

Fig. 7. Geología de Yucatán y anillo de cenotes.



La Laguna de Chelem fue hasta el año de 1969, un sistema costero hipersalino con comunicación temporal con el mar a través de dos bocas naturales y en el que se explotaban varias salinas; en ese año se abrió una boca artificial para la construcción del puerto de abrigo de Yukalpetén, boca que se ha mantenido abierta hasta la fecha mediante dragados periódicos y la protección de escolleras. Actualmente el intercambio con el mar es permanente y de un gran volumen.

La marea en la región es diurna con un rango promedio de 0.6 m. La laguna tiene una superficie aproximada de 15 km² y su profundidad varía entre 0.5 y 1.0 m excepto en la zona de la dársena que tiene 3.0 m ya que es dragada periódicamente. La laguna es cruzada en su parte oriental por la vía de ferrocarril y la carretera Mérida-Progreso las cuales interrumpen la circulación del agua. Además en la zona central fue construida la carretera Progreso-Chelem, que aunque tiene puentes que permiten el paso del agua en ambos sentidos, también afecta la circulación.

Por otro lado, en la última década se han incrementado las industrias (astilleros y empacadoras), los desarrollos turísticos, y los asentamientos humanos (según la Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981, la población en la costa de Yucatán era de 200,000 habitantes en 1990), actividades que introducen nutrientes a la laguna ya que depositan sus aguas negras en pozos de absorción superficiales a poca distancia del cuerpo de agua. Investigaciones realizadas por el Centro de Ecodesarrollo y la Secretaría de Pesca (1988), indican que de todos los habitantes de la costa Yucateca 55,641 hab. tenían agua potable y solo 3,119 hab. contaban con drenaje.

Entre los antecedentes de investigaciones realizadas en este cuerpo de agua se pueden citar los siguientes: un estudio hidrográfico realizado por Aguilar y Gómez (1982), análisis fisicoquímicos del agua por Romero (1982), contaminación por materia fecal realizado por Morales (1987), la descripción de la macrofauna bentónica llevada a cabo por Hernández y May (1990), la estimación de la producción primaria por fitoplancton de Navarrete (1990), la determinación de detergentes que realizó Ceja (1992), y el estudio sobre metales traza que llevaron a cabo Zapata y Gold (1992).

Área de Estudio

Este área de estudio cubre el territorio que se encuentra al norte del río de San Juan, en el departamento de Boyacá, y al sur del río de la Magdalena, en el departamento de Santander. El territorio está limitado al oeste por el río de la Magdalena, al este por el río de San Juan, al norte por el río de la Guadalupe y al sur por el río de la Victoria. El territorio está dividido en tres zonas: la zona norte, la zona central y la zona sur. La zona norte está formada por los municipios de San Juan de los Rios, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona central está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona sur está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños.

El territorio está dividido en tres zonas: la zona norte, la zona central y la zona sur. La zona norte está formada por los municipios de San Juan de los Rios, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona central está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona sur está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños.

El territorio está dividido en tres zonas: la zona norte, la zona central y la zona sur. La zona norte está formada por los municipios de San Juan de los Rios, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona central está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños. La zona sur está formada por los municipios de San Juan de los Baños, San Juan de los Baños y San Juan de los Baños.

3. METODOS.

3.1. HIDROLOGIA.

Para la realización del estudio se fijó una red de 16 estaciones a lo largo de la laguna procurando que estuvieran equidistantes, pero más cercanas en el puerto de abrigo (Fig. 8), esto con el fin de observar las posibles alteraciones provocadas por las actividades en el puerto. Estas estaciones se muestrearon mensualmente en el período de enero de 1988 a octubre de 1992, llevando a cabo un total de 48 colectas.

Se hizo la medición de temperatura *in situ* y se tomó la muestra de agua superficial con botella Van-Dorn, para la determinación de oxígeno disuelto se llenó una botella DBO de 300 mL, que se fijó inmediatamente con la adición de sulfato manganoso y yoduro alcalino, el resto de la muestra (3 litros aproximadamente) se transportó al laboratorio en la Ciudad de Mérida a baja temperatura (10 °C) y en la obscuridad.

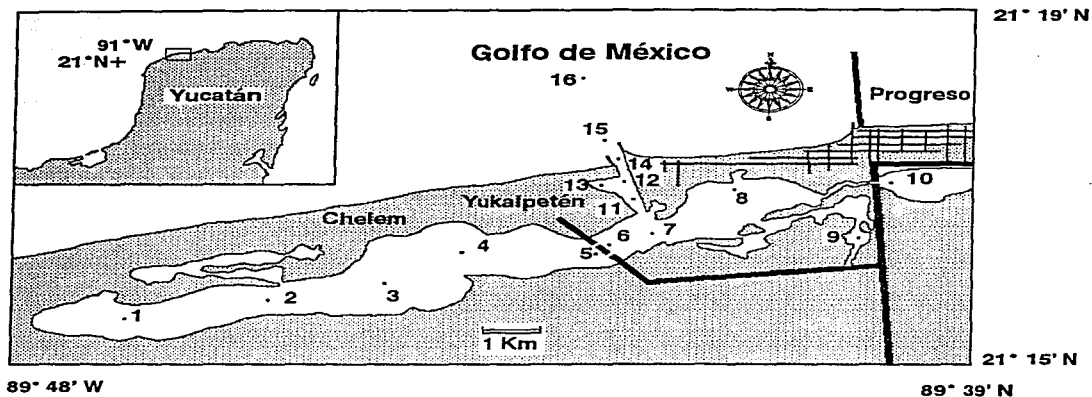


Fig. 8. Laguna Chelem, estaciones de muestreo.

El mismo día del muestreo se hicieron las siguientes determinaciones en el laboratorio: medición del pH con potenciómetro y electrodo de vidrio combinado; cuantificación de la materia particulada mediante la filtración de 1 litro de muestra a través de un filtro de microfibras de vidrio (Whatman GF/C), calcinado y tarado, el cual se pesó después de secarlo a 50° C y después de calcinarlo a 500° C (Stirling 1985); determinación de las clorofilas *a*, *b* y *c* filtrando 1 litro de muestra a través de un filtro de microfibras de vidrio (Whatman GF/C), que se maceró y extrajo en acetona al 90 % durante 18 horas, después de las cuales se midió la absorbancia del extracto a las longitudes de onda recomendadas por la UNESCO (1966) para calcular las concentraciones de los pigmentos; las muestras para oxígeno disuelto se titularon por el método de Winkler, (Grasshoff, 1983; Strickland y Parsons, 1972), y la saturación de este gas se estimó calculando la solubilidad con las ecuaciones de García y Gordon (1992).

En la muestra de agua filtrada se realizaron los análisis de: salinidad, mediante un salinómetro de inducción (marca Kahlsico RS-9); amonio, formando el compuesto azul de indofenol y leyendo su absorbancia en espectrofotómetro; nitrito, mediante reacción con sulfanilamida y N-naftil en medio ácido para formar el tinte diazo el cual se cuantificó en el espectrofotómetro; nitrato, llevando a cabo su reducción a nitrito en columna de cadmio-cobre y su posterior análisis como nitrito; fosfato, formando el complejo con molibdato en medio ácido y reduciéndolo con ácido ascórbico para luego medir su absorbancia; y silicato, haciendo reaccionar la muestra con ácido molíbdico y luego con el agente reductor metol/sulfito para formar un complejo azul que se cuantifica con el espectrofotómetro. Estas determinaciones se realizaron siguiendo los métodos descritos por Grasshoff (1983) y Strickland y Parsons (1972).

También se cuantificó la alcalinidad total y el calcio en cada una de las muestras; la primera mediante titulación con ácido clorhídrico 0.01 N usando indicador mixto (azul de timol y verde de bromocresol), y el segundo también mediante titulación pero esta vez con EDTA 0.01 M después de elevar el pH de la muestra a 10 con NaOH para precipitar el magnesio presente en la muestra y usando murexida como indicador, (APHA, 1985).

En los siete últimos muestreos se cuantificó el nitrógeno particulado con la técnica descrita por Strickland y Parsons (1972), consistente en filtrar 500 ml de la muestra en filtro de microfibra de vidrio (Whatman GF/C), realizar la digestión de la materia particulada con ácido sulfúrico/óxido de selenio y cuantificar el amonio producido con ninhidrina-hidridantina.

3.2. SEDIMENTOS.

Para la realización de los estudios en los sedimentos se llevó a cabo un muestreo el 20 de octubre de 1992, en el que mediante una draga tipo "Ponar" se obtuvieron muestras de 14 de las 16 estaciones, las No. 15 y 16 por ser de fondo rocoso no fue posible muestrearlas, independientemente de que se encuentran fuera de la Laguna Chelem (ver Fig. 8); inmediatamente se llenó un frasco de vidrio de 500 mL con material de los 5 cm superficiales, procurando la mínima perturbación del sedimento, y se conservó en la obscuridad y a baja temperatura (10 °C), hasta su análisis el cual no demoró más de 72 horas.

La granulometría de estos sedimentos se analizó suspendiendo una muestra (previamente secada en horno a 90 °C, durante 24 horas), en agua y midiendo la densidad de la suspensión a diferentes tiempos con Hidrómetro de Boyocous para luego estimar el tamaño grano con la ley de sedimentación (Buchanan, 1984).

La porosidad de los sedimentos se determinó secando una muestra pesada de cada uno de ellos en horno a 90 °C durante 24 horas, después se volvió a pesar y la diferencia dió el peso de agua presente, con el que se calcularon el peso del sedimento seco y los volúmenes de agua y sedimento, cuya relación fué tomada como la porosidad (Buchanan, 1984).

El contenido de materia orgánica se cuantificó usando la técnica de oxidación con dicromato de potasio en medio ácido y titulación del exceso de oxidante con sulfato ferroso con difenilamina como indicador (Buchanan, 1984).

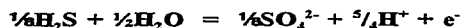
Para la cuantificación del nitrógeno en el sedimento se usó una técnica adaptada del método descrito por Parsons *et al* (1984), para nitrógeno orgánico disuelto en el que la muestra (50 mg en 40 mL de agua destilada), es oxidada en autoclave con persulfato de potasio en medio básico y el nitrato producido se cuantifica con reducción Cd-Cu y sulfanilamida-naftil.

El fósforo fue analizado realizando la oxidación de la muestra de sedimento (100 mg suspendidos en 25 mL de agua destilada), en la autoclave con persulfato de potasio en medio ácido, para luego determinar los fosfatos producidos con la técnica de Strickland y Parsons (1972).

El pH del sedimento se midió con potenciómetro, introduciendo directamente el electrodo en la muestra. Para la cuantificación de los sulfuros totales en el agua intersticial, esta fue

separada primero del sedimento mediante centrifugación, se midió una alícuota (5-10 mL), que se hizo reaccionar con una cantidad medida de solución de yodo 0.1 N, y el exceso de este se tituló con solución de tiosulfato (APHA; 1985).

La estimación del "Potencial Redox" en las muestras de sedimento se hizo a través de el cálculo de la concentración de electrones mediante el equilibrio entre el ácido sulfhídrico y el ion sulfato:



reacción con un valor de $\text{pK}=5.75$ (Stumm y Morgan; 1981). Despejando la concentración de electrones de la constante de equilibrio se tiene:

$$\text{pE} = \text{pK} - \frac{1}{8}\log(\text{pH}_2\text{S}) + \frac{1}{8}\log[\text{SO}_4^{2-}] - \frac{5}{4}\text{pH}$$

la presión parcial del H_2S se obtuvo con la concentración del H_2S y la constante de Henry para este gas:

$$\text{pH}_2\text{S} = [\text{H}_2\text{S}] / K_H$$

a su vez la concentración de ácido sulfhídrico se calculó con la concentración de sulfuro total obtenida en la titulación yodométrica y el coeficiente de distribución del H_2S , α_o .

$$[\text{H}_2\text{S}] = \alpha_o S_T$$

el coeficiente de distribución fue calculado con el pH de la muestra y la primera y segunda constantes de ionización del H_2S , K_1 y K_2 :

$$\alpha_o = \left(1 + \frac{K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{K_1 K_2}{[\text{H}^+]^2} \right)^{-1}$$

La concentración de los nutrientes en el agua intersticial de las muestras de sedimento se determinó haciendo primero un extracto de ellos con agua de la estación correspondiente. Este método fue reportado por Laima (1992), usando solución de KCl para extraer el agua intersticial

del sedimento, debido a que la salinidad en la Laguna Chelem tiene un amplio rango que va de 10 a 71, se optó por usar agua del mismo sitio de donde se colectaron los sedimentos para acercarse a las condiciones naturales y hacer menores los cambios en la fuerza iónica que a su vez pudieran provocar adsorción o desorción de los nutrientes.

Las extracciones se llevaron a cabo mezclando vigorosamente en un matraz Erlenmeyer de 1000 mL, 250 mL de sedimento con 500 mL de agua de la estación correspondiente (previamente filtrada a través de filtro de microfibras de vidrio). Inmediatamente se tomaron 50 mL del agua sobrenadante con una pipeta, los cuales se vaciaron a un vaso que contenía 5 mL de CdCl_2 0.33 M (con el cadmio se precipitaron los sulfuros que interfieren en los análisis de los nutrientes), se mezcló y después se centrifugó durante 5 minutos a 1000 RPM. El sobrenadante se decantó y se filtró a través de filtro de microfibras de vidrio Whatman GF/C. Esta solución se analizó inmediatamente siguiendo las técnicas reportadas por Strickland y Parsons (1972), para amonio, nitrito, nitrato y fosfato.

3.3. INTERCAMBIO DE MATERIALES SUSPENDIDOS Y DISUELTOS ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR.

La cuantificación del intercambio de materia disuelta y particulada entre la laguna y el mar adyacente se llevó a cabo en la boca artificial (Estación No.14 en la Figura No.8, que se encuentra en la entrada al Puerto de Yucalpetén), en un ciclo de 24 horas tomando muestras y haciendo mediciones a cada hora. Esta cuantificación se hizo durante un año cada 5 meses con el objeto de ver su variación en las diferentes temporadas climáticas: "secas" muestreo de mayo 17 de 1991; "lluvias" muestreo de octubre 1 de 1991; y "nortes" muestreo de marzo 11 de 1992.

En los ciclos de 24 horas se hicieron las siguientes mediciones *in situ* : dirección y velocidad de la corriente midiendo el tiempo que tarda en desplazarse un cuerpo a la deriva (cruz de lámina con flotador y sujeta con un cabo); temperatura con un medidor YSI; profundidad con una sonda; y altura de la marea con una baliza graduada. También se tomaron muestras de agua superficial con botella Van-Dor para la determinación de : oxígeno disuelto, materia particulada total, orgánica e inorgánica, clorofilas *a*, *b* y *c*, nitrógeno particulado, amonio, nitrito, nitrato, fosfato, silicato, salinidad, pH, alcalinidad y calcio siguiendo los métodos descritos anteriormente.

3.4. TASAS DE CAMBIO DE LA CANTIDAD DE NUTRIENTES DISUELTOS EN INCUBACIONES BAJO CONDICIONES AERÓBICAS.

Una vez realizada la extracción del agua intersticial que se describió en el punto 3.2, los matraces conteniendo el agua y el sedimento se dejaron en reposo, en la obscuridad, a una temperatura de 25°C, y con la boca destapada para permitir el libre intercambio de gases. De este modo se dejó que se llevaran a cabo las transformaciones biogeoquímicas que alteran las cantidades de nutrientes disueltos, y que son realizadas por los organismos presentes en el sedimento. Se tomaron 50 mL del agua sobrenadante en cada una de las incubaciones a tiempo = 1, 2, 4, 8 y 24 horas y se trataron con la misma técnica que la utilizada para la primera muestra (punto 3.2). De esta manera se monitorearon las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato.

Debido a que la velocidad a la que cambia la concentración de cualquiera de los nutrientes es función tanto de su concentración en el agua, su concentración en el sedimento y la cantidad de bacterias que lo producen y consumen, las tasas generalmente varían con el tiempo, por lo que las concentraciones obtenidas fueron ajustadas a ecuaciones de segundo orden ya que así se obtuvieron coeficientes de correlación más altos:

$$[\text{Nutriente}] = A_0 + A_1T + A_2T^2$$

donde T es el tiempo y A_0 , A_1 , y A_2 son los coeficientes del ajuste, al derivar la ecuación se obtiene la tasa de cambio de la concentración con respecto al tiempo:

$$\frac{d(\text{Nutriente})}{d(t)} = A_1 + 2A_2T$$

cuando $T=0$, la tasa es igual al coeficiente A_1 :

$$\frac{d(\text{Nutriente})}{d(t)} = A_1$$

Usando esta ecuación se estimaron las tasas de cambio del amonio, nitrito, nitrato, y fosfato en las incubaciones aeróbicas a tiempo = 0.

3.5. ESTIMACIÓN DE FLUJOS DE NUTRIENTES ENTRE SEDIMENTO Y AGUA POR LA LEY DE FICK.

La estimación de los flujos de nutrientes entre el sedimento y el agua se realizó con la ecuación de la primera ley de Fick usando los datos de concentración en la columna de agua del muestreo de octubre de 1992 y concentración en el agua intersticial de las muestras de sedimento (descrito en el punto 3.2), con las que se obtuvo la diferencia o gradiente de concentración. En este estudio debido a las limitaciones los sedimentos se tomaron con draga, pero se tuvo extremo cuidado de muestrear únicamente los 5 cm superficiales y con el mínimo de alteración (la profundidad de 5 cm se decidió en base a los resultados de Law *et al*, 1991, quien encontró que la mayor parte de los procesos de transformación ocurren en los 5 cm superiores del sedimento).

La primera ley de Fick establece que cuando existe un gradiente de concentración dC/dz , habrá un flujo (\mathcal{F}), que depende directamente de la magnitud del gradiente y del coeficiente de difusión de la especie química en cuestión (D):

$$\mathcal{F} = -D \{dC/dz\}$$

a esta ecuación es necesario introducir factores de corrección por la porosidad del sedimento (ϕ), y la tortuosidad del mismo (Berner, 1980):

$$\mathcal{F} = -\phi D^0 \{dC/dz\}$$

Los coeficientes de difusión que incluyen la corrección por tortuosidad (D^0), y que se usaron en los cálculos, fueron tomados de Li y Gregory (1974):

$$\text{NH}_4^+ = 19.8 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{NO}_3^- = 19.0 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{NO}_2^- = 19.1 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$\text{PO}_4^{3-} = 7.25 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$$

Esta ecuación de Fick estima la difusión molecular, pero además existen la dispersión o difusión turbulenta, y la bioturbación, las cuales cuando se presentan, pueden llegar a ser tan importantes como la primera (Berner, 1980), pero para los objetivos de esta tesis se decidió tomar en cuenta únicamente la difusión molecular que es la que se lleva a cabo en todos los tipos de sedimento.

3.6. DESNITRIFICACION.

Las estimaciones de la tasa de desnitrificación se hicieron en base a la tasa de disminución de nitrato siguiendo la metodología descrita por Andersen (1977). Esta evaluación puede sobreestimar las tasas de desnitrificación debido a que el nitrato también puede ser reducido a amonio vía nitrito, o incorporado en la materia orgánica (Seitzinger; 1988), pero tiene la ventaja de que no se requieren ni materiales, ni reactivos, ni equipos sofisticados.

Las muestras de sedimento (50 mL), se incubaron en el laboratorio en un matraz bola de tres bocas, con 300 mL de agua de la misma estación (purgada con nitrógeno para eliminar el oxígeno), enriquecida con nitrato (añadiendo solución 10 mM de KNO_3 hasta elevar su concentración a 15 μM), en condiciones anaeróbicas (atmósfera de nitrógeno mantenida con un globo colocado en una de las bocas), en la obscuridad y a 25°C.

La concentración de nitrato se monitoreó durante 24 horas en el matraz de incubación, tomando muestras de 30 mL con jeringa y analizándolas con la técnica descrita por Strickland y Parsons (1972), después de mezclarla con 2 mL de CdCl_2 0.33 M y centrifugarla. Estos valores se ajustaron contra el tiempo a una ecuación de segundo orden (al igual que en el cálculo de las tasas que se describió en el punto 3.4.), en la cual el primer coeficiente corresponde a la tasa de cambio de concentración (a tiempo=0), que cuando resulta negativa corresponde a la tasa de desnitrificación.

3.7. NITRIFICACION.

El método descrito por Sloth *et al* (1992), para la cuantificación de nitrificación en núcleos de sedimento, fue adaptado para llevar a cabo la estimación de este proceso en las muestras de Chelem. En esa publicación se hace una revisión de los diferentes métodos usados para medir nitrificación en sedimentos, y se llega a la conclusión de que el método descrito por ellos tiene, entre otras ventajas, el que las condiciones de oxigenación son estables y controladas en un microcosmo cerrado, los tiempos de incubación no son demasiado largos, cada incubación es su propio control, y se usa un inhibidor (acetileno), que se sabe es efectivo en bajas concentraciones.

Para restablecer la capa superficial oxigenada, que es donde se lleva a cabo la nitrificación, fue necesario preincubar el sedimento colocando 100 mL de este en un matraz bola de 500 mL de tres bocas, al cual se le añadieron 300 mL de agua de la laguna (de la estación correspondiente a la muestra de sedimento), lentamente y deslizándola por las paredes del matraz para evitar suspenderlo, se colocó una barra magnética de agitación cubierta de teflón colgada de un hilo de poliéster con un destorcedor que sirvió para mantener en agitación el agua pero a una velocidad tal que no levantara al sedimento; finalmente se mantuvo una corriente de aire a través del matraz conectando una bomba de aireación de acuario a la segunda boca del matraz y dejando la tercera boca destapada. Esta preincubación se llevó a cabo manteniendo el matraz en obscuridad, con la agitación en el agua sobrenadante, a 25 °C, y con la aireación durante 60 horas.

Una vez transcurrido ese tiempo, se extrajo el agua sobrenadante con pipeta, y se eliminó. Posteriormente se añadieron otros 350 mL de agua de la laguna previamente oxigenados (mediante agitación), manteniendo las precauciones de deslizarla lentamente por las paredes para no perturbar la capa oxigenada del sedimento, formada en la preincubación.

Se inició la incubación sellando herméticamente el matraz con tapones de hule en dos de las bocas y en la tercera se colocó un globo inflado con oxígeno para mantener cerrado el sistema y al mismo tiempo oxigenado; las condiciones de obscuridad, temperatura y agitación del agua se mantuvieron tal como en la preincubación. Utilizando una jeringa se tomaron 20 mL de muestra del agua sobrenadante los cuales se vaciaron inmediatamente en un tubo de ensayo con

0.5 mL de cloruro de cadmio 0.33 M para eliminar sulfuros y se analizó el amonio con la técnica de Strickland y Parsons (1972).

Se tomaron muestras a tiempo = 0, 2, 4 y 6 horas. Después de tomar la cuarta muestra se inyectaron al matraz de incubación 5 mL de solución saturada de acetileno (hecha burbujeando acetileno previamente lavado con ácido fosfórico, en agua destilada). Una vez bloqueada la nitrificación con el acetileno (el cual inhibe la oxidación del amonio irreversiblemente al reaccionar con la amonio-monooxigenasa), se continuó la incubación y se tomaron muestras para monitorear la concentración de amonio a las 7, 9, 11 y 13 horas de iniciado el experimento.

Con las concentraciones de amonio y el volumen de incubación, se calculó el contenido de este ion en el matraz y el que se fue extrayendo en las muestras de análisis para obtener el total de amonio producido por el sedimento a los diferentes tiempos de incubación. Luego se hizo la correlación lineal del amonio producido (μmol), contra tiempo (horas), antes y después de la adición del acetileno; las pendientes en las correlaciones correspondieron a los flujos de amonio del sedimento al agua, y la diferencia en el flujo antes y después del bloqueo fue tomada como la tasa de nitrificación, la cual se dividió entre el área de incubación para obtener $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

3.8. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO.

Utilizando el programa STATISTICA se realizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov para establecer si los datos obtenidos siguen una distribución normal. Con el mismo software se hicieron correlaciones de todos los parámetros estimados para conocer su interdependencia. Además, cada uno de estas variables fue sometida a análisis de componentes principales para ver la agrupación de las diferentes estaciones de muestreo, a partir de correlaciones y covarianzas calculadas con valores y vectores Eigen. En base a los resultados del análisis de componentes principales y usando siempre el programa STATISTICA, se agruparon las estaciones de muestreo para que mediante un análisis de varianza ANOVA, se estableciera si los grupos de estaciones fueron estadísticamente diferentes usando la prueba Post-Hoc de Sheffé, con un nivel de confianza del 95% ($p=0.05$).

Los promedios mensuales de los principales parámetros se analizaron en SERIES DE TIEMPO, usando también el programa STATISTICA de CSS, después de haberlos transformado mediante el método de amortiguamiento del Filtro 4253H y paso seguido llevar a cabo la Diferenciación (diferencia entre el valor original y el adyacente para ver si existieron cambios estacionales), lo cual se evaluó realizando autocorrelaciones de los datos para observar con que periodicidad se elevaba el coeficiente de correlación.

Este trabalho tem como objetivo principal investigar a influência da cultura organizacional na adoção de práticas sustentáveis em empresas brasileiras. Para isso, foram analisados dados coletados em uma pesquisa quantitativa realizada com 150 funcionários de diversas organizações. Os resultados indicam que a cultura organizacional exerce um impacto significativo na adoção de práticas sustentáveis, sendo que organizações com culturas mais abertas e inovadoras tendem a adotar essas práticas de forma mais eficaz. Além disso, a liderança desempenha um papel crucial na promoção de uma cultura organizacional favorável à sustentabilidade. Os dados também revelaram que a falta de recursos e a resistência à mudança são barreiras significativas para a implementação de práticas sustentáveis em algumas organizações. Portanto, é essencial que as organizações adotem estratégias que promovam uma cultura organizacional alinhada aos valores de sustentabilidade, além de investir em recursos humanos e tecnológicos necessários para superar as barreiras existentes.

4. RESULTADOS.

4.1. HIDROLOGIA.

4.1.1. Temperatura.

Las variaciones de la temperatura en el período estudiado se muestran en la Fig. 9. El valor mínimo (22.0°C), se presentó en las estaciones 1 y 8 durante el muestreo de abril de 1991, la temperatura máxima (37.0°C), se observó en la estación 9 en dos muestreos, ambos en verano: el 19 y el 45. El promedio para todo el estudio fue $27.7 \pm 2.6^{\circ}\text{C}$.

Resultados

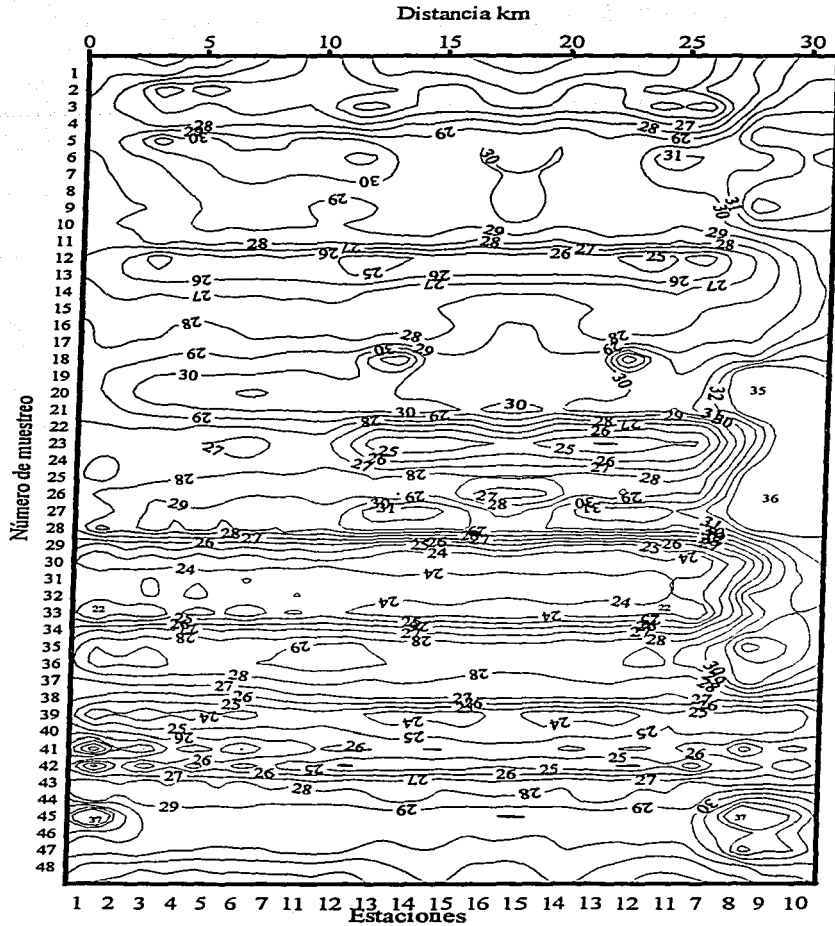


Fig. 9. Temperatura superficial °C.

FALLA DE ORIGEN

4.1.2. Salinidad.

La salinidad, que fue uno de los parámetros que más variaciones tuvo, tal como se puede observar en la Fig. 10, fluctuó de 10.10 a 71.29, el mínimo se presentó en la estación 9 en septiembre de 1988 después del paso del huracán Gilberto, y el máximo en la No. 10 en mayo de 1992 (muestreros 9 y 44 respectivamente). El promedio de este parámetro para todo el estudio fue 36.90 ± 5.34 .

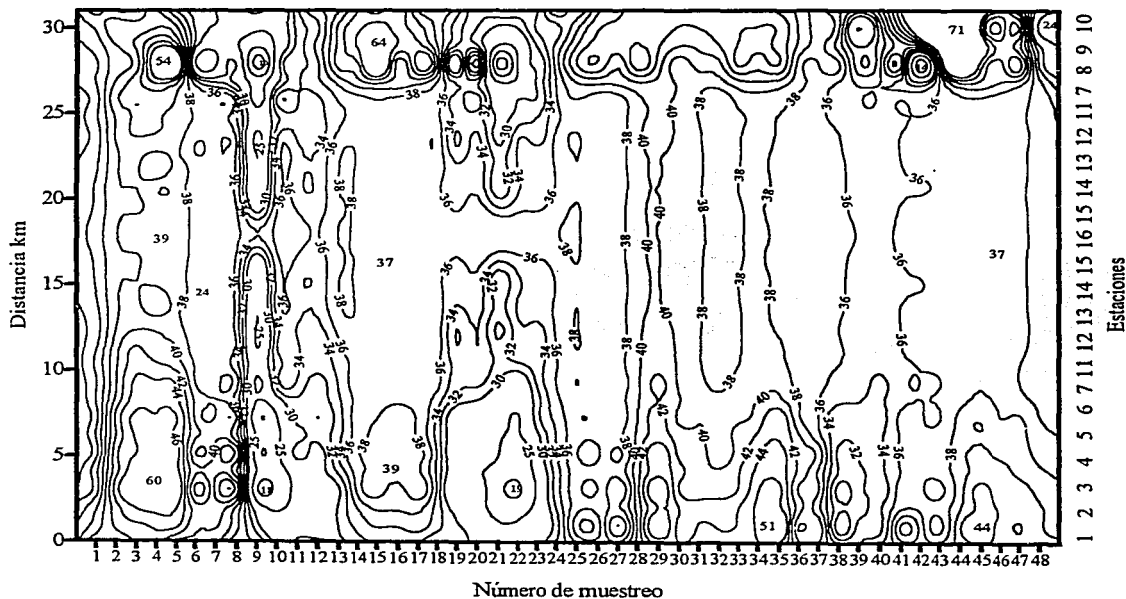


Fig. 10. Salinidad.

4.1.3. Oxígeno.

En la Figura 11 se puede ver la distribución espacial-temporal del oxígeno disuelto en la Laguna Chelem, y en términos generales se puede afirmar que la columna de agua presentó una buena oxigenación, observándose únicamente en el extremo oriental valores que pueden considerarse como preocupantes por su nivel tan bajo.

La máxima concentración se presentó en la estación 9 para el muestreo de mayo de 1988 (No.5), siendo de 10.9 mL/L; el valor mínimo correspondió a esa misma estación pero en abril de 1992 (muestreo No.43), con 0.2 mL/L, cabe añadir que estas mismas muestras presentaron los valores máximo y mínimo de saturación de oxígeno (288.7 y 5.1 %). El promedio de concentración para todo el período estudiado fue de 4.0 ± 1.0 mL/L, y el promedio de la saturación fue de 84.0 ± 26.3 %. La estación que tuvo la concentración promedio y la saturación más baja fue la No. 10, que es la más cercana a la ciudad de Progreso, siendo de 2.7 ± 1.0 mL/L y 62.0 ± 20.4 % respectivamente.

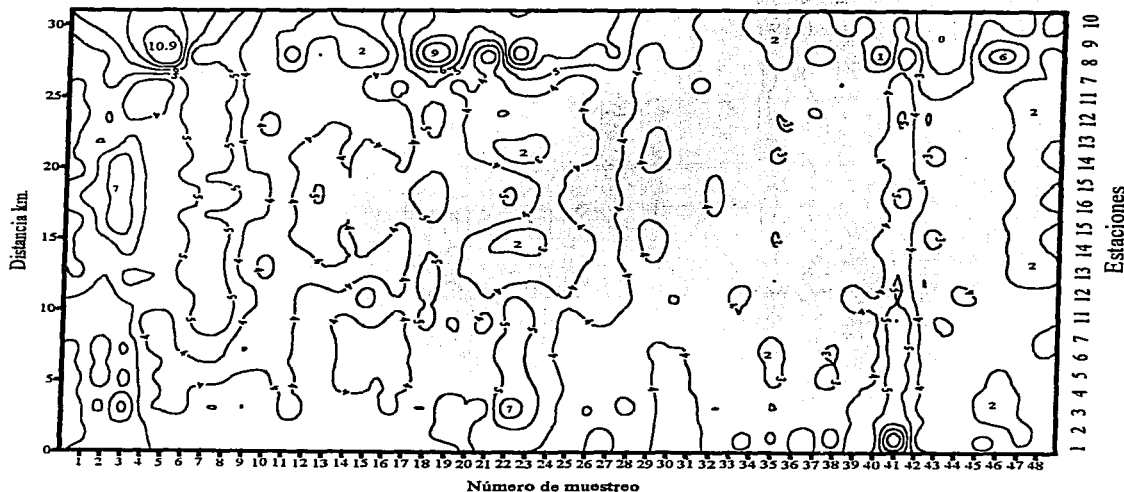


Fig. 11. Oxígeno disuelto mL/L.

4.1.4. pH.

El pH fluctuó en la columna de agua entre 7.71 y 9.55, el mínimo se presentó en enero de 1988 en la estación 8, y el máximo en la No. 9 en el muestreo 20 del 4 de septiembre de 1989. En la Fig. 12 se pueden ver las variaciones de pH en la laguna durante el período de estudio y más que cambios espaciales, se observan cambios temporales en el pH de la totalidad de la laguna. El promedio de todo el estudio fue 8.45 ± 0.10 .

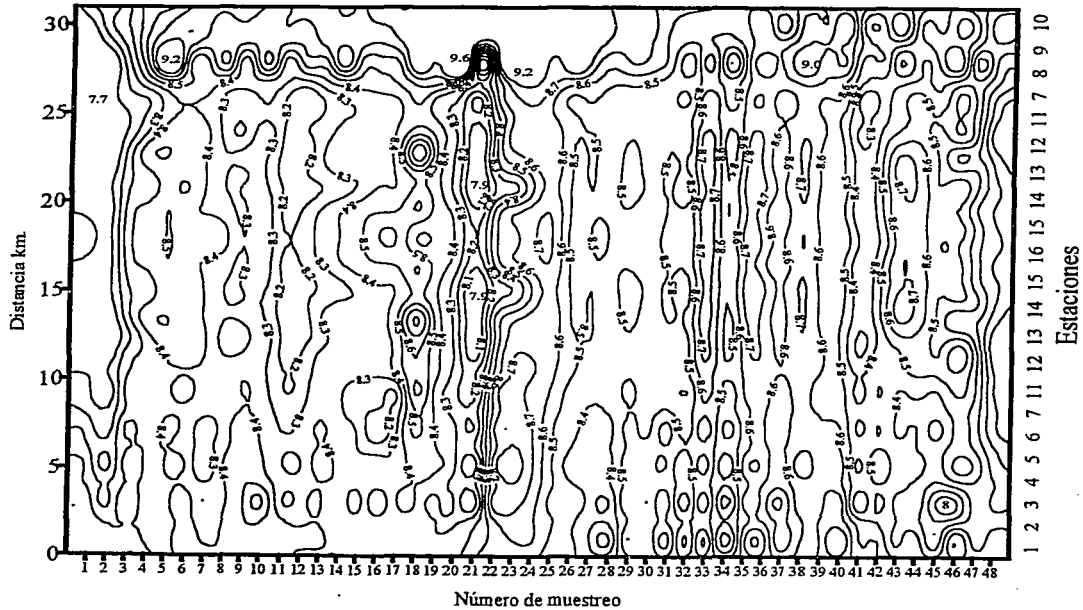
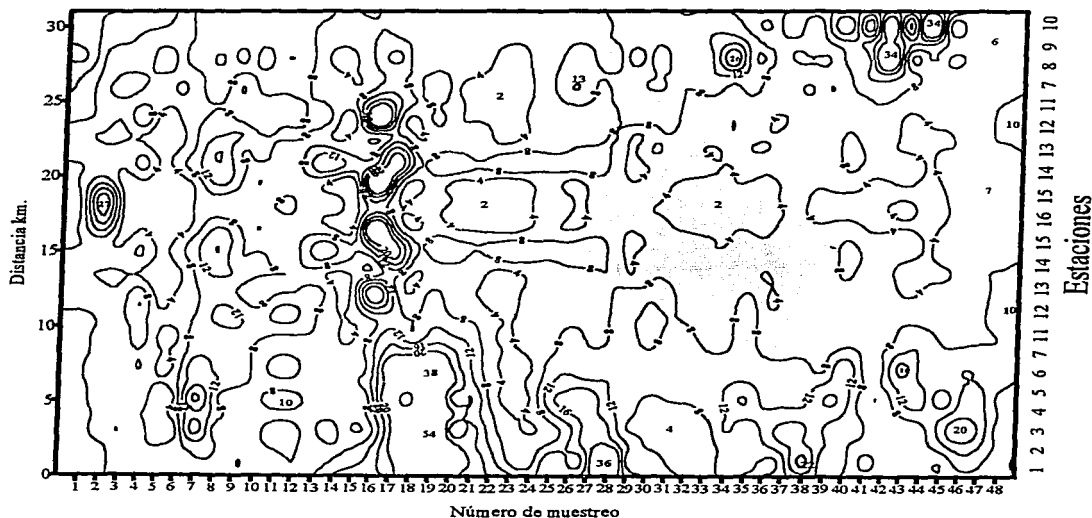


Fig. 12. pH.

4.1.5. Amonio.

La distribución espacial-temporal de la concentración en superficie de amonio ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), se presenta en la Fig. 13, y en la 14 se pueden observar los promedios de concentración a lo largo del estudio en las 16 estaciones; en ellas se puede observar que además de haberse presentado grandes fluctuaciones en este parámetro (con mínimo por debajo del límite de detección de $0.1 \mu\text{M}$ en la estación 16 fuera de la laguna en el muestreo No. 8, y máximo de $54.0 \mu\text{M}$ en la estación No. 2 muestreo 19), las mayores concentraciones se midieron en la zona occidental de Chelem (las estaciones 1, 2, 3 y 4 tuvieron los promedios más altos, por encima de $9.9 \mu\text{M}$), y también en las estaciones 10 y 13, la primera con un promedio de $10.4 \mu\text{M}$ y la segunda con $9.3 \mu\text{M}$, estas dos últimas estaciones se encuentran en zonas afectadas por las actividades humanas.

Fig. 13, Amonio μM .

FALLA DE ORIGEN

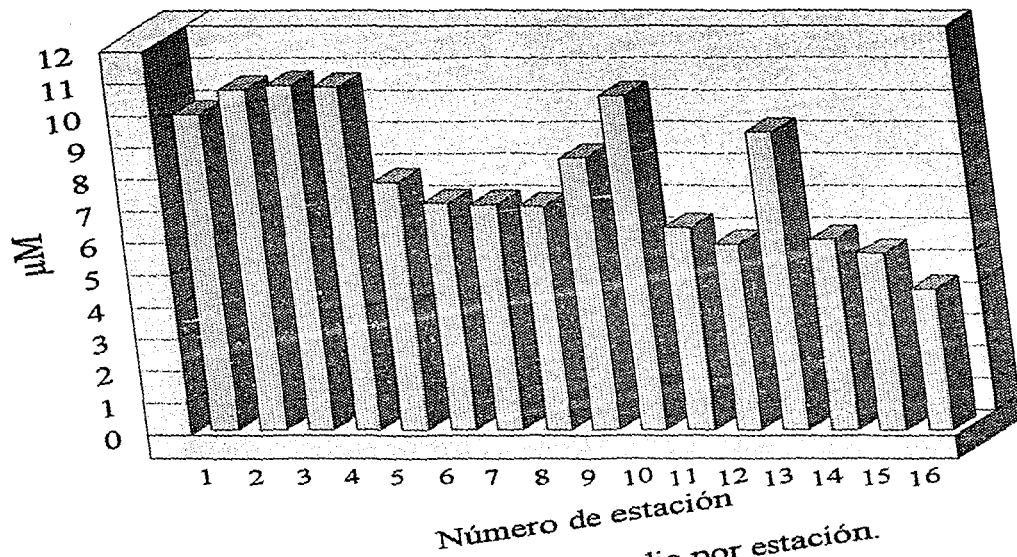
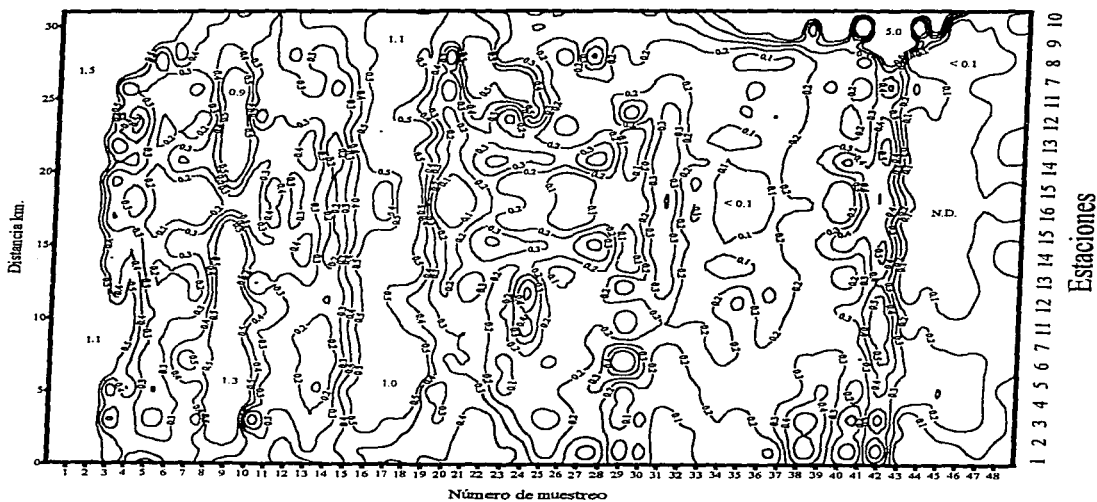
Resultados

Fig. 14. Amonio promedio por estación.

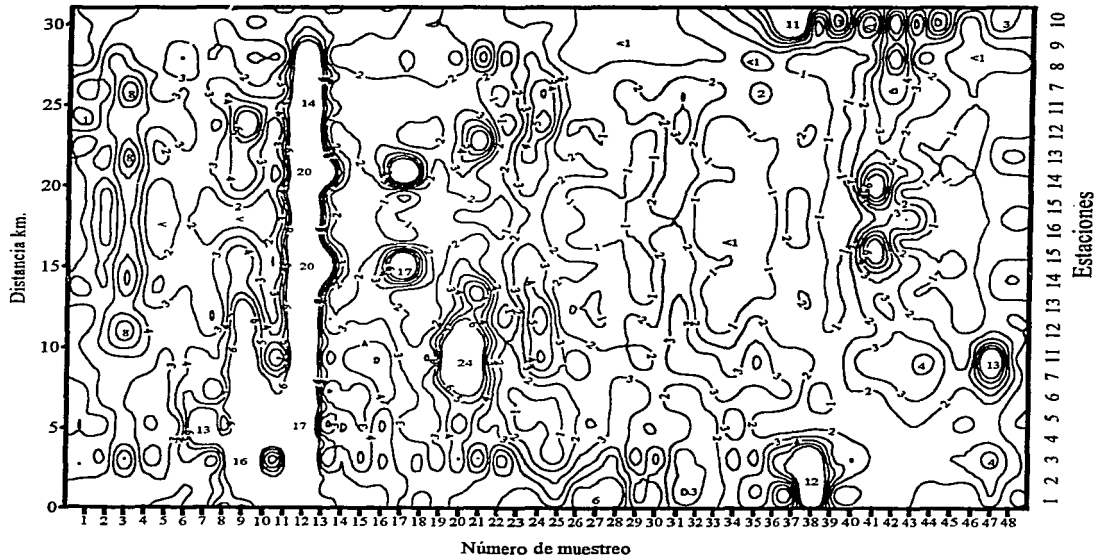
4.1.6. Nitrito.

Para el nitrito las concentraciones fluctuaron desde menos del límite de detección ($0.01 \mu\text{M}$), hasta $5.00 \mu\text{M}$, como puede observarse en la Fig. 15. Los valores mínimos se presentaron en toda la laguna en diferentes muestreos, el máximo se detectó en la estación 10 en marzo de 1992. La concentración promedio durante todo el estudio en todas las estaciones fue $0.31 \pm 0.32 \mu\text{M}$; la estación 1 presentó el valor promedio más bajo: $0.19 \pm 0.17 \mu\text{M}$, mientras que la No. 10 fue la del promedio más alto: $0.74 \pm 1.24 \mu\text{M}$ (esta estación presentó características de eutroficación por impacto humano). Además en la distribución espacial-temporal se notan muestreos en los que el nitrito fue alto en toda la laguna, como en los primeros dos, el No. 9 después del paso de "Gilberto", y el No. 42.

Fig. 15. Nitrito μM .

4.1.7. Nitrato.

La Fig. 16 muestra las variaciones que se observaron en la concentración de nitrato durante el periodo estudiado. El promedio de la concentración de nitrato a lo largo de todo el estudio fue $2.8 \pm 2.8 \mu\text{M}$. La menor concentración (por debajo del límite de detección de $0.05 \mu\text{M}$), se presentó en la estación 14 durante el muestreo de noviembre de 1990, y la mayor en la No. 5, en el mes de septiembre de 1989, con un valor de $24.0 \mu\text{M}$.

Fig. 16. Nitrato μM .

4.1.8. Fosfato.

Las concentraciones de fosfato fluctuaron desde menos del límite de detección ($0.03 \mu\text{M}$), hasta $9.5 \mu\text{M}$, (ver Fig. 17), presentándose los valores más bajos en diferentes fechas para casi todos los puntos de muestreo, y el máximo se observó en la estación 9 en febrero de 1992. El promedio de todo el estudio fue $0.56 \pm 0.68 \mu\text{M}$. La estación 16 que se encuentra fuera de la laguna, tuvo la concentración promedio más baja ($0.44 \pm 0.35 \mu\text{M}$), mientras que la estación 10 ubicada en el extremo oriente de Chelem junto a la ciudad de Progreso (y con síntomas de eutroficación), promedió el valor más alto ($1.05 \pm 1.96 \mu\text{M}$).

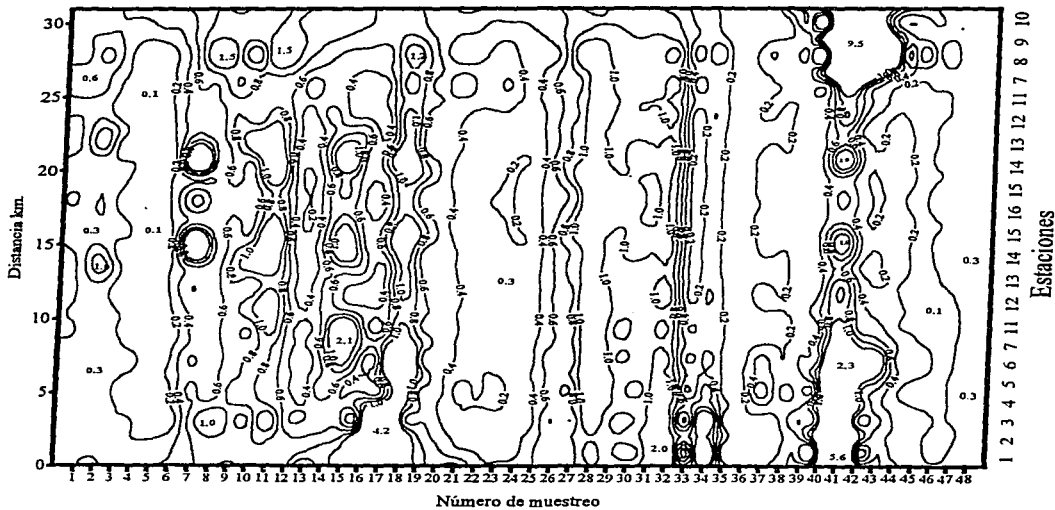


Fig. 17. Fosfato μM .

En la figura 18 se encuentran graficados los promedios de cada estación, en ella se observa claramente como hacia los extremos de la laguna aumentaron los fosfatos (estaciones 1 y 10), mientras que frente a la boca (No. 7), se observó el promedio más bajo dentro de la laguna; y en la dársena (Nos. 11, 12, 13 y 14), la zona aislada de ella (estación 13), promedió el valor más alto ($0.61 \pm 0.61 \mu\text{M}$).

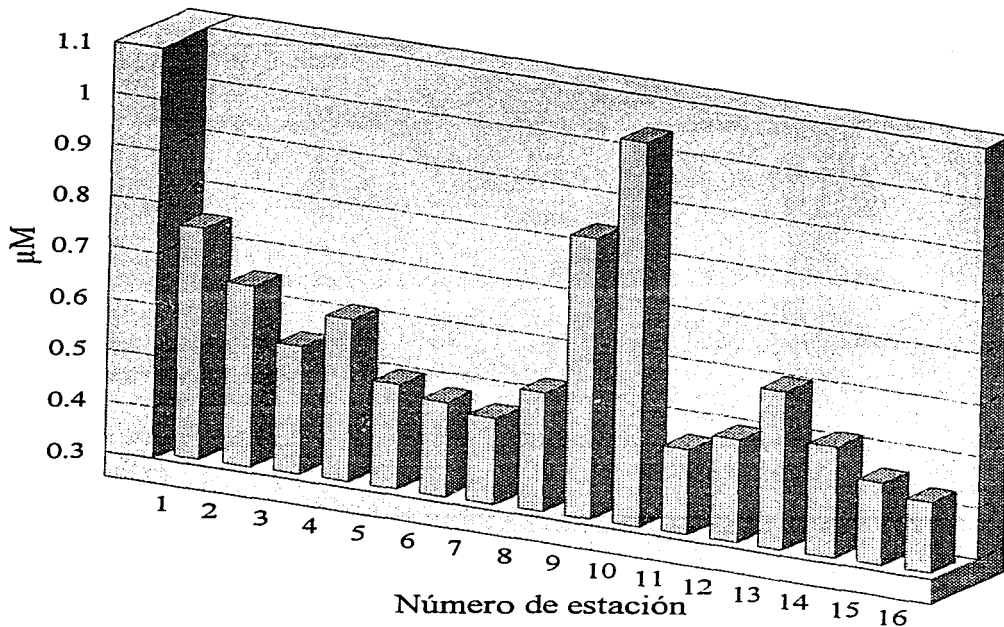
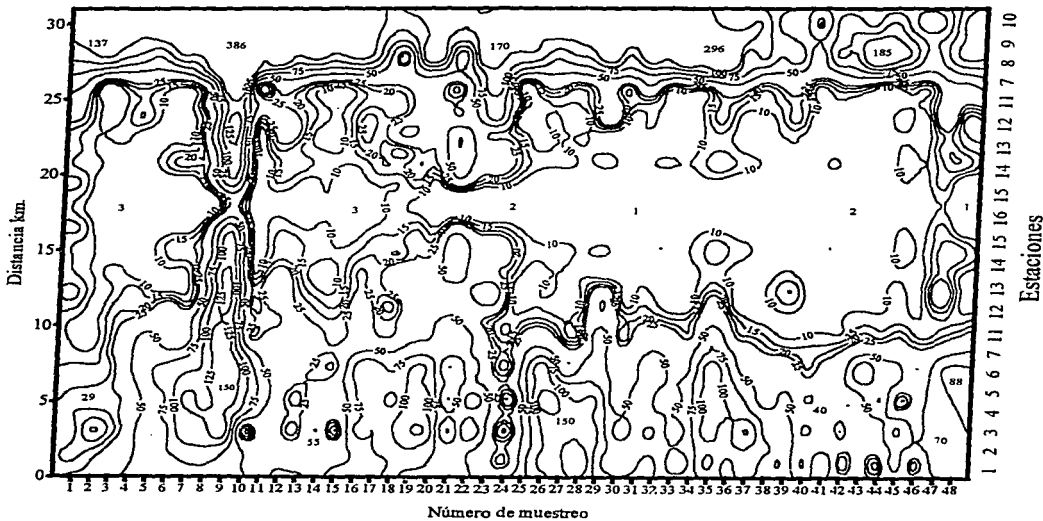


Fig. 18. Fosfato promedio por estación.

4.1.9. Silicato.

Los silicatos, tal como puede observarse en la Fig. 19, presentaron grandes fluctuaciones, que fueron de 0.2 a 386.4 μM . La concentración mínima se detectó en la muestra 15 durante el muestreo de diciembre de 1991, y la máxima en la No. 9 para septiembre de 1988, justo después del paso del huracán Gilberto, que afectó la concentración de silicato en toda la laguna incluso la estación 16 que está fuera de ella subió a 22.3 μM en ese mes. El valor promedio de todas las estaciones a lo largo del estudio fue $38.8 \pm 45.7 \mu\text{M}$.

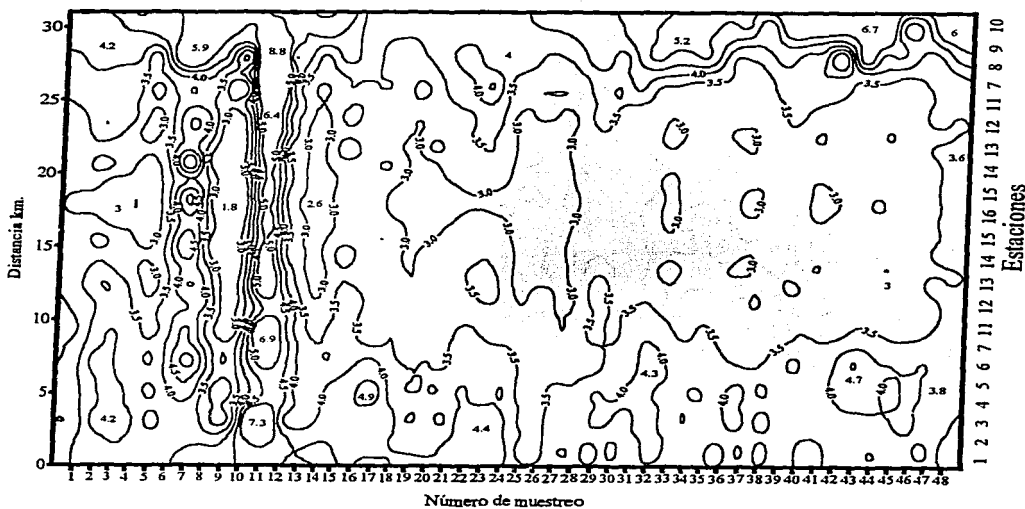


Número de muestreo
Fig. 19. Silicato μM .

4.1.10. Alcalinidad Total.

Los resultados de las determinaciones de alcalinidad total en la Laguna Chelem se pueden observar en la Fig. 20, siendo el valor mínimo el que se presentó en la estación 16 en el muestreo de septiembre de 1988, con 1.84 miliequivalentes / litro (mN), y el máximo el de la estación 9 en noviembre del mismo año, con un valor de 5.8 mN.

Sobresale en la figura 20, la disminución generalizada de la alcalinidad a consecuencia del huracán Gilberto (muestreo 9 con promedio de 2.62 ± 0.49 mN), y también el incremento, que se dio en todas las estaciones en los muestreos 11 y 12 cuyos promedios fueron 6.12 ± 1.31 mN y 4.20 ± 0.58 mN respectivamente, sobre todo si los comparamos con el promedio de todo el estudio que fue 3.55 ± 0.72 mN.



4.1.11. Calcio.

La concentración de calcio durante el período estudiado fluctuó desde un mínimo de 3.55 hasta un máximo de 15.84 milimol/litro (mM), como puede apreciarse en la Fig. 21. El mínimo valor se presentó en la estación No. 9 durante el muestreo de marzo de 1992, y el más alto para el mes de abril de 1989 en la estación 15. El promedio para todo el muestreo fue de 10.53 ± 1.35 mM (el agua de mar de salinidad 35 tiene 10.30 mM).

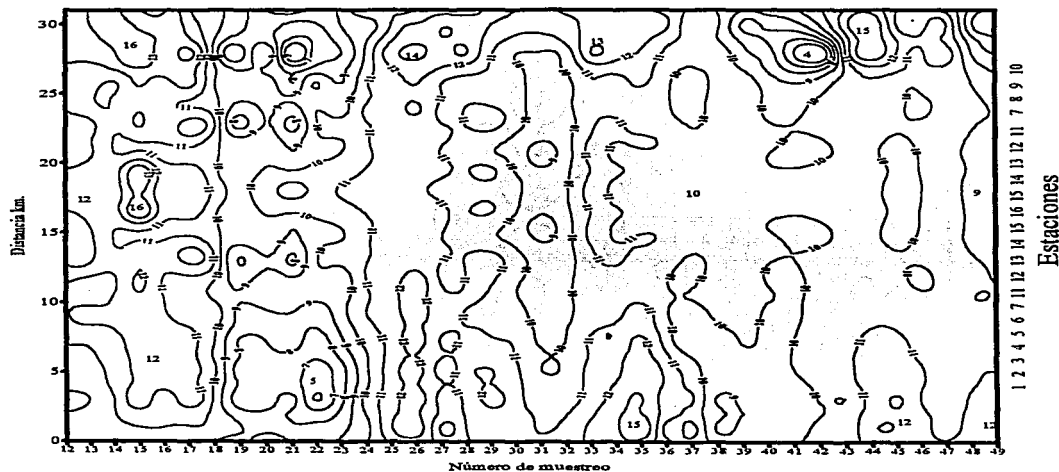


Fig. 21. Calcio mM.

Resultados

Como puede observarse en la tabla A-12 y en la figura 22, la estación 1 presentó el valor promedio de calcio más elevado de la laguna (11.12 ± 1.38 mM), por otro lado la estación 13 dio el promedio más bajo (10.28 ± 0.86 mM).

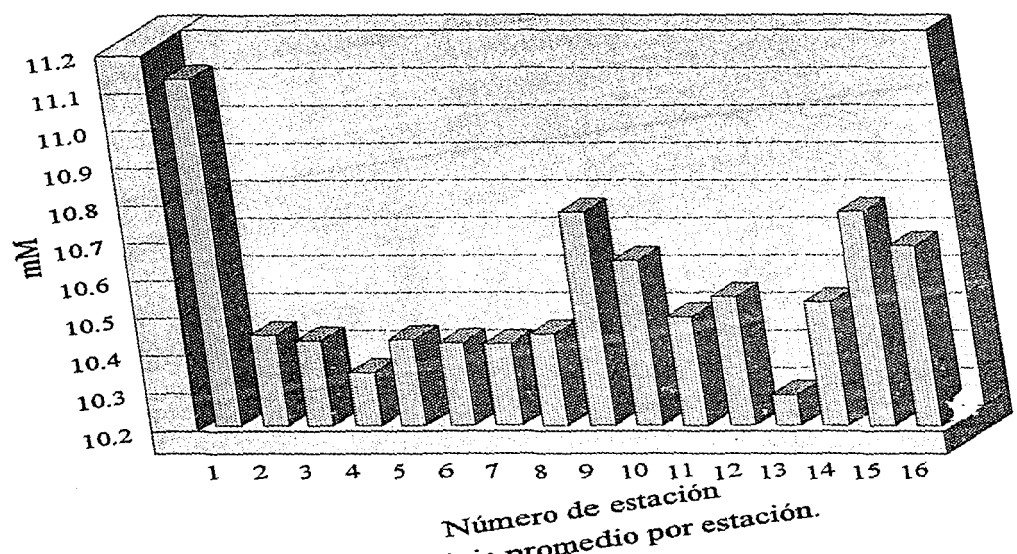
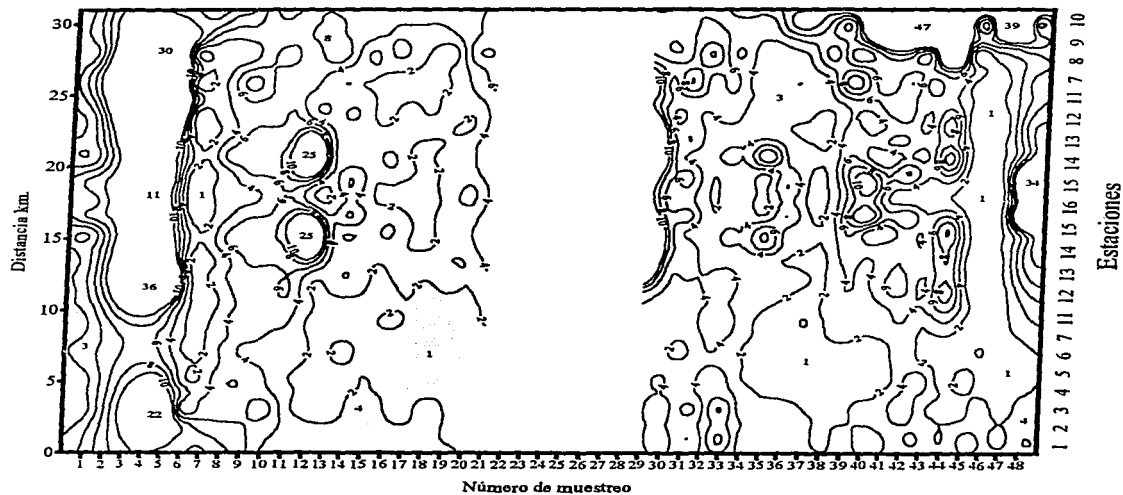


Fig. 22. Calcio promedio por estación.

4.1.12. Clorofila *a*.

Se realizaron determinaciones de las concentraciones de los pigmentos fotosintéticos para tener una estimación de la biomasa del fitoplancton y de los detritus de otros vegetales suspendidos en la columna de agua, desafortunadamente no se tienen los datos de los muestreos 2-4 y 21-28. La concentración de clorofila *a* fluctuó de un mínimo de 0.4 $\mu\text{g/L}$ en la estación 3 durante septiembre de 1992, hasta un máximo de 46.8 $\mu\text{g/L}$ en la estación 10 para el mes de marzo del mismo año, el promedio para todas las muestras fue de $4.61 \pm 5.60 \mu\text{g/L}$.

Fig. 23. Clorofila "a" $\mu\text{g/L}$.

La distribución espacio-temporal se puede ver en la Fig. 23. La variación temporal fue muy grande: el mes en el que se presentó la concentración promedio más alta fue mayo de 1988 ($17.7 \pm 8.8 \mu\text{g/L}$), y en el muestreo de julio de 1989 se presentó el promedio mensual más bajo: $1.6 \pm 0.7 \mu\text{g/L}$. Al observar el promedio por estación (figura 24), se notan valores bajos ($< 3.5 \mu\text{g/L}$), en la zona poniente (estaciones 1 a la 5), valores intermedios en el centro y dársena, y los valores más altos en la estación 13 del puerto de abrigo y en la 9 y 10 del extremo oriente.

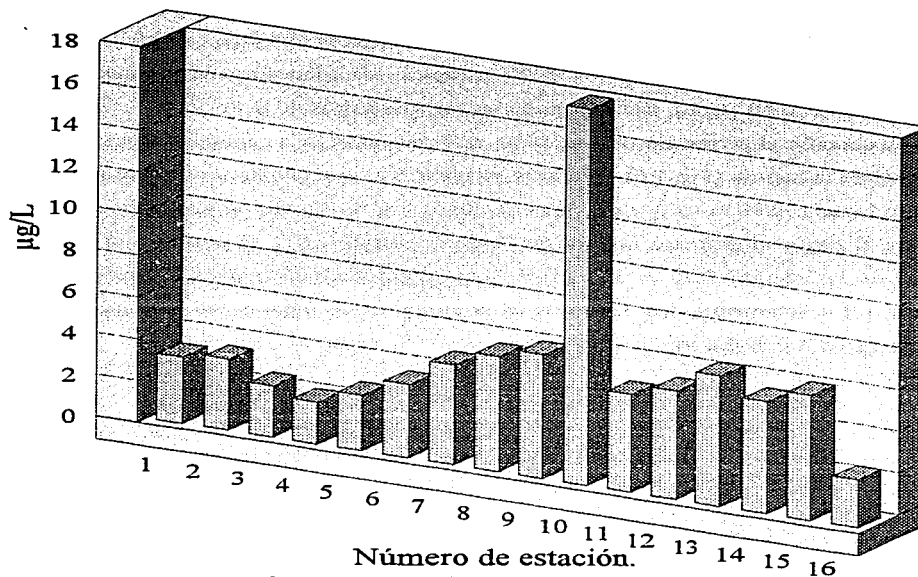


Fig. 24. Clorofila a promedio por est.

4.1.13. Clorofila *b*.

Para la clorofila *b* el intervalo de concentraciones encontrado fue de menos del límite de detección (0.04) a 7.30 $\mu\text{g/L}$, como puede observarse en la Fig. 25 que muestra la distribución espacio-temporal de este pigmento. El mínimo se presentó en los últimos muestreos (44, 45, 46 y 47), en todas las estaciones exceptuando la 12, 13, 14 y 15, y el máximo en la estación 13 en junio de 1991.

El valor promedio para todo el estudio fue de $1.26 \pm 1.02 \mu\text{g/L}$. Al igual que la clorofila *a*, en el muestreo No. 5 (mayo de 1988), se presentó la concentración promedio (por mes), más alta: $3.60 \pm 1.00 \mu\text{g/L}$, en el muestreo 11 dos meses después de Gilberto volvió a subir esta vez a $2.30 \pm 0.70 \mu\text{g/L}$, y en el muestreo No. 29 se repitió esa concentración promedio. El promedio más bajo ($0.10 \pm 0.10 \mu\text{g/L}$), fue detectado en los muestreos 45 y 46.

Analizando el promedio por estación, se observaron bajas concentraciones de clorofila *b* al poniente de la laguna (Fig. 26), siendo la estación No. 4 la que presentó el promedio más bajo de toda la laguna: $0.90 \pm 0.60 \mu\text{g/L}$, las estaciones 6 a la 9 tuvieron promedios entre 1.1 y 1.3 $\mu\text{g/L}$ pero al llegar al extremo oriente de Chelem (estación 10), se presentó el valor promedio más alto de la laguna: $2.30 \pm 1.70 \mu\text{g/L}$. Las estaciones de la dársena tuvieron promedios superiores a 1.4 alcanzando los 1.7 $\mu\text{g/L}$ en la estación 13. Finalmente la estación marina tuvo un promedio de $1.0 \pm 0.8 \mu\text{g/L}$.

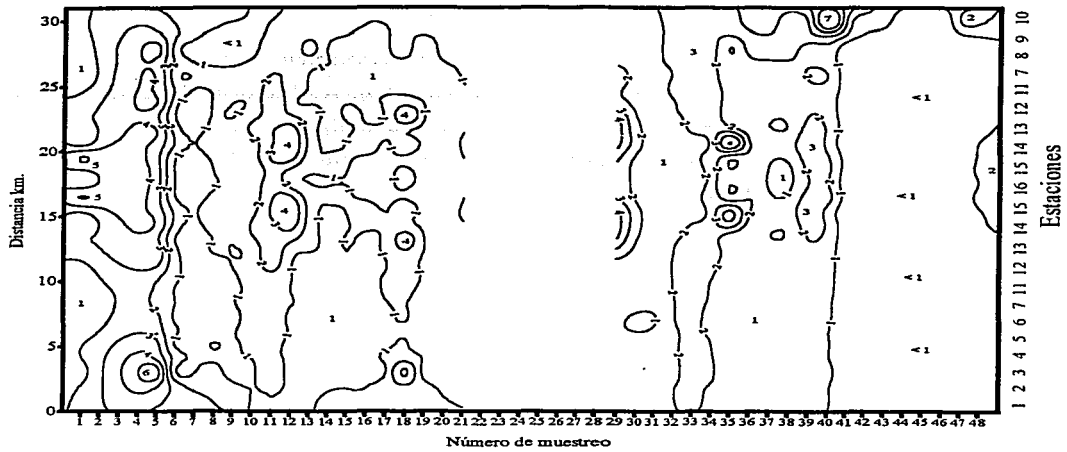


Fig. 25. Clorofila "b" µg/L.

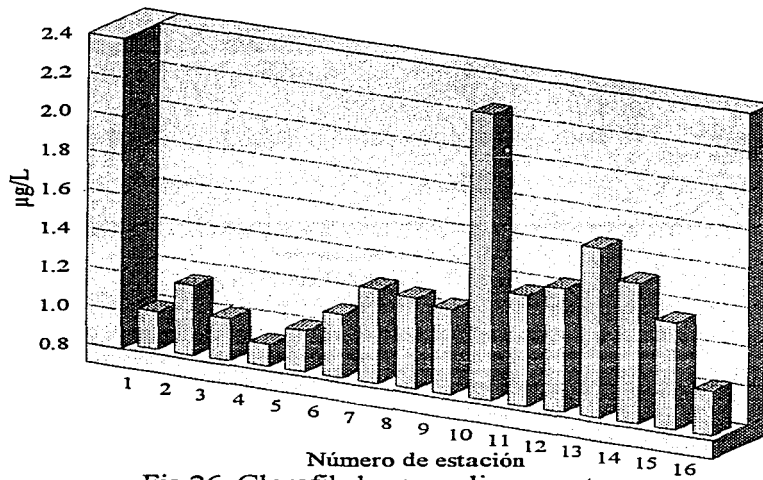


Fig.26. Clorofila b promedio por est.

4.1.14. Clorofila *c*.

La distribución en espacio y tiempo de la concentración de clorofila *c* en la Laguna Chelem se muestra en la Fig. 27. El valor mínimo por debajo del límite de detección ($0.04 \mu\text{g/L}$), se encontró en los muestreos 44, 45, 46 y 47 en las estaciones No. 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 11, y 16 (además en la estación 15 en el muestreo No. 9). El máximo de $28.16 \mu\text{g/L}$ se presentó en la estación 9 en mayo de 1988.

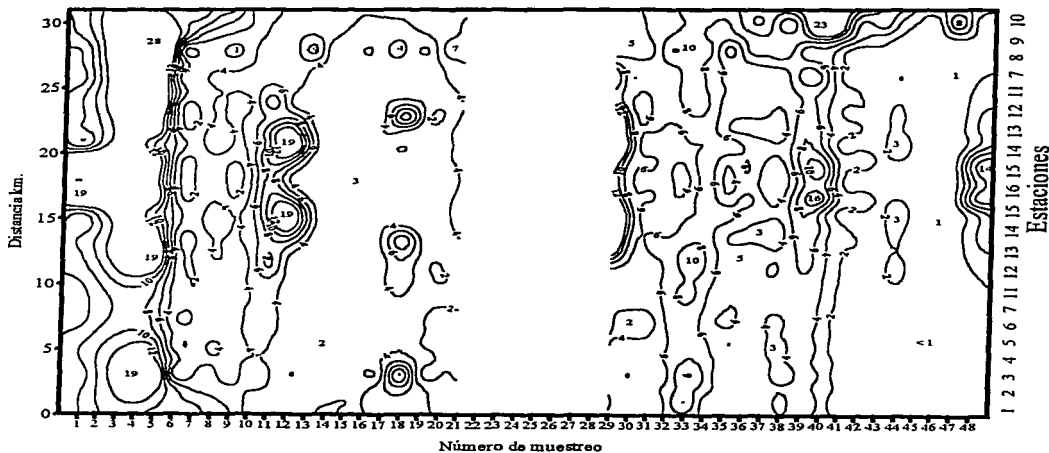


Fig. 27. Clorofila "c" $\mu\text{g/L}$.

El promedio de la concentración para todo el estudio fue de $4.46 \pm 3.83 \mu\text{g/L}$. El promedio por estaciones (Fig. 28), fluctuó desde $3.00 \pm 2.10 \mu\text{g/L}$ en la estación 4, hasta $8.20 \pm 5.6 \mu\text{g/L}$ en la estación 10 que se encuentra junto a Progreso. El promedio mensual máximo ocurrió en mayo de 1988 ($14.40 \pm 5.30 \mu\text{g/L}$), y el menor en julio de 1992 ($0.40 \pm 0.40 \mu\text{g/L}$), comportamiento muy similar al de las clorofilas *a* y *b*, además de que también tuvo picos en los muestreos 11 y 29.

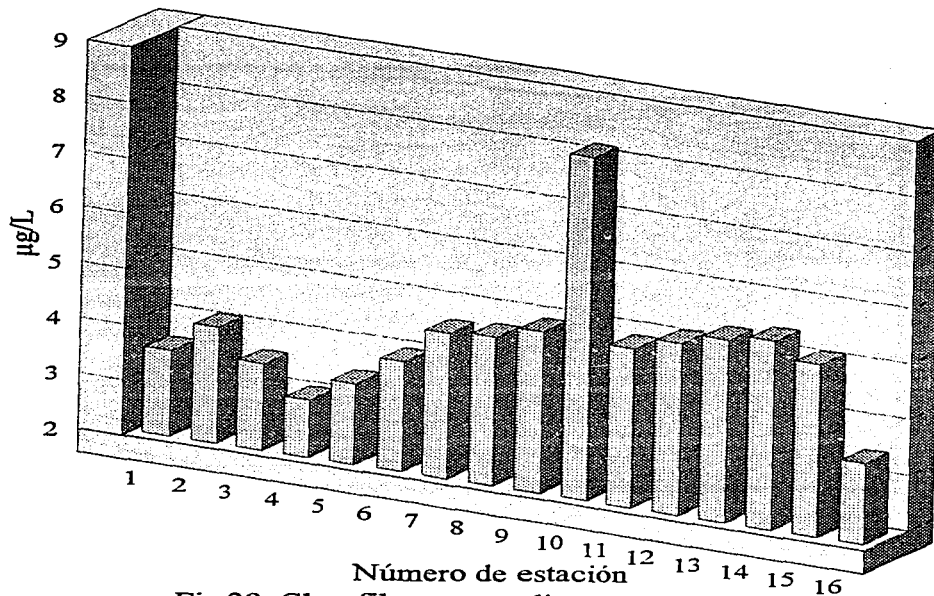


Fig.28. Clorofila c promedio por est.

4.1.15. Nitrógeno particulado.

Durante los siete últimos muestreos se realizaron análisis para cuantificar el nitrógeno particulado en las muestras de agua de la Laguna Chelem. Tal como se puede ver en la Tabla A-17 y en la figura 29, el rango de concentraciones fue muy amplio: mínimo de 14 $\mu\text{g/L}$ en el muestreo 44, estación 16 (en el mar) y máximo de 957 $\mu\text{g/L}$ en el muestreo 47, estación 10 junto a Progreso; la media de todas las muestras fue $75 \pm 118 \mu\text{g/L}$ ($5 \mu\text{M}$).

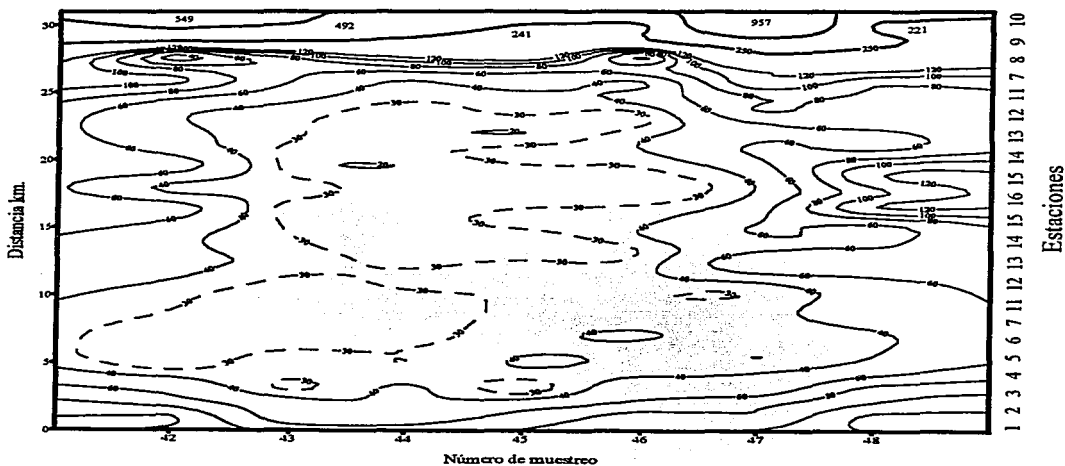


Fig. 29. Nitrógeno particulado $\mu\text{g/L}$.

Como puede apreciarse en la figura 30, el promedio por estación fue de 30 a 432 $\mu\text{g/L}$, en las estaciones 16 y 10 respectivamente. Hacia el extremo poniente se nota un incremento del nitrógeno particulado, mientras que en las estaciones 3, 4, 5 y 6 fueron bajas las concentraciones. En el extremo oriente (estaciones 9 y 10), siempre se presentaron los mayores valores.

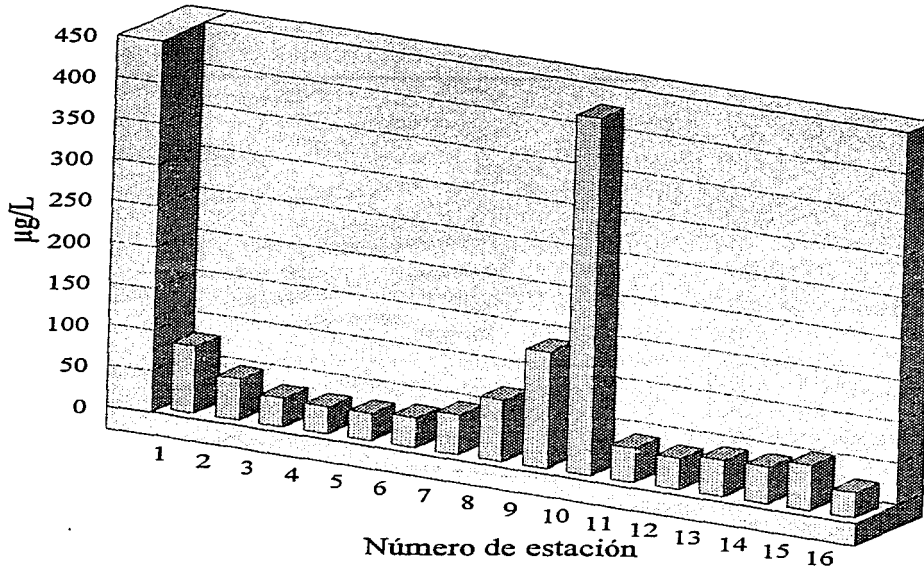


Fig.30. Nitrógeno particulado promedio

4.1.16. Materia Particulada Total.

La materia particulada total fluctuó en la Laguna Chelem desde 1.1 hasta 384.7 mg/L como puede apreciarse en la Fig. 31, el valor mínimo se presentó en la estación marina (No. 16), durante el muestreo de julio de 1992, y el máximo en el de mayo de 1992 en la estación No. 9 (ver Tabla A-18). Se observó además una alternancia en el comportamiento general de toda la laguna a lo largo de los 18 muestreos en los que se cuantificó el material particulado, es decir valores altos al final de la época de nortes (promedio en abril de 1991: 23.8 ± 13.5 mg/L, en marzo de 1992: 24.1 ± 21.3 mg/L), y valores bajos al principio de la época de lluvias (promedio de 9.0 ± 7.9 mg/L en septiembre de 1991 y promedio de 8.4 ± 3.8 mg/L en julio de 1992).

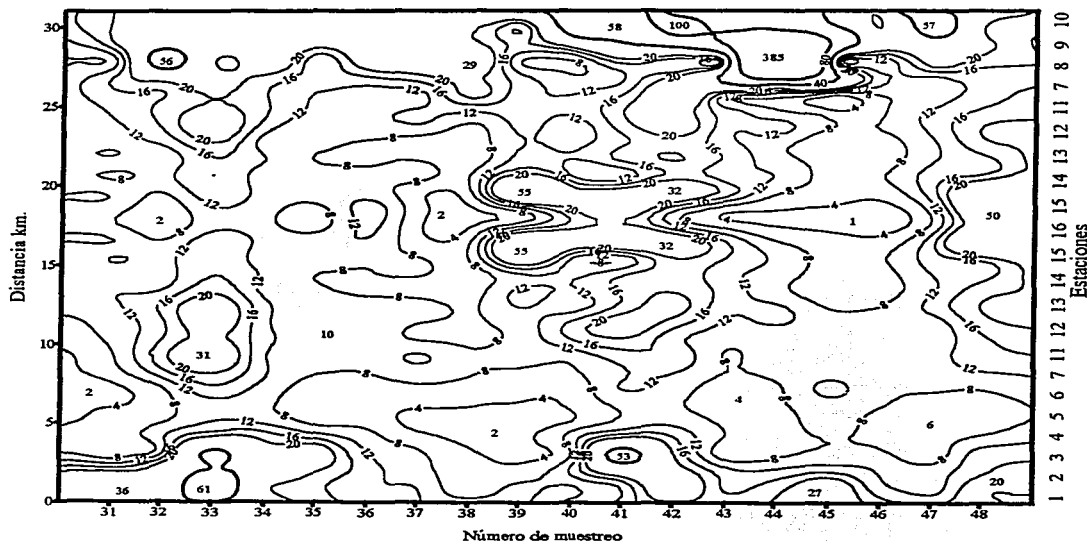


Fig. 31. Materia particulada total mg/L.

FALLA DE ORIGEN

El promedio para todas las muestras fue de 15.5 ± 25.3 mg/L, por estaciones la que tuvo el promedio más bajo fue la No. 16, localizada fuera de la laguna (5.6 ± 3.4 mg/L), pero dentro de la laguna la No. 4 presentó el promedio más bajo: 7.7 ± 3.5 mg/L, por otro lado la No. 10 promedió el valor más alto (43.4 ± 25.0 mg/L), aunque la No. 9 también tuvo un promedio alto (39.7 ± 84.5 mg/L); hacia el extremo poniente (estaciones 1 y 2), también subieron los valores de materia particulada como puede observarse en la figura No. 32.

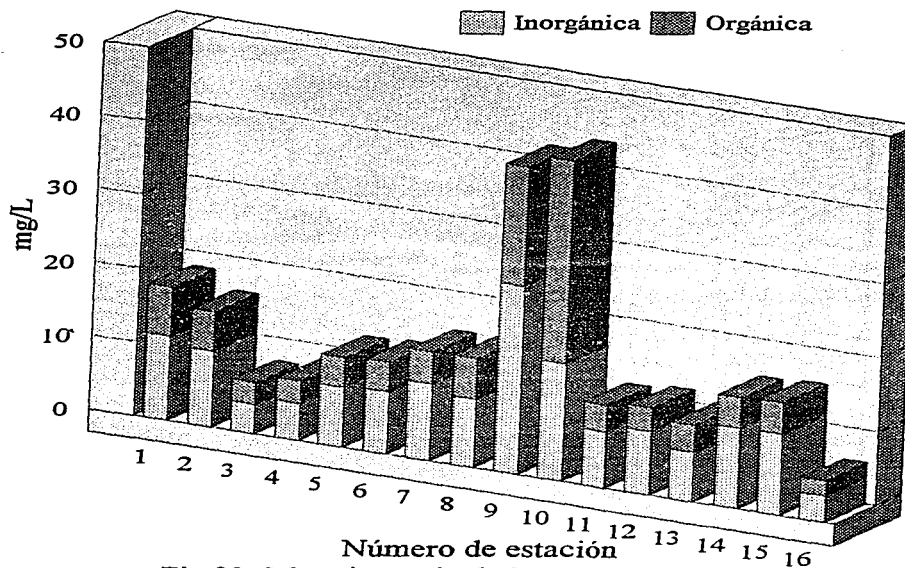


Fig.32. Materia particulada promedio.

4.1.17. Materia Particulada Inorgánica.

La fracción inorgánica de la materia particulada tuvo su máximo en el muestreo de mayo de 1992 en la estación número 9 con un valor de 282.3 mg/L. El mínimo se presentó en las estaciones 9 y 16 los meses de diciembre de 1991 y julio de 1992, siendo este de 0.6 mg/L. La distribución espacial-temporal se muestra en el Fig. 33, y como ya se mencionó, se observa un aumento general durante el invierno, para luego disminuir en el período primavera-verano. Además se nota la gran variabilidad que se presentó en las estaciones del este (9 y 10).

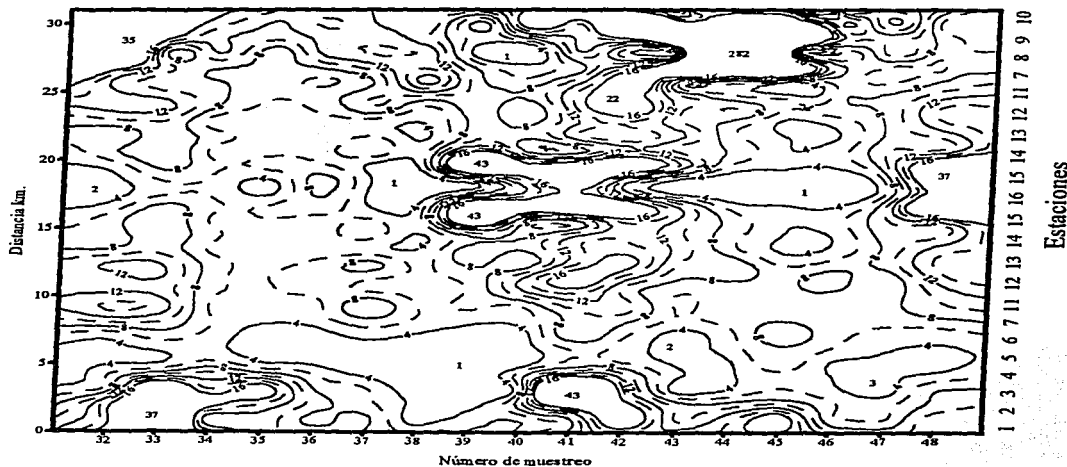


Fig. 33. Materia particulada inorgánica mg/L.

FALLA DE ORIGEN

Al observar los promedios por estación (Fig. 32), se puede apreciar como en el interior de la laguna los extremos oriente y poniente presentaron valores altos, alcanzando 25.5 ± 64.7 y 15.9 ± 9.3 mg/L las estaciones 9 y 10. Por otro lado las estaciones 3 y 4 tuvieron los promedios más bajos dentro de Chelem: 3.9 ± 2.0 y 5.0 ± 2.6 mg/L respectivamente; sin embargo la estación 16, fuera de la laguna, dio el promedio mínimo: 3.6 ± 2.4 mg/L. El promedio de todas las muestras analizadas fue 9.7 ± 18.1 mg/L.

4.1.18. Materia Particulada Orgánica.

Durante los 17 muestreos en los que se analizó la concentración de materia particulada orgánica el valor promedio fue de 6.0 ± 9.4 mg/L. El valor mínimo correspondió al mes de febrero de 1991 en la estación 16 y fue de 0.3 mg/L. El máximo se presentó en mayo de 1992 en la estación número 9 con un valor de 102.3 mg/L. En la Fig. 34 se graficaron las variaciones de la materia particulada orgánica en toda la laguna durante el período estudiado, y se puede observar como la zona este presentó altos valores siempre, mientras que en el resto de las estaciones se alternaron valores altos en "nortes" (muestreos 33, 39 y 48), con valores bajos durante el período primavera-verano.

Al analizar el promedio por estación, el valor menor correspondió a la estación fuera de la laguna (número 16), siendo de 2.0 ± 1.4 mg/L. Ya en el interior de Chelem, la estación con menor promedio fue la número 3 (3.0 ± 2.0 mg/L). En la Fig. 32 se encuentran graficados los promedios para cada estación, y se puede ver claramente, como aumentó la materia particulada orgánica hacia el este de la laguna (estaciones 8, 9 y 10).

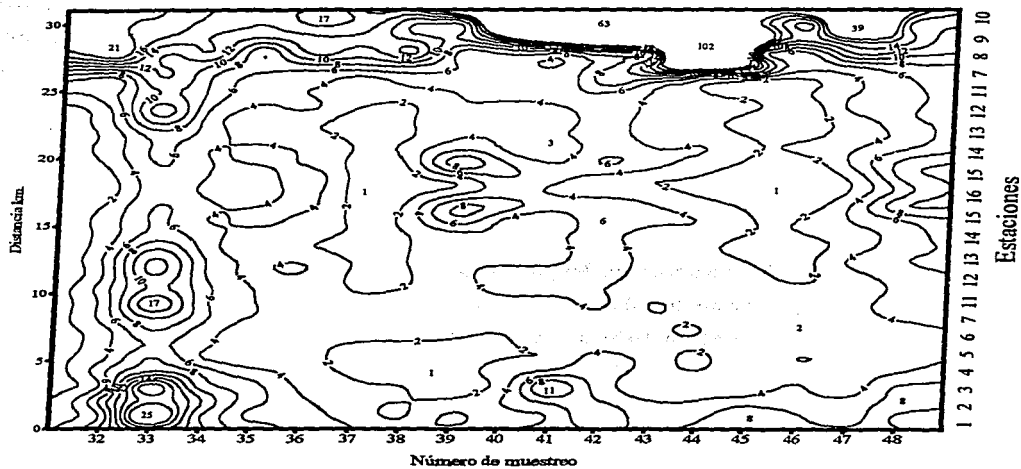


Fig. 34. Materia particulada orgánica mg/L.

FALLA DE ORIGEN

4.2 SEDIMENTO.**4.2.1. Granulometría.**

Del análisis granulométrico realizado en las estaciones 1 a la 14 (Fig. 35, Tabla A-21), se observa que los sedimentos son en su mayoría arenosos con excepción de las muestras 4, 5, 8 y 13 en las que predomina el limo. Esta clasificación es de acuerdo con el triángulo de Shepard. Las estaciones 15 y 16 no se muestrearon ya que son de fondo rocoso.

El contenido de arena tuvo un valor promedio de 61.6 ± 18.8 %. La estación 13 ubicada en la zona aislada de la dársena presentó el menor porcentaje: 31.5 %, mientras que el valor mayor fue el de la estación 12 (90.5 %).

El limo tuvo un valor promedio de 29.0 ± 17.9 %. El valor más bajo (7.8 %), correspondió a la estación número 12, misma que presentó el máximo de arena. El máximo contenido de limo correspondió a la estación 13, en la que se presentó el mínimo contenido de arena.

Finalmente, la arcilla presentó en los sedimentos de Chelem un valor promedio de 9.4 ± 8.1 %. El mínimo, 1.7 %, ocurrió en la estación 12 misma en la que se presentó el máximo de arena. El mayor contenido de arcilla, de 34.0 %, se obtuvo en la estación 6, que se encuentra en la parte central de la laguna, junto al puerto de abrigo.

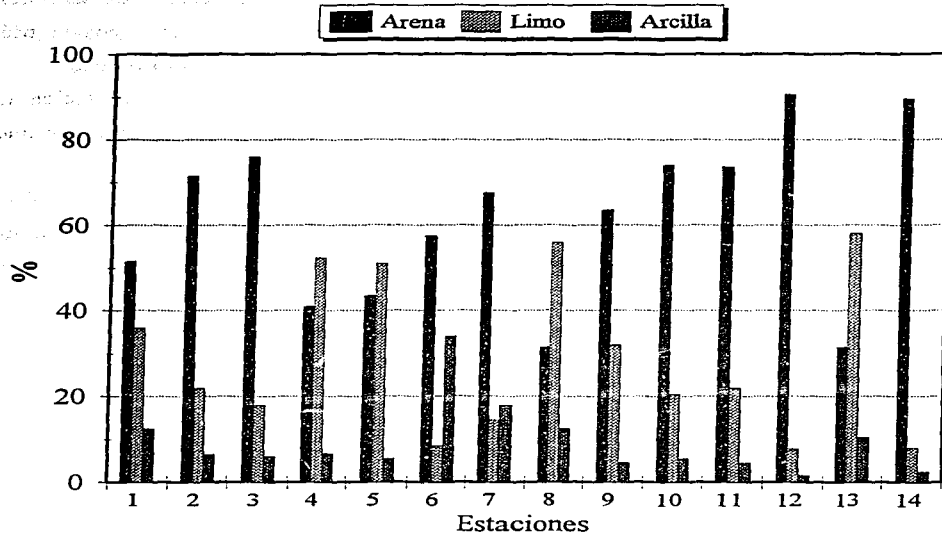


Fig. 35 Granulometría en Chelem.

4.2.2. Porosidad.

Se midió la porosidad de los sedimentos de la Laguna Chelem con el objeto de introducir ese factor en la ecuación de Fick. Este parámetro, por ser una medida de la cantidad de agua intersticial presente en el sedimento, es de vital importancia para los procesos de transformación y transporte por difusión de sustancias que se reciclan en el.

En la Fig. 36 se pueden observar los valores de porosidad para las diferentes muestras. El valor medio fue 0.50 ± 0.13 , el máximo correspondió a la estación número 8 con 0.73, y en la que predominó el limo. El valor mínimo de la porosidad (0.29), se encontró en la estación 10, que a pesar de ser una arena limosa, se encontraba muy compactada, ya que se encuentra cerca de la carretera Mérida-Progresso, en una zona muy alterada.

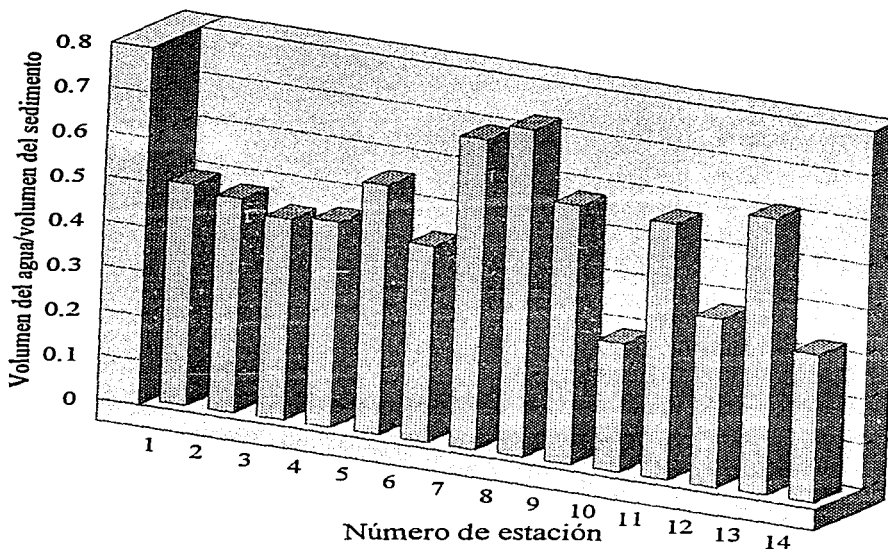


Fig. 36. Porosidad del sedimento.

4.2.3. Materia orgánica.

En los sedimentos de Chelem, el contenido de materia orgánica fluctuó entre 2.2 y 9.2 %. Como puede observarse en la Fig. 37, el mínimo correspondió a la estación 14, ubicada en el canal del puerto de abrigo. El máximo se presentó en la estación número 8, en la zona oriente de la laguna, junto a la ciudad de Progreso, ahí el sedimento es limo arenoso y la porosidad tuvo el mayor valor.

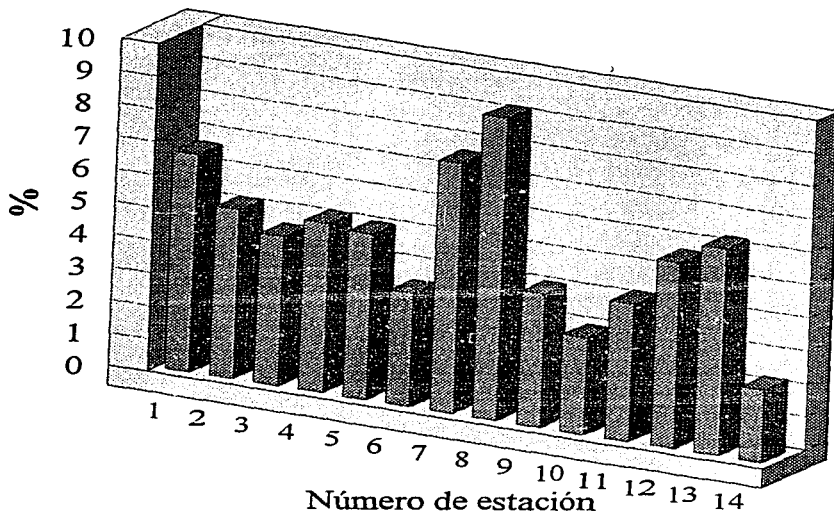


Fig.37 Materia orgánica en sedimento.

4.2.4. Nitrógeno total.

Los valores del nitrógeno total en el sedimento fluctuaron entre 17.2 y 338.7 $\mu\text{mol/g}$, con un valor promedio de $166.2 \pm 82.3 \mu\text{mol/g}$, (Fig. 38, tabla A-21). La concentración menor correspondió a la estación número 9, por otro lado, en la estación 8 que se ubica junto a la ciudad de Progreso, presentó el mayor contenido de nitrógeno en el sedimento.

4.2.5. Fósforo total.

En la Tabla A-21 también aparecen los resultados del análisis de fósforo total en los sedimentos de la Laguna de Chelem. Los valores menores se presentaron en las estaciones del poniente (1, 2 y 3), que fueron de 2.4, 2.4 y 2.7 $\mu\text{mol/g}$ respectivamente. La máxima concentración de fósforo total (7.1 $\mu\text{mol/g}$), se presentó en la estación 14, ubicada en la dársena de Yukalpetén. El valor promedio en Chelem fue de $4.6 \pm 1.5 \mu\text{mol/g}$ (ver Fig. 38).

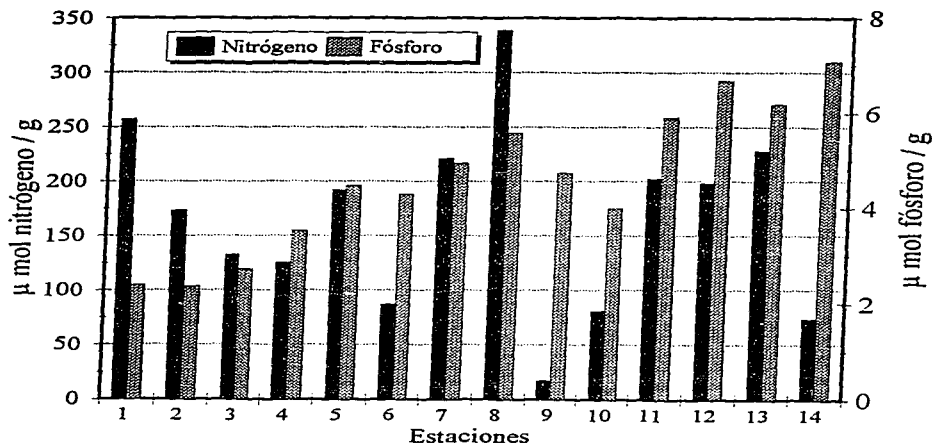


Fig. 38. Nitrógeno y fósforo totales en los sedimentos de Chelem.

4.2.6. pH, sulfuros y potencial REDOX (Eh).

Como puede observarse en la figura 39, los sedimentos en la Laguna Chelem, presentaron valores de pH bastante bajos (promedio de 5.2 ± 0.8). Todos los valores bajos de pH que se encontraron en los sedimentos de Chelem (menores de 5.2), correspondieron a la zona cercana al puerto de abrigo de Yukalpetén, o sea las estaciones 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13 y 14, el mínimo (3.9), se midió en la estación No. 12, hacia los extremos oriente y poniente se midieron los valores más altos siendo el de la estación 10 el máximo (6.7).

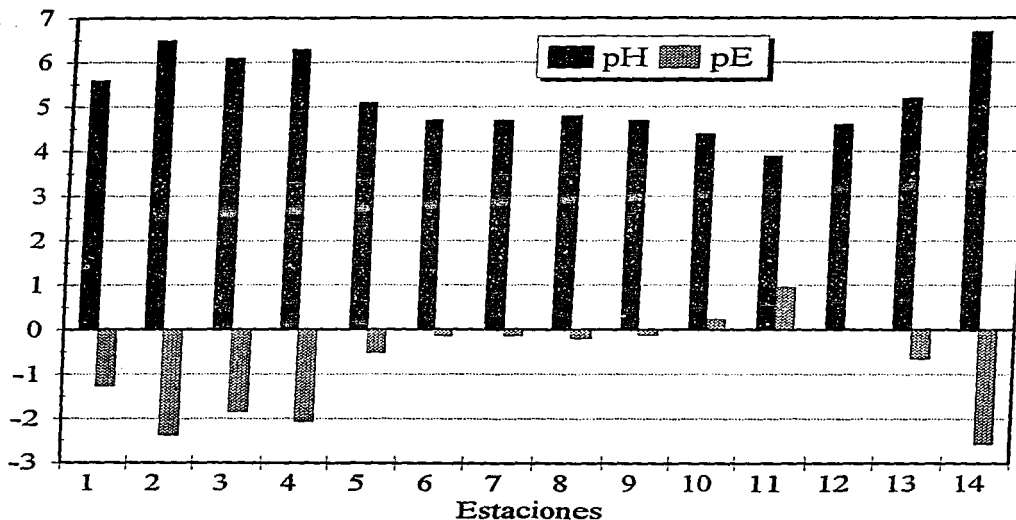


Fig. 39. pH y pE de los sedimentos.

Todos los sedimentos colectados en la Laguna Chelem fueron anóxicos, y sus aguas intersticiales presentaron concentraciones de sulfuros totales que fluctuaron entre 0.37 y 3.67 milimolar (mM, Tabla A-21). Las concentraciones de las diferentes estaciones se muestran en la figura 40, al poniente las muestras 1 y 2 tuvieron concentraciones altas, pero en el centro de la laguna las estaciones 6, 7 y 11 rebasaron los 3 mM, el valor más alto (3.67 mM), se presentó en la estación 11.

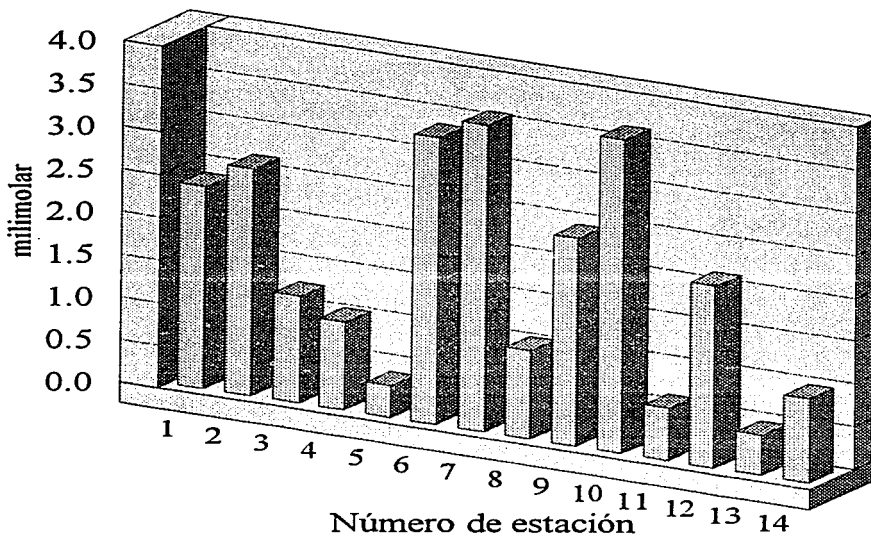


Fig.40 Sulfuros en sedimento.

El potencial REDOX (Eh), que en los sedimentos de Chelem fue estimado indirectamente a partir del pH y la concentración de sulfuros totales, tuvo un valor medio de -44.9 ± 61.4 mV, que corresponde a valores de pE de -0.76 ± 1.04 , el intervalo determinado fue de -151 a 56.6 mV. Estos valores se muestran en la Figs. 39 y 41, y se observa claramente como en la zona poniente (estaciones 1 a la 4), predominaron condiciones muy reductoras (-140 mV en la No.2), aunque el mínimo se presentó en la estación 10 en el extremo oriental (-151 mV). En la zona central de Chelem el Eh no fue tan negativo, llegando incluso a valores positivos en el puerto de abrigo (estaciones 11, 12 y 14), siendo el más positivo 56.6 mV en la estación 12.

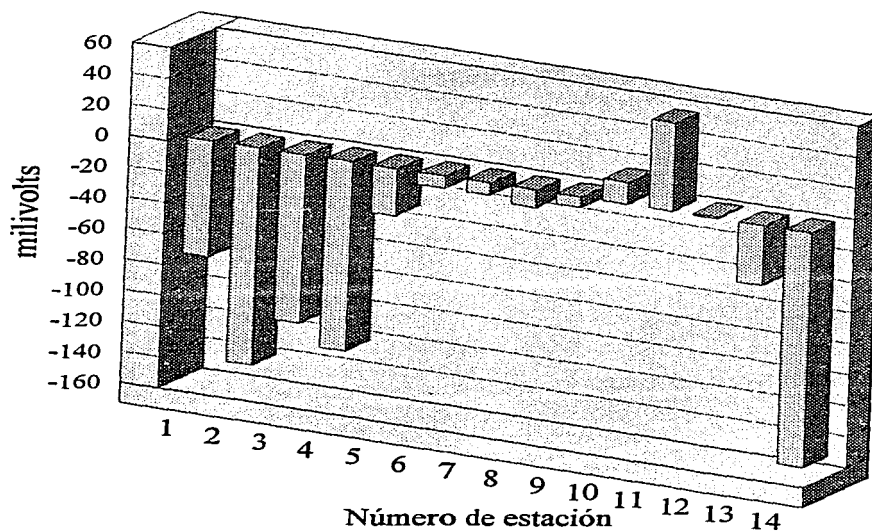


Fig.41. Potencial Redox en sedimento.

4.2.7. Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en sedimento.

La Tabla A-22 muestra los resultados encontrados de las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial de cada una de las estaciones en las que se colectó sedimento. En ella se resumen los siguientes datos: concentración en el agua usada para extraer (que es muestra de agua tomada en la estación respectiva), concentración medida en el extracto, y concentración en el agua intersticial del sedimento calculada con las dos anteriores y los volúmenes de agua y sedimento usados en la extracción.

Las concentraciones de amonio en el agua intersticial de las muestras de sedimento tuvieron un valor medio de $459 \pm 281 \mu\text{M}$, el valor máximo correspondió a la estación 7 con $1045 \mu\text{M}$, y el mínimo a la No.12 con $4.06 \mu\text{M}$.

Para el ión nitrito, la concentración promedio en el agua intersticial fue de $1.83 \pm 1.85 \mu\text{M}$, su valor máximo correspondió a la muestra 14 y el mínimo a la 11, con concentraciones de 5.29 y $0.07 \mu\text{M}$ respectivamente.

La concentración de nitrato en el agua intersticial de los sedimentos tuvo un valor medio de $8.15 \pm 10.3 \mu\text{M}$, los valores mínimo y máximo fueron: no detectable y $34.7 \mu\text{M}$, correspondiendo a las estaciones 6, 8, 10 y 11 el mínimo.

Las mediciones de concentración de fosfato en los extractos de las muestras de sedimento de la Laguna Chelem arrojaron los siguientes resultados: la concentración media de éste ión en el agua intersticial fue de $0.46 \pm 0.37 \mu\text{M}$, con un valor máximo de $1.12 \mu\text{M}$ en la muestra No.2, y valores no detectables en las muestras 10 y 14.

4.3. FLUJO DE NUTRIENTES ENTRE SEDIMENTO Y AGUA.

Con la cuantificación de las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial de las muestras de sedimento colectadas, se realizó la estimación de los flujos de estos iones en la interfase agua-sedimento, basándose en la ley de Fick. Estos resultados se muestran en la Tabla A-23.

4.3.1. Flujo de amonio.

Los flujos de amonio fueron en todas las estaciones (excepto la 12), del sedimento al agua (negativos), el valor medio fue de $182 \pm 152 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. En la estación 8 se estimó el flujo máximo ($519 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), y en la estación 14 el mínimo ($36 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). En la estación 12 el flujo fue positivo (del agua al sedimento), con un valor de $0.96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.3.2. Flujo de nitrito.

El flujo de nitrito fue positivo, es decir hacia el sedimento, únicamente en la estación No.11, aunque éste fue muy bajo, de tan solo $0.05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. En el resto de las estaciones la concentración de nitrito fue mayor en el sedimento que en el agua y por lo tanto los flujos hacia la columna de agua, alcanzando el mayor valor en la estación 13 que se encuentra en la dársena de Yucalpetén, y siendo éste de $1.73 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. La media de el flujo estimado de nitrito en toda la laguna fue $-0.53 \pm 0.58 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.3.3. Flujo de nitrato.

En Chelem los flujos estimados fueron en promedio del sedimento al agua con un valor de $1.95 \pm 2.61 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. El flujo máximo correspondió a estación 12 ($7.95 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), y el mínimo a la estación 5 ($0.94 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), aunque en las estaciones 6, 8, 9, 10 y 11 se estimaron flujos positivos de nitrato, es decir del agua hacia el sedimento, con el mayor valor en la estación 8 ($0.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

4.3.4. Flujo de fosfato.

El fosfato mostró flujos hacia el agua tanto en la zona poniente como en la zona central; la estación 2 presentó el mayor valor: $0.11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mientras que en las estaciones 9, 10, 12, 13 y 14 los flujos fueron hacia el sedimento. El valor promedio fue negativo, de $0.03 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.4. INCUBACIONES AEROBICAS.**TASAS DE CAMBIO DE CONCENTRACIONES DE NUTRIENTES.**

En las incubaciones bajo condiciones aeróbicas, que se llevaron a cabo con las muestras de sedimento y agua de la Laguna Chelem, se monitorearon las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato, y fosfato (las cuales se presentan en la Tabla A-24), y estas sirvieron para calcular sus tasas de cambio (ver Tabla A-25). Como estos experimentos se realizaron sin la presencia de bloqueadores o inhibidores (únicamente en ausencia de luz para evitar la fotosíntesis), y teniendo un libre contacto con la atmósfera, hubo intercambio de amoníaco con el aire, se llevó a cabo el proceso de nitrificación y el de desnitrificación, por lo que las tasas de cambio de las concentraciones representan la integración de todos estos diferentes procesos que pudieron ocurrir simultáneamente.

4.4.1. Amonio.

Al analizar los resultados obtenidos para el amonio se observó que en las muestras de las estaciones 1, 2, 5, 9 y 13 se incrementó la concentración de este nutriente. La muestra 5 presentó la mayor tasa positiva: $238 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. El promedio en la tasa de cambio de todas las muestras fue $-52.8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, es decir que en la mayoría de las incubaciones disminuyó la concentración de amonio, principalmente en las estaciones 3 y 4 donde se estimaron tasas de cambio negativas de 488 y $444 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.4.2. Nitrito.

En el caso del ión nitrito las muestras 3, 4 y 5 presentaron las tasas de cambio más negativas (hasta $-15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), y la muestra de la estación 14 la tasa más positiva ($43 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). El valor medio fue positivo, aunque bajo: $0.93 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.4.3. Nitrato.

Para el ión nitrato, exceptuando las estaciones 12 y 14, en todas las incubaciones se estimaron tasas de cambio negativas, es decir de disminución de la cantidad de este nutriente. El valor medio que se encontró fue $-9.0 \pm 17.7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, y el más negativo correspondió a la muestra de la estación 7 siendo de $-54.9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.4.4. Fosfato.

En las muestras de las estaciones 1, 2, y 3 al poniente de la laguna, se incrementó la cantidad de fosfato al incubar agua y sedimento. El resto de las muestras incubadas presentó tasas negativas, llegando a $-1.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ las estaciones 7 y 8. La tasa máxima se presentó en la muestra 1 (tasa de $8.04 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), el promedio de todas las incubaciones fue positivo: $0.35 \pm 2.31 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$

4.5. NITRIFICACION.

En las muestras 7, 8, 10, 11 y 12 no fue detectable el proceso de nitrificación, en las restantes nueve muestras de la laguna si se detectó, en la Tabla A-26 se encuentran resumidos los resultados de las incubaciones en las 14 muestras de sedimento de Chelem que se estudiaron. El intervalo de la tasa de nitrificación fue de 0.5 a 96.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, con valor medio de 46.9 $\pm 36.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

4.6 DESNITRIFICACION.

En la Tabla A-26 también se encuentran los resultados de las incubaciones anaeróbicas que se realizaron con los sedimentos de Chelem y agua de la laguna enriquecida con nitrato, para estimar la tasa potencial de desnitrificación, que fluctuó entre 4.72 y 16.1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, siendo la zona poniente de Chelem la que presentó valores bajos, y en la zona central y oriental valores altos. La máxima tasa de desnitrificación correspondió a la muestra 8, junto al puerto de Yukalpetén.

4.7. FLUJOS NETOS ENTRE SEDIMENTO Y AGUA.

Suponiendo que los flujos de nutrientes y las tasas de transformación en cada una de las zonas de la laguna fueran homogéneos, se realizaron estimaciones de los flujos netos con base a las áreas de cada una de ellas. Las áreas de las zonas representadas por las estaciones se estimaron indirectamente, mediante el peso de un mapa dividido a distancias equidistantes de cada estación. Las estaciones 1, 2, 3, 4 y 8 fueron las que tuvieron más peso por su mayor extensión, como puede observarse en las Figs. 42 y 43, ya que suman más de la mitad del área total de Chelem que es de 15 km^2 .

Resultados

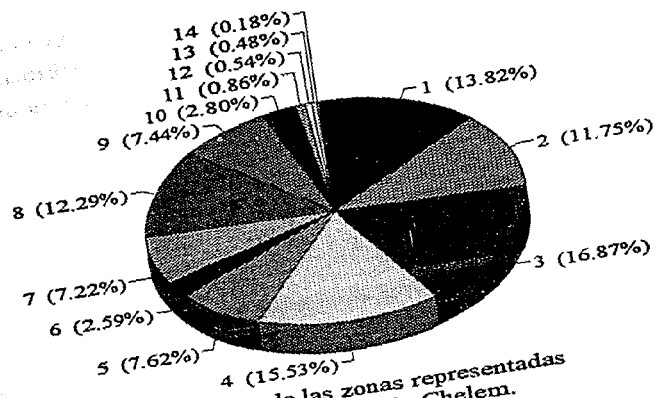


Fig.42. Area de las zonas representadas por las estaciones de Chelem.

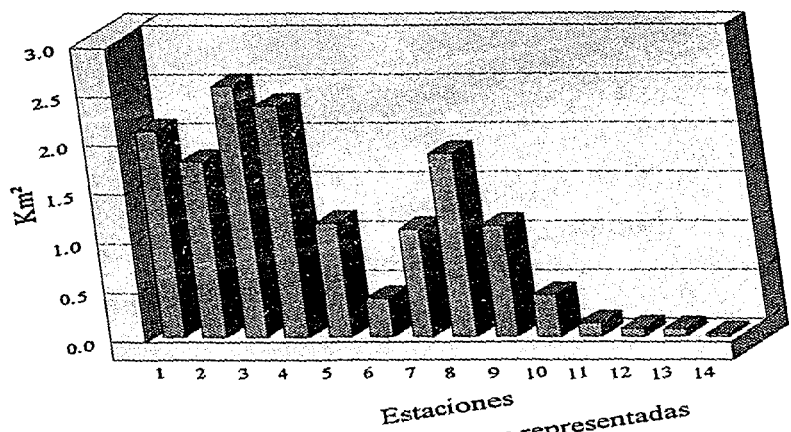


Fig.43. Area de las zonas representadas por las estaciones de Chelem.

Se observó un aporte de los sedimentos hacia la columna de agua de los cuatro nutrientes estudiados (tabla A-27). El amonio con $72.4 \cdot 10^3$ moles/día, fue el aportado en mayor cantidad, siendo las estaciones 7 y 8 del centro de la laguna las que más lo liberaron al agua (Fig. 44).

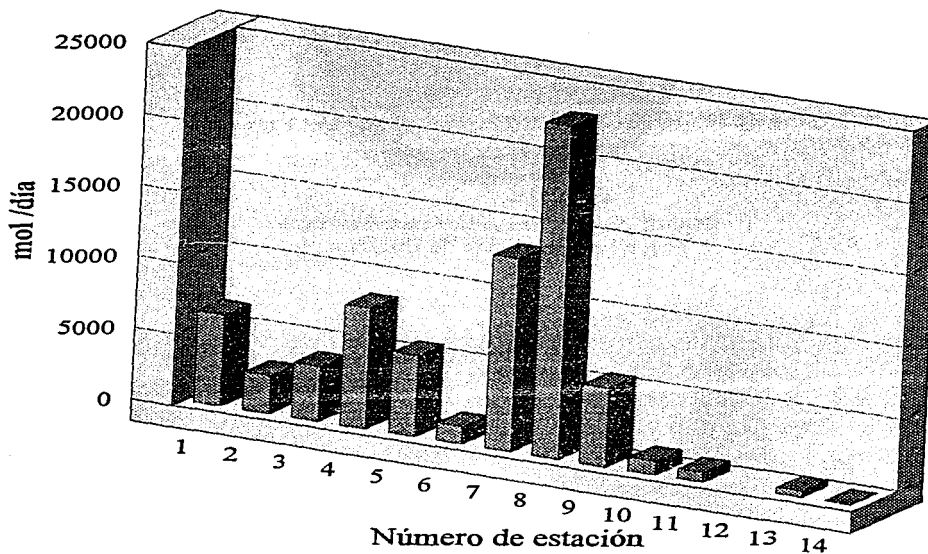


Fig.44. Aporte de amonio del sedimento.

Siguió el nitrato con 498 moles/día y después el nitrito con 208 moles/día (Figs. 45 y 46). Y por último el fosfato que es aportado según esta estimación en una tasa de 19 moles/día, como puede verse en la Fig. 47, se observa su liberación en las estaciones 1, 2, 3, 7 y 8.

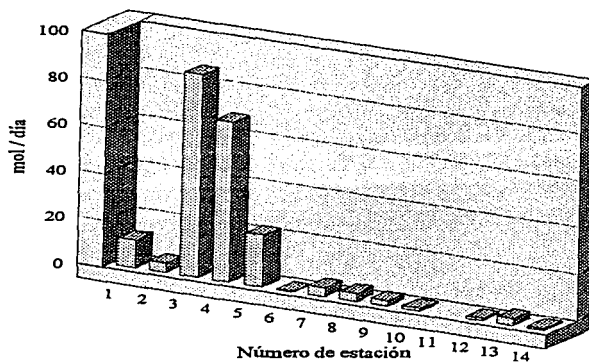


Fig.45. Aporte de nitrito del sedimento

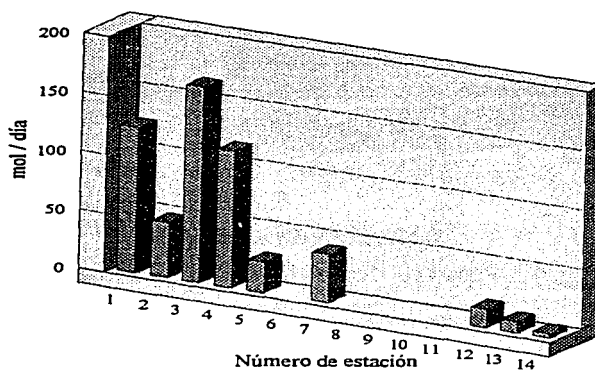


Fig.46. Aporte de nitrato del sedimento

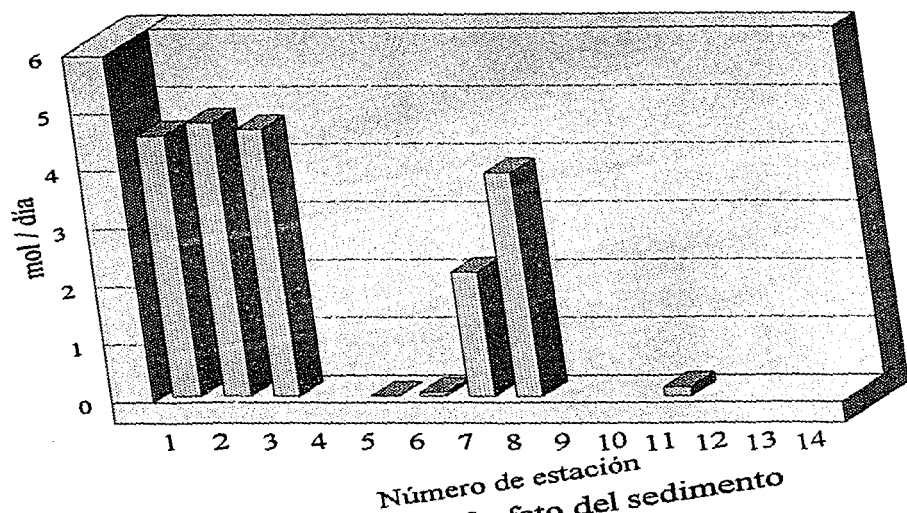
Resultados

Fig.47. Aporte de fosfato del sedimento

En otros estudios que se han realizado, se ha visto que las estimaciones de flujos con la Ley de Fick, en el caso del amonio y el fosfato, concuerdan con las medidas *in situ* (McCaffrey et al, 1980; Corredor y Morell, 1989), pero no para nitrato y nitrito ya que la nitrificación y la desnitrificación son los principales procesos reguladores del intercambio de estos iones y no la difusión. Por ese motivo, las tasas que se estimaron en las incubaciones de muestras de sedimento de Chelem (nitrificación y desnitrificación), fueron extrapoladas a las áreas de la laguna que representaban. Estos resultados también se muestran en la Tabla A-27 y en las figuras 48 y 49.

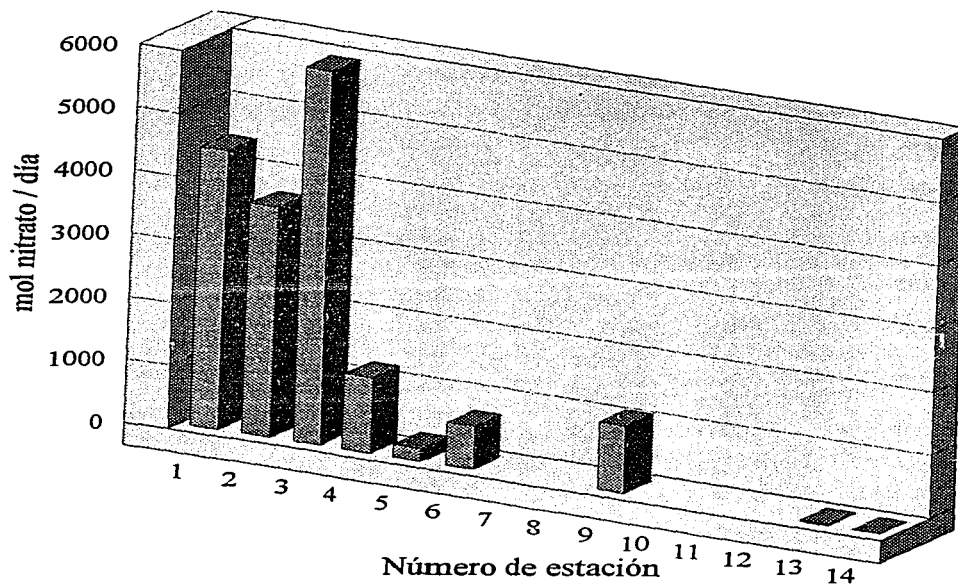


Fig.48. Aporte de nitrato por nitrificación.

La nitrificación integrada en Chelem fue de $17.2 \cdot 10^3$ moles de nitrato cada día, en la zona poniente (menos alterada), fue donde se llevó a cabo casi en su totalidad. Por otro lado, la desnitrificación potencial extrapolada al área de la laguna, fue de $1.76 \cdot 10^3$ moles de nitrato diarios, como se observa en la Fig. 49, en la zona de la estación 8 se consumió un poco menos de la mitad del nitrato que se desnitrificó, y en el poniente de Chelem el resto.

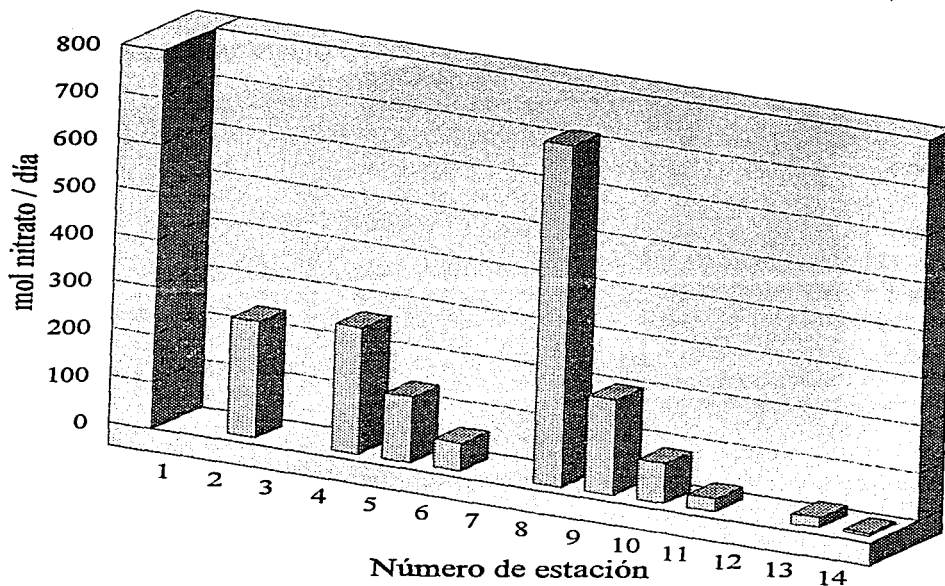


Fig.49. Consumo de nitrato por desnitrificación.

4.8 INTERCAMBIO DE MATERIA ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR.

En las tablas A-28, A-29, y A-30, se muestran los resultados de las mediciones hechas *in situ* y las concentraciones de los diferentes parámetros determinados para cada uno de los tres muestreos de 24 horas realizados en la boca de la laguna, en las tablas del anexo (31, 32 y 33), se pueden ver los flujos instantáneos que se calcularon con la corriente medida y el área transversal; y en las figuras 50, 51, y 52, se muestra el transporte neto de los diferentes materiales en cada uno de los muestreos, los flujos positivos indican entrada a la laguna y los negativos salida de la laguna hacia el mar.

En los muestreos de mayo y octubre hubo una entrada neta a la laguna de agua ($2.3 \cdot 10^3$ y $2.9 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{día}$), sal ($87 \cdot 10^3$ y $108 \cdot 10^3 \text{ Ton/día}$), oxígeno ($8.6 \cdot 10^3$ y $9.3 \cdot 10^3 \text{ L/día}$), alcalinidad ($6.5 \cdot 10^3$ y $8.2 \cdot 10^3 \text{ moles/día}$), y calcio ($24 \cdot 10^3$ y $31 \cdot 10^3 \text{ moles/día}$). Estos mismos materiales tuvieron una salida neta de la laguna en el muestreo de marzo de 1992: agua ($0.6 \cdot 10^3 \text{ m}^3/\text{día}$), sal ($25 \cdot 10^3 \text{ Ton/día}$), oxígeno ($2.5 \cdot 10^3 \text{ L/día}$), alcalinidad ($2.5 \cdot 10^3 \text{ moles/día}$), y calcio ($7.2 \cdot 10^3 \text{ moles/día}$).

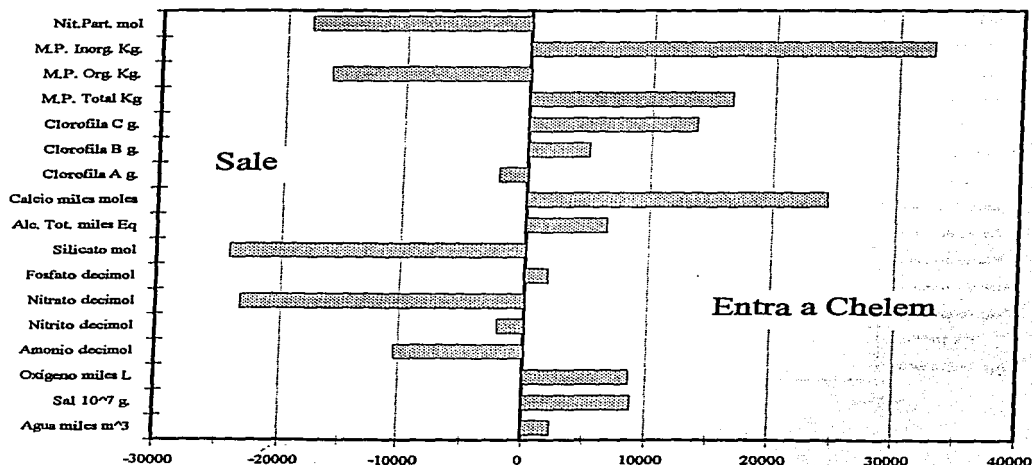


Fig.50. Transporte neto en 24 horas en la boca de Chelem, Mayo de 1991.

Con respecto a los nutrientes, en mayo de 1991, la laguna importó fosfato del mar, (193 moles/día), en cambio salieron de Chelem el amonio ($1.0 \cdot 10^3$ moles/día), el nitrito ($0.2 \cdot 10^3$ moles/día), el nitrato ($2.3 \cdot 10^3$ moles/día) y el silicato ($24 \cdot 10^3$ moles/día). En el muestreo de octubre de 1991 la Laguna Chelem exportó los cinco nutrientes disueltos, ya que hubo salidas netas de amonio ($5.5 \cdot 10^3$ moles/día), nitrito ($0.01 \cdot 10^3$ moles/día), nitrato ($0.9 \cdot 10^3$ moles/día), fosfato ($1.2 \cdot 10^3$ moles/día), y silicato ($27 \cdot 10^3$ moles/día). En el tercer muestreo (marzo de 1992), también salieron de la laguna el amonio ($5.0 \cdot 10^3$ moles/día), el nitrito ($0.25 \cdot 10^3$ moles/día), el nitrato ($1.6 \cdot 10^3$ moles/día), el fosfato ($0.8 \cdot 10^3$ moles/día) y el silicato ($10 \cdot 10^3$ moles/día).

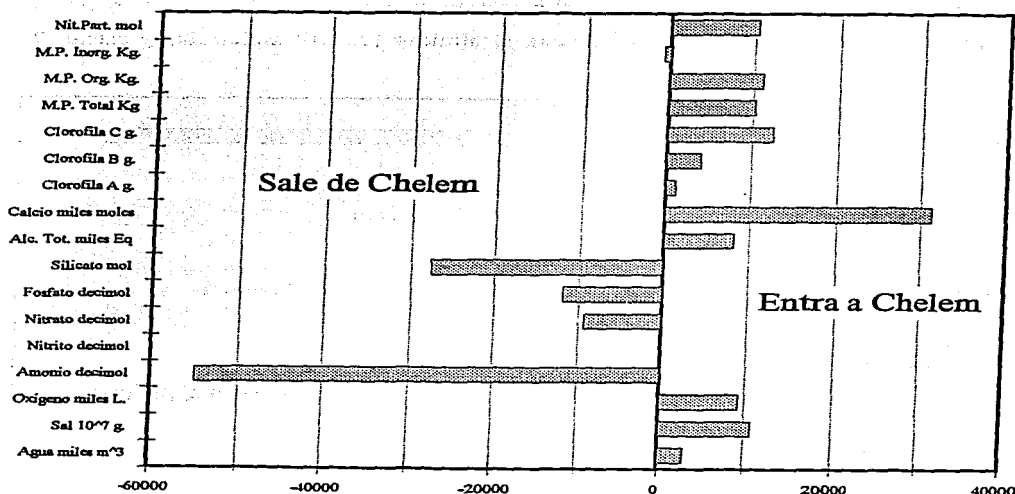


Fig.51. Transporte neto en 24 horas en la boca de Chelem, Octubre de 1991.

El balance del material particulado total siempre fue positivo, es decir todo el año hubo una entrada neta: en el muestreo de mayo fue de $16 \cdot 10^3$ kg/día, en el segundo muestreo fue de $10 \cdot 10^3$ kg/día, y en marzo de 1992 se presentó la máxima entrada: $130 \cdot 10^3$ kg en el ciclo de 24 horas, siendo $15.6 \cdot 10^3$ kg. de materia orgánica y $115 \cdot 10^3$ kg. de inorgánica. El nitrógeno particulado fue exportado solo en el primer muestreo ($18 \cdot 10^3$ moles/día), y en los otros dos se midió una entrada neta ($10 \cdot 10^3$ moles/día y $3.5 \cdot 10^3$ moles/día respectivamente).

El balance de los pigmentos fotosintéticos fue el siguiente: en el muestreo de mayo de 1991 la clorofila *a* salió de la laguna (2354 g/día), la clorofila *b* entró (4966 g/día), y la clorofila *c* entró (13681 g/día). En el muestreo de octubre de 1991 la clorofila *a* entró a la laguna (1086 g/día), la clorofila *b* entró (3954 g/día), y la clorofila *c* entró (12563 g/día). Y en el muestreo de marzo de 1992 la clorofila *a* entró a la laguna (22588 g/día), la clorofila *b* entró (1171 g/día), y la clorofila *c* entró (10734 g/día).

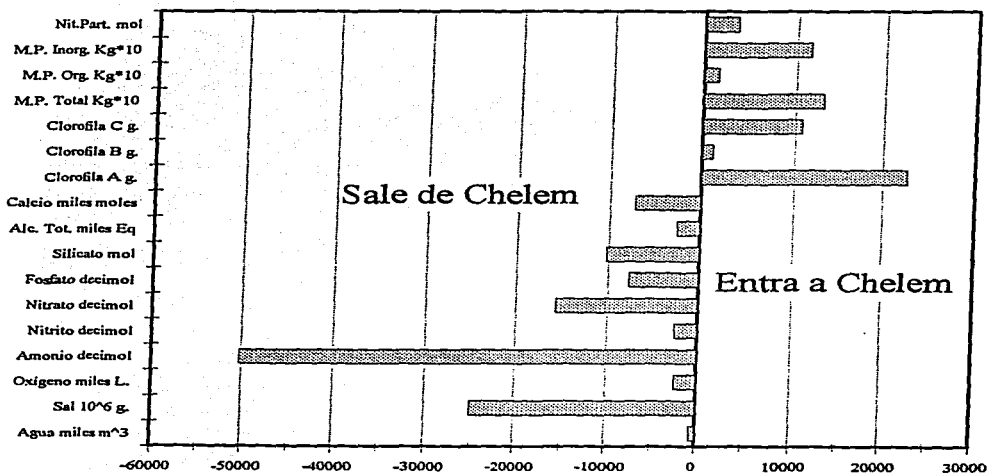


Fig. 52. Transporte neto en 24 horas en la boca de Chelem, Marzo de 1992.

de las especies de aves observadas en los sitios de estudio... (text is very faint and partially obscured)

El análisis de los datos... (text is very faint and partially obscured)

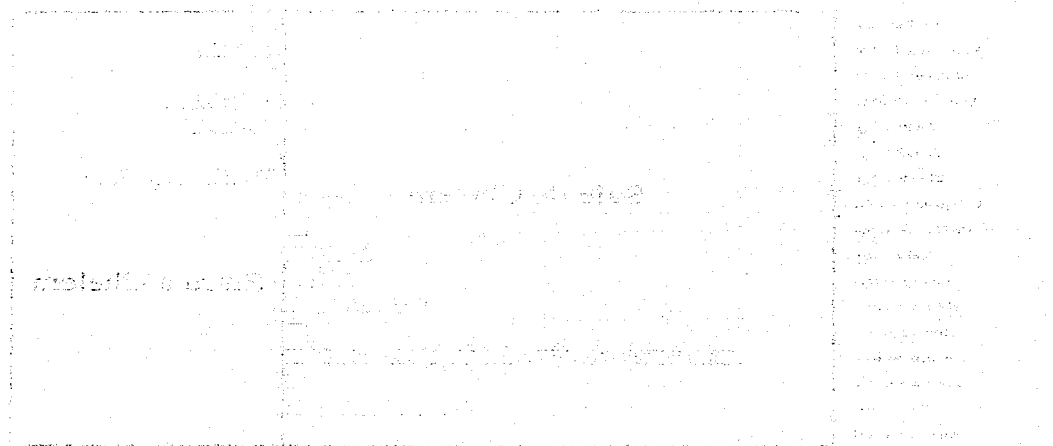


Figura 1. Mapa de la zona de estudio...

5. DISCUSION.

5.1. HIDROLOGIA.

5.1.1. Temperatura.

Por ser un cuerpo de agua tropical, la Laguna Chelem presentó poca fluctuación en la temperatura, aun así se observó que el promedio por período de muestreo tuvo variaciones de hasta 7.5 °C entre invierno y verano, en los muestreos de noviembre de 1991 y marzo de 1992 se presentaron los promedios por período de muestreo más bajos (22.5 °C), y en el verano de 1992 (julio), se tuvo el promedio por período de muestreo más alto (30.0 °C).

Como puede observarse en la Fig. 53, los promedios por estación más altos se presentaron en las estaciones 9 y 10 (30.7 y 28.9 °C respectivamente), ubicadas al oriente de la laguna en zonas semiaisladas por las carreteras que cruzan Chelem. Por otro lado, en las estaciones 12 y 14 se presentó el promedio por estación más bajo (27.2 °C). En las estaciones 15 y 16 fuera de la laguna el promedio fue 27.3 °C.

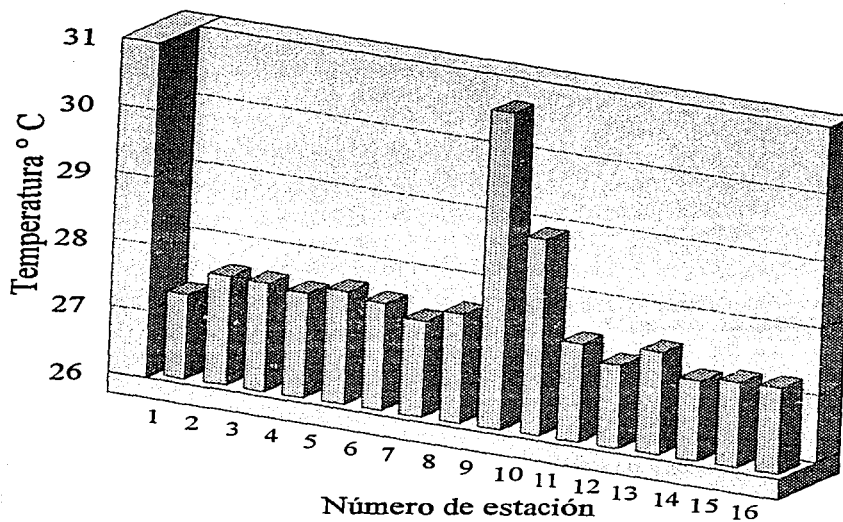
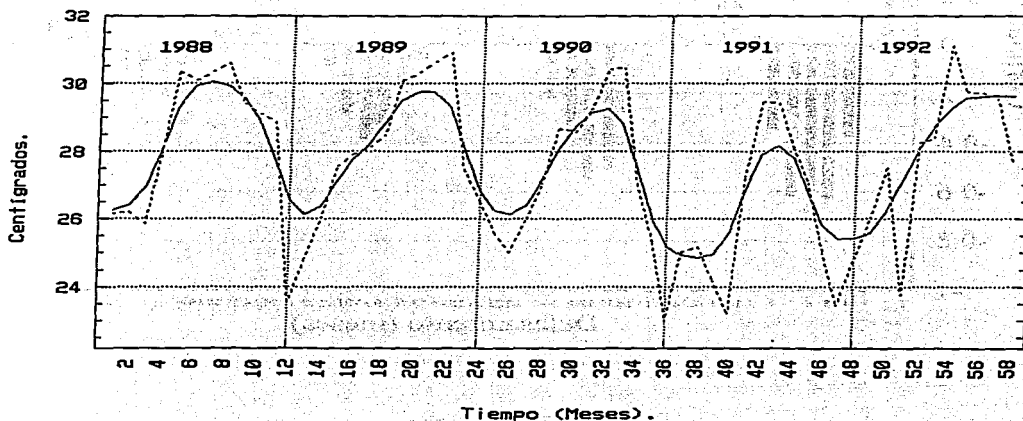


Fig.53. Temperatura promedio.

El análisis del promedio mensual de la temperatura en Series de Tiempo (Fig. 54), mostró ciclos anuales de aumento y disminución de la temperatura del agua (en junio y enero respectivamente). Mediante la prueba estadística de autocorrelación temperatura-temperatura, se encontró que el valor de la autocorrelación alcanzó el valor más alto (0.633), al defasarlas 12 meses (Fig. 55), con lo que se concluye una periodicidad anual. Además se observa como el año de 1991 presentó las temperaturas más bajas.

Fig. 54. Temperatura superficial en Chelem.
Series de Tiempo (-----media real, — media transformada).



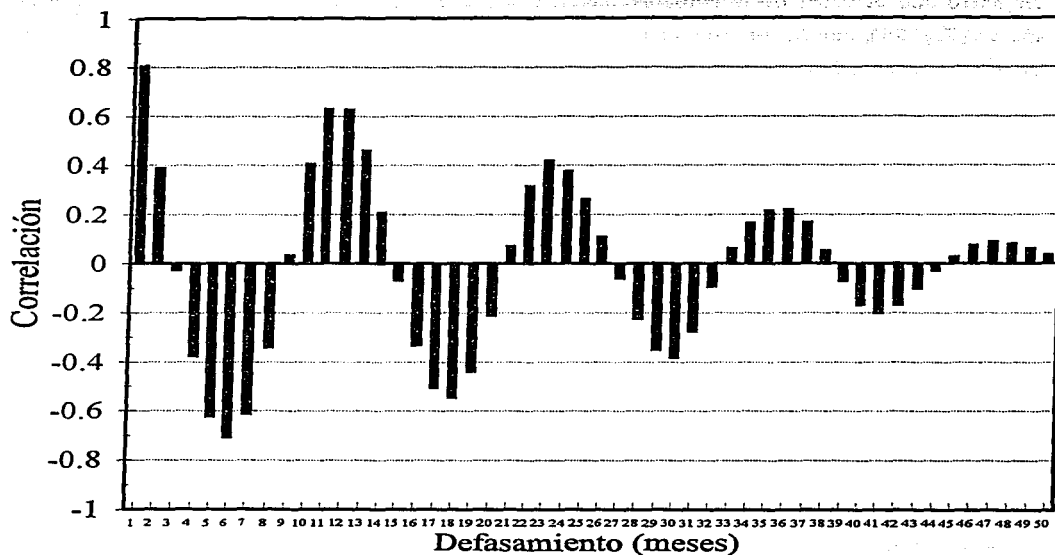


Fig. 55. Autocorrelación temperatura-temperatura.

5.1.2. Salinidad.

Al analizar la salinidad promedio por estación que se presentó en Chelem durante el período de muestreo (ver Fig. 56), se observa que en los extremos de la laguna (estaciones 1 y 10), se presentaron los valores más altos (40.0 y 43.3 respectivamente), y en el centro de la laguna frente a la boca (estaciones 7 y 8), los promedios más bajos (36.2 en ambas), lo cual indica un comportamiento antiestuarino de Chelem. Por otro lado, la estación en mar abierto (16), presentó un promedio de 37.3, más alto que el de las estaciones del centro de la laguna y las del puerto de Yukalpetén (7, 8, 11, 12, 13 y 14), lo cual es una prueba de que se descarga agua dulce en esa zona de manera natural y/o artificial.

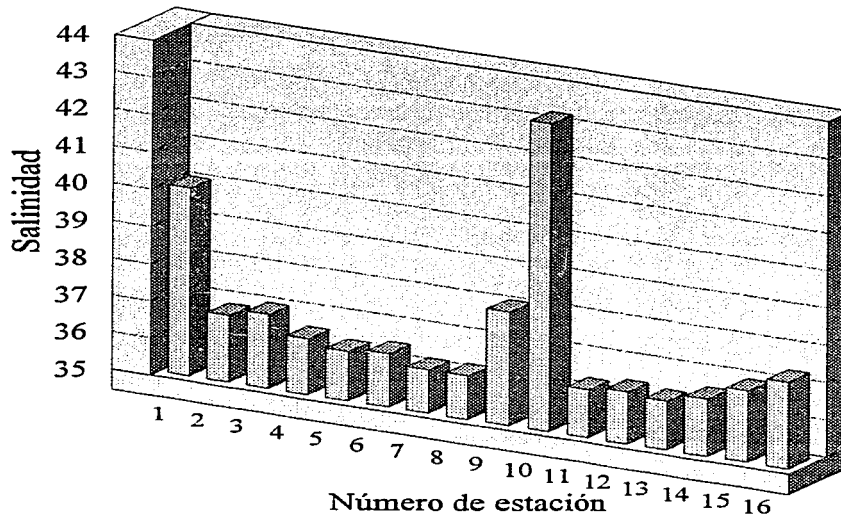
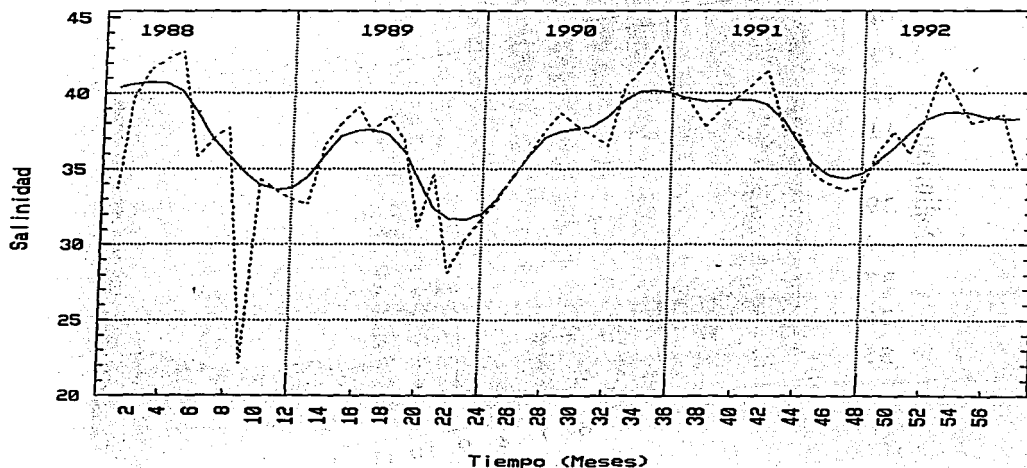


Fig.56. Salinidad promedio.

La figura 57, en la que están graficados los promedios mensuales de todas las estaciones, contra tiempo (meses), muestra claramente las variaciones temporales de la salinidad, sobre todo la disminución en el mes 9, que corresponde a dos semanas después del paso del huracán Gilberto, que provocó precipitaciones pluviales extraordinarias (320 mm en 24 horas y 537 mm durante todo el mes de septiembre; Marín *et al*, 1989a y 1989b). En ese muestreo la salinidad promedio fue de solo 22.09 ± 5.45 , siendo en el extremo occidental de la laguna (estaciones 2, 3 y 4), en donde por más tiempo se notó el efecto de esas lluvias.

Fig. 57. Salinidad en Chelém.
Serie de tiempo, (-----media real, — media transformada).



El análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales transformados, confirmó que la salinidad tiene ciclos anuales, ya que los coeficientes de autocorrelación presentaron picos a los 13, 24, 37 y 49 meses (Fig. 58). Llama la atención que a finales de 1990 no bajó la salinidad como en los años 1988, 1989 y 1991, y esto se explica por la poca precipitación pluvial que se presentó en 1990 (ver Fig. 5).

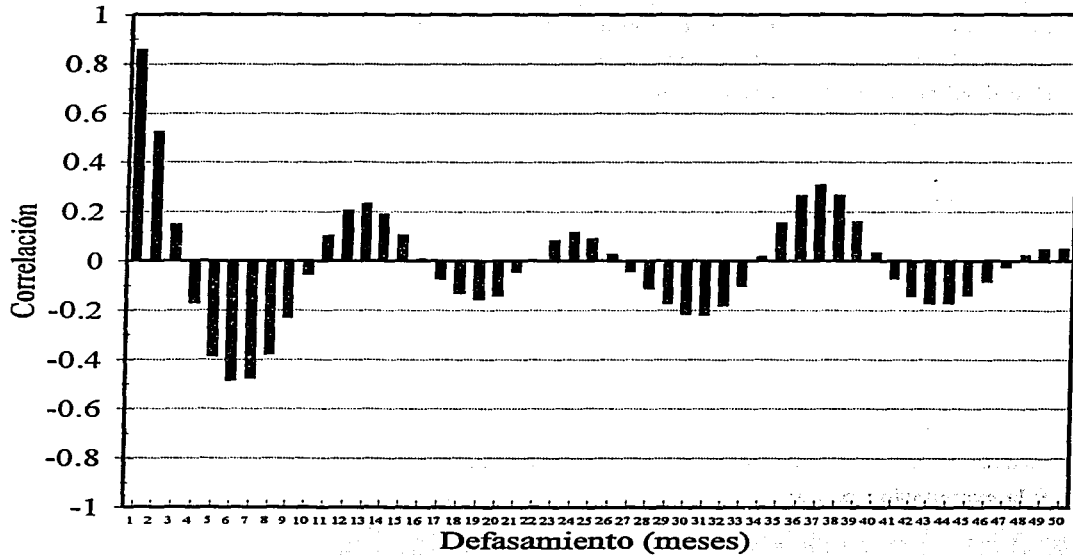


Fig. 58. Autocorrelación salinidad-salinidad.

También se analizó la relación entre la precipitación pluvial medida en Progreso por la Comisión Nacional del Agua, y el promedio mensual de salinidad, encontrándose una correlación significativa de -0.56. La correlación con la evaporación obtenida de la misma fuente, fue mayor (0.65), lo cual indica que la salinidad en Chelem está regulada principalmente por la precipitación y la evaporación. También fue significativa la correlación con la temperatura en la laguna (promedio mensual), cuyo coeficiente fue de 0.46, lo cual refuerza lo dicho antes.

El análisis de componentes principales de los datos de salinidad mostró el agrupamiento de las estaciones 1, 2, 3 y 4 (zona occidental), con un valor promedio de 37.25, las estaciones 9 y 10 (zona oriental), con promedio de 39.26, y las estaciones del centro de la laguna y boca (5, 6, 7, 8, 11, 12, 13, 14, 15 y 16, zona central), con promedio de 36.48. La prueba de Sheffé del ANOVA realizada entre estos tres grupos de estaciones indicó que existe una diferencia significativa ($p=0.04$), entre las zonas occidental y oriental, y entre las zonas oriental y central ($p=0.00$), más no así entre las zonas occidental y central.

El estudio de la salinidad de la Laguna Chelem demostró la existencia de tres regiones: la zona oriente (estaciones 9 y 10), con grandes variaciones de salinidad (10-71) debido al aislamiento provocado por los caminos, carreteras, vías de ferrocarril y oleoductos que se han construido sobre la laguna; la zona central con condiciones estables por la gran dinámica de intercambio a través de la boca del puerto de abrigo de Yucalpetén; y la zona occidental que empieza en la carretera a Chelem que cruza la laguna y se extiende hasta el final de la misma (estaciones 1, 2, 3 y 4), esta zona fue generalmente hipersalina, por su aislamiento con respecto al resto de la laguna (Fig.59).

En base a los resultados, se puede concluir que Chelem tiene características antiestuarinas, es decir la salinidad aumenta hacia el interior de la laguna ya que no hay aportes de agua dulce, y la evaporación es alta.

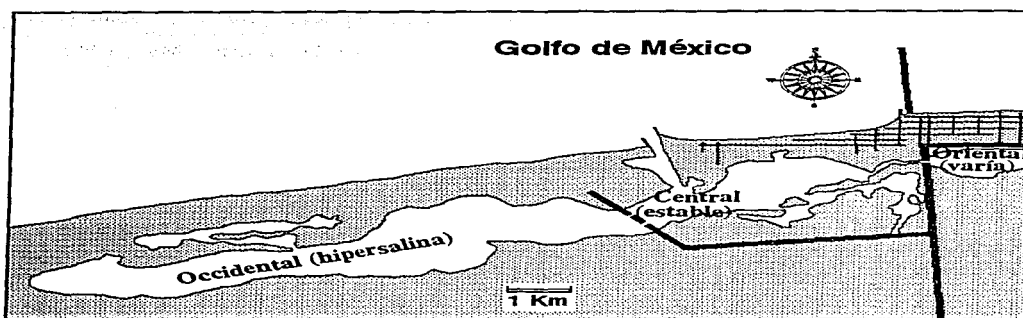


Fig. 59. Zonas de la Laguna Chelem según la salinidad.

5.1.3. Oxígeno.

Las concentraciones del oxígeno disuelto no fueron homogéneas a lo largo de la Laguna Chelem (en las Fig. 60 y 61 pueden observarse los promedios de concentración y saturación por estación). De las estaciones 1 a la 5 la concentración estuvo alrededor de 4 mL/L, siendo la estación 1 la que presentó la saturación más alta de esta zona debido a su alta salinidad y alto contenido de oxígeno. En las zonas central y oriental (estaciones de la 6 a la 10), se presentó mayor variación de los promedios con valores altos en las estaciones 6 y 9 (4.28 y 4.37 mL/L, con saturaciones de 89.8 y 97.5 % respectivamente), explicado por la abundancia de plantas sumergidas y epífitas que se desarrollan sobre el manglar (Hernández y May, 1990).

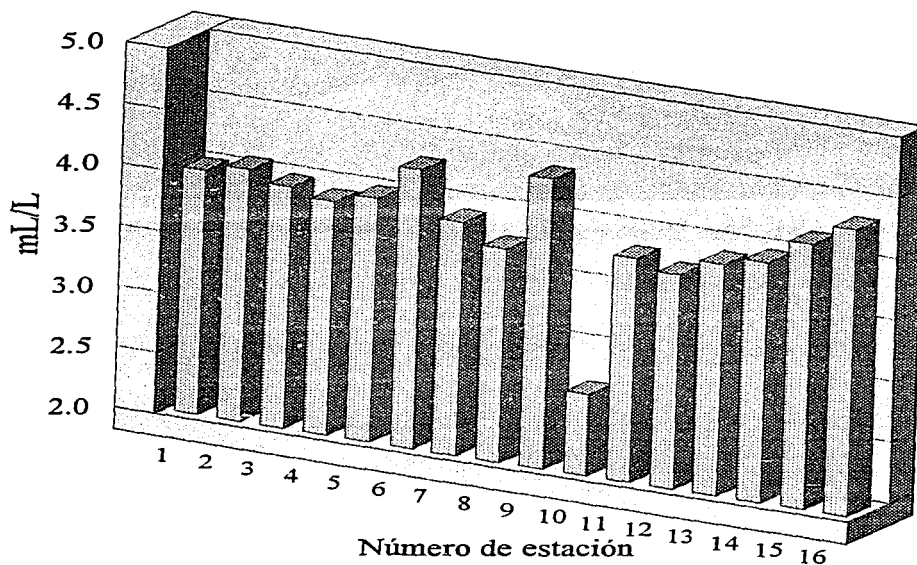


Fig. 60. Oxígeno promedio.

Mientras que la estación 10 (junto a la ciudad de Progreso), tuvo los valores más bajos de concentración y saturación promedio aún cuando siempre se muestreó al mediodía, estos valores fueron 2.66 mL/L y 62.0 %. Los bajos niveles de oxígeno medidos en la mencionada estación 10, aunados a la turbidez, formación de espuma y mal olor (que aunque no se midieron fueron evidentes durante los muestreos), indican un desequilibrio o mal estado del ecosistema acuático en esa zona (GESAMP, 1990). El valor medio de la saturación del oxígeno para todas las muestras de este estudio (84.0 %), indicó que en la laguna se lleva a cabo principalmente el consumo más que la producción de este gas, ya que este parámetro fue menor al 100 %, es decir predominó la insaturación.

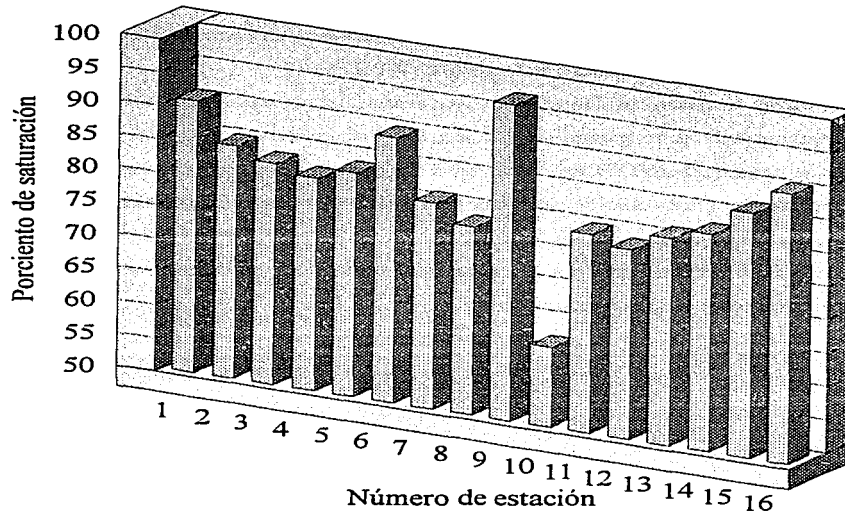


Fig.61. Saturación de oxígeno promedio

Al realizar el análisis de componentes principales de las concentraciones de oxígeno, las estaciones de la laguna se agruparon en tres conjuntos. El primero, comprendió las estaciones del poniente (1, 2, 3, 4 y 5), que podemos calificar como una zona no alterada; el segundo reunió a las estaciones del poniente (6, 8, 9 y 10), junto con la No. 13 que se encuentra en un rincón de la dársena y que corresponden a las estaciones de las zonas "más afectadas por actividad humana"; y el tercer conjunto de estaciones (7, 11, 12, 14, 15 y 16), que son las de la dársena, boca y mar, y tienen un importante intercambio además de ser las más profundas ya que esa zona de la laguna es dragada periódicamente.

El análisis de varianza (ANOVA con la prueba de Sheffé), indicó que no existe diferencia significativa ($p \leq 0.05$), entre las tres zonas, aunque al analizar estación por estación se encontró que hay diferencia significativa entre la concentración de oxígeno de la estación 10 y las concentraciones de las estaciones 6, 9 y 16, debido probablemente a que en estas tres últimas el oxígeno tuvo el promedio más alto (≥ 4.3 mL/L), mientras que la estación No. 10 fue la que presentó la concentración promedio más baja (2.7 mL/L).

Al realizar la Serie de Tiempo de los promedio mensuales de oxígeno no se encontró ningún patrón específico de periodicidad, debido probablemente a la gran cantidad de factores que regulan la concentración de este gas. Otro de los resultados de los análisis estadísticos fue que se encontró una correlación significativa ($p \leq 0.05$), entre concentración de oxígeno y salinidad, de carácter inverso ($r = -0.68$), debido a que las estaciones con mayor salinidad (en los extremos de la laguna), tuvieron poco oxígeno disuelto tanto por su baja solubilidad como por su consumo en procesos de respiración.

5.1.4. pH.

El pH en la Laguna Chelem tuvo un comportamiento similar al de la salinidad, tal como puede observarse en la Fig. 62 que presenta los valores promedio de pH por estación. En los extremos de la laguna (estaciones 1, 9 y 10), estos valores estuvieron arriba de 8.5, llegando a 8.61 en la estación 9, este comportamiento seguramente se debió a un gran consumo de CO_2 en esas estaciones. Mientras que en el centro de la laguna se registraron los promedios más bajos (8.40 en las estaciones 7 y 8), explicado por la producción de CO_2 y otros ácidos provenientes de la descomposición de la materia orgánica.

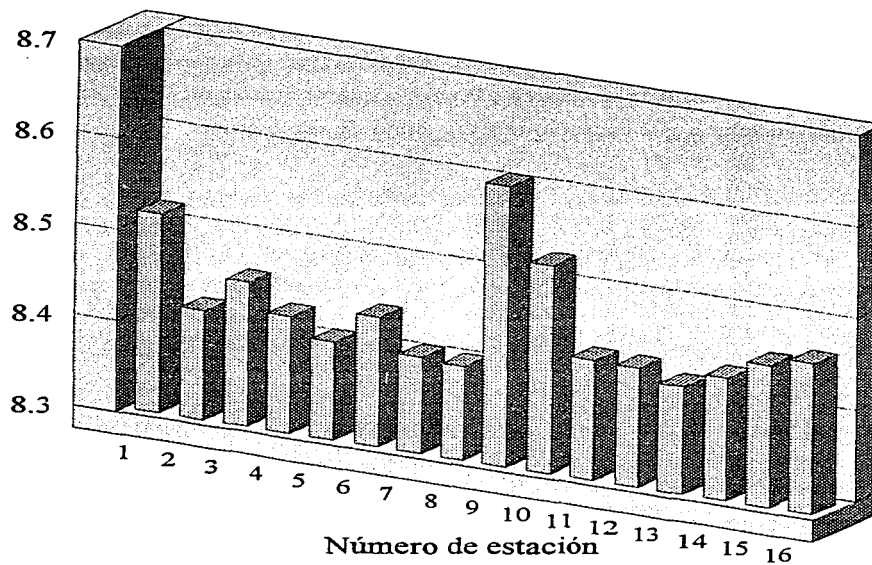


Fig. 62. pH promedio.

El análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales mostró que aproximadamente cada 20 meses se elevó el valor del pH, siendo de 0.435 el coeficiente de correlación en el correlograma desfasado 20 meses.

El análisis de componentes principales aplicado a los valores de pH formó los siguientes grupos de estaciones: la 1, 2, 9 y 10 que corresponden a los extremos poniente y oriente de Chelem y se reúnen en un conjunto con promedio de 8.51; la 3, 4, 5, 6, 7 y 8 que se sitúan en la parte central más cercana a la boca, están juntas y promedian 8.42; finalmente el tercer grupo lo formaron las estaciones 11, 12, 13, 14, 15 y 16, las cuales están perfectamente localizadas en la dársena de Yukalpetén (boca de la laguna), y en el mar contiguo, con un pH promedio de 8.44.

La prueba de Sheffé (ANOVA), de estos tres grupos de datos de pH, indicó que existe diferencia significativa ($p \leq 0.05$), entre el primero y el segundo y entre el primero y el tercero, más no así entre el segundo y el tercero que son las estaciones centrales de Chelem y las de la dársena. El promedio de pH por estación tuvo una correlación directa y significativa ($p \leq 0.05$), con el promedio de salinidad por estación, con un valor r de 0.67, lo cual indicó que las estaciones con alta salinidad presentaron pH alto ya que su concentración de bases se elevó y por otro lado la fotosíntesis que consume el CO_2 , debió de ser muy alta.

5.1.5. Amonio.

En la Tabla 1 se presentan las concentraciones encontradas en diferentes lagunas y bahías, que al compararlas con las de este estudio puede concluirse que en Chelem el amonio se encuentra por encima de estos valores publicados. La concentración promedio de amonio para todo el estudio fue: $7.76 \pm 5.93 \mu\text{M}$.

Autor	Año	Lugar del estudio.	Amonio μM	Nitrato μM	Nitrato μM	Fosfato μM	Silicato μM
Corredor et al	1985	La Pasquera, Puerto Rico.	1.13-7.5	0.26-2.0	0.7-1.6		
GESAMP	1990	Lago Tunoz.	4-16	2-12		2-8	
Webb et al	1990	Abu-Kir, delta del Nilo, Egipto.	8-12	42	21	1.08	44.7
Berounsky v Nixon	1993	Arrecife Coral Atol. Eniwetok Marshall Isl.	0.2-0.3	0.02-0.3			
Berounsky v Nixon	1993	Bahía Narragansett USA	4-82	0-10			
Abreu et al	1992	Laguna Patos Brasil	1-5	0.5-7		0.3-1.5	
Fichez et al	1992	Great Ouse England		200-700		5-70	10-200
Nishio et al	1983	Estuario Tama, Japón.	216-378	133-141	11.1		
Nishio et al	1983	Bahía Odaiba, Japón.	4.0	3.27	0.83		
Hernández-Avón et al	1993	Delta Rio Colorado México		33	15	11.5	92
Loeb v Sharp	1993	Est. Delaware DE USA	29-122			0.5-3.0	
Merino v Otero	1991	Quintana Roo Caribe México	0.58-1.19	0.1-11.6	0.01-0.50	0.01-3.61	0.1-27.9
Progo	1994	Ris de Vigo España	0-5.5	0-11	0-0.3		
Kemp et al	1990	Bahía Chesapeake, USA	1-30	1-85		0.2-1.5 (equilibrio)	
Froelich	1988	Revisión de rios v estuarios del mundo					
Berounsky v Nixon	1990	Bahía Narragansett, USA	0-45	0-25			
Law et al	1991	Estuario Tamar, Inglaterra	4-70	100-600	0.5-5.5		
Corredor v Morell	1989	Laguna Costera de Puerto Rico.	2	0.5			
Mee	1979	Revisión lagunas costeras (Cuernavaca, México)	Mitla: 100	Chautengo: 100		Mitla: 0.4-5.8	
Vanni et al	1990	Lago Mendota, Wisconsin, USA	1.4-15.7	1.4-27.1		0.13-0.73	
Christensen et al	1990	Rio Selbeck, Dinamarca	40	300-900			
Law et al	1992	Estuario Tamar, Inglaterra	35	260	4		
Corredor et al	1984	Caribe	1.5	20 a 300 m	0.5 a 100 m		
Corredor	1979	Plataforma Canchén de Colombiana		2.8 (35 m)			
Cervantes et al	1991	Ensenada de La Paz, H.U.S. México.		0.34-1.26	0.06-0.41	0.67-2.04	
Conde v De La Lanza	1984	Ensenada del Peñón, Sinaloa, México	0.5-25	0.16	0.5-6.2	3.3-28	
Contreras	1983	Rio Tuxpan v Laguna Tampamachoco, México.	0.34-17.31	0.42-18.63		0.06-2.47	0.5-62.36
Valicic et al	1978	Marana Great Sippewissett, New England, USA	0-8	0.2	0-0.8	0-3	
De La Lanza v Rodriguez	1993	Huizache-Caunero, Sinaloa, México.	0-8.86	2.1-8.48			
Zinzenmann v Montgomery	1984	Laguna Indian River, Florida, USA	5-100			0.5-13	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Maubre, México.	4.36-7.22	1.59-3.59		5.60-12.63	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Pueblo Viejo, México.	0.82-9.13	0.68-14.60		0.34-13.13	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Tarnahua, México.	4.66-8.68	0.73-3.87		0.56-2.01	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Tampamachoco, México.	1.82-17.31	0.37-18.63		0.26-1.12	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Aharado, México.	1.38-20.43	0.72-9.90		0.51-1.48	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Santecomapan, México.	6.80-19.26	2.01-7.42		1.44-17.02	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna La Mancha, México.	1.35-14.28	1.45-8.82		2.41-8.87	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Mandina, México.	4.79-23.80	0.98-5.50		0.47-2.80	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Ostión, México.	4.01-33.71	0.90-4.54		1.03-32.60	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna Mar Muerto, México.	3.76-7.40	0.84-1.53		1.63-4.11	
Contreras v Gutiérrez	1989	Laguna La Jova-Buena Vista, México.	4.84-9.22	0.54-6.50		2.08-6.30	
Ward v Twillev	1986	Rio Choptank, Bahía Chesapeake, Maryland, USA.	24	2-100	0.4-3.1	0.5-2	
Childers et al	1993	Estuario North Inlet, Carolina del Sur, USA.	1.6	0.2-1.3		0.1-0.9	
LeCorre et al	1993	Canal Ingles, Francia.	0.5-2	0.5-3	0.1-1		
McCarthy et al	1984	Bahía Chesapeake v Río York, U.S.A.	0.1-1.3	7-14	0 Hasta 10		
Raine v Patching	1980	Bahía de Roskeeda, Irlanda.	0.2-2	0-3.5		1-3	
Contreras et al	1992	Lagunas Carretas v Perceva, Chiapas, México.	1.4-25.9	1.5-3.9			
Silverman et al	1993	Choptank River, Chesapeake Bay, USA.	3-20	10-150	0.3-2.0	0.5-1.8	
Valdés et al	1994	Laguna Celestión, Yucatán, México.	0.28	0.1-26.7		2-12	1-597
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México.	0.1-54.0	0.05-24.00	0.01-5.00	0.03-9.5	0.2-386.4

Tabla 1. Resultados publicados de concentraciones de nutrientes en la columna de agua.

El tratamiento estadístico de los datos, a través del análisis de componentes principales, reunió en tres grupos las estaciones de la laguna y estos fueron: con concentración promedio de $10.0 \mu\text{M}$ a las estaciones 1, 2, 3, 4, 9, 10 y 13, que corresponden a los extremos oriente y poniente de la laguna y la zona aislada de la dársena; las estaciones 5, 6, 7 y 8 de la parte central de Chelem y valor promedio de amonio de $7.2 \mu\text{M}$; y por último a las estaciones de la dársena, boca y mar, o sea 11, 12, 14, 15 y 16 cuyo promedio fue de $5.6 \mu\text{M}$. El análisis de varianza de las concentraciones de amonio, confirmó mediante la prueba de Sheffé que los tres grupos de estaciones antes mencionados son diferentes al nivel de confianza de 95 %.

Al realizar el análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales se observó una periodicidad anual de la concentración de amonio en Chelem (ver Fig. 63), con valores bajos en los primeros meses del año (enero-mayo), y valores altos en verano (julio-octubre). El coeficiente de autocorrelación tuvo los valores más altos al defasarse 11, 23, 37 y 48 meses, lo cual comprueba la periodicidad anual (Fig. 64). Este comportamiento pudiera deberse al aumento de temperatura en verano, aunque la correlación entre estos dos parámetros no fue significativa; con el factor con el que si se encontró una correlación significativa a nivel de promedios mensuales, fue el oxígeno disuelto, con coeficiente r de -0.45 ; es decir que al subir uno bajaba el otro, esto indica que la descomposición de materia orgánica (en agua y sedimento), fue importante ya que produce amonio y consume oxígeno (Nowicki y Nixon, 1985).

Fig. 63. Amonio (media mensual), en Chelem
Series de Tiempo, (-----media real, _____media transformada).

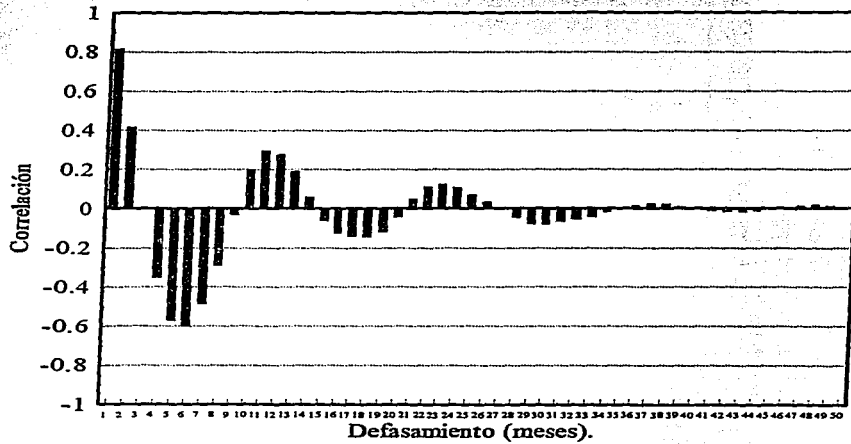
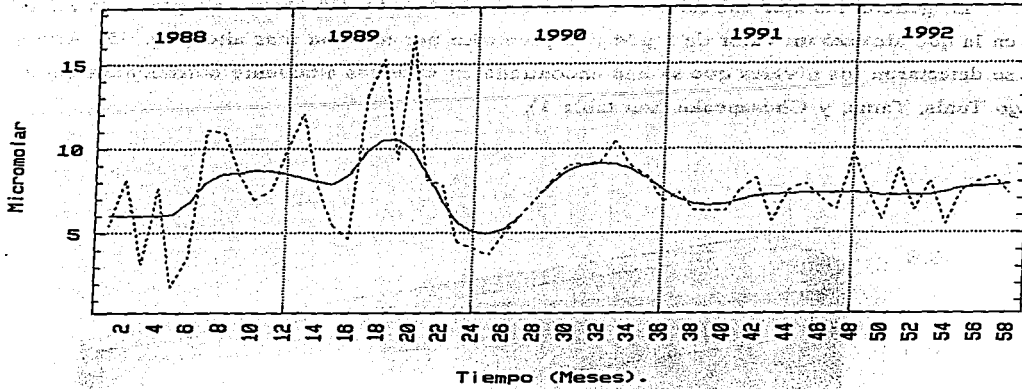


Fig. 64. Autocorrelación amonio-amonio.

5.1.6. Nitrito.

En general las concentraciones de nitrito en Chelem fueron bajas, excepto en la estación 10 en la que alcanzó un valor de $5 \mu\text{M}$ y el promedio por estación mas alto (Fig. 65). Aún así, no se detectaron los niveles que se han encontrado en sistemas altamente eutroficados como el Lago Tunis, Tama, y Chesapeake (ver tabla 1).

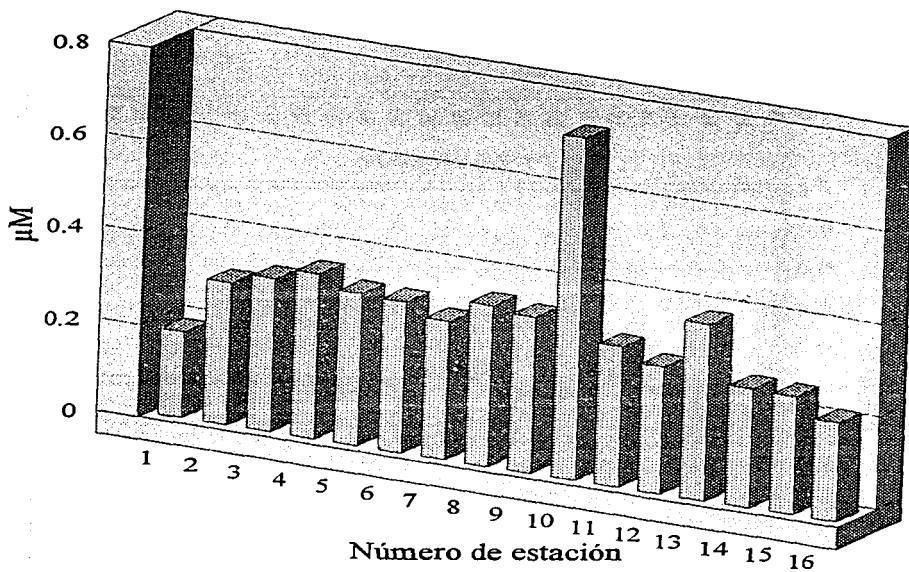


Fig. 65. Nitrito promedio.

Las pruebas estadísticas realizadas a los datos de concentración de nitrito dejaron ver que las estaciones de muestreo se agruparon al realizar el análisis de componentes principales, en dos conjuntos: el primero incluyó a las estaciones de los extremos oriente y poniente de la laguna, es decir, la 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9 y 10, que tuvieron concentración promedio de $0.34 \mu\text{M}$; y el segundo se conformó del resto de las estaciones, o sea las del centro de la laguna, de la dársena y del mar, estas promediaron una concentración de $0.29 \mu\text{M}$. Por otro lado, el análisis de varianza de los dos grupos de estaciones mostró que son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

El análisis de correlaciones múltiples mostró dos que fueron significativas ($p \leq 0.05$), con la salinidad ($r=0.66$), y con el oxígeno disuelto ($r=-0.82$), que reafirma lo encontrado en el análisis de componentes principales: el nitrito se produjo más en las estaciones de mayor salinidad y con menos oxígeno, debido a que las mismas condiciones de aislamiento que provocan el aumento de la salinidad también favorecen el acumulamiento de la materia orgánica, que al descomponerse consume oxígeno y produce nitrito al llevarse a cabo amonificación-nitrificación-desnitrificación (Berounsky y Nixon, 1990). Por otro lado, el análisis de Series de Tiempo no indicó que hubiera periodicidad en las concentraciones promedio mensual del nitrito en Chelem, debido seguramente a los múltiples factores que intervienen en su consumo y producción.

5.1.7. Nitrato.

La Fig. 16 muestra las variaciones que se observaron en la concentración de nitrato durante el período estudiado, llama la atención que en los muestreos 11, 12 y 13 se presentó un aumento generalizado en toda la laguna, y con más anticipación (desde el muestreo No. 9), en las estaciones del poniente de Chelem. Al analizar los promedios mensuales (ver figura No. 66), se observó un aumento ligero ($6.6 \mu\text{M}$ en el muestreo 9), inmediatamente después del paso del huracán, y $3\frac{1}{2}$ meses después las concentraciones se dispararon ($14.7 \mu\text{M}$ en el muestreo No. 12). Este fue un efecto del paso del huracán Gilberto por Yucatán que recargó el acuífero el cuál se descargó hacia la zona costera durante los meses posteriores (Marín *et al*, 1989a), a pesar de la barrera que forma el anillo de cenotes que se describió anteriormente y mantiene la zona de Chelem con muy poco aporte continental (Marín *et al*, 1989b).

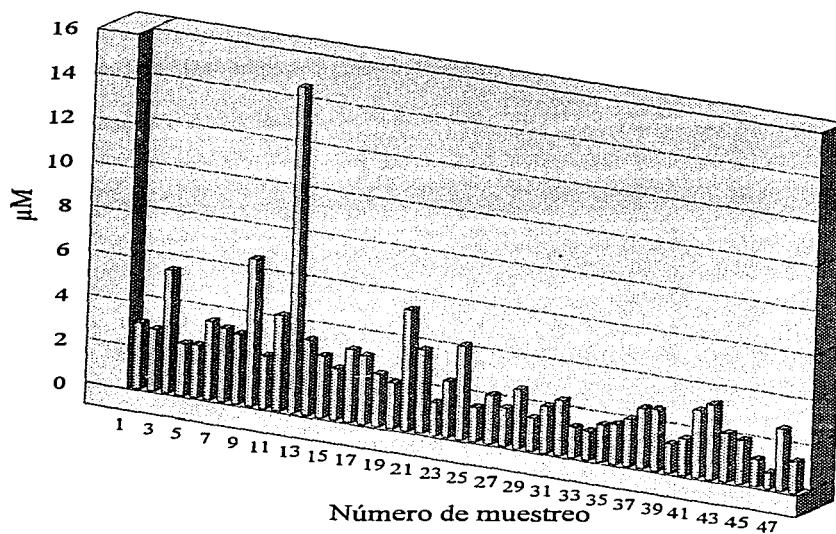


Fig.66. Nitrato promedio por muestreo.

El promedio de la concentración de nitrato a lo largo de todo el estudio fue $2.8 \pm 2.8 \mu\text{M}$. La menor concentración (por debajo del límite de detección de $0.05 \mu\text{M}$), se presentó en la estación 14 durante el muestreo de noviembre de 1990, y la mayor en la No. 5, en el mes de septiembre de 1989, con un valor de $24.0 \mu\text{M}$. Estos valores están en concordancia con los publicados por diversos autores en estudios realizados en diferentes zonas costeras (Tabla 1).

Al analizar los promedios de cada estación, la No. 16 (en el mar), presentó el valor más bajo ($1.7 \pm 2.0 \mu\text{M}$), y la No. 5 el valor más alto ($4.1 \pm 3.9 \mu\text{M}$). Los promedios de todas las estaciones pueden observarse en la figura 67, además de la estación 5 también presentaron altos promedios ($> 3.3 \mu\text{M}$), las estaciones 2, 10 y 13, promedios bajos ($< 1.9 \mu\text{M}$), las estaciones 9, 15 y 16, y el resto de las estaciones tuvo promedios intermedios.

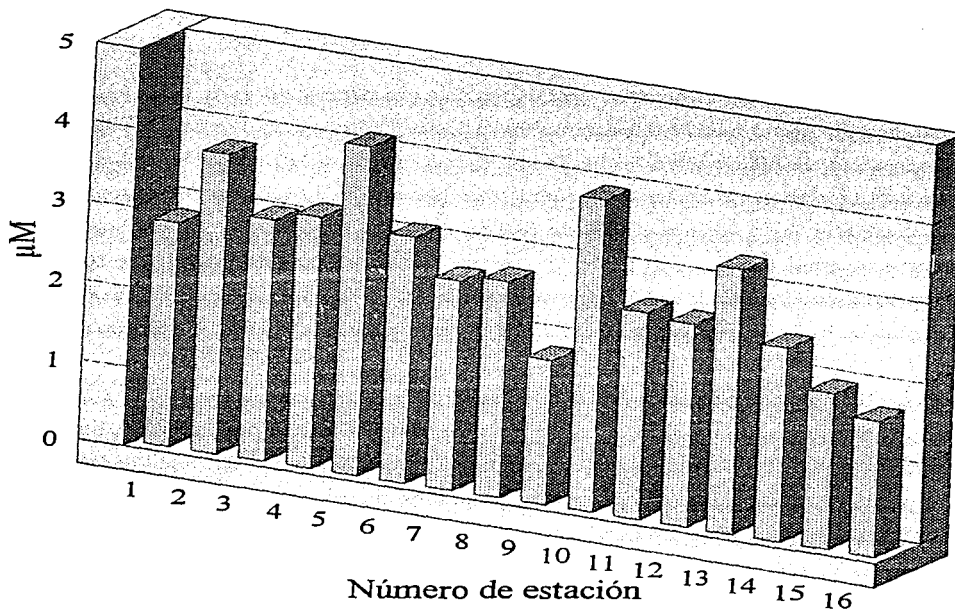


Fig. 67. Nitrato promedio por estación

El análisis de componentes principales de los datos de nitrato no dio una separación clara de las estaciones por lo que el análisis de varianza se realizó agrupando las estaciones de alta concentración (2, 5, 10 y 13), con concentración promedio de 3.76 μM , las de concentración intermedia (1, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 12 y 14), con concentración promedio de 2.78 μM , y las estaciones de baja concentración (9, 15 y 16), cuyo promedio fue 1.82 μM ; la prueba de Sheffé indicó diferencias significativas ($p \leq 0.05$), entre los tres grupos de estaciones. Al tratar los promedios mensuales en el análisis de Series de Tiempo no se observó la existencia de algún comportamiento periódico, que nos hace suponer que la entrada de nitrato se da en procesos constantes en el tiempo, o que son esporádicos como el paso del huracán Gilberto.

5.1.8. Fosfato.

En la figura 18 se encuentran graficados los promedios de cada estación, en ella se observa claramente como hacia los extremos de la laguna aumentaron los fosfatos (estaciones 1 y 10). Este patrón de distribución en los fosfatos, indica que en el interior de la laguna existen fuentes de este nutriente, tal como se discutirá más adelante en la sección de "flujos sedimento-agua". Al comparar las concentraciones de fosfato medidas en Chelem con las encontradas en otros cuerpos de agua semejantes (Tabla 1), se puede ver que fuera de la estación 10 la Laguna Chelem presenta concentraciones bajas. Esta estación, ubicada en el extremo oriente de Chelem junto a la ciudad de Progreso (y con síntomas de eutroficación), promedió el valor más alto ($1.05 \pm 1.96 \mu\text{M}$).

El análisis de componentes principales separó en dos grupos las estaciones de la laguna de acuerdo al comportamiento de la concentración de fosfatos. Por un lado reunió a las estaciones "más marinas" (11, 12, 14, 15 y 16), y con bajas concentraciones (promedio de 0.46 μM), mientras que en el otro grupo se juntaron las estaciones con mayores valores (promedio de 0.61 μM), o sea las del interior de Chelem (de la 1 a la 10), y la No. 13 que a pesar de estar en la dársena cerca de la boca, presenta características de eutroficación debido a la gran actividad humana que hay en ella y su relativo aislamiento. La prueba de Sheffé del análisis de varianza corroboró que existe diferencia significativa entre los dos grupos de estaciones ($p \leq 0.05$). El

porque de que las estaciones de la laguna tuvieron mayor concentración de fosfatos se explica en el punto de flujo de fosfatos (5.3.4.)

El análisis de Series de Tiempo efectuado a los promedios mensuales no indicó claramente la existencia de una periodicidad del comportamiento del fosfato, únicamente se observaron elevaciones en épocas de "nortes", lo cual nos sugiere que la resuspensión de sedimento por el oleaje es un proceso importante en el reciclamiento del fosfato. La concentración promedio por estación presentó correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con salinidad ($r = 0.90$), amonio ($r = 0.59$), nitrito ($r = 0.66$), y pH ($r = 0.79$), indicando que las estaciones con las más altas concentraciones de fosfato también tuvieron mayor salinidad, más amonio, más nitrito, y mayor pH.

El análisis de los promedios mensuales presentó correlaciones significativas con oxígeno disuelto ($r = 0.80$), y calcio ($r = -0.52$), los nortes además de que resuspenden el sedimento oxigenan el agua, probablemente por esa razón existió la correlación directa con el oxígeno, la correlación inversa con el calcio se explica por el hecho de que en los meses en que hay más evaporación y sube la concentración de calcio (verano), además de que se presenta poca resuspensión del sedimento por ser de poco viento, el fosfato de calcio precipitado en el sedimento es más insoluble por la gran cantidad de calcio presente en el agua (Berner, 1980).

5.1.9. Silicato.

A lo largo del tiempo se observó que el paso del huracán Gilberto, afectó la concentración de silicato en toda la laguna incluso la estación 16 que está fuera de ella subió en ese mes (ver Fig. 19). Al analizar los promedios de cada estación (Fig. 68), se nota que los mayores valores se presentaron en el oriente, alcanzando $131.8 \pm 64.4 \mu\text{M}$ en la estación 9, seguida de la estación 10, también las estaciones del poniente de la laguna presentaron valores promedio altos (alrededor de $60 \mu\text{M}$); estas concentraciones altas indican la entrada a la laguna de agua del manto freático, que es rica en silicato (Matson, 1993), esta entrada puede ser natural (manantiales como el que se encontró una vez en Chelem y en la Tabla 2 se muestra sus características entre las que sobresale su elevada salinidad), o por vertimiento de aguas de desecho domésticas o industriales.

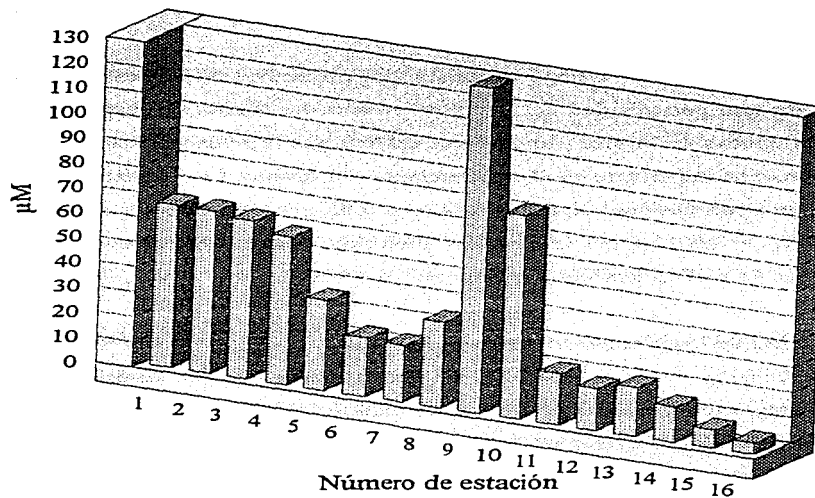


Fig.68. Silicato promedio por estación

	S	pH	Oxígeno mL/L	Amonio µM	Nitrito µM	Nitrato µM	Fosfato µM	Silicato µM	Alcalinidad mM	Calcio mM
Manantial	43.4	7.3	4.2	5.9	1.7	56.1	1.9	157.5	3.7	9.8
Laguna	37.3	8.5	3.5	7.9	0.3	2.9	0.6	41.5	3.6	10.5
Boca	36.9	8.5	3.5	5.5	0.3	1.9	0.5	7.3	3.2	10.3

Tabla 2. Hidrología del agua de manantial comparada con el promedio de la laguna y la boca en Chelem.

Por otro lado las estaciones de la dársena junto con la 6 y la 7 presentaron los valores promedio más bajos, siendo la No. 16 (la marina), la que tuvo el mínimo ($4.6 \pm 3.7 \mu\text{M}$), este gradiente de concentración laguna-mar apoya la hipótesis de que Chelem exporta silicato, cuestión que se discute ampliamente en el capítulo de "evaluación del intercambio".

El análisis estadístico de las concentraciones de silicato (análisis de componentes principales), agrupó las estaciones de muestreo en dos conjuntos: el primer conjunto formado por las estaciones 1, 2, 3, 4, 5, 8, 9, 10 y 13, que representa los sitios de la laguna que tuvieron mayor concentración y más variación; y en el segundo conjunto las estaciones 7, 11, 12, 14, 15 y 16, que por tener mayor intercambio con el mar presentaron bajas concentraciones y poca variación. La prueba de Sheffé del análisis de varianza indicó que los dos grupos de estaciones son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$). En la Tabla 1 se comparan los valores medidos en este estudio con los que se han encontrado en otros sitios semejantes, y se puede ver que Chelem presentó concentraciones muy por encima de la media, lo cuál es un efecto del aporte del manto freático aún cuando es pobre.

La concentración promedio de silicato por estación presentó correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con salinidad ($r = 0.55$), amonio ($r = 0.60$), fosfato ($r = 0.78$), y pH ($r = 0.85$), indicando que las estaciones con las más altas concentraciones de silicato también tuvieron mayor salinidad, más amonio, más fosfato, y mayor pH, lo que nos hace pensar que en Chelem el silicio tiene un comportamiento conservativo (como la salinidad), y aumenta su concentración con la evaporación, además de que es aportado por los manantiales salinos. En el análisis de los promedios mensuales también fue significativa la correlación silicato-salinidad ($r = 0.45$), que viene a reforzar lo antes dicho. El análisis de Series de Tiempo del promedio mensual de silicatos (Fig. 69), mostró que este nutriente tiene un comportamiento periódico anual ya que la autocorrelación presentó máximos a los 12, 24 y 35 meses de defasamiento (Fig. 70), se observaron incrementos a finales de verano (septiembre-octubre), seguramente relacionados con las lluvias que se dan en esos períodos.

Fig. 69. Silicato (media mensual), en Chelem series de tiempo, (----media real, ———media transformada).

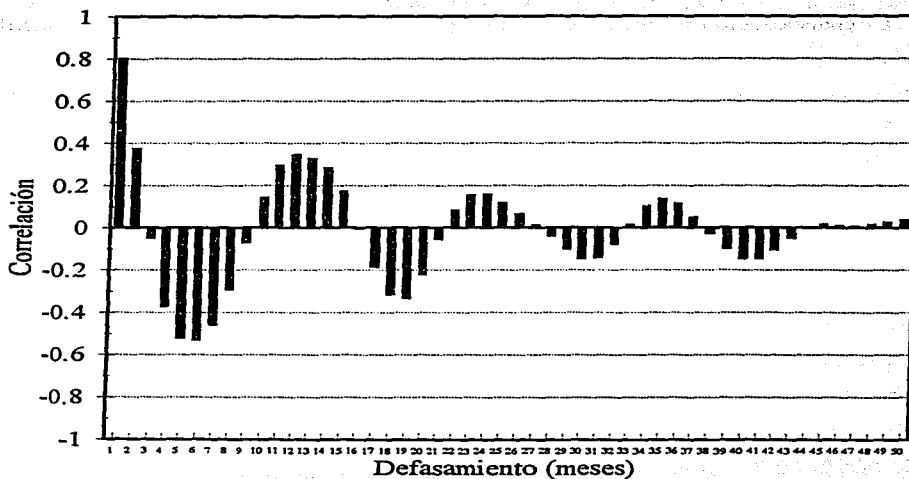
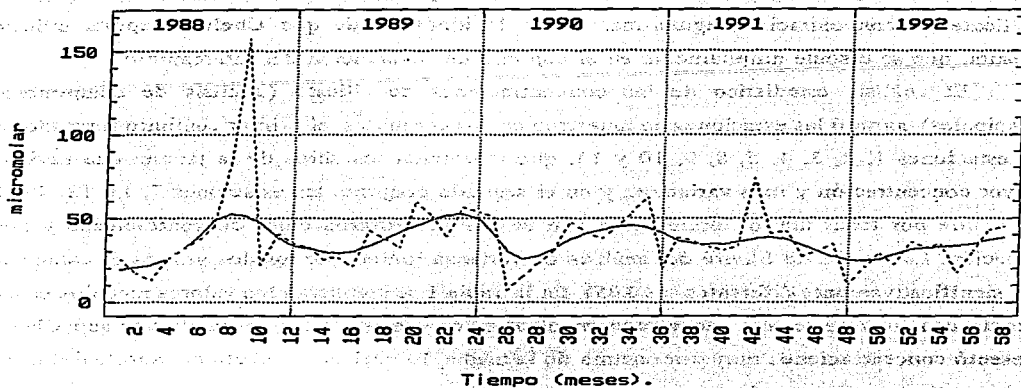


Fig. 70. Autocorrelación silicato-silicato.

5.1.10. Alcalinidad Total.

El análisis de los promedios por estación de este parámetro (Fig. 71), permite ver que las estaciones 9 y 10 presentaron los mayores valores, debido principalmente al aislamiento de esas zonas (mucha evaporación y poca circulación). Para eliminar el efecto del aumento de alcalinidad por evaporación, se estimó la alcalinidad neta, multiplicándola por la relación 35/S. Los promedios por estación de la alcalinidad neta (Fig. 72), siguen indicando altos valores en las estaciones 9 y 10, pero también en las No. 2, 3 y 4, lo cual indica que existe un proceso de introducción de alcalis a Chelem (Manantiales o disolución de carbonatos).

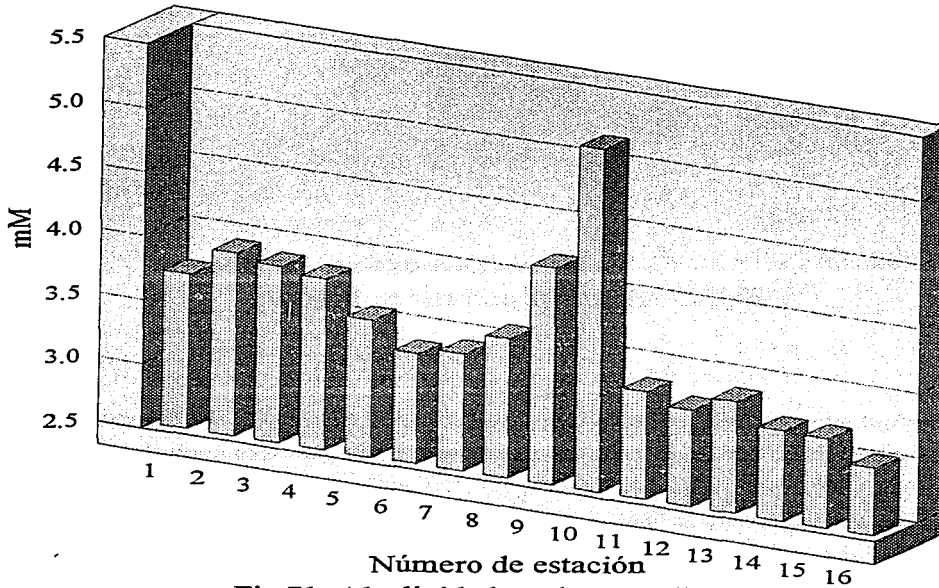


Fig. 71. Alcalinidad total promedio.

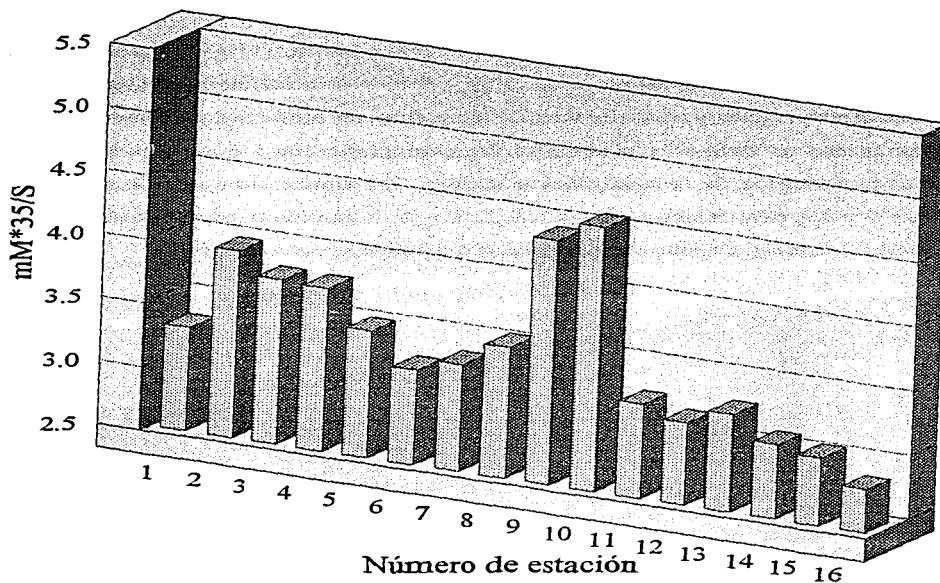


Fig.72. Alcalinidad neta promedio.

Los incrementos de alcalinidad observados en los muestreos 11 y 12 (ver figura 20), se presentaron al mismo tiempo que las disminuciones de salinidad (ver figura 57), y aumento de nitrato (figura 66), por lo que se deduce que al momento, las lluvias del huracán Gilberto diluyeron la alcalinidad de la laguna por la precipitación directa, pero al arribar a ella meses después el agua precipitada en la península (Marín *et al*, 1989b), que viajó a través del subsuelo poroso formado por caliza, acarrió iones nitrato, carbonato y bicarbonato. Estas relaciones se pueden observar más claramente en la figura 73 en la que se graficaron los promedios mensuales de salinidad, nitrato y alcalinidad neta.

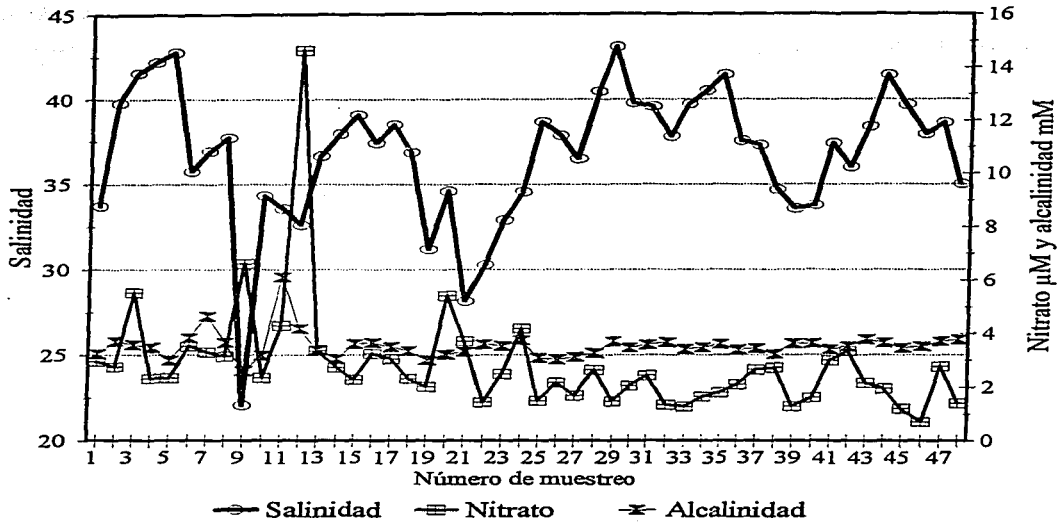


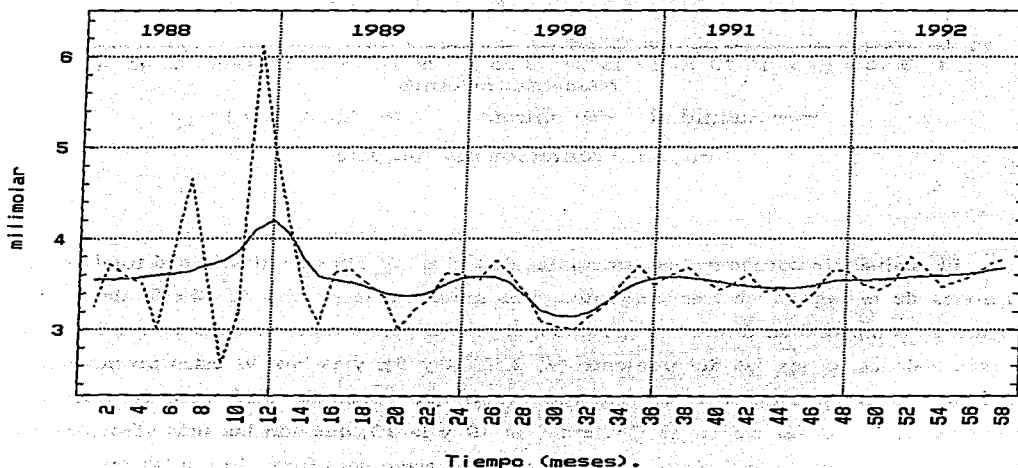
Fig.73. Promedios por muestreo.

El análisis de componentes principales de todos los datos de alcalinidad total agrupó las estaciones de la laguna en tres conjuntos, que mediante la prueba de Sheffé de análisis de varianza se comprobó su diferencia ($p \leq 0.05$); el primer grupo de estaciones estuvo formado por las más aisladas, o sea las del poniente (1, 2, 3, 4 y 5), y la No. 9, estas promediaron una alcalinidad total de 3.86 mN; el segundo grupo que promedió 3.55 mN, lo formaron las estaciones 6, 7 y 8 del centro de Chelem y la 10 y la 13, que son las más afectadas por las actividades humanas; y finalmente el tercer grupo de estaciones formado por las que tienen más intercambio con el mar (11, 12 y 14), y las que están en el mar (15 y 16), este conjunto promedió una alcalinidad total de 3.20 mN.

La alcalinidad total promedio por estación, presentó correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con salinidad ($r = 0.84$), amonio ($r = 0.65$), nitrito ($r = 0.80$), fosfato ($r = 0.91$), silicato ($r = 0.75$), pH ($r = 0.62$), y oxígeno ($r = -0.61$), indicando que las estaciones con los más altos valores de alcalinidad total también tuvieron mayor salinidad, más amonio, más nitrito, más fosfato, más silicato, mayor pH y menos oxígeno.

Al realizar las Series de Tiempo de los promedios mensuales se observaron aumentos de la autocorrelación a los 13, 24 y 36 meses de defasamiento (Fig. 74), por lo que se asume que la alcalinidad en Chelem tiene comportamiento cíclico anual, y esto se explica por su estrecha relación con la evaporación y precipitación pluvial; los máximos valores siempre se observaron en diciembre y los mínimos en junio.

Fig. 74. Alcalinidad total (media mensual), en Chelem
Series de Tiempo, (----media real; — media transformada).



5.1.11. Calcio.

Si comparamos la concentración promedio de calcio que cada una de las estaciones tuvo durante el período estudiado (ver Fig. 22), podemos observar que la mayoría de las estaciones de la laguna estuvieron por debajo del valor de la estación marina (No. 16). La estación 1 presentó el valor promedio de calcio más elevado de la laguna, por otro lado la estación 13 dio el promedio más bajo, esto se explica por la alta evaporación que se da en la zona poniente de Chelem la cual provoca el aumento de concentración de todos los iones presentes en el agua de mar (la estación No. 1 promedió una salinidad de 40.04 ± 5.54), mientras que en la estación 13 se vierten las descargas de agua dulce (de desecho) de embarcaciones, empacadoras, fábricas de hielo y otros asentamientos humanos que existen en el puerto de Yukalpetén, lo cual diluye el calcio (esta estación presentó en promedio una salinidad de 36.31 ± 2.86 que estuvo por abajo del promedio de la laguna, y además concentración promedio de nitrito de $0.38 \pm 0.25 \mu\text{M}$ y concentración promedio de amonio de $9.3 \pm 5.2 \mu\text{M}$ ambas por encima del promedio de la laguna).

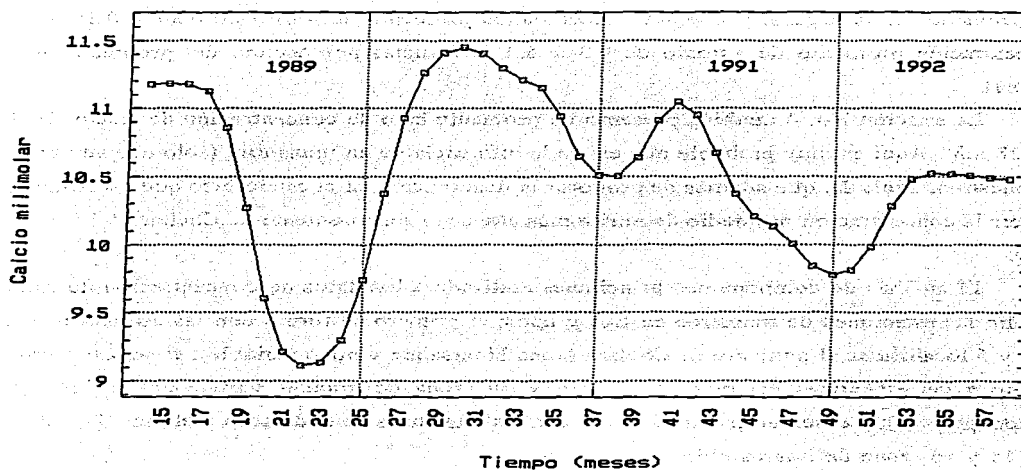
La estación No. 4 también presentó un promedio bajo de concentración de calcio: $10.34 \pm 1.28 \text{ mM}$. Aquí es muy probable que exista la influencia de un manantial (solo una vez se vio y muestreó, Tabla 2), que además de provocar la disminución en el calcio hizo que esta estación tuviera la concentración promedio de nitrito más alta de la zona poniente de Chelem ($0.36 \pm 0.27 \mu\text{M}$).

El análisis de componentes principales realizado a los datos de concentración de calcio dividió las estaciones de muestreo en tres grupos; el primero se formó con las estaciones 1, 2, 3, 4 y 5 localizadas al poniente de Chelem (zona hipersalina y poco variable); el segundo grupo reunió a las estaciones del este: 6, 7, 8, 9 y 10 (zona de grandes variaciones y descargas antropogénicas); y el tercer grupo se formó con las estaciones de la dársena y el mar: 11, 12, 13, 14, 15 y 16 (zona de intercambio con el mar).

Aún cuando el análisis de varianza estableció que no hubo diferencias significativas entre estos tres grupos, la clara separación de estaciones dada por el análisis de componentes principales, y que coincide con la posición de ellas dentro de la laguna, refuerza la hipótesis de la existencia de tres zonas con características hidrológicas diferentes. La concentración promedio

de calcio por estación presentó correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con salinidad ($r = 0.61$), y pH ($r = 0.71$), indicando que las estaciones con las más altas concentraciones también tuvieron mayor salinidad, y mayor pH. El análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales de calcio (Fig. 75), mostró los máximos del coeficiente de autocorrelación a los 13 y 25 meses de defasamiento, lo cual indica una periodicidad anual que está íntimamente ligada a la evaporación ya que estos mismos valores promedio de calcio presentaron correlaciones significativas con salinidad ($r = 0.79$) y con evaporación mensual ($r = 0.60$).

Fig. 75. Series de Tiempo de la concentración promedio de calcio.



Para comprender mejor el significado de las variaciones del calcio, se calculó la relación calcio/salinidad, eliminando así el efecto del aumento de concentración por evaporación y el de dilución por lluvia. En la estación del mar (No. 16), esta relación tuvo un valor promedio de 0.286 ± 0.021 mmol/S, el promedio de todas las mediciones fue 0.285 ± 0.024 , hubo cinco estaciones (No. 2, 4, 5, 8 y 15), que tuvieron valores promedio por encima de 0.286, alcanzando 0.290 ± 0.029 en la No. 15 (en esta misma estación se presentó el máximo valor del estudio que fue de 0.418 en el muestreo No. 15).

Muy probablemente en las estaciones 2, 4, 5 y 8, el aumento de la relación Ca/S se debió al afloramiento de agua del manto freático, rica en ese elemento tanto por su bajo pH como por las características cársicas de la península y que no necesariamente es dulce, como se encontró en este estudio, cerca de la estación 4 se detectó y muestreó un manantial cuyos principales parámetros se pueden observar en la Tabla 2, en la que se comparan con el promedio de la laguna y el promedio de la boca. En la estación 15 posiblemente el constante lavado de la arena por el oleaje sumado al hecho que las casas sobre la franja litoral poseen fosas sépticas, sea el causante de la elevada relación calcio:salinidad (en el punto 5.2.6. se discute el carácter ácido de los sedimentos de Chelem, que debe provocar disolución del CaCO_3 y flujo de calcio del sedimento al agua).

Cuatro estaciones presentaron valor promedio de la relación Ca/S por abajo del promedio general (en la figura 76 se encuentran graficados los promedios Ca/S por estación), estas fueron la 1, 9, 10 y 13, siendo la No. 10 la que alcanzó el mínimo (promedio de 0.254 ± 0.036 y un valor de 0.191 en el muestreo No. 43). Esto significa que en estas estaciones hay una salida de calcio que puede ser precipitación química de CaCO_3 , por la alta salinidad causada por la evaporación, o la bioprecipitación del CaCO_3 , para la formación de conchas y esqueletos (llama la atención la estación No. 1 que promedió la concentración de calcio más alta, aún cuando la relación Ca/S estuvo baja: 0.280, esto quiere decir que debido a la evaporación el calcio fue alto pero existió una pérdida del mismo por precipitación), aunque este no es el caso de la estación 13, que como ya se mencionó antes, tiene un fuerte impacto de las embarcaciones, empacadoras, hoteles, zona naval, etc., que se encuentran a su alrededor y vierten agua dulce de desecho, que por provenir de agua potable tiene un menor contenido de calcio que el agua de mar.

Discusión

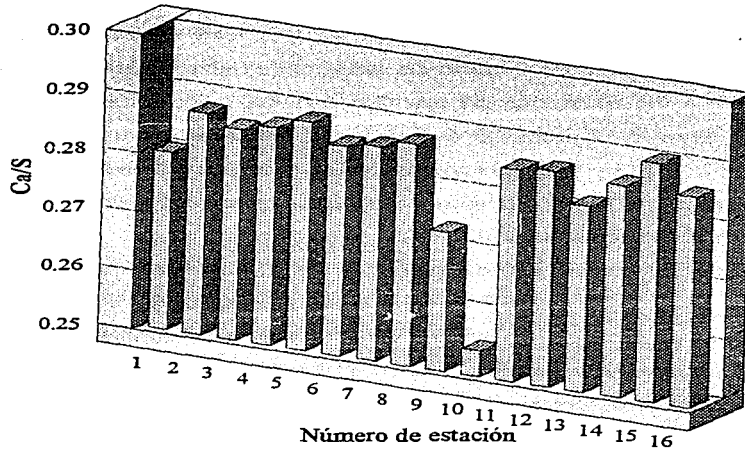


Fig. 76. Relación Ca/Salinidad promedio.

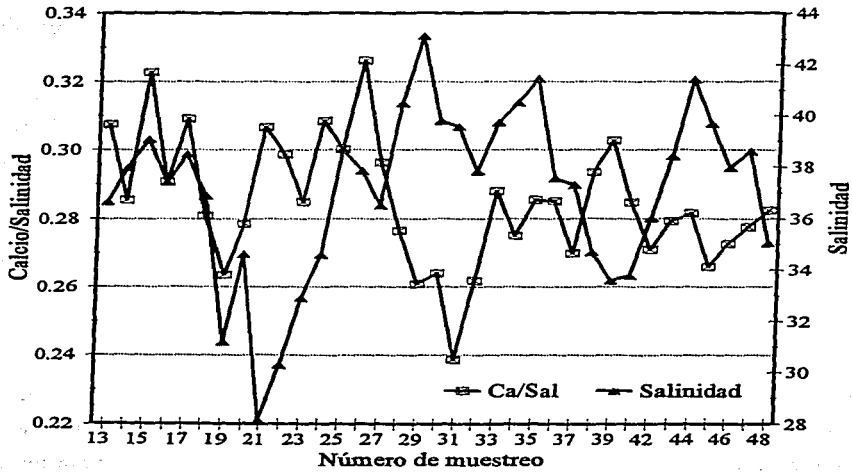


Fig. 77. Salinidad y Ca/Salinidad.

Analizando el comportamiento temporal de la relación calcio-salinidad en la laguna (figura 77), se observó una dependencia con la salinidad, es decir al haber disminuciones de la salinidad (muestreos 21, 32 y 39), se presentaron aumentos de la relación Ca:salinidad en los mismos muestreos o en el siguiente mes, esto se explica por disolución de carbonato de calcio que puede llevar a cabo el agua de lluvia por su contenido de CO_2 , lluvia que obviamente también baja la salinidad. Por otro lado si se observa en la misma figura 77 los muestreos No. 25, 29, 34, y 43-44 en los que hubo un aumento de salinidad, se presenta una disminución de la relación Ca:salinidad lo cual indica una salida del calcio que debió de haber sido por precipitación.

Al realizar el análisis de componentes principales de la relación Ca/salinidad se formaron tres grupos de estaciones: el primero incluyó las estaciones 1 y 2 que se caracterizaron por ser hipersalinas casi todo el tiempo; en el segundo se agruparon las estaciones 3, 4, 5, 6, 7 y 8 las cuales son influenciadas por manantiales por lo menos una vez al año; y en el tercero se reunieron las estaciones 11, 12, 13, 14, 15 y 16, que son las de la dársena, estaciones que tienen en común el hecho de recibir el impacto de las actividades humanas. Las estaciones 9 y 10 no se acercaron a ninguno de los grupos, posiblemente por sus características de alta variación al encontrarse en el extremo oriente de Chelem.

El análisis de varianza de los tres grupos de estaciones no indicó que existiera diferencia significativa entre ellas. Al separar en dos grupos las estaciones de la laguna: las que tuvieron los promedios bajos de la relación calcio:salinidad (1, 9, 10 y 13) y las que tuvieron promedios altos de esta relación (el resto de estaciones), el análisis de varianza mostró que si son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$).

5.1.12. Clorofila α .

La concentración promedio de clorofila α encontrada en la Laguna Chelem ($4.61 \mu\text{g/L}$), fue baja comparada a la encontrada en diferentes estudios realizados en lagunas costeras, y estuarios (ver Tabla 3), lo cual indica que por lo menos la biomasa de fitoplancton es baja. Al observar el promedio por estación (figura 24), se notan valores bajos ($< 3.5 \mu\text{g/L}$), en la zona poniente (estaciones 1 a la 5), valores intermedios en el centro y dársena, y los valores más altos en la estación 13 del puerto de abrigo y en la 9 y 10 del extremo oriente, estas tres últimas

estaciones por su poca circulación y alta influencia de actividades humanas, presentan eutroficación, sobre todo la No. 10 que alcanzó un máximo cercano a los 50 $\mu\text{g/L}$, valor que la UNESCO da de ejemplo de alteración en el lago Tunis (GESAMP, 1990).

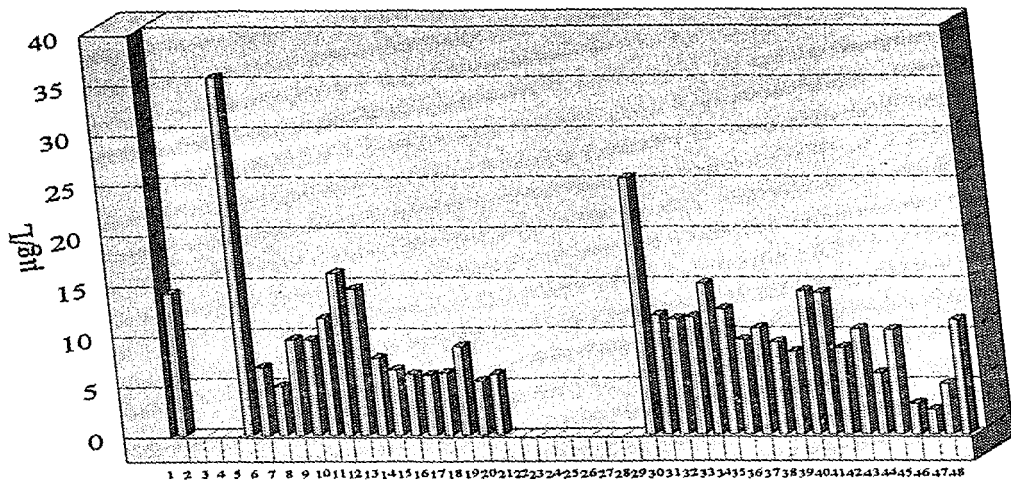
Autor	Año	Lugar de estudio.	N Particulado μM	Clorofila A $\mu\text{g} / \text{L}$	M.P.T. mg / L	M.P.O. mg / L
GESAMP	1990	Lago Tunis. Italia.				
Coakley et al	1993	Estuario San Lorenzo Canadá.		50-400		
Webb et al	1975	Arrecife Coral Atol. Eniwetak Islas Marshall.	0.1-0.25		20-50-400	
Howarth et al	1993	Experimento en tinas Lago Onocida USA	20-120	0-150		
Abreu et al	1992	Laguna Patos Brasil		3-25	5-100	0.5-3.1
Fichez et al	1992	Great Ouse England		156	399	
Oliveira y Kjerfve	1993	Mundaú-Manguaba Brasil			10-150	
Lebo y Sharp	1993	Est. Delaware DE., USA.		5-17	7-72	36-138 μM
Merino y Otero	1991	Quintana Roo, Caribe, México.				32.6-158
Ward et al	1989	Costa de California, USA.	3.5			
Mee	1979	Laguna Mitla, Guerrero, México.		150		
Vanni et al	1990	Lago Mendota, Wisconsin, USA		10-60		
Christensen et al	1990	Río Gelbek, Dinamarca		50-750 mg/m^2		
Law et al	1992	Estuario Tamar, Inglaterra			0-400	
Corredor et al	1984	Caribe		0.22		
Corredor	1979	Plataforma Caribeña de Colombiana		3.5		
Contreras	1983	Río Tuxpam y Laguna Tampamachoco, México.		0.139-34.4		
Valiela et al	1978	Marisma Great Sippewissett, New England, USA	1-16			10-150 μM
Turner y Rabalais	1994	Delta del Río Mississippi, USA		25-100 $\mu\text{g/g}$		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Madre, México.		4.2-13		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Pueblo Viejo, México.		37.1-64.6		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Tamiahua, México.		n.d.-20.7		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Tampamachoco, México.		0.1-43.1		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Alvarado, México.		5.9-99.2		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Santecomapan, México.		4.7-15.5		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna La Mancha, México.		4.3-23.5		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Mandinga, México.		7.6-55.5		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Ostión, México.		2.5-14.4		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Mar Muerto, México.		21.4-32.5		
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna La Jova-Buena Vista, México.		88.8-192.6		
Ward y Twilley	1986	Río Choptank, Bahía Chesapeake, Maryland, USA	5.9-19.1	6-42	3.3-98.6	44-187 μM
Childers et al	1993	Estuario North Inlet, Carolina del Sur, USA.				50-240 μM
Peirun et al	1993	Marisma Grádyh, Dinamarca.			5-1500	
LeCorre et al	1993	Canal Inglés, Francia.	10	0.5-5		
Depetris y Kempe	1993	Río Paraná, Argentina.			0.9-85	
Contreras et al	1992	Lagunas Carretas Perceva, Chiapas, México.		5.9-57.8		
Stevenson et al	1993	Choptank River, Chesapeake Bay, USA.		5-50	10-50	
Ergin et al	1993	Mar de Sarmara, Turquía.		0.5-4.5		
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México.	1-68	0.4-46.8	1.1-384.7	0.3-102.3

Tabla 3. Resultados publicados de cuantificación de material en suspensión.

Al efectuar el análisis de componentes principales de las concentraciones de clorofila α , las estaciones de la laguna se agruparon de la siguiente manera: las del oeste (1, 2, 3 y 4), cuya característica fue alta salinidad y poca o ninguna alteración por parte del hombre; las de la zona central y dársena formaron el segundo grupo (5, 6, 7, 11, 12 y 14), estas estaciones a pesar de que están en la zona de Chelem más usada por el hombre, tienen un gran intercambio con el mar adyacente que permite que la calidad del agua sea siempre buena; el tercer grupo lo formaron las estaciones más alteradas de la laguna (las No. 8, 9, 10 y 13), que están en la zona oriente junto a Progreso y la 13 en el rincón de la dársena; el último grupo reunió a las estaciones 15 y 16 que por estar fuera de la laguna, no se ven influenciadas por los procesos que ocurren en ella y presentan comportamiento de la clorofila α diferentes. El análisis de varianza indicó que solo hubo diferencia significativa ($p \leq 0.05$), entre el tercer grupo y los demás grupos de estaciones, más no hubo diferencia entre el primero, segundo y cuarto, esto indica que las condiciones de las estaciones 8, 9, 10 y 13 -que muy bien pueden calificarse de eutroficadas- repercuten en las concentraciones de la clorofila α de tal modo que son diferentes a las del resto de Chelem.

La concentración promedio por estación presentó correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con salinidad ($r = 0.78$), nitrito ($r = 0.88$), fosfato ($r = 0.72$), oxígeno ($r = -0.86$), y alcalinidad ($r = 0.72$), indicando que las estaciones con las más altas concentraciones de clorofila α también tuvieron mayor salinidad, más nitrito, más fosfato, menos oxígeno y mayor alcalinidad (este análisis está sesgado por la estación 10 que presentó altas salinidades y eutroficación).

Esta gran variabilidad de la clorofila α en todas las zonas de la laguna de Chelem pone de manifiesto su inestabilidad y enorme dependencia de factores y subsidios externos (clima, geología, mareas, alteraciones antropogénicas, etc). Por ejemplo, si se analiza la suma de las concentraciones promedio por muestreo de clorofilas α , b y c (Fig. 78), los muestreos No. 5 y 29 que sobresalen por sus valores tan altos, coinciden con los dos máximos de promedio mensual de salinidad (figuras 12 y 29), y el pico observado en el muestreo No. 11 coincide con el máximo de alcalinidad y nitrato que se discutió anteriormente y se atribuyó al paso del huracán Gilberto dos meses antes.



Número de muestreo
Fig.78. Clorofila total promedio.

5.1.13. Clorofila *b*.

Analizando el promedio por estación, se observaron bajas concentraciones de clorofila *b* al poniente de la laguna (Fig. 26), siendo la estación No. 4 la que presentó el promedio más bajo de toda la laguna: $0.90 \pm 0.60 \mu\text{g/L}$, las estaciones 6 a la 9 tuvieron promedios entre 1.1 y 1.3 $\mu\text{g/L}$ pero al llegar al extremo oriente de Chelem (estación 10), se presentó el valor promedio más alto de la laguna: $2.30 \pm 1.70 \mu\text{g/L}$. Las estaciones de la dársena tuvieron promedios superiores a 1.4 alcanzando los 1.7 $\mu\text{g/L}$ en la estación 13. Finalmente la estación marina tuvo un promedio de $1.0 \pm 0.8 \mu\text{g/L}$.

El análisis de componentes principales de los datos de clorofila *b*, formó tres grupos de estaciones: el primero incluyó de la 1 a la 9, la 11 y la 14; el segundo se formó con la 10, 12, 15 y 16; y finalmente el tercero en el que quedó sola la estación 13, la cual como se dijo anteriormente presentó la concentración máxima para todo el estudio. El análisis de varianza estableció que existe diferencia significativa ($p \leq 0.05$) entre el primer y tercer grupo de estaciones, más no entre el primero y el segundo y entre el segundo y el tercero. Las correlaciones encontradas (aunque sesgadas por la estación 10), indicaron relación directa con la salinidad ($r = 0.56$), con nitrito ($r = 0.75$) y con clorofila *a* ($r = 0.93$), y relación inversa con oxígeno disuelto ($r = -0.79$), esto significa que las estaciones con menos intercambio de agua además de incrementar su salinidad, tuvieron un mayor desarrollo del fitoplancton que llegó a tal grado de que disminuyó el oxígeno disuelto y por lo tanto la nitrificación no fue del todo completa y produjo nitrito.

5.1.14. Clorofila *c*.

El promedio de la concentración para todo el estudio ($4.46 \pm 3.83 \mu\text{g/L}$), estuvo por arriba de los respectivos valores de las clorofilas *a* y *b*, lo cual indica el predominio de especies de fitoplancton que usan preferentemente clorofila *c*. El promedio por estaciones (Fig. 28), tuvo el menor valor en la estación 4, y el más alto en la estación 10 que se encuentra junto a Progreso,

también las clorofilas *a* y *b* tuvieron el máximo y mínimo promedio por estación en las estaciones 4 y 10 respectivamente por lo que se puede inferir que siempre se desarrollaron más las diferentes especies del fitoplancton en la estación 10 (signo del grado de eutroficación en que se encuentra), y por alguna razón en la estación 4 se limitó su crecimiento. Al analizar los promedios mensuales, se observó que el mayor valor se presentó en mayo de 1988 ($14.40 \pm 5.30 \mu\text{g/L}$), y el menor en julio de 1992 ($0.40 \pm 0.40 \mu\text{g/L}$), comportamiento muy similar al de las clorofilas *a* y *b*. La clorofila *c* también tuvo picos en los muestreos 11 y 29 (igual que las clorofilas *a* y *b*), atribuidos a las aportaciones de nutrientes del continente (figura No. 78).

Las estaciones de la laguna formaron cuatro grupos al realizar el análisis de componentes principales de las concentraciones de clorofila *c*: el primero lo conformaron las del oeste (1, 2, 3, 4 y 5), que tuvieron como característica las bajas concentraciones debido probablemente al estrés salino, condiciones oligotróficas, o un alto pastoreo. El segundo grupo reunió a las estaciones del centro en las que las concentraciones fueron intermedias (estaciones 6, 7, 8 y 11, ver figura No. 28), en esta zona ocurre la mezcla del agua de mar que entra por la dársena y el agua del interior de la laguna rica en nutrientes. En el tercer grupo estuvieron las estaciones 12, 14, 15 y 16 las cuales siempre tuvieron condiciones "marinas", por el gran intercambio de agua que se dio entre la dársena y el mar. En el cuarto grupo se reunieron las estaciones que presentaron signos de eutroficación: 9, 10 y 13, que como ya se discutió antes han sido alteradas por actividades humanas. El análisis de varianza (prueba de Sheffé), indicó que no existió diferencia significativa ($p \leq 0.05$), entre las concentraciones de clorofila *c* de los cuatro grupos antes mencionados. Las correlaciones de la clorofila *c* con los demás parámetros fueron semejantes a los de la clorofila *b* (aunque probablemente sesgadas por la estación 10), indicaron relación directa con la salinidad ($r = 0.61$), con nitrito ($r = 0.75$), con fosfato ($r = 0.56$), con clorofila *a* ($r = 0.95$), y con clorofila *b* ($r = 0.98$), y relación inversa con oxígeno disuelto ($r = -0.77$).

Las proporciones que se encontraron de las concentraciones de las clorofilas *a*, *b* y *c* (4.61 : 1.26 : 4.46), indican que en la laguna predominan grupos de algas con clorofila *a* y *c*. Estos grupos son las Criptofitas, Dinofitas, Rafidofitas, Crisofitas, Haptofitas, Bacilariofitas, Xantofitas, y Feofitas (Herman y Avissar, 1986).

5.1.15. Nitrógeno particulado.

Los valores de nitrógeno particulado medidos en la mayor parte de la Laguna Chelem están en concordancia con los que se han medido en otros sistemas costeros (en la Tabla 3 se muestran diferentes valores publicados), aunque la concentración máxima medida en la estación 10 junto a la ciudad de Progreso (68 μM), sí está por encima de el intervalo normal.

El promedio por estación (Fig. 30), fue de 30 a 432 $\mu\text{g/L}$, en las estaciones 16 y 10 respectivamente. Hacia el extremo poniente se nota un incremento del nitrógeno particulado, mientras que en las estaciones 3, 4, 5 y 6 fueron bajas las concentraciones lo cual concuerda con las mediciones de clorofila y la hipótesis de que en esa zona de Chelem se limitó la producción de materia orgánica. En el extremo oriente (estaciones 9 y 10), siempre se presentaron los mayores valores.

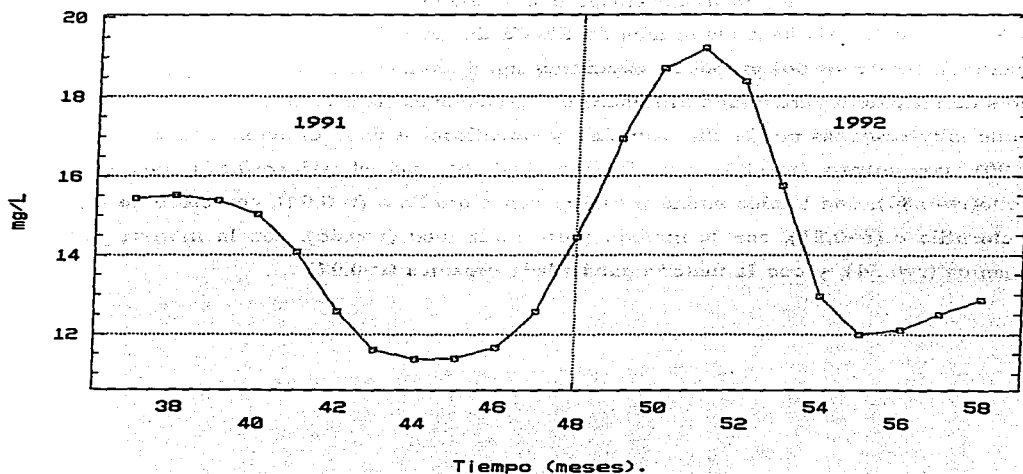
El análisis de componentes principales de los datos de nitrógeno particulado mostró una clara separación de las estaciones de la laguna en dos grupos: el primero formado por las estaciones del poniente (1, 2, 3, 4, 5 y 6), más las de la dársena (11, 12, 14, 15 y 16), sin la No. 13; y el segundo formado por las estaciones que podría decirse que están eutrofizadas y que son la 7, 8, 9, 10 y 13. Mediante la prueba de Sheffé del análisis de varianza se demostró que las concentraciones de los dos grupos de estaciones son diferentes significativamente ($p \leq 0.05$). Los valores de nitrógeno particulado presentaron correlaciones significativas con varios parámetros (aunque muy sesgadas por la alta salinidad y eutroficación de la estación 10), con la salinidad ($r=0.90$), con nitrito ($r=0.88$), con fosfato ($r=0.86$), con el pH ($r=0.57$), con el oxígeno disuelto ($r=0.80$), con la alcalinidad ($r=0.89$), con clorofila *a* ($r=0.94$), con clorofila *b* ($r=0.76$), con clorofila *c* ($r=0.81$), con la materia particulada total ($r=0.86$), con la materia particulada inorgánica ($r=0.54$), y con la materia particulada orgánica ($r=0.97$).

5.1.16. Materia Particulada Total.

A lo largo de los 18 muestreos en los que se cuantificó el material particulado se observó una alternancia en el comportamiento general de toda la laguna, es decir valores altos al final de la época de nortes y valores bajos al principio de la época de lluvias. Lo anterior indica la clara relación de la materia particulada y el viento, el cual sopla más en invierno. El análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales corroboró el comportamiento anual de este parámetro ya que el coeficiente de correlación fue máximo a los 12 meses de defasamiento en el correlograma (Fig. 79).

Al comparar los valores de materia particulada total medidos en Chelem con los publicados en la literatura (Tabla 3), se puede decir que la gran variabilidad encontrada en este estudio es un común denominador en la mayoría de los sistemas costeros.

Fig. 79. Series de Tiempo de la materia particulada total promedio.



El análisis de componentes principales separó en tres grupos a las estaciones de muestreo: el primero formado por la 1, 2, 3 y 4, ubicadas al poniente y cuyo promedio fue 12.1 mg/L. El segundo lo integraron las estaciones 5, 6, 7, 8, 9, 10 y 15, que corresponden a las zonas central y oriental de Chelem además de la de la boca (No. 15), estas estaciones tuvieron un valor promedio alto (de 21.0 mg/L) y además tuvieron grandes variaciones temporales debido a que se encuentran en donde se llevan a cabo procesos de mezcla y floculación (Sholkovitz, 1976), además de que las estaciones del oriente por su grado de eutroficación tienen mucho material en suspensión. En el tercer grupo de estaciones se reunieron la 11, 12, 13, 14 y 16, con un promedio bajo (10.7 mg/L) y poca variación temporal por estar precisamente en una zona en la que no hay grandes cambios a lo largo del tiempo. La prueba de Sheffé del análisis de varianza indicó que solo hubo diferencia significativa ($p \leq 0.05$) entre el segundo y tercer grupo de estaciones.

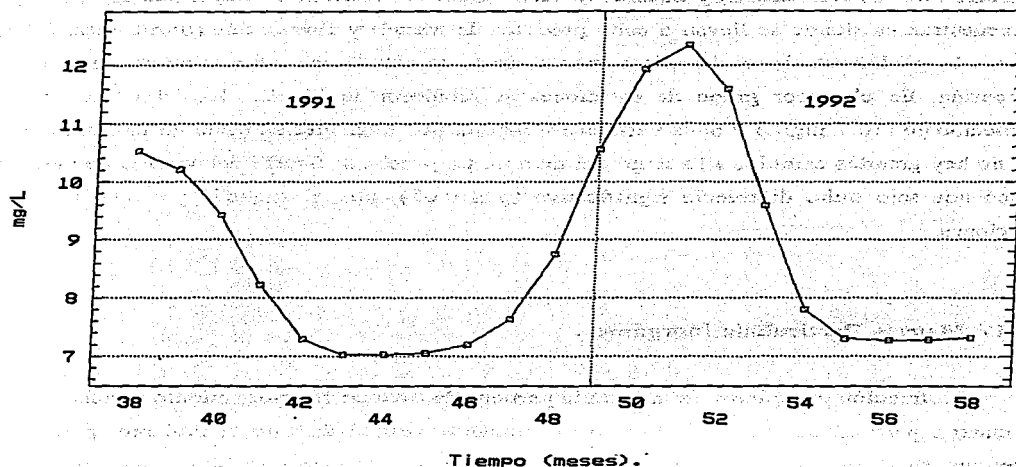
5.1.17. Materia Particulada Inorgánica.

La fracción inorgánica de la materia particulada tuvo un comportamiento semejante al de la materia particulada total, se observó un aumento general durante el invierno, para luego disminuir en el período primavera-verano. Además se nota la gran variabilidad que se presentó en las estaciones del este (9 y 10).

Los promedios mensuales se sometieron al análisis de Series de Tiempo encontrándose la máxima autocorrelación a los 12 meses de defasamiento, lo cual indica que el material suspendido inorgánico tiene periodicidad anual (Fig. 80).

Los extremos oriente y poniente de la laguna presentaron los mayores valores (promedios por estación), ya que por ser más someras el sedimento del fondo era resuspendido fácilmente. Por otro lado las estaciones 3 y 4 tuvieron los promedios más bajos dentro de Chelem debido a que el fondo se encuentra cubierto de restos de moluscos (conchas y caracoles), que impiden la suspensión del sedimento; sin embargo la estación 16, fuera de la laguna, dio el promedio mínimo del estudio.

Fig. 80. Series de Tiempo de la materia particulada inorgánica promedio.



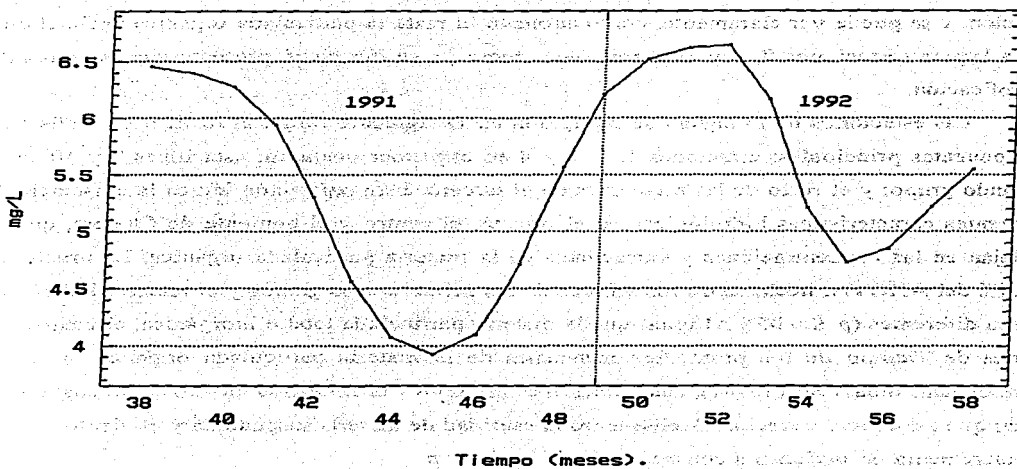
Al efectuar el análisis de componentes principales de los valores de materia particulada inorgánica, las estaciones de la laguna formaron tres grupos. El primero incluyó las estaciones 1 a la 10, es decir todas las de la parte interna de Chelem. Las estaciones de la dársena 11, 12, 13, 14 y 15, formaron el segundo grupo de estaciones, y la estación 16 quedó sola en el tercer grupo. La prueba de Sheffé del análisis de varianza no indicó que existiera diferencia significativa entre los valores de estos tres grupos.

5.1.18. Materia Particulada Orgánica.

Al comparar los valores de materia particulada orgánica de este estudio con las concentraciones medidas en otros sistemas costeros (Tabla 3), se nota una concordancia excepto para la zona oriente de Chelem. En la Fig. 32 se encuentran graficados los promedios para cada estación, y se puede ver claramente, como aumentó la materia particulada orgánica hacia el este de la laguna (estaciones 8, 9 y 10), zona que, como ya se mencionó presenta signos claros de eutroficación.

Las estaciones de la laguna se agruparon de la siguiente forma al realizar el análisis de componentes principales: estaciones 1, 2, 3 y 4 en el primer conjunto; estaciones 9 y 10 en el segundo grupo; y el resto de las estaciones en el tercero. Esta separación indica la existencia de diferentes características hidrológicas en el oriente, el centro y el poniente de Chelem, que se reflejan en las concentraciones y variaciones de la materia particulada orgánica. La prueba de Sheffé del ANOVA, hecha entre los valores de los primeros dos grupos y el tercero, indicó que sí son diferentes ($p \leq 0.05$). Al igual que la materia particulada total e inorgánica, el análisis de Series de Tiempo de los promedios mensuales de la materia particulada orgánica indicaron periodicidad anual (ver Fig. 81), con aumento en invierno y disminución en verano, lo cual quiere decir que existe una estrecha relación entre la cantidad de materia suspendida y el viento, el cual se incrementa en invierno a consecuencia de los *nortes*.

Fig. 81. Series de Tiempo de la concentración promedio de materia particulada orgánica.



5.2 SEDIMENTO.**5.2.1. Granulometría.**

La mayor parte de las muestras de los sedimentos en Chelem fueron arenosas (según la clasificación de Shepard), con excepción de las muestras 4, 5, 8 y 13 en las que predomina el limo. La estación 13 ubicada en la zona aislada de la dársena presentó el menor porcentaje de arena, mientras que el mayor valor fue el de la estación 12 localizada también en la dársena, pero en el canal que conecta a la laguna con el mar, y en el que además transitan muchas embarcaciones que añaden más turbulencia al agua, razón por la cual todo el material fino es suspendido y en el sedimento solo quedan las fracciones gruesas (arena), hecho que también oxigena constantemente el material depositado y que, como se discute más adelante, influye en los procesos de transformación de la materia orgánica.

El valor más bajo de limo correspondió a la estación número 12, misma que presentó el máximo de arena, y el contenido de limo más alto correspondió a la estación 13, en la que se presentó el mínimo contenido de arena. Como ya se mencionó, en las estaciones 4, 5, 8 y 13 predominó el limo, resultado de la poca corriente y poco oleaje existentes en esas zonas, y que además repercute en la poca o nula oxigenación del sedimento y favorece el desarrollo de microorganismos anaeróbicos.

En los sedimentos de Chelem la arcilla presentó valores bajos a excepción de la zona central (estaciones 6, 7 y 8), en donde se encontraron valores de hasta 34.0 %, probablemente esto sea debido a la baja energía que prevalece en esta zona además de que este sedimento puede provenir de las obras de dragado y/o relleno de la laguna que se han efectuado en el puerto de abrigo de Yukalpetén.

5.2.2. Porosidad.

Los valores de porosidad medidos en Chelem (0.29-0.73, ver figura 36), caen en el intervalo de los valores publicados en estudios de diferentes sedimentos de la zona costera, entre los cuales se puede mencionar el de Kaspar (1982), que en un estuario de Nueva Zelanda midió 0.21-0.28; Gómez y Forja (1994), encontró valores de 0.43-0.75 en la Bahía de Cádiz, España; Sorensen (1978a), en un fiordo de Dinamarca encontró porosidades entre 0.65 y 0.76; Corredor y Morell (1985), en un arrecife coralino de Puerto Rico midieron 0.74-0.79; Páez-Osuna y Mandelli (1985), en la Laguna Mitla, Guerrero, México, midieron 0.42-0.75; y Zimmermann *et al* (1985), en la Laguna Indian River de Florida U.S.A., encontraron porosidades entre 0.43 y 0.54.

La porosidad en los sedimentos de Chelem estuvo relacionada con la granulometría, ya que se obtuvieron correlaciones significativas entre porosidad y contenido de arena ($r = -0.62$), y entre porosidad y contenido de limo ($r = 0.54$). O sea que la porosidad aumentó al bajar el contenido de arena y al aumentar el limo, esto es debido a la mayor capacidad que tienen las partículas mas finas de retener agua, ya que es un fenómeno de superficie de contacto, la cual también aumenta al disminuir el tamaño de las partículas.

5.2.3. Materia orgánica.

En los sedimentos de Chelem, el contenido de materia orgánica tuvo correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), con la porosidad ($r = 0.77$), y con la arena ($r = -0.56$). El valor más bajo (2.2 %, estación 14, ver Fig. 37), coincidió con un alto contenido de arena (89.5 %), lo cual indica que en esa zona las corrientes son fuertes de tal manera que solo permiten la precipitación de partículas grandes, además de que existe una constante resuspensión que ayuda a la oxigenación y degradación de la materia orgánica. El valor más alto se presentó en la estación número 8 (9.2 %), en la zona oriente de la laguna, junto a la ciudad de Progreso, ahí el sedimento es limo arenoso y la porosidad tuvo el mayor valor.

Puede decirse que el contenido de la materia orgánica en los sedimentos de Chelem, caen

dentro del intervalo normal, excepto por las estaciones 1, 7, 8 y 13, que rebazaron el valor de 6.0 %. Aunque no existe un nivel establecido que indique si el sedimento tiene más materia orgánica de la que puede oxidar, resultados publicados por diversos autores (Tabla 4), para sistemas costeros normales y eutrofizados, son en su mayoría menores a los encontrados en las estaciones antes mencionadas de Chelem. Esto quiere decir que existe cierto grado de enriquecimiento de materia orgánica en el sedimento de algunas zonas de la laguna Chelem, hecho que repercute en la columna de agua ya que la diagénesis de la materia orgánica provoca que la concentración de diversas sustancias se incremente en las aguas intersticiales y el gradiente origina un flujo hacia el agua (Gómez y Forja, 1994).

Autor	Año	Lugar	Materia Orgánica %	Nitrógeno Total $\mu\text{mol/g}$	pH
Nowicki y Nixon	1985	Potter Pond R.I. USA	2-15		
Páez et al	1984	Lag. Chautongo Mex.	0.8-6.02		
Corredor et al	1985	La Parguera P.R.	1.45-3.3		
Kaspar	1982	Delaware Inlet Nueva Zelanda	2.0-4.2		
De La Lanza y Rodriguez.	1990	Caimanero Mex.	3-5		
Gómez y Forja	1994	Bahía Cadiz España	2.72-2.84	150-240	7.7-8.2
GESAMP	1990	Bahía Habana Cuba.	45		
Vaithiyamathan et al	1993	Estuario Hooghly (Ganges) India	1.0-10.7		
Coakley et al	1993	Estuario San Lorenzo Canadá.	2-12	0.2	
Klump y Martens	1989	Cape Lookout Bight N.C. USA	3-5		
Seitzinger et al	1984	Bahía Narragansett R.I. USA	0.2-8.2	50-164	
Koike y Hattori	1978	Costa Japón		40-560	7.4
Hines y Jones	1985	Sedimentos de Great Bay, New Hampshire, USA	2.4-2.9		
Law et al	1991	Estuario Tamar, Inglaterra	2.85-4.16	221-314	
Laiua	1992	Fiorde Norsminde y Knio Vig, Dinamarca	1.2 y 10		
Bonin et al	1994	Costa Mediterranea de Francia	5.2-11.3		7.69-7.80
Omoroi et al	1994	Costa de Japón, Bahía Uwajima	12-48		
Christensen et al	1990	Rio Gelbek, Dinamarca	1-10		
Froelich	1979	Sedimentos pelágicos Atlántico-ecustorial-este			7.6-7.8
Kaplan et al	1979	Marisma Great Sippewissett, New England, USA	Hasta 80		6-8.5
Nieves y Corredor	1987	La Parguera, al suroeste de Puerto Rico.	0.40-3.05		
Turner y Rabalais	1994	Delta del Rio Mississippi, USA	21		
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 17 m	0.2		
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 2,200 m	1.21	107	
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 2,750 m	1.33	114	
Reeve y Perry	1994	Ciénaga de la costa NW de Yucatán, México.			6.99-7.77
Ward y Twilley	1986	Rio Choptank, Bahía Chesapeake, Maryland, USA	5		
Peirup et al	1993	Marisma Grådvb, Dinamarca.	2.5-3.5	179-321	
Contreras et al	1992	Lagunas Cametas Pereyra, Chiapas, México.	20-41.8		
Nowicki y Nixon	1985	Potter Pond R.I. USA	2-15		
Páez-Osuna y Mandelli	1985	Laguna Mitla, Guerrero, México	2.50		
Zimmermann et al	1985	Laguna Indian River, Florida, USA	0.8-2.4		
Ercin et al	1993	Mar de Sarmara, Turquía	0.37-2.16		
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México.	2.2-9.2	17.2-338.7	3.9-6.7

Tabla No.4. Resultados publicados para sedimentos de zona costera.

5.2.4. Nitrógeno total.

El menor valor de nitrógeno total en el sedimento correspondió a la estación número 9 (ver Fig. 38), que aún cuando se encuentra en una zona aislada de la laguna y recibe un gran aporte de materia orgánica proveniente del manglar, en ella se llevan a cabo procesos de transformación del nitrógeno, que le mantienen en un bajo nivel su concentración, estos procesos se discuten en las secciones 5.6 y 5.7.

Por otro lado, en la estación 8, que se ubica junto a la ciudad de Progreso, presentó el mayor contenido de nitrógeno en el sedimento. Hay que recordar que esta estación también presentó el máximo de materia orgánica, por lo que muy probablemente las actividades humanas de la zona, repercuten en los resultados tan altos que se encontraron. Como era de esperarse se encontró correlación significativa entre nitrógeno total con el contenido de materia orgánica ($r=0.87$), y con la porosidad ($r=0.61$), aunque la tercera correlación significativa que se encontró, que fué con el pH de la columna de agua ($r=-0.56$) no se esperaba, pero es interesante ya que indica que las estaciones con más nitrógeno en los sedimentos tuvieron valores de pH menores, provocados probablemente por los ácidos que se producen al degradarse la materia orgánica, tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas (Berner, 1980), como el bióxido de carbono y el ácido sulfhídrico.

A manera de comparación, se pueden observar en la Tabla 4 los valores de nitrógeno total publicados por diversos autores, comparación que indica que las concentraciones de nitrógeno total encontradas en los sedimentos de Chelem, concuerdan con las que se han medido en otras zonas costeras por diferentes autores, a excepción de los encontrados por Coakley *et al* (1993), en Canadá, que son muy bajos.

5.2.5. Fósforo total.

En las estaciones del poniente de Chelem (1, 2 y 3), se presentaron los menores valores de fósforo total en sedimento (ver Fig. 38). Esto está relacionado con las condiciones REDOX del sedimento y el flujo de fosfato en la interfase agua-sedimento, que como se discute más adelante en las secciones 5.2.6. y 5.3., en la zona poniente de Chelem, tienen valores que impiden el enriquecimiento del sedimento con fósforo.

La máxima concentración de fósforo total ($7.1 \mu\text{mol/g}$), se presentó en la estación 14, ubicada en la dársena de Yukalpetén. Ahí el contenido de arena fue de los más altos (89.5 %), y la materia orgánica presentó el menor valor (2.2 %), es decir que las condiciones REDOX (oxidantes), favorecieron la precipitación del fósforo (Berner, 1980), provocando el enriquecimiento de este sedimento con el mencionado elemento. Como se discutirá más adelante, la correlación entre el potencial REDOX (Eh) y el contenido de fósforo en los sedimentos fue significativa y positiva ($r = 0.78$), con lo que se confirma que las condiciones de óxido-reducción determinan si el fósforo se redisuelve o se queda precipitado.

El valor promedio en Chelem fue de $4.6 \pm 1.5 \mu\text{mol/g}$, menor al valor publicado por Vaithiyathan *et al*, (1993), que fue de $14.3 \mu\text{mol/g}$ en los sedimentos del Estuario Hooghly (Ganges), en la India. Este autor indica que los sedimentos son una salida para el fósforo, principalmente formando fosfato de calcio, tal como se mencionó que debió ocurrir en los sedimentos arenosos de Chelem.

5.2.6. pH, sulfuros y potencial REDOX (Eh).

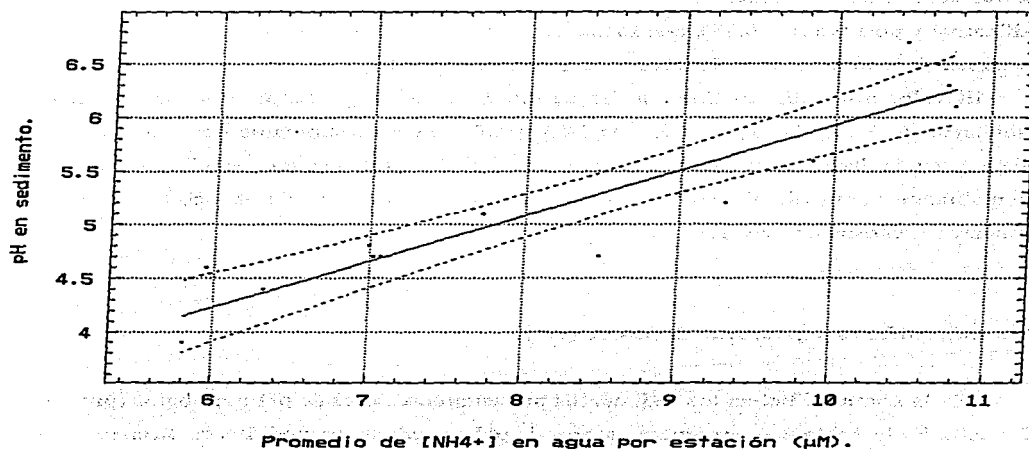
En la Laguna Chelem los sedimentos presentaron valores de pH muy bajos (promedio de 5.2 ± 0.8). En la Tabla 4 se presentan valores de pH en sedimento medidos en diferentes estudios y en ninguno de ellos se presentan los valores de pH encontrados en esta investigación lo cual podría indicar o un error sistemático en la medición o que en Chelem los sedimentos tienen algo que les baja el pH.

Discusión

Los valores más bajos de pH correspondieron a la zona cercana al puerto de abrigo de Yukalpetén (ver figura 39). Es posible que en la zona del puerto de abrigo se estuviera sedimentando algún material que provocara esos bajos valores de pH, o que el ácido sulfhídrico que se produjo *in situ* por oxidación anaeróbica de la materia orgánica sea el causante de la acidez.

Por otro lado, se encontró una correlación alta y positiva ($r = 0.93$), entre el pH de los sedimentos y la concentración promedio de amonio en la columna de agua de cada estación (ver Fig. 82). Esto muy probablemente se debe al carácter básico del NH_3 , por lo que fue liberado en mayor proporción en los sedimentos menos ácidos, o fue atrapado en los sedimentos más ácidos como ión NH_4^+ .

Fig. 82. Correlación amonio promedio en agua-pH en sedimento.
14 casos; $r = .930$; $p = .000$
 $\text{PHSED} = 1.674 + .426 * \text{PRONH3}$



En la figura 39 se muestran las concentraciones de sulfuro total en los sedimentos de Chelem, al poniente solo las muestras 1 y 2 tuvieron valores altos (mayores de 2 mM), y en el centro de la laguna las estaciones 6, 7 y 11 rebasaron los 3 mM. Gómez y Forja (1994), encontraron concentraciones de sulfuro total de hasta 0.9 mM; McCaffrey *et al* (1980), midió en la bahía Narraganset de Rhode Island, USA, hasta 4 mM; Seitzinger *et al* (1984), en el mismo sitio encontró hasta 0.5 mM; Kemp *et al* (1990), midieron hasta 1.0 mM en la Bahía Chesapeake, USA; Hines *et al* (1989), en el Río Squamscott de New Hampshire, USA, encontraron concentraciones entre 2.5 y 3.5 mM, siendo mayores en las zonas pobladas por vegetación acuática; Hines y Jones (1985), en sedimentos de Great Bay, New Hampshire, USA, midieron concentraciones entre 3 y 45 mM y encontraron relación directa con la bioturbación; Bonin *et al* (1994), en sedimentos del Mediterráneo contaminados con petróleo encontró entre 0.01 y 0.04 mM; Omori *et al* (1994), en la Bahía Uwajima de Japón midió 6.3 mM; y Froelich *et al* (1979), en sedimentos pelágicos del Atlántico ecuatorial encontró concentraciones menores a 0.003 mM. Las concentraciones de sulfuros totales encontradas en los sedimentos de Chelem son congruentes con las reportadas para otros estuarios, bahías y lagunas del mundo.

La estimación del potencial REDOX (Eh y pE), en los sedimentos de Chelem reveló que en la zona poniente (estaciones 1 a la 4), predominaron condiciones muy reductoras, aunque el mínimo se presentó en la estación 10 en el extremo oriental (-151 mV). En la zona central de Chelem el potencial REDOX no fue tan negativo, llegando incluso a valores positivos en el puerto de abrigo (estaciones 11, 12 y 14, Fig. 39).

El potencial REDOX es importante ya que nos indica de manera directa que especie química se está encargando de aceptar los electrones provenientes de la oxidación de la materia orgánica, y por lo tanto si se lleva a cabo desnitrificación o sulfidogénesis. Al respecto MacIntyre (1970), clasifica las zonas del sedimento de acuerdo a los elementos que se reducen al oxidarse la materia orgánica, proponiendo intervalos de potencial REDOX para cada una de ellas: de 75 a 74 mV la región del oxígeno; de 74 a -200 mV la región donde se reduce nitrato a nitrógeno molecular; y la región de -200 a -500 mV en la que el sulfato se reduce a sulfuros. Y con respecto a la nitrificación, Vanderborgh y Billen (1975), mencionan que este proceso se puede llevar a cabo en los sedimentos siempre y cuando el potencial REDOX sea mayor de 200 mV.

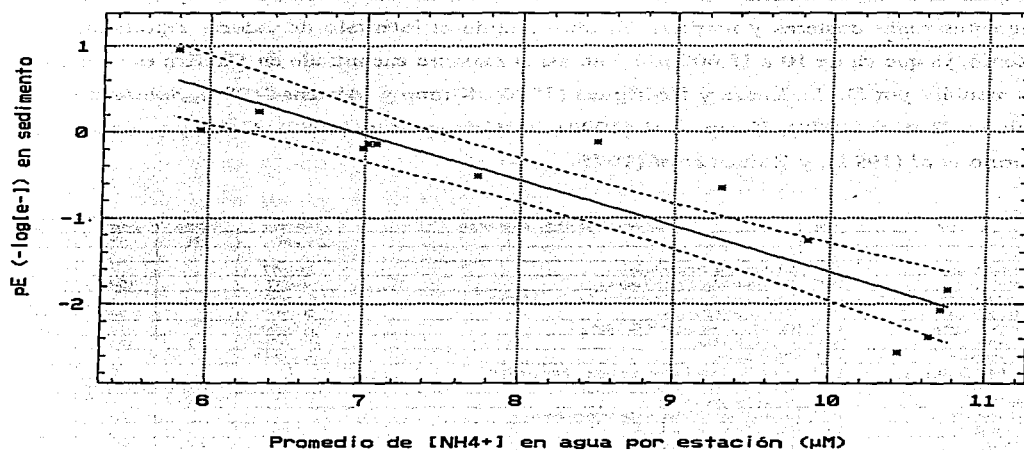
Existen pocos valores publicados de potencial REDOX en sedimento, pero se puede citar a Sørensen (1978a), quien en el Limfjorden de Dinamarca midió potenciales entre -275 y 75 mV; Vanderborht y Billen (1975) y Billen y Vanderborht (1976), midieron el potencial en Sluice Dock, Bélgica, siendo de 350 mV en superficie y 100 mV a 25 cm; Zimmermann y Montgomery (1984), en la laguna Indian River de Florida, USA, encontraron valores entre -350 y -150 mV; Zimmermann *et al* (1985), de nuevo en la laguna Indian River encontraron potenciales que fueron de -288 a 205 mV; Kemp *et al* (1990), en la Bahía Chesapeake, USA, midió un potencial de 100 mV en la superficie de los sedimentos, y -400 mV entre 1 y 10 cm de profundidad; Broom *et al* (1991), en el estuario Severn en el Reino Unido, encontró valores entre 56 y 437 mV; y Bonin *et al* (1994), en sedimentos contaminados con petróleo de la Costa Mediterránea de Francia, midieron potenciales que fluctuaron entre -373 y -398 mV. Puede verse que existe una gran variabilidad en los potenciales REDOX que se han medido en sedimentos de diferentes zonas costeras, algo parecido a lo encontrado dentro de la laguna Chelem.

Debido a la relación inversa existente entre pH y pE (ver sección de métodos), también se encontró una correlación significativa entre la concentración promedio de amonio en la columna de agua y el potencial REDOX ($r = -0.93$), igual que con el pH de los sedimentos, pero de signo contrario (ver Fig. 83). Esto significa que las aguas sobre sedimentos con condiciones más reductoras (menor pE y menor potencial REDOX), tuvieron las más altas concentraciones de amonio, probablemente porque en estas condiciones se produce más ese compuesto, y por otro lado porque no es consumido por la "nitrificación" que es llevada a cabo en sedimentos oxigenados (Vanderborht y Billen, 1975; Kaplan *et al*, 1979), como se discute más adelante.

Fig. 83. Correlación amonio promedio en agua-pE en sedimento.

14 casos; $r = -.928$; $p = .000$

$$PESED = 3.680 - .531 * PRO-NH4+$$



5.2.7. Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en sedimento.

El agua intersticial de los sedimentos de Chelem presentó concentraciones de amonio que tuvieron un valor medio de $459 \pm 281 \mu\text{M}$, el valor más alto correspondió a la estación 7 (junto a la dársena de Yukalpetén), con $1045 \mu\text{M}$. En la Tabla 5 pueden observarse, para efectos de comparación, las concentraciones de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en agua intersticial de diferentes zonas costeras y marinas. Es muy amplio el intervalo de valores reportados para el amonio, ya que va de 10 a $18,000 \mu\text{M}$, aun así el máximo encontrado en Chelem es rebasado por los medidos por De La Lanza y Rodríguez (1990), Klump y Martens (1989), Sørensen (1978a), Koike y Hattori (1978), Kemp et al (1990), McCaffrey et al (1980), Caffrey y Kemp (1992), Merino et al (1992), y Barnes et al (1975).

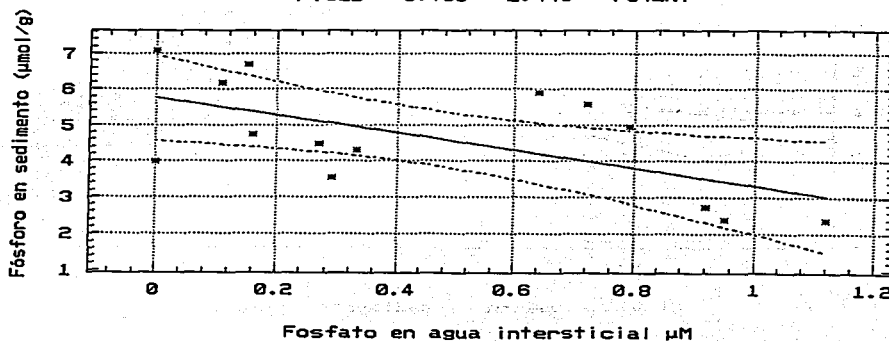
Autor	Año	Lugar de colecta de los sedimentos.	Amonio μM	Nitrito μM	Nitrato μM	Fosfato μM
Corredor et al	1985	La Parguera, Puerto Rico	13-1007			
Kaspar	1982	Delaware Inlet Nueva Zelanda	99-537		10-59	
De La Lanza y Rodríguez.	1990	Laguna Huizache-Caimanero, Sinaloa, México	1.6 mmol / g.			
Gómez y Forja	1994	Bahía Cadiz España	200-900		0-8	20-150
Klump y Martens	1989	Cape Lookout Bight N.C. USA	1000-5000			100-600
Sorensen	1978a	Lindfjorden Din.	1150-1900	50	10-90	
Koike y Hattori	1978	Costa Japón	2000-18000			
Corredor y Capone	1985	Arrecifes Coral Parguera, Mona v Enrique P.R.	70	2.5	6	
Nishio et al	1983	Estuario Tama, Japón	307-516	0.39-1.7	0.27-0.98	
Nishio et al	1983	Bahía Odawa, Japón	97-111	0.39-0.64	0.54-0.73	
Vanderborcht y Billen	1975	Sluice Dock Bélgica (sedimento arenoso).			250	
Kemp et al	1990	Bahía Chesapeake, USA	1800		40	
Law et al	1991	Estuario Tamar, Inglaterra	350	N.D.	N.D.	
Lajma	1992	Fiordo Norsmunde v Kalo Viz, Dinamarca	107-406			
Bonin et al	1994	Costa Mediterranea de Francia	46-101	1.76-2.11	0.57-3.15	
Corredor y Morel	1985	Arrecife de coral en Puerto Rico Isla Mona v Cavo Enrique	40		15	
Froelich	1979	Sedimentos pelágicos Atlántico-ecuatorial-este	150		40	1.85-10
McCaffrey et al	1980	Bahía Narrstanset Rhode Island, USA.	100-1700			20-100
Caffrey y Kemp	1992	Estuario Choptank River, Maryland, USA.	2500-4000		0.2	
Kaplan et al	1979	Marisma Great Sippewissett, New England, USA	50		10	
Zimmermann y Montgomery	1984	Laguna Indian River, Florida, USA	159-893			11-233
Nierya y Corredor	1987	La Parguera, al suroeste de Puerto Rico	700			
Merino et al	1992	Laguna Bojorquez, Cancún, Quintana Roo, México.	1397			27
Merino et al	1992	Laguna Nichupté, Cancún, Quintana Roo, México.	1038			13
Oremland et al	1984	Bahía de San Francisco, cerca de A. Negras de Palo Alto, USA			4.6-89	
Barnes et al	1975	Sedimentos del Borde de la cuenca en California, USA	1000-11000	0.4	3-15	
Raine v Patching	1980	Bahía de Roskeeda, Irlanda	10-25			
Matson	1993	Sedimentos Bahía Tumon v acuífero de Isla Guam (Islas Marianas)			68-96	0.85
Zimmermann et al	1985	Laguna Indian River, Florida, USA				0.23-26.71
Short et al	1993	Laguna Indian River, Florida, USA	10-190			2-28
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México.	4-1045	0.07-5.29	0.01-34.7	0.01-1.12

Tabla 5. Resultados publicados de concentraciones de nutrientes en agua intersticial. N.D.: no detectable.

El fosfato en el sedimento de la Laguna Chelem tuvo concentraciones bajas (media de 0.46 μM). En la Tabla 5 se pueden observar los valores encontrados por diversos autores en sedimentos de diversas latitudes, como referencia Matson (1993), encontró en las aguas del acuífero de Guam (que tiene la característica de ser una zona cárstica como en la que se encuentra Chelem), concentraciones de 96 μM para nitrato y 0.85 μM para fosfato, al igual que en Chelem altas concentraciones de nutrientes nitrogenados y bajas de fosfatos, debido a la rápida precipitación de estos últimos para formar apatita en la presencia de partículas finas de carbonato de calcio cuyas superficies actúan como un agente nucleador para la cristalización de apatita (Berner, 1980).

El contenido de fósforo total en los sedimentos presentó una correlación significativa ($p \leq 0.05$), con la concentración de fosfatos en el agua intersticial, de carácter inverso ($r = -0.61$, ver Fig. 86), con el pH de los sedimentos la correlación también fue negativa ($r = -0.77$), y con el potencial REDOX correlación positiva ($r = 0.78$), lo cual nos está indicando que en los sedimentos con condiciones oxidantes (potencial REDOX alto y pH bajo), la mayor parte del fósforo se encontró insolubilizado (formando apatita posiblemente), mientras que en las muestras con condiciones reductoras (potencial REDOX bajo y pH alto, ver Fig. 87 y 88), la mayor parte del fósforo se encontró disuelto en el agua intersticial, igual a la relación encontrada por Zimmermann *et al* (1985), en la Laguna Indian River de Florida, USA.

Fig. 86. Correlación fósforo total-fosfatos en los sedimentos.
14 casos; $r = -.609$; $p = .019$
 $PTSED = 5.766 - 2.446 * PO4INT$



Discusión

Fig. 87. Correlación fósforo total-pH en los sedimentos.

14 casos; $r = -0.769$; $p = .001$

$$PTSED = 11.817 - 1.371 * PHSED$$

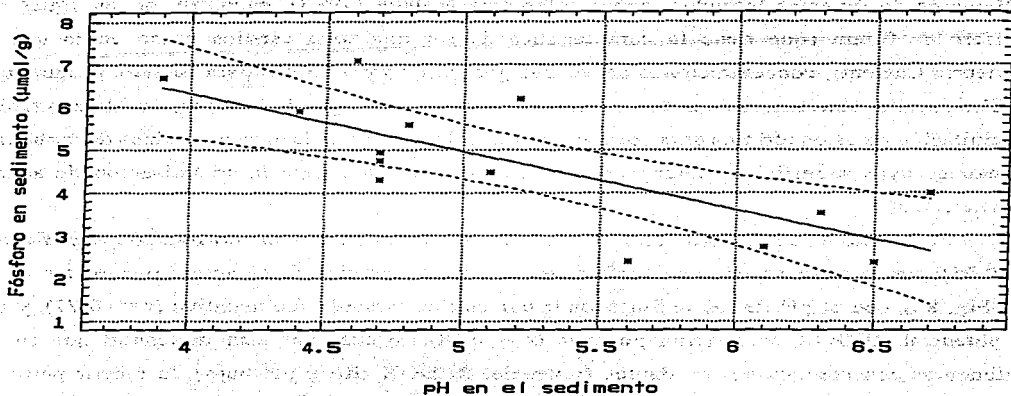
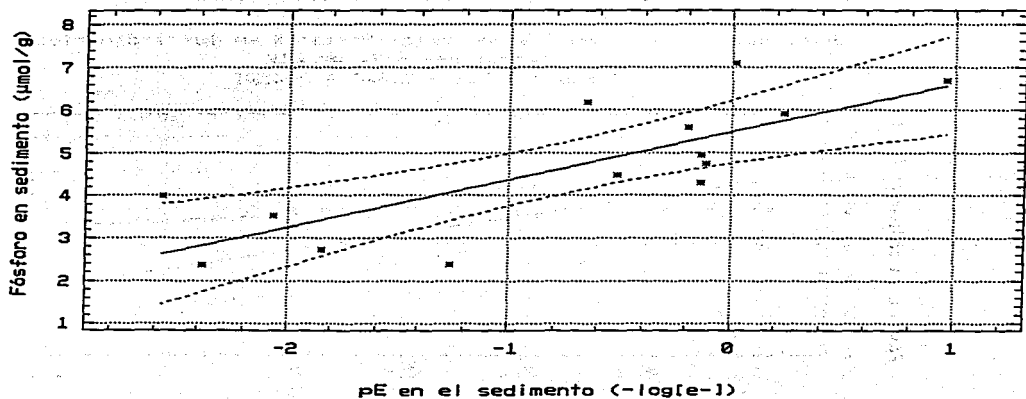


Fig. 88. Correlación fósforo total-pE en los sedimentos.

14 casos; $r = 0.782$; $p = .001$

$$PTSED = 5.489 + 1.116 * PESED$$



5.3. FLUJO DE NUTRIENTES ENTRE SEDIMENTO Y AGUA.

5.3.1. Flujo de amonio.

Los flujos de amonio fueron en todas las estaciones (excepto la 12), del sedimento al agua (negativos), lo cual indica que existe un aporte muy importante de este nutriente proveniente de los sedimentos. El valor medio de $182 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ encontrado en este estudio, concuerda con los valores publicados por diversos autores (ver Tabla No. 6). En Chelem resalta el hecho de que las estaciones con los mayores valores de flujo de amonio ($> 200 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), hallan sido las que se encuentran cerca de los sitios con mayor actividad humana (No. 5, 7, 8, 9, 11 y 13), la excepción fueron las No. 12 y 14 que a pesar de estar en el puerto de abrigo presentaron valores bajos (ver Figura 89), debido probablemente a que el sedimento de estos sitios está bien oxigenado (ya que es arenoso y constantemente removido por las corrientes de marea y las embarcaciones del puerto), y en esas condiciones de oxigenación el amonio es convertido a nitrito y nitrato (Welch, 1980; Nixon, 1981b).

La correlación entre el flujo de amonio y la porosidad fue directa y altamente significativa ($r = 0.84$, $p < 0.01$), al igual que con el contenido de materia orgánica ($r = 0.73$, $p < 0.01$), lo cual quiere decir que la presencia del amonio y por lo tanto su flujo depende del tipo de sedimento y que su origen es la materia orgánica contenida en este. Entre el flujo de amonio y el porcentaje de arena se observó una correlación inversa significativa ($r = -0.55$, $p < 0.05$), lo cual concuerda con lo mencionado antes acerca de que los sedimentos arenosos están bien oxigenados y por lo tanto en ellos hay poco amonio.

Autor	Año	Lugar	-F Amonio $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{h}$	-F Nitrato $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{h}$	-F Nitrato $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{h}$	-F Fosfato $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{h}$
Seitzinger et al	1984	Bahía Narragansett R.I. USA	10-700		(-11)-(30)	
Koike y Hatori	1978	Costa Japón				-94.9
Arenas v. De La Lanza	1990	Laguna Huizache v. Caimanero, Sinaloa, México	720			
Fisher et al	1982	Estuarios de North Carolina USA	70-454		0-6.42	(-8.3)-(46)
Welch	1980	Black Gyttja	0-217			1.7-18.7
Nishio et al	1983	Estuario Tama, Japón			(-296)-(1220)	
Nishio et al	1983	Bahía Odawa, Japón				-94.9
Gardner et al	1993	Golfo de México Rio Mississippi USA	12.3-53.8	(-10)-(2.1)	(-25.4)-(21.5)	
Kemp et al	1990	Bahía Chesapeake, USA	30-350		(-100)-(10)	
Scudlark y Church	1993	Bahía Delaware, USA	0-75		(-247)-(80)	
Law et al	1991	Estuario Tamar, Inglaterra	20-250	2-18	-557	
Corredor v Merel	1989	Laguna Costera de Puerto Rico	10-140		-6.40	
Mee	1979	Lagunas costeras de Guerrero, México	4.3-276.1		(-1.2)-(6.1)	(-9.4)-(41.6)
Corredor v Merel	1985	Arrecife de coral en Puerto Rico	0.711-0.953		0.04-0.51	
McCaffrey et al	1980	Bahía Narragansett Rhode Island, USA	79.2			7.5
Caffrey v Kemp	1992	Estuario Choptank River, Maryland, USA				2-5.9
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Alvarado, Veracruz, México	4.9		0.9-1.3	3.1-27.4
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Santecomapan, Veracruz, México	4.7-18.9		0.2-1.8	0.06-1.46
Contreras y Gutiérrez	1989	Laguna Osián, Tabasco, México	5.5		0.4 - 25.3	0.07-50.1
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 17 m	(-87.86)-(33.81)	(34.76)-(97.86)	(-817.13)-(1180.71)	(-13.57)-(45.48)
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 2,200 m	0.95	0.06	-0.95	-0.20
Smith et al	1978	Oc. Atlántico NW, a 2,750 m	0.61	-0.01	-0.8	-0.30
Peirou et al	1993	Marsina Grädyb, Dinamarca	20			
McCarthy et al	1984	Bahía Chesapeake v Rio York, USA			18-57 nmol / L h	
Rosino y Patchina	1980	Bahía de Roskeeda, Irlanda	8.4-66	(-4.2)-(2.1)	(-2.1)-(6.2)	
Nowelick y Nixon	1985	Potter Pond R.I. USA	20-440		(-100)-(80)	(-10)-(50)
Zimmermann et al	1985	Laguna Indian River, Florida, USA				2.3-54.2
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México	(-1)-(519)	(-0.05)-(1.73)	(-0.8)-(8.0)	(-0.03)-(0.11)

Tabla 6. Flujos sedimento-agua publicados.

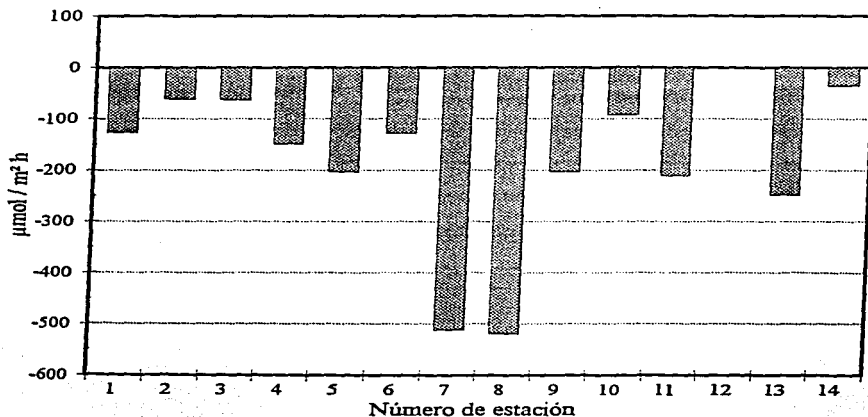


Fig. 89. Flujo de amonio en la interfase sedimento agua en la Laguna Chelem.

Nota: Flujos negativos: (sedimento->agua); positivos: (agua->sedimento).

5.3.2. Flujo de nitrito.

Los flujos de nitrito fueron del sedimento al agua, en todas las estaciones excepto en la 11, ya que en esta última la concentración en sedimento fue menor a la concentración en agua. Se observaron dos zonas de la laguna en las que se estimaron valores altos de los flujos, las estaciones 3, 4 y 5 al poniente, y las estaciones 12, 13 y 14 en la dársena de Yucalpetén, lo cual indica que el proceso de nitrificación -que produce nitrito- (Law *et al*, 1991), se estuvo llevando a cabo en esos sedimentos, sobre todo en la estación 13, que presentó el flujo más alto de todos ($1.73 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). En la Tabla 6 aparecen los flujos reportados en la literatura (de 2 a $98 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), que son en su mayoría más altos que los estimados en Chelem.

5.3.3. Flujo de nitrato.

El nitrato presentó un comportamiento semejante al del nitrito, ya que se observaron flujos hacia la columna de agua alrededor de $2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la zona poniente (estaciones 1, 2, 3, y 4) y los flujos más altos que llegaron cerca de los $8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en las muestras del puerto de abrigo de Yucalpetén (No.12, 13 y 14), en la Fig. 90 se muestran los flujos de nitrito y nitrato. Los valores de flujo sedimento-agua publicados (Tabla 6), tienen un amplio intervalo que va desde $1000 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (hacia el sedimento), hasta $1220 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (hacia la columna de agua), por lo que los de éste trabajo pueden considerarse como moderados. En Chelem los flujos estimados fueron en promedio del sedimento al agua con un valor de $1.95 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, lo cual indica que los sedimentos deben de tener un aporte neto de nitrato a la laguna por nitrificación de amonio (que se comprobó es activa y se presenta en el punto 5.5.).

En las zonas central y oriental de Chelem (estaciones 6, 8, 9, 10 y 11), se estimaron flujos positivos de nitrato, es decir del agua hacia el sedimento, con el mayor valor en la estación 8 ($0.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), misma que tuvo el máximo contenido de materia orgánica y la mayor tasa de desnitrificación (que se discute más adelante en el punto 5.6.), o sea que en estas estaciones el sedimento consume el nitrato de la columna de agua.

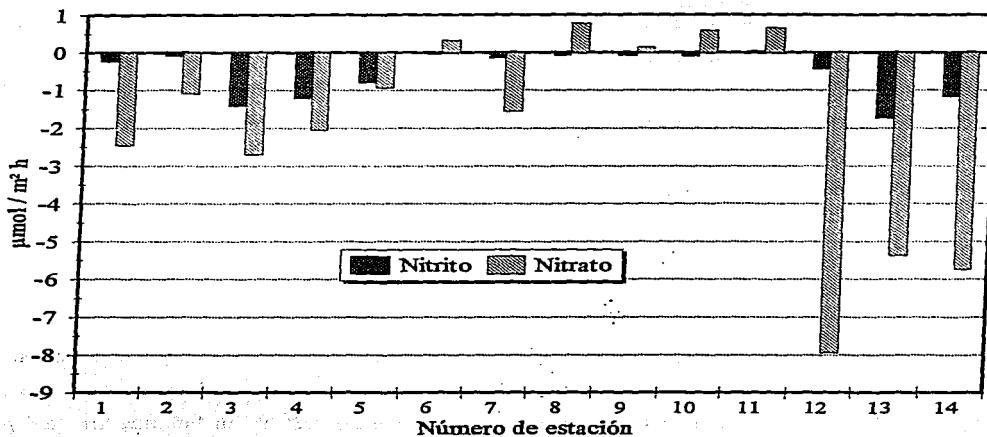


Fig. 90. Flujo de nitrito y nitrato en la interfase sedimento agua en Chelem.

Nota: Flujos negativos: (sedimento->agua); positivos: (agua->sedimento).

5.3.4. Flujo de fosfato.

La zona central y occidental de Chelem presentó un aporte importante de fosfato (del sedimento al agua), como puede observarse en la Fig. 91, mientras que en la zona oriental los flujos fueron hacia el sedimento. Los valores encontrados en Chelem, fueron bastante bajos al compararlos con los que han estimado otros autores y se presentan en la Tabla No. 6, muy probablemente la gran cantidad de carbonato de calcio que existe en los sedimentos de Chelem reacciona con los fosfatos para formar apatita (Berner, 1980), y mantiene concentraciones muy bajas de este nutriente en las aguas intersticiales, aunque como ya se discutió antes, el potencial REDOX y el pH de los sedimentos es el que determina si el fosfato se libera o se atrapa en el sedimento (Arenas y De La Lanza, 1990; Zimmermann *et al*, 1985; Van Raaphorst y Kloosterhuis, 1994).

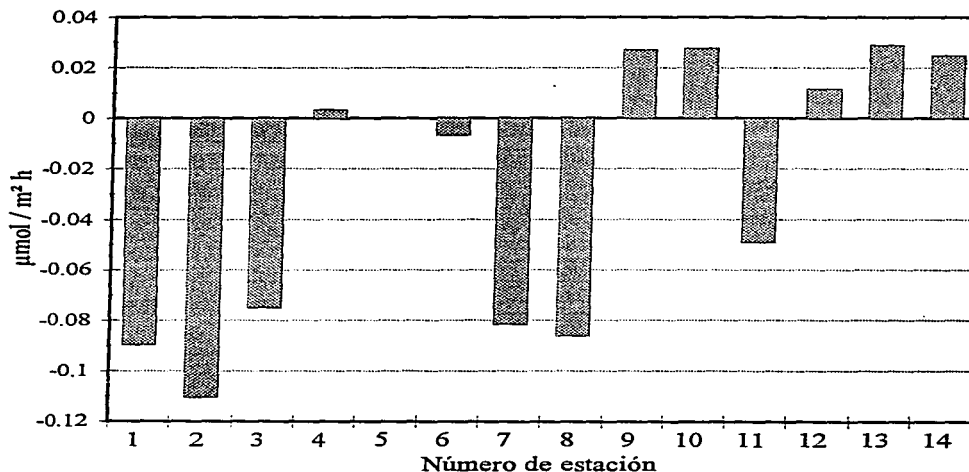


Fig. 91. Flujo de fosfato en la interfase sedimento agua en Chelem.

Nota: Flujos negativos: (sedimento->agua); positivos: (agua->sedimento).

Los flujos de este nutriente presentaron una correlación positiva significativa ($r = 0.56$, $p < 0.05$) con el porcentaje de materia orgánica en los sedimentos, lo cual significó que al igual que el amonio, el fosfato provino de la materia orgánica.

Es importante señalar que en otros estudios se han comparado flujos medidos *in situ* con cámaras de incubación, con flujos teóricos (estimados con la primera ley de Fick), como los que se obtuvieron en este estudio, y concuerdan unos con otros, lo cual le da confiabilidad a la estimación, sobre todo en lo que respecta a amonio y fosfato. Pero en el caso del nitrato y el nitrito, los flujos teóricos no necesariamente concuerdan con los reales, ya que estos nutrientes pueden ser consumidos por la desnitrificación y/o producidos por la nitrificación (McCaffrey et al, 1980; Corredor y Morell, 1989).

5.4. INCUBACIONES AEROBICAS.

TASAS DE CAMBIO DE CONCENTRACIONES DE NUTRIENTES.

5.4.1. Amonio.

En las incubaciones aeróbicas hubo muestras en las que el amonio aumentó su concentración (Figura 92), el comportamiento de estas muestras pudiera deberse a la liberación de amonio adsorbido, tal como lo sugieren Arenas y De La Lanza (1990), que estimaron un flujo de $40.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en la Laguna Huizache-Caimanero, o también a la producción de amonio (amonificación), a partir de la descomposición por bacterias de la materia orgánica (suspendida y sedimentada), la cual se ha comprobado que es la principal vía por la que se recicla el nitrógeno hacia los productores primarios de estuarios y lagunas costeras (Short *et al*, 1993; Nowicki y Nixon, 1985; Raine y Patching, 1980; LeCorre *et al*, 1993; Caffrey y Kemp, 1992; McCaffrey *et al*, 1980; Gardner *et al*, 1993; Ferrier-Pagès y Rassoulzadegan, 1994).

El promedio en la tasa de cambio de todas las muestras fue negativo, es decir que en la mayoría de las incubaciones disminuyó la concentración de amonio, principalmente en las estaciones 3 y 4 donde se estimaron las mayores tasas, esta disminución pudo deberse a pérdida de amoníaco a la atmósfera o nitrificación por bacterias, que consumió el amonio y lo convirtió a nitrato, debido a que en esas muestras existieron las condiciones propicias de sustrato, oxigenación y pE (Sloth *et al*, 1992; Berounsky y Nixon, 1993; Vanderborht y Billen, 1975; Billen y Vanderborht, 1976; Kaplan *et al*, 1979; Barnes *et al*, 1975).

5.4.2. Nitrito.

Los cambios en la concentración de nitrito indicaron que se estuvo llevando a cabo nitrificación y/o desnitrificación, ya que este ión es un intermediario en los mencionados procesos (Seitzinger, 1988; Welch, 1980; Berounsky y Nixon, 1993). Como se puede observar en la Figura 93, hubo muestras que presentaron tasas de cambio negativas (hasta $-15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), y muestras con tasas positivas ($43 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$).

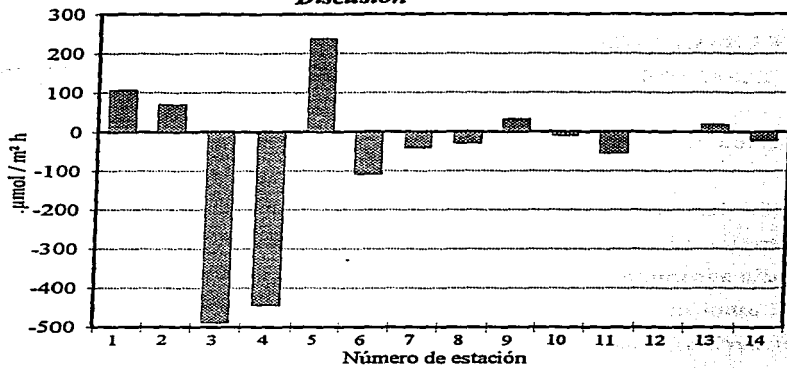
Discusión

Fig.92. Tasa de cambio de amonio en las incubaciones aeróbicas.

Nota: Signo negativo = disminuye la concentración; positivo = aumenta la concentración.

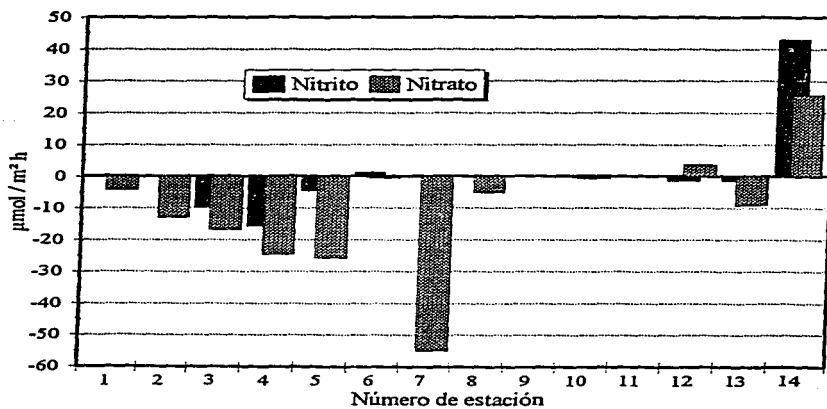


Fig.93. Tasa de cambio de nitrito y nitrato en las incubaciones aeróbicas.

Nota: Signo negativo = disminuye la concentración; positivo = aumenta la concentración.

5.4.3. Nitrato.

Para el ión nitrato, exceptuando las estaciones 12 y 14, en todas las incubaciones se estimaron tasas de cambio negativas, es decir de disminución de la cantidad de este nutriente, la desnitrificación debió jugar un papel sumamente importante en esas muestras la Laguna Chelem (esto se comprobó al realizar incubaciones anaeróbicas, punto 5.6).

En la estación 14 se presentó el valor más positivo: $25.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, al igual que para el nitrito (ver figura 93), lo cual hace suponer que el proceso de nitrificación fue el predominante en esta muestra y en la 12. Esta aseveración se apoya también en el hecho que la estación 12 fue la única que presentó flujo de amonio del agua hacia el sedimento, y la 14 tuvo el menor flujo del sedimento hacia la columna de agua (Fig. 89). En apoyo a esta hipótesis el análisis estadístico indicó la existencia de una correlación significativa entre el flujo de amonio calculado con la ecuación de Fick y la tasa de cambio de la concentración de nitrato en las incubaciones aeróbicas ($r = 0.55$); además la tasa de cambio de concentración de nitrito también dio correlación significativa ($r = 0.61$), con la tasa de cambio de nitrato, lo que significó que se produjeron paralelamente mediante nitrificación de amonio; y por último, la concentración de amonio en el agua intersticial y la tasa de cambio de la concentración de nitrato en estas incubaciones presentaron una correlación significativa, con $r = -0.56$, lo cual quiere decir que en las muestras con poco amonio en el agua intersticial hubo incremento de la concentración de nitrato (consumo de amonio por nitrificación).

5.4.4. Fosfato.

En las muestras del poniente de la laguna (que es de las zonas menos perturbadas y por lo mismo con mayor cantidad de aves que podrían ser fuente de fósforo), se incrementó la cantidad de fosfato al incubar agua y sedimento, como puede observarse en la figura 94. El resto de las muestras incubadas presentó tasas negativas, llegando a $-1.77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en las estaciones 7 y 8, indicando que esos sedimentos tomaron el fosfato del agua y lo convirtieron a una forma insoluble.

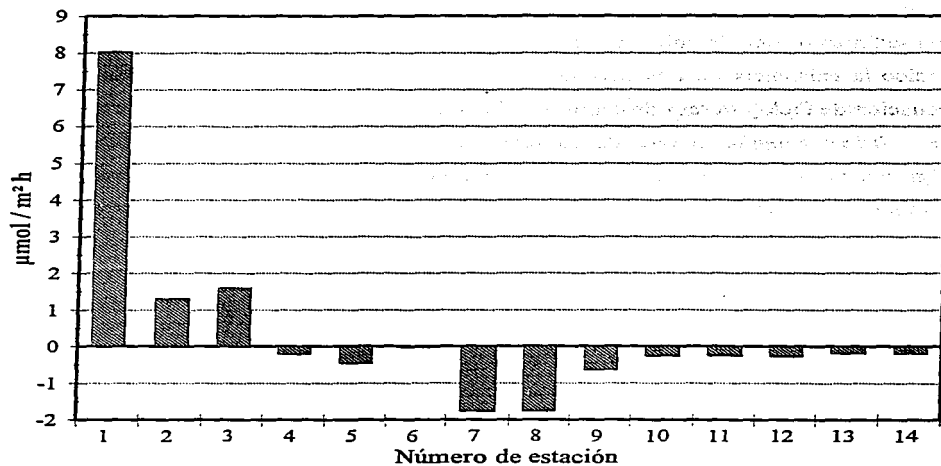


Fig.94. Tasa de cambio de fosfato en las incubaciones aeróbicas.

Nota: Signo negativo = disminuye la concentración; positivo = aumenta la concentración.

Aún así debido al gran valor que alcanzó la muestra No.1 (tasa de $8.04 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), el promedio de todas las incubaciones fue positivo, de ahí que el sedimento debe de ser una fuente muy importante de fosfato para la laguna, lo cual concuerda con las estimaciones teóricas realizadas con la ecuación de Fick (5.3.4), con la concentración de fosfato en la columna de agua (que fue alta en las estaciones 1, 2 y 3 durante el estudio), y con la liberación reportada por Arenas y De La Lanza (1990), después de 96 Horas de incubar sedimentos de la Laguna Huizache-Caimanero.

La tasa de cambio de la concentración de fosfato en estas incubaciones, presentó correlaciones significativas con otras dos variables: a) con el promedio de la concentración de calcio en la columna de agua ($r = 0.74$), y b) con el fósforo total en los sedimentos ($r = -0.58$).

Para la primera correlación no se encontró una explicación, a menos que las mismas condiciones que producen el enriquecimiento de la columna de agua con calcio (evaporación), favorezcan la liberación de fósforo del sedimento ya que esta alta salinidad genera altos valores de pH, y por lo tanto un potencial REDOX bajo (reductor), necesario para la solubilización de los fosfatos sobre todo los de fierro.

Con respecto a la correlación de la tasa de cambio con el fósforo total en los sedimentos, se explica porque el proceso de precipitación de los fosfatos enriquece los sedimentos con fósforo y baja la concentración en el agua, mientras que la disolución de los fosfatos precipitados eleva las concentraciones en el agua y la disminuye en los sedimentos (Vaithyanathan *et al*, 1993; Arenas y De La Lanza, 1990; Froelich, 1988; Smith *et al*, 1978; Pejrup *et al*, 1993).

5.5. NITRIFICACION.

Una fracción del amonio regenerado en la descomposición de la materia orgánica de los sedimentos, es oxidado a nitrato en la presencia de oxígeno (nitrificación), antes de que pueda escapar de los sedimentos (Kemp *et al*, 1990). Para cuantificar este proceso en la Laguna Chelem, se realizaron incubaciones aeróbicas del sedimento y agua de la laguna en sistemas cerrados, evaluando la tasa de incremento de amonio en el agua, antes y después de bloquear la nitrificación con acetileno, la diferencia en las tasas dio la nitrificación (Sloth, 1992).

En las muestras 7, 8, 10, 11 y 12 no fue detectable el proceso de nitrificación, lo cual es un importante indicador de que en esta zona de Chelem (la más alterada por actividades humanas), se ha roto la continuidad natural entre los diferentes procesos de transformación del nitrógeno (amonificación, nitrificación, y desnitrificación), los cuales deben trabajar en forma acoplada para mantener saludable un ecosistema (Sloth, 1992).

Las causas directas de esta ausencia de nitrificación en las muestras mencionadas, podrían ser los niveles de sulfuros, el potencial REDOX, una combinación de estos, o algún factor diferente. Por ejemplo las muestras 7 y 11 presentaron las concentraciones más altas de sulfuros en el agua intersticial (Fig. 40), por otro lado la muestra 10 fue la que tuvo el potencial REDOX más negativo (-151 mV, Fig. 41), y se ha reportado que el H_2S reduce la actividad de las bacterias nitrificantes, y el potencial REDOX por abajo de -200 mV bloquea la nitrificación (Kemp *et al*, 1990). En la muestra 8, que tampoco presentó nitrificación, se encontró la máxima concentración de materia orgánica y la desnitrificación más activa, como se discute en el siguiente punto, lo cual pudo influir en la nitrificación. Y finalmente en la muestra 12, que aunque tuvo una baja concentración de sulfuros, presentó el pH más ácido, de tan solo 3.9, factor que si bien eleva el potencial REDOX, llegó a un nivel tal que pudo inhibir la nitrificación.

En nueve muestras de la laguna si se detectó el proceso de nitrificación, el intervalo de la tasa de nitrificación fue de 0.5 a 96.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, con valor medio de $46.9 \pm 36.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, en la figura 95 se pueden apreciar gráficamente los valores para cada estación. Las tasas más altas se presentaron en la zona poniente, que es la menos perturbada por el hombre, en la estación 3 se estimó el valor máximo de 96.5 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

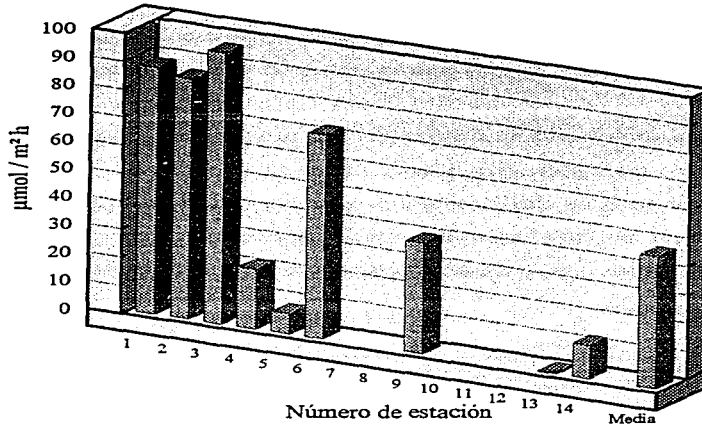


Fig.95.Nitrificación en los sedimentos de la Laguna Chelem.

Las tasas de nitrificación publicadas (Tabla 7), están entre 5 y 2142 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, por lo que se puede decir que las encontradas en este estudio caen en el intervalo que pudiera considerarse normal.

El análisis estadístico dio correlaciones significativas ($p \leq 0.05$), entre la tasa de nitrificación y las siguientes variables: promedio de concentración de amonio en la columna de agua ($r = 0.63$), lo que significa que en las estaciones con más amonio en la columna se dio con más intensidad la nitrificación; con el flujo de amonio sedimento-agua ($r = -0.58$), ya que las muestras con las más altas tasas de nitrificación fueron las que menos amonio aportaron a la columna de agua y las que presentaron tasas muy bajas o no detectables si liberaron el amonio al agua; con el pH y el potencial REDOX de los sedimentos ($r = 0.56$ y -0.56), es decir la nitrificación aumentó al aumentar el pH y disminuir el potencial REDOX, comportamiento inverso al observado por Kemp *et al* (1990), que encontró una correlación nitrificación-REDOX de $r = 0.95$, esta diferencia muy probablemente se debió a que las condiciones REDOX de las muestras cambiaron en la incubación ya que se efectuaron en atmósfera rica en oxígeno; con el fósforo total en sedimento ($r = -0.63$), y con la tasa de cambio de concentración de fosfato en las

incubaciones aeróbicas ($r = 0.56$), parámetros ligados íntimamente entre ellos y con el potencial REDOX como ya se explicó antes, dando lugar a que en las muestras en las que se libera fosfato, se disminuye el fósforo total, y en esas mismas muestras el proceso de nitrificación tiene las mayores tasas.

La correlación entre la tasa de nitrificación y el promedio de concentración de nitrato en la columna de agua no fue significativa, aunque fue de signo positivo ($r = 0.27$), lo cual indica que las estaciones con tasas de nitrificación más altas presentaron mayores concentraciones de nitrato, esta correlación no fue alta debido probablemente a la existencia de otras fuentes de nitrato (como los manantiales), y al consumo de nitrato tanto por los productores primarios como por las bacterias desnitrificantes.

Autor	Año	Lugar	Desnitrificación $\mu\text{mol} / \text{m}^3 \text{h}$	Nitrificación $\mu\text{mol} / \text{m}^3 \text{h}$
Kaspar	1982	Delaware Inlet Nueva Zelanda	1-33.5	
Sorensen	1978a	Limfjorden, Dinamarca.	41-362.5	
Seitzinger et al	1984	Bahía Narragansett, R.I., USA.	10-115	
Koike v Hattori	1978	Costa de Japón.	84-293	
Law et al	1993	Epifitas estuarinas	4.48-9.3 $\text{nmol} / \text{g h}$	
Sloth et al	1992	Kysing Fjord Dinamarca.		25
Corredor y Capone	1985	Arrecifes de Coral, Puerto Rico.	50-100	267
Berounsky v Nixon	1993	Bahía Narragansett, USA.		agua: 0.02-11.2 $\mu\text{mol} / \text{L d}$
Nishio et al	1983	Estuario Tama, Japón.	133-555	27-73
Nishio et al	1983	Bahía Odava, Japón.	10.2	99.7
Billen v Vanderborcht	1976	Sluice Dock Bélgica	540-1080	90 - 1800
Webb v Wiebe	1975	Arrecife Coral Atol. Enewetak Marshall Isl.		4.93-15.8
Gardner et al	1993	Golfo de México Rio Mississippi USA	21-44	
Kemp et al	1990	Bahía Chesapeake, USA	26	70
Nowicki	1994	Bahía Narragansett, Rio Pawcatuck USA.	0-195	
Berounsky v Nixon	1985	Bahía Narragansett, USA		0.55-13.0 $\mu\text{mol} / \text{L d}$
Seitzinger	1988	Revisión de Desnitrificación	50-250 (0-1067)	
Berounsky v Nixon	1990	Bahía Narragansett, USA.		11 $\mu\text{mol} / \text{L d}$
Law et al	1991	Estuario Tamar, Inglaterra	(39) 137-541	
Bonin et al	1994	Costa Mediterránea de Francia	26.4	
Wafar et al	1990	Colonias de coral, India.		9.4 $\text{nmol} / \text{mg coral hora}$
Christensen et al	1990	Rio Gelbek, Dinamarca	100-1400	
Corredor et al	1988	Dos esponjas de arrecife coralino de Puerto Rico		C.Nucula=4.000, A. Varians=20
Caffrey v Kemp	1992	Estuario Choptank River, Maryland, USA	290-650	
Kaplan et al	1979	Marina Great Sippewissett, New England, USA	Bruta=108, Nets=59	Integrada 10 cm = 2,142
Oremland et al	1984	Bahía de San Francisco, cerca A. Neuras, USA	0.8-1.2, Aqueados=17-280	
Valdés et al	1994	Laguna Celestún, Yucatán, México	148.2	
Este estudio	1995	Laguna Chelem, Yucatán, México.	5-16	0.5-96.5

Tabla 7. Resultados publicados de desnitrificación y nitrificación en la zona costera.

5.6 DESNITRIFICACION.

Se sabe que la desnitrificación tiene una correlación positiva con la concentración de nitrato, la concentración de saturación media que se ha encontrado para sedimentos marinos fluctúa entre 27 y 53 μM (Seitzinger, 1988), en este estudio se realizaron incubaciones con diferentes concentraciones iniciales de nitrato y se encontró que 15 μM fue la concentración más adecuada, ya que por la baja capacidad de desnitrificación de los sedimentos de Chelem, las concentraciones recomendadas en la literatura fueron tan altas que no se observaban cambios en las incubaciones. En estos experimentos realizados en el laboratorio, hubo muestras en la que se observó un incremento de la concentración de nitrato (tasas positivas), o sea que fue mayor el aporte de los sedimentos hacia el agua que lo que pudo haberse perdido por desnitrificación, estas muestras fueron la 1, 3, 7 y 12 (ver Fig. 96), siendo la primera la que presentó la tasa más alta (14.35 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Cabe recordar que las muestras 1 y 3 dieron las tasas de nitrificación más altas de toda la laguna (88 y 97 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$). Fuera de las cuatro muestras mencionadas, el resto de las incubaciones presentaron disminución de la concentración de nitrato que se atribuyó a la desnitrificación, estas tasas de disminución de concentración se convirtieron a tasas de desnitrificación con el área y el volumen de la incubación.

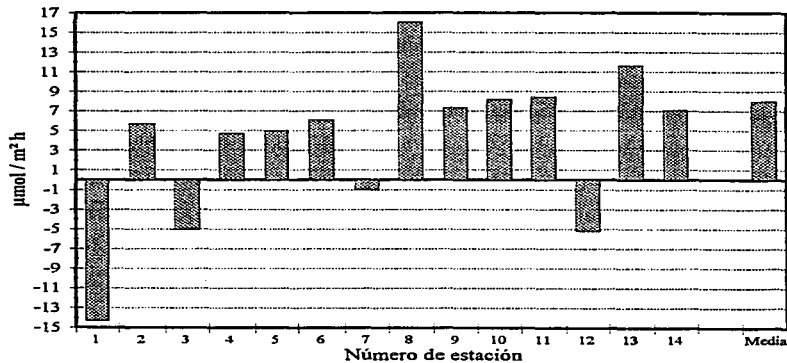


Fig.96. Desnitrificación en los sedimentos de Laguna Chelem.

Ya que se aumentó la concentración de nitrato artificialmente en las incubaciones, las tasas de desnitrificación estimadas no corresponden a las reales, sino a las que habría si el nitrato estuviera disponible en las concentraciones usadas, por esa razón nos referimos a ellas como tasas de desnitrificación potencial. La desnitrificación potencial fluctuó entre 4.72 y 16.1 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, siendo la zona poniente de Chelem la que presentó bajos valores, y en la zona central y oriental valores altos (ver Fig. 96). La máxima tasa de desnitrificación correspondió a la muestra con mayor contenido de materia orgánica, estación 8, junto al puerto de Yukalpetén. Seitzinger (1988), indica que aún cuando no se ha encontrado una correlación directa entre la desnitrificación y la materia orgánica en sedimento, siempre se ha observado que esta última favorece este proceso, ya sea como fuente de energía para las bacterias, o como fuente de amonio que a su vez genera el nitrato necesario en la desnitrificación. En Chelem la correlación entre materia orgánica y desnitrificación, tomando únicamente en cuenta las diez estaciones en las que sí se efectuó esta, fue significativa ($p \leq 0.05$), y con un coeficiente r de -0.7 (ver Fig. 97), es decir que en las incubaciones de las muestras con más materia orgánica, disminuyó más la cantidad de nitrato.

Otras correlaciones significativas que se encontraron entre las variables medidas y la desnitrificación potencial en las diez muestras ya mencionadas, fueron: con la concentración de nitrógeno total en sedimento ($r = -0.68$); con la concentración de amonio en el agua intersticial ($r = -0.77$); con el flujo de amonio entre sedimento-agua ($r = 0.82$); y con la tasa de cambio de fosfato en las incubaciones aeróbicas ($r = 0.65$). Estas correlaciones indican que en Chelem la desnitrificación es favorecida por el nitrógeno total en sedimento (vinculado a materia orgánica), por el amonio en el agua intersticial y el flujo del mismo hacia la columna de agua, que como se discutió anteriormente es un comportamiento que se ha observado en diferentes estudios (Seitzinger, 1988). Por otro lado en las muestras en las que más disminuyó el fosfato al incubarlas, fue más activa la desnitrificación, como si las mismas condiciones que permiten la precipitación de fosfatos (potencial REDOX alto), favorecen la desnitrificación, ya que se ha descubierto que la desnitrificación si se lleva a cabo en presencia de oxígeno (Lloyd, 1993), contrariamente a lo que se pensaba.

La correlación entre la desnitrificación potencial en las diez muestras en las que sí se detectó, y la tasa de nitrificación también fue significativa ($p \leq 0.05$), pero de signo negativo

Fig. 97. Correlación desnitrificación-materia orgánica en sedimento.
10 casos; $r=.697$; $p=.020$

$$MPOSED = 1.591 + .394 * DESNITRI$$

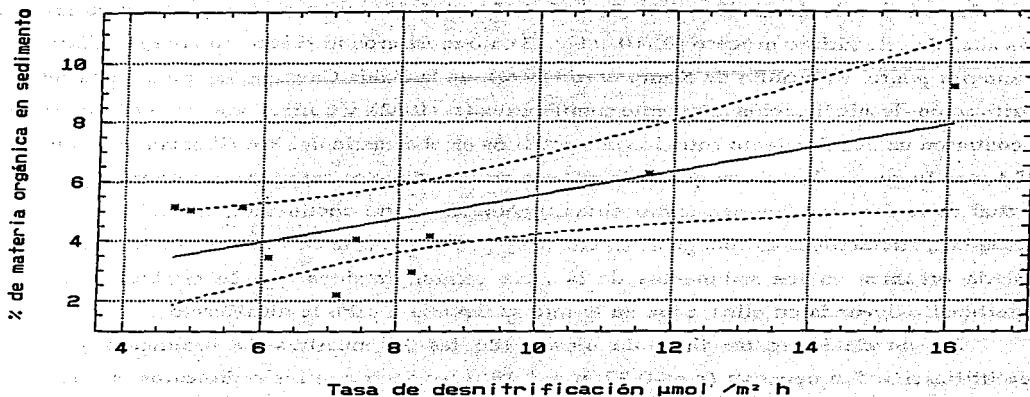
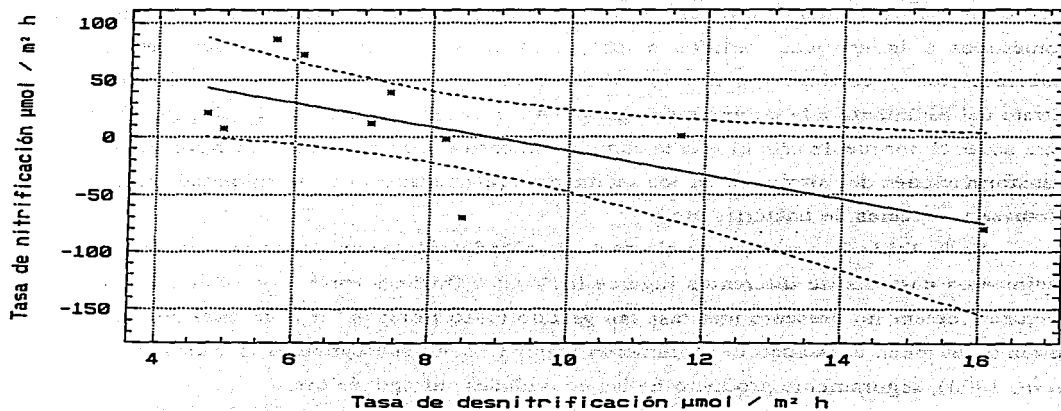


Fig. 98. Correlación desnitrificación-nitrificación.

10 casos; $r=-.687$; $p=.023$

$$NITRIFI = 93.055 - 10.516 * DESNITRI$$



($r = -0.69$, Fig. 98), lo cual muestra el importante hecho de que en Chelem no existe acoplamiento entre estos dos procesos, ya que aun cuando si hubo nitrificación en las muestras con valores bajos de desnitrificación (2, 4, 5, 6, 9 y 14), las muestras que presentaron las tasas más altas de este último proceso (8, 10, 11 y 13), no mostraron nitrificación como se discutió en el anterior punto. El estudio de Kemp *et al* (1990), en la Bahía Chesapeake, reveló una relación nitrificación-desnitrificación altamente significativa ($r = 0.92$), y Caffrey y Kemp (1992), también encontraron un acoplamiento entre los dos procesos en el estuario del Río Choptank en Maryland, USA, con lo que se demuestra que cada sistema costero tiene su comportamiento muy particular, el cual es regido por factores como clima, geología, aporte continental, morfología, procesos biológicos, alteraciones antropogénicas, etc. Muy probablemente en Chelem el alto contenido de materia orgánica en los sedimentos de la zona central, impiden que se establezca una capa superficial oxigenada en ellos, capa en la que se llevaría a cabo la nitrificación.

La correlación entre flujo de nitrato (de las 14 muestras de sedimento), y tasa de desnitrificación fue negativa ($r = -0.37$, $p = 0.196$), es decir que los sedimentos en los que no ocurrió desnitrificación aportaron nitrato al agua y en los que si se llevó a cabo la desnitrificación consumieron nitrato del agua. Separando en dos grupos las estaciones, aumentó el coeficiente de correlación entre el flujo de nitrato y la tasa de desnitrificación a -0.99 en las estaciones 12, 13 y 14 (muestras del puerto de Yukalpetén) y a -0.82 en el resto de la laguna; esto indicó que existió un comportamiento diferente en el puerto de abrigo que pudo deberse a los desechos domésticos e industriales vertidos a este, a la constante remoción de sedimentos por las embarcaciones y corrientes, o a su proximidad con el mar, que dio como resultado flujos de nitrato del sedimento a la columna de agua de 4 a 5 veces mayores que en el resto de la laguna. Para saber el porqué de este diferente comportamiento es necesario realizar otros estudios de las transformaciones del nitrógeno en los sedimentos (dependencia con la salinidad, granulometría, biomasa y especies de bacterias etc.).

En la Tabla 7 se muestran valores de desnitrificación encontrados por diversos autores en sedimentos costeros de diferentes lugares los cuales fluctúan entre 1 y $1400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, la Laguna Chelem no presentó una tasa tan grande ($5-16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$), lo cual indica que es un sistema con poca capacidad de depuración y por lo tanto susceptible a la eutroficación (Kemp *et al*, 1990), seguramente producto de las actividades antropogénicas.

5.7. FLUJOS NETOS ENTRE SEDIMENTO Y AGUA.

Como lo indican los resultados, en Chelem existe una gran heterogeneidad horizontal, tanto en las características sedimentológicas como en las hidrológicas. Aun así, se realizaron estimaciones de los flujos netos con base a las áreas de cada una de las zonas de la laguna (Figs. 42 y 43), suponiendo que los flujos de nutrientes y las tasas de transformación en cada una de ellas fueran homogéneos.

Tomando estos resultados con sus limitaciones, se observó un aporte de los sedimentos hacia la columna de agua de los cuatro nutrientes estudiados. El amonio fue el aportado en mayor cantidad, siendo las estaciones 7 y 8 del centro de la laguna las que más lo liberaron al agua (Fig. 44). Siguió el nitrato y después el nitrito, estos como puede verse en la Fig. 45 y 46, debieron liberarse en las estaciones 1, 3 y 4 principalmente, lo cual concuerda con las estimaciones de nitrificación que se realizaron. Y por último el fosfato, la zona poniente de Chelem es la principal generadora de este nutriente, como puede verse en la Fig. 47, aunque también se observa en las estaciones 7 y 8 su liberación.

También los procesos de transformación del nitrógeno (nitrificación y desnitrificación), fueron extrapolados al área de la laguna. La nitrificación se llevó a cabo casi en su totalidad en la zona poniente de Chelem (menos alterada, ver Fig. 48). Por otro lado, la desnitrificación potencial extrapolada al área de la laguna, como se observa en la Fig. 49, fue importante en la zona de la estación 8 donde se consumió un poco menos de la mitad del nitrato que se desnitrificó, y en el poniente de Chelem el resto.

Son tres los procesos de transformación de nitrógeno que deben de estar acoplados para que un sistema no se eutrofique: amonificación, nitrificación y desnitrificación, tomando el flujo de amonio del sedimento al agua coma la tasa de amonificación, se realizó la comparación de los valores de estos tres procesos en la Laguna Chelem (Fig. 99), llama la atención las grandes diferencias de magnitud que se encontraron. De tal modo que la amonificación es cuatro veces mayor que la nitrificación, y la nitrificación es un orden de magnitud mayor que la desnitrificación, o sea que del amonio producido en los sedimentos únicamente una cuarta parte se nitrifica, y de ese nitrato producido solo el 10 % se pierde a la atmósfera por desnitrificación.

Lo anterior significa que la Laguna Chelem debe de exportar continuamente hacia la atmósfera amoníaco y/o hacia el mar adyacente amonio y nitrato, para poder mantener un equilibrio entre las entradas y salidas de nitrógeno fijado.

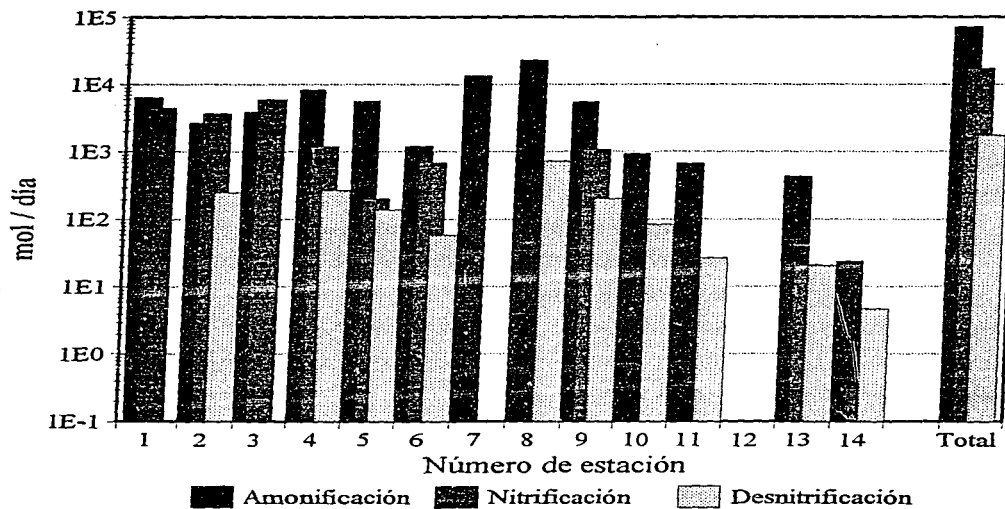


Fig.99. Comparación entre amonificación nitrificación y desnitrificación.

5.3 INTERCAMBIO DE MATERIA ENTRE LA LAGUNA Y EL MAR.

Para la evaluación del intercambio de materiales disueltos y suspendidos, entre la Laguna Chelem y el Golfo de México, se llevaron a cabo tres muestreos de 24 horas, uno en época de secas, (mayo de 1991). El segundo muestreo de 24 horas se realizó en Octubre de 1991, que es el fin de verano y época de lluvias, aunque no hay que olvidar que en la región donde se encuentra la Laguna Chelem predomina la evaporación sobre la precipitación por ser una zona semiárida (Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981), y en particular el año de 1991 no fue muy lluvioso (Fig. 4; SARH, 1994). Y el tercer muestreo se realizó en nortes (marzo de 1992), temporada que se caracteriza por fuertes vientos, que se acompañan de lluvias moderadas cuando entran los frentes de alta presión atmosférica.

Al analizar conjuntamente los resultados obtenidos en los tres muestreos de 24 horas realizados en la boca que comunica a la Laguna Chelem con el Golfo de México, se observa que en los muestreos de mayo y octubre hubo una entrada neta a la laguna de agua, sal, oxígeno, alcalinidad y calcio, lo cual debe de haber sido provocado por la gran evaporación y poca precipitación pluvial que se da en ese período, con lo que parte del agua que entra se evapora, el oxígeno se pierde también a la atmósfera o se consume en procesos de oxidación-respiración, y la sal, alcalinidad y calcio van aumentando su concentración en la laguna como ya se discutió en el punto 5.1.

El balance de estas mismas sustancias en el muestreo de marzo de 1992 fue negativo, es decir que tuvieron una salida neta de la laguna, esto se piensa que se debió a la menor evaporación asociada con las menores temperaturas de invierno, y por otro lado a las lluvias que acompañan a los nortes que azotan a la región principalmente de diciembre a marzo y son un aporte de agua dulce a la laguna, agua que junto con el agua de mar que mete la marea, sale a éste acarreado la sal, alcalinidad, y calcio que se habían concentrado en los meses anteriores.

Los resultados de los nutrientes disueltos que entraron y salieron de la Laguna Chelem en estos tres muestreos de 24 horas, indican que en el primero de ellos (mayo de 1991), la laguna tomó fosfato del mar, aunque fue de poca magnitud la cantidad de éste ión que ingresó. Los nutrientes nitrogenados inorgánicos: amonio, nitrito y nitrato, salieron de Chelem en una magnitud que sumó $3.6 \cdot 10^3$ moles/día, siendo el último de ellos el que se exportó en mayor

cantidad. El hecho de que este fue el único muestreo en el que se observó una salida neta de clorofila *a* y materia orgánica particulada nos hace pensar que en esta época en la laguna ocurrieron florecimientos de plancton, por eso es que importó fosfato, y exportó clorofila *a* y materia orgánica.

En los muestreos de 24 horas de octubre de 1991 y marzo de 1992 la Laguna Chelem exportó nutrientes disueltos, ya que hubo salidas netas de amonio, nitrito, nitrato y fosfato, y por otro lado se midieron transportes netos positivos (de entrada a la laguna), de clorofilas *a*, *b*, y *c*, y materia particulada orgánica. El amonio fue la forma nitrogenada que salió en mayor cantidad (más de $5.0 \cdot 10^3$ moles/día), dando un promedio de los tres muestreos de $3.8 \cdot 10^3$ moles/día, estas cantidades revelan la importancia de Chelem como exportador de nutrientes inorgánicos.

El silicio disuelto siempre presentó transportes netos negativos, lo cual indica que este nutriente, cuyo origen podría ser el agua de manantial que aflora dentro de las lagunas existentes en zonas cársticas (Matson, 1993; Valdés *et al*, 1988 y 1994), o flujo por difusión de los sedimentos al agua, es exportado por Chelem hacia el mar adyacente durante todo el año. La disminución del transporte observada en el último muestreo pudo deberse a dilución por el agua de las lluvias que acompañan a los nortes, o a una disminución en el aporte de los manantiales.

El balance del material particulado total siempre fue positivo, es decir todo el año hubo una entrada neta de material en suspensión, y esto es lógico ya que en el mar adyacente los vientos alisios del NE siempre mantienen un oleaje que suspende y acarrea el material sólido de la zona litoral, en cambio en la laguna las condiciones de menor energía que prevalecen favorecen la sedimentación. En el muestreo de marzo de 1992 (época de nortes y de gran intensidad en los vientos), se observó el mayor transporte neto de materia particulada total: $130 \cdot 10^3$ kg en el ciclo de 24 horas, siendo $15.6 \cdot 10^3$ kg. de materia orgánica y $115 \cdot 10^3$ kg. de inorgánica.

El nitrógeno particulado fue exportado solo en el primer muestreo, y en los otros dos se observó importación (como la materia orgánica particulada), pero en menor magnitud, de tal manera que el promedio fue una salida neta de la laguna de 1346 moles/día.

Lo anterior significa que la Laguna Chelem actuó como un convertidor de materia orgánica a nutrientes inorgánicos, comportamiento diferente al observado en la Laguna Celestún por Gold y Concha (1992), en donde siempre se observó una exportación de nutrientes orgánicos

e inorgánicos. Prego (1994), en la Ría de Vigo, España, encontró exportación de nitrógeno orgánico todo el año, y de inorgánico solo en la época de lluvias. Childers *et al* (1993), encontraron que en el estuario North Inlet en Carolina, U.S.A., se exporta fosfato, pero se importa amonio, nitrito, nitrato y fósforo total.

Entre los estudios en los que se ha visto un comportamiento semejante al de Chelem, podemos citar el de Valiela *et al* (1978), en la marisma de Great Sippewissett, New England, U.S.A., el de Contreras (1983), en Tuxpam-Tampamachoco, Veracruz, México, también el realizado por De La Lanza y Rodríguez (1993), en la laguna Huizache-Caimanero, Sinaloa, México, y el de Conde y De La Lanza (1994), en la Ensenada El Pabellón, Sinaloa, México, ya que se observó la exportación de amonio, nitrito, nitrato y fosfato hacia el mar

En Chelem, hay una gran diferencia entre el fosfato producido por los sedimentos (19 mol/día), y el que se exporta al mar (590 mol/día), que podría atribuirse a las descargas antropogénicas en la zona del puerto de abrigo y a la mineralización que puede ocurrir en la columna de agua.

Con respecto al amonio, si a las $72.4 \cdot 10^3$ mol/día que se producen en el sedimento le restamos las $3.85 \cdot 10^3$ mol/día que se exportan al mar, las $17.2 \cdot 10^3$ mol/día que se consumen en la nitrificación, y las $1.34 \cdot 10^3$ mol/día que se exportan como nitrógeno particulado nos quedan un superhabit de $50.0 \cdot 10^3$ mol/día, una fracción de esta cantidad muy probablemente es utilizada por los productores primarios y se recicla, el resto se pierde a la atmósfera junto con 880 mol/día de nitrógeno producido en la desnitrificación (ver Fig. 100).

Llama la atención el hecho de que si Chelem exporta amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno particulado, las posibles entradas al sistema para suplir esa salida serían: nitrógeno orgánico disuelto del mar (aunque no se cuantificó, es difícil pensar que podría aportar lo suficiente). Otra posible vía de entrada es la fijación de nitrógeno molecular pero se ha visto que este proceso es inhibido cuando -como en Chelem- existen altas concentraciones de amonio (Howarth *et al*, 1988). También la lluvia y los manantiales son una posible entrada de nitrógeno fijado al sistema (Valiela *et al*, 1978; Kaplan *et al*, 1979; Scudlark y Church, 1993), pero la región que rodea a Chelem es semiárida (Secretaría de Programación y Presupuesto, 1981), y el aporte continental de agua dulce está desviado hacia Dzilam al oriente, y hacia Celestún al poniente, por las

fracturas existentes en esta región de la península (Marín *et al.*, 1989b), por lo que estos aportes no deben ser muy importantes (y eso lo demuestran las altas salinidades que prevalecen).

Finalmente quedaría como posible entrada de nitrógeno fijado la descarga de aguas de desecho industriales y domésticas. La zona oriental y central de Chelem está rodeada de asentamientos urbanos, factorías (armadoras, astilleros, emparadoras de pescado, fabricas de hielo), y desarrollos turísticos, cuyas aguas de desecho seguramente son vertidas o a la laguna o a pozos de absorción sin más tratamiento que el paso a través de una cámara de sedimentación para separar los sólidos, en el mejor de los casos, por lo que esta vía de entrada debe ser la que más nitrógeno fijado aporta a la Laguna Chelem.

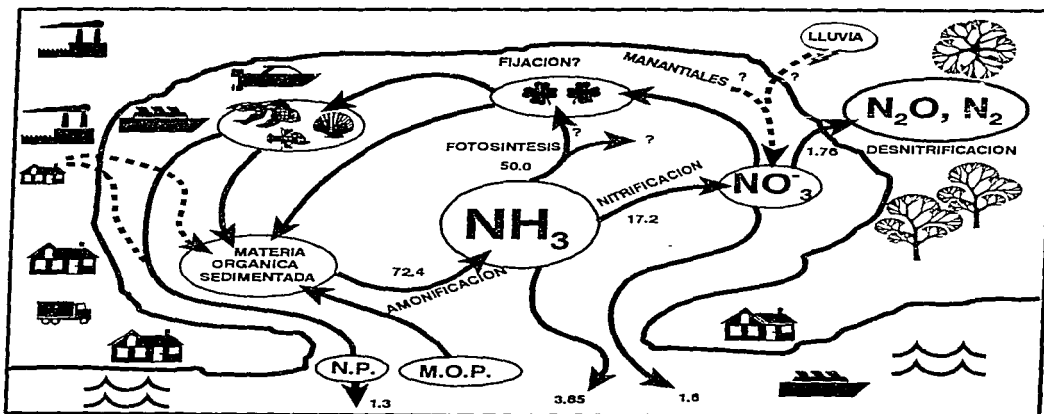


Fig. 100. Presupuesto de nitrógeno en Chelem (miles de moles/día).

6. CONCLUSIONES

6.1. La estimación de los flujos de amonio, nitrito, nitrato y fosfato entre sedimento y agua arrojó los siguientes resultados:

- 6.1.1. Los flujos de amonio fueron del sedimento al agua en todas las estaciones (excepto la 12), lo cual indica que existe un aporte muy importante de este nutriente proveniente de los sedimentos (promedio de $182 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$); estos flujos tuvieron correlación positiva con el porcentaje de limo y el contenido de materia orgánica.
- 6.1.2. El nitrito y el nitrato presentaron comportamientos muy parecidos, ya que se observaron

flujos moderados hacia la columna de agua en la zona poniente y los flujos más altos en las muestras del puerto de abrigo de Yukalpetén (No.12, 13 y 14), que llegaron a $1.73 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ en el caso de nitrito y cerca de los $8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ para el nitrato.

- 6.1.3. El fosfato, mostró flujos hacia el agua tanto en la zona poniente como en la zona central; la estación 2 presentó el mayor valor: $0.11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mientras que al oriente y en la dársena los flujos fueron hacia el sedimento; estos valores, fueron bastante bajos al compararlos con los que han estimado otros autores; los flujos de este ión presentaron correlación ($r = 0.56$), con el porcentaje de materia orgánica, lo cual significó que el fosfato provino de la materia orgánica.
- 6.1.4. Los sedimentos son un importante aporte de nutrientes para la columna de agua en la Laguna Chelem.

6.2. Del estudio de los procesos de transformación del nitrógeno en los sedimentos se concluye:

- 6.2.1 Que debido al proceso de amonificación en los sedimentos, hubo un aporte hacia la columna de agua de $72.4 \cdot 10^3$ moles de amonio por día, principalmente en la zona central de Chelem, debido a las entradas de materia orgánica (naturales y antropogénicas).
- 6.2.2. De las estimaciones de nitrificación en los sedimentos se concluyó que en las muestras 7, 8, 10, 11 y 12 no fue detectable el proceso de nitrificación, lo cual indica de que en esta zona de Chelem (la más alterada por actividades humanas), se ha roto la continuidad natural entre los diferentes procesos de transformación del nitrógeno, las causas podrían ser los niveles de sulfuros, el Eh, o una combinación de estos, producto del gran aporte de materia orgánica. En las nueve muestras de la laguna en que sí se detectó el proceso de nitrificación, el valor medio fue de $46.9 \pm 36.4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$; las estaciones con tasas de nitrificación más altas presentaron mayores concentraciones de nitrato en la columna

de agua. La nitrificación integrada en Chelem fue de $17.2 \cdot 10^3$ moles de nitrato cada día, en la zona poniente, fue donde se llevó a cabo casi en su totalidad.

6.2.3. Los resultados de las estimaciones de la tasa de desnitrificación indicaron que en las muestras con mayor tasa de nitrificación no se detectó desnitrificación. La máxima tasa de desnitrificación correspondió a la muestra con mayor contenido de materia orgánica, la correlación entre materia orgánica y desnitrificación fue significativa, es decir, que en las incubaciones de las muestras con más materia orgánica, disminuyó más la cantidad de nitrato. Que la correlación entre la desnitrificación potencial en las diez muestras en las que si se detectó, y la tasa de nitrificación también fue significativa pero de signo negativo, lo cual muestra el importante hecho de que en Chelem no existe acoplamiento entre estos dos procesos. La Laguna Chelem no presentó una tasa de desnitrificación tan elevada como otros cuerpos de agua, lo cual indica que es un sistema con poca capacidad de depuración y por lo tanto susceptible a la eutroficación. Por otro lado, la desnitrificación extrapolada al área de la laguna, fue de $1.76 \cdot 10^3$ moles de nitrato diarios, en la zona de la estación 8 se consumió un poco menos de la mitad del nitrato que se desnitrificó.

6.2.4. Las comparaciones de los procesos de transformación del nitrógeno en los sedimentos indicaron que la amonificación es cuatro veces mayor que la nitrificación, y esta última es un orden de magnitud mayor que la desnitrificación, o sea que del amonio producido en los sedimentos únicamente una cuarta parte se nitrifica, y de ese nitrato producido solo el 10 % se pierde a la atmósfera por desnitrificación por lo que Chelem debe exportar continuamente hacia el mar adyacente amonio y nitrato, para poder mantener un equilibrio entre las entradas y salidas de nitrógeno fijado.

6.3. De las evaluaciones del material intercambiado en la boca se encontró que:

6.3.1. En primavera y verano debido a la evaporación hubo una entrada neta a la laguna de

agua, sal, oxígeno, alcalinidad y calcio, en el muestreo de invierno estos materiales tuvieron una salida neta de la laguna que se debió a la menor evaporación y las lluvias que acompañan a los nortes.

- 6.3.2. En el muestreo de primavera la laguna importó fosfato y exportó clorofila, materia orgánica particulada y nitrógeno particulado, por lo que debió de ocurrir un florecimiento en ella; en las otras dos evaluaciones el fosfato se exportó hacia el mar y la materia orgánica particulada el nitrógeno particulado y las clorofilas se importaron.
- 6.3.3. Los nutrientes nitrogenados inorgánicos: amonio, nitrito y nitrato, salieron de Chelem en los tres muestreos, siendo el primero de ellos el que se exportó en mayor cantidad.
- 6.3.4. El silicio disuelto presentó transportes netos hacia el mar adyacente durante todo el año.
- 6.3.5. El balance del material particulado total siempre fue de importación (del mar hacia la laguna), en el muestreo de nortes se observó el mayor transporte hacia la laguna.
- 6.3.6. La Laguna Chelem actuó como un convertidor de materia orgánica a nutrientes inorgánicos, que luego exportó hacia el mar, comportamiento semejante al observado en muchos sistemas costeros.
- 6.3.7. La diferencia observada entre el fosfato producido por los sedimentos y el que se exporta al mar podría atribuirse a las descargas antropogénicas en la zona del puerto de abrigo y a la mineralización que puede ocurrir en la columna de agua.
- 6.3.8. Al hacer el balance de masas del nitrógeno, es mucho mayor la producción que el consumo de amonio, ya que si a lo que se produce en el sedimento se le resta lo que se exporta al mar lo que se consume en la nitrificación y lo que se exporta como nitrógeno particulado, nos quedan $50.0 \cdot 10^3$ mol/día; una fracción de esta cantidad es utilizada por los productores primarios y otra se pierde a la atmósfera junto con el nitrógeno molecular

producido en la desnitrificación.

6.3.9. Chelem exporta fosfato, silicato, amonio, nitrito, nitrato y nitrógeno particulado, la descarga de aguas de desecho industriales y domésticas es la mas probable vía de entrada que debe de estar aportando estos materiales, que en parte son exportados al mar y a la atmósfera y el resto se queda en los sedimentos de la laguna.

6.4. El estudio hidrológico y sedimentológico de la Laguna Chelem reveló que:

- 6.4.1. La salinidad -que fue uno de los parámetros que más variaciones tuvo- fluctuó de 10 a 71, presentó una fuerte correlación con evaporación y precipitación pluvial y comportamiento cíclico anual, se distinguieron tres zonas: la oriente (estaciones 9 y 10), que tuvo grandes variaciones debido a su aislamiento por las carreteras, la zona central presentó condiciones estables, y la zona occidental fue generalmente hipersalina, por su aislamiento con respecto al resto de la laguna; la laguna presentó características antiestuarinas excepto cuando se presentaron precipitaciones extraordinarias, como al paso del huracán Gilberto.
- 6.4.2. Se presentaron grandes fluctuaciones en la concentración de amonio en la columna de agua ($0.1-54.0 \mu\text{M}$); los mayores valores se midieron en la zona occidental de Chelem, y también en las estaciones 10 y 13 que se encuentran en zonas afectadas por las actividades humanas; el promedio mensual tuvo periodicidad anual con mínimos de enero a mayo y máximos de julio a octubre.
- 6.4.3. El promedio de la concentración de nitrato a lo largo de todo el estudio fue $2.8 \mu\text{M}$, bajo comparado con el de amonio ($7.76 \pm 5.93 \mu\text{M}$). El paso del huracán Gilberto incrementó la concentración promedio de nitrato a $14.7 \mu\text{M}$.
- 6.4.4. Las concentraciones de fosfato; fuera de la estación 10, estuvieron bajas comparadas con otros cuerpos de agua costeros; por la distribución que guardaron los valores, se puede inferir que hacia los extremos oriente y poniente hubo entradas de fosfato. La

concentración de este nutriente tuvo correlación inversa con la de calcio. En general las estaciones 8 y 10 presentaron características hidrológicas que indican eutroficación de estas zonas de Chelem que se encuentran bajo una fuerte presión por las actividades humanas.

- 6.4.5. La alcalinidad total fue mayor que la del agua de mar debido a la evaporación y al aporte de bicarbonato y carbonato de los manantiales, el promedio de todo el estudio que fue 3.55 ± 0.72 mN; la abundante precipitación pluvial por el paso del huracán Gilberto provocó una disminución al momento, pero dos meses después se observó un incremento (6.12 ± 1.31 mN), atribuida a la descarga del acuífero; el promedio mensual tuvo un comportamiento cíclico anual con máximos en otoño y mínimos en verano.
- 6.4.6. El promedio de concentración de calcio para todo el muestreo fue de 10.53 ± 1.35 mM, la concentración fue mayor en los extremos de la laguna debido a la evaporación y con ciclicidad anual; el análisis de la relación Ca/S indicó que hubo precipitación de calcio en las épocas en los que aumentó la salinidad, y que hubo disolución cuando se presentaron lluvias.
- 6.4.7. El potencial redox en los sedimentos tuvo un valor medio de -44.9 ± 61.4 mV, en la zona poniente y en la estación 10 predominaron condiciones muy reductoras (-140 a -151 mV); en la zona central de Chelem el potencial redox no fue tan negativo llegando incluso a valores positivos; se encontró una correlación significativa entre la concentración promedio de amonio en la columna de agua y el Eh ($r = -0.93$), ya que este compuesto se produce más y se consume menos en los sedimentos reductores.
- 6.4.8. El amonio fue el nutriente que se encontró en mayor concentración en el agua intersticial, siendo la zona central de Chelem la que presentó los valores máximos ($> 1000 \mu\text{M}$), estas concentraciones tuvieron correlaciones significativas con el contenido de materia orgánica y con la granulometría.

- 6.4.9. Las concentraciones de nitrito y nitrato en el agua intersticial fueron moderadas, se observó la relación inversa entre las concentraciones de amonio y nitrato, explicado por el proceso de nitrificación.
- 6.4.10 La concentración de fosfato en el agua intersticial presentó una correlación significativa de carácter inverso con el fósforo total (en sedimento), explicada por la precipitación de fosfatos en condiciones oxidantes y la disolución en condiciones reductoras.
- 6.4.11 Los parámetros hidrológicos que presentaron comportamiento cíclico anual fueron: la salinidad, el amonio, el silicio, la alcalinidad, el calcio y la materia particulada en suspensión, los demás no presentaron este comportamiento. La laguna se puede dividir en tres zonas por sus características hidrológicas y sedimentológicas: la oriental eutroficada y con grandes variaciones temporales; la central con características marinas y estabilidad temporal; y la occidental hipersalina y oligotrófica.

Conclusiones

El primer aspecto de la información, la información secundaria, es el conocimiento que se tiene de los aspectos de carácter general de la actividad, de los tipos de actividades que se realizan, de los recursos que se emplean, de los procedimientos que se siguen, etc.

El segundo aspecto de la información, la información terciaria, es el conocimiento que se tiene de los aspectos de carácter general de la actividad, de los tipos de actividades que se realizan, de los recursos que se emplean, de los procedimientos que se siguen, etc.

El tercer aspecto de la información, la información cuaternaria, es el conocimiento que se tiene de los aspectos de carácter general de la actividad, de los tipos de actividades que se realizan, de los recursos que se emplean, de los procedimientos que se siguen, etc.

7. RECOMENDACIONES.

Los resultados de esta investigación indican que es urgente llevar a cabo acciones que mejoren la calidad de agua y sedimento en la zona de la Laguna Chelem que se encuentra limitando con la ciudad de Progreso y el Puerto de Yukalpetén ya que presenta signos de eutroficación.

Entre las acciones que se deben tomar está en primer lugar la construcción de drenaje que colecte las aguas negras de casas, industrias y hoteles de la zona. Conjuntamente con el drenaje se debe de construir y operar una planta de tratamiento de las aguas colectadas, que por lo menos quite el material sólido y flotante (tratamiento primario). Sería deseable un tratamiento secundario de las aguas para poder reusarla ya sea para riego o para algún uso industrial.

También se recomienda que se regule de manera efectiva el crecimiento urbano, industrial y turístico en la zona de la Laguna Chelem, ya que aunque en la Constitución esté escrito que las lagunas y playas son propiedad de la nación y por lo tanto debería de hacerse un buen uso de ellas, en la práctica vemos como son invadidas y destruidas para construcción de carreteras, oleoductos, vías de ferrocarril, puertos, casas habitación, industrias, y hoteles, obras mal planeadas en su mayoría.

Por otro lado debe de continuarse con las investigaciones de la Laguna Chelem, ya que existen muchas interrogantes sin contestar, como: ¿es posible sanear las zonas dañadas de Chelem?, ¿cual es la tasa de fijación de nitrógeno en el manglar y la vegetación sumergida?, ¿cuál es la tasa de producción de materia orgánica en la laguna?, ¿cuál es la concentración y comportamiento del nitrógeno orgánico disuelto?, ¿se lleva a cabo nitrificación y desnitrificación en la columna de agua?, ¿hay variaciones estacionales de la composición de los sedimentos, nitrificación, desnitrificación y fijación?, ¿de que manera afectan los cambios de salinidad, temperatura, oxígeno, materia orgánica y potencial REDOX a las bacterias que intervienen en las transformaciones del nitrógeno?, y muchas más.

8. LITERATURA CITADA.

- ABREU, P. C., B. B. BIDDANDA y C. ODEBRECHT.** 1992. Bacterial dynamics of the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil (32°S, 52°W): Relationship with phytoplankton production and suspended material. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. **35**: 621-635.
- AGUILAR, M. y N. GÓMEZ.** 1982. Estudio Hidrográfico de la Laguna de Chelem, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química. Universidad Autónoma de Yucatán. 76 pp.
- ANDERSEN, J. M.** 1977. Rates of denitrification of undisturbed sediment from six lakes as a function of nitrate concentration, oxygen and temperature. *Arch. Hydrobiol.* **80**:147-159.

- ANDERSON, L. A. y J. L. SARMIENTO. 1994. Redfield ratios of remineralization determined by nutrient data analysis. *Global Biogeochemical Cycles* **8** (1): 65-80.
- A.P.H.A., A.W.W.A. & W.P.C.F., 1985. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 16th Edition, Washington, USA, 1268 pp.
- ARENAS F. V., y DE LA LANZA G. 1990. El metabolismo como determinante de intercambio de nutrientes en sedimentos ricos en materia orgánica en una laguna costera. *Ciencias Marinas*, **16**(3):45-62.
- BARNES R.O., K.K. BERTINE y E. D. GOLDBERG. 1975. N₂:Ar, nitrification and denitrification in southern California borderland basin sediments. *Limnology and Oceanography*. **20**(6): 962-970
- BERNER R. A. 1980. *Early Diagenesis: A Theoretical Approach*. Princeton University Press, Princeton, N. J., 241 pp.
- BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1985. Eutrophication and the rate of net nitrification in a coastal marine ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. **20**: 773-781.
- BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1990. Temperature and the annual cycle of nitrification in waters of Narragansett Bay. *Limnology and Oceanography*. **35**(7): 1610-1617.
- BEROUNSKY, V. M., y S. W. NIXON. 1993. Rates of nitrification along an estuarine gradient in Narragansett Bay. *Estuaries*. **16**(4): 718-730.
- BILLEN, G. y J. P. VANDERBORGHT. 1976. Evaluation of the exchange fluxes of materials between sediments and overlying waters from direct measurements of bacterial activity and mathematical analysis of vertical concentration profiles in interstitial waters. En: *Biochemistry of estuarine sediments*. Proceedings of a UNESCO/SCOR workshop held in Melreux, Belgium.

154-165.

BONIN, P., E. RAMBELOARISOA, N. RAYMOND, A. CHALAMET y J.C. BERTRAND. 1994. Evidence for denitrification in marine sediment highly contaminated by petroleum products. *Marine Pollution Bulletin*. **28**(2): 89-95.

BOUWMAN, A. F., I. FUNG, E. MATTHEWS y J. JOHN. 1993. Global analysis of the potential for N₂O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles* **7** (3): 557-597.

BROECKER, W. S. 1974. *Chemical Oceanography*. Harcourt Brace Jovanovich, Inc: U.S.A. 214 pp.

BROOM, M. J., J. DAVIES, B. HUTCHINGS y W. HALCROW. 1991. Environmental assessment of the effects of polluting discharges: Stage I: Developing a post-facto baseline. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. **33**: 71-87.

BUCHANAN, J.B. 1984. Sediment Analysis. IN: HOLME, N. A. y MCINTYRE, A. D. (Eds.). *Methods for the study of marine benthos*. Second Edition. 3:41-65. Blackwell scientific publications. Oxford.

CAFFREY J.M., y W.M. KEMP. 1992. Influence of the submersed plant, *Potamogeton perfoliatus*, on nitrogen cycling in estuarine sediments. *Limnology and Oceanography*. **37**(7): 1483-1495.

CAPONE, D. G. 1983. Benthic nitrogen fixation. In: E. J. Carpenter and D. G. Capone (Eds.), *Nitrogen in the Marine Environment*. Academic Press Inc.

CEJA M. V. 1992. Concentraciones de detergentes aniónicos en la Laguna de Chelem, Yucatán. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía, Veracruz, Ver.* 348 pp.

- CENTRO DE ECODesarrollo. SECRETARIA DE PESCA. MEXICO. 1988. Atlas del Golfo de México y Caribe de México. Diagnóstico Ambiental. 44 mapas.
- CERVANTES D.R., S. AGUIÑAGA Y R. GUERRERO. 1991. Variación estacional de temperatura, salinidad y nutrientes en la Ensenada de La Paz, B.C.S. *Revista de Investigación Científica*. 2(2): 56-64.
- CHILDERS D.L., H.N. MCKELLAR, R.F. DAME, F.H. SKLAR y E.R. BLOOD. 1993. A dynamic nutrient budget of subsystem interactions in a salt marsh estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 36: 105-131.
- CHRISTENSEN P.B., L.P. NIELSEN, J. SORENSEN, y N. P. REVSBECH. 1990. Denitrification in nitrate rich streams: diurnal and seasonal variation related to benthic oxygen metabolism. *Limnology and Oceanography*. 35(3): 640-651.
- COAKLEY, J. P., E. NAGY y J. B. SERODES. 1993. Spatial and vertical trends in sediment-phase contaminants in the upper estuary of the St. Lawrence river. *Estuaries*, 16(3-B): 653-669.
- CONDE, J. y G. DE LA LANZA. 1994. Hidrología contra contaminación en la laguna Ensenada del Pabellón, Sinaloa. *Oceanología* 2: 43-59.
- CONTRERAS F. 1983. Variaciones en la hidrología y concentraciones de nutrientes del area estuarino lagunar de Tuxpam Tampamachoco, Veracruz, México. *Biótica*. 8(2): 201-213.
- CONTRERAS F. y F. GUTIÉRREZ. 1989. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en lagunas costeras. 3: 57-78. En: ROSA-VÉLEZ J. y F. GONZÁLEZ-FARÍAS (Eds). *Temas de oceanografía biológica en México*. U. A. B. C. Ensenada. 337 pp.
- CONTRERAS E.F., A. GARCÍA, y O. CASTAÑEDA. 1992. Hidrología, nutrientes y productividad primaria en el sistema lagunar-estuarino de Carretas-Pereyra, Chiapas, México.

Universidad y Ciencia. 9(17): 43-52.

CORREDOR, J. E. 1979. Phytoplankton response to low level nutrient enrichment through upwelling in the Columbian Caribbean Basin. *Deep-Sea Research*, 26-A:731-741.

CORREDOR, J. E. 1984. Identificación y Análisis de Ecosistemas del Caribe. *Interciencia*. 9(3):145-151.

CORREDOR J.E., J. MORELL y A. MÉNDEZ. 1984. Dissolved nitrogen phytoplankton biomass and island mass effects in the northeastern Caribbean Sea. *Carib. J. Sci.* 20 (3-4): 129-137.

CORREDOR, J. E. y CAPONE, D. G. 1985. Studies on nitrogen diagenesis in coral reef sands. *Proceedings of the fifth international coral reef congress, Tahiti*, 3:395-399.

CORREDOR J. E. y J. MORELL. 1985. Inorganic nitrogen in coral reef sediments. *Marine Chemistry*, 16:379-384.

CORREDOR, J. E., J. MORELL., F. NIEVES, y E. OTERO. 1985. Estudios de eutroficación en el ecosistema marino de la Parguera. *Memorias del Duodécimo Simposio de Recursos Naturales, San Juan, Puerto Rico*, 15-37.

CORREDOR, J.E., C.R. WILKINSON, V.P. VICENTE, J.M. MORELL y E. OTERO. 1988. Nitrate release by Caribbean reef sponges. *Limnology and Oceanography* 33(1): 114-120.

CORREDOR, J. E. y J. MORELL. 1989. Assessment of inorganic nitrogen fluxes across the sediment-water interface in a tropical lagoon. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 28:339-345.

DE LA LANZA, G., V. ARENAS-FUENTES, y M. M. RODRIGUEZ. 1986. La fijación de nitrógeno asociada a la descomposición de halófitas en una laguna litoral al noroeste de México. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. 13 (2):339-344.

- DE LA LANZA, G. y M. M. RODRIGUEZ. 1990. Caracterización regional de la laguna de Caimanero, Sinaloa, México, a través de algunas variables geoquímicas. *Ciencias Marinas*, 16(3):27-44.
- DE LA LANZA, G. y M. M. RODRIGUEZ. 1993. Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. *Estuaries* 16(2): 273-279.
- DEPETRIS, P. J. y S. KEMPE. 1993. Carbon dynamics and sources in the Paraná river. *Limnology and Oceanography*. 38(2): 382-395.
- ERGIN, M., M.N. BODUR, EDIGER, V. EDIGER y A. YILMAZ. 1993. Organic carbon distribution in the surface sediments of the Sea of Sarmara and its control by the inflows from adjacent water masses. *Marine Chemistry*. 41: 311-326.
- FERRIER-PAGÈS, C. y F. RASSOULZADEGAN. 1994. N remineralization in planktonic protozoa. *Limnology and Oceanography*. 39(2): 411-419.
- FICHEZ, R., T. D. JICKELLS y H. M. EDMUNDS. 1992. Algal blooms in high turbidity, a result of the conflicting consequences of turbulence on nutrient cycling in a shallow water estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 35: 577-592.
- FISHER, T. R., CARLSON, P. R. y BARBER, R. T. 1982. Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 14: 101-116.
- FLORES NAVA, A., D. VALDES, y M. SANCHEZ. 1989. Comportamiento Físicoquímico de una Manifestación Cárstica de Yucatán. *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*. 16(2):223-230.
- FROELICH, N.P., G.P. KLINKHAMMER, M.L. BENDER, N.A. LUEDTKE, G.R. HEATH, D. CULLEN, P. DAUPHIN, D. HAMMOND, B. HARTMAN y V. MAYNARD. 1979. Early

oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43: 1075-1090.

FROELICH, P. N. 1988. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*. 33(4): 649-668.

GARCIA, H. E. y L. I. GORDON. 1992. Oxygen solubility in seawater: Better fitting equations. *Limnology and Oceanography*. 37(6): 1307-1312.

GARDNER, W. S., E. ESCOBAR-BRIONES, E. CRUZ-KAEGI y G. T. ROWE. 1993. Ammonium excretion by benthic invertebrates and sediment-water nitrogen flux in the Gulf of México near the Mississippi River outflow. *Estuaries*. 16(4): 799-808.

GESAMP, 1990. IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution. Review of potentially harmful substances. Nutrients. Rep. Stud. Gesamp, 34, 40 pp.

GOLD, G. y F. CONCHA. 1992. Balance de masas del nitrógeno por intercambio de mareas en la Laguna de Celestún, Yucatán. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía*. Veracruz, Ver. 348 pp.

GOMEZ-PARRA, A. y J. M. FORJA. 1994. An operative definition of alkalinity in interstitial waters. *Marine Chemistry*, 45:53-65.

GRASSHOFF, K. 1983. Methods of seawater analysis. En: Grasshoff K., M.Ehrhardt y K. Kremling (Eds.). *Rev and Extended Wein Heim. Alemania: Chemie*. 419 pp.

HERNANDEZ, J. M. y E. V. MAY. 1990. Algunos aspectos ecológicos de la macrofauna bentónica de las praderas de *Thalassia testudinum* (Konig, 1805), del estero de Yucalpetén, Yucatán. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Escuela Nacional

de Estudios Profesionales Iztacala. 73 pp.

HERNANDEZ-AYON, J. M., M. S. GALINDO-BECT, B. P. FLORES-BAEZ, y S. ALVAREZ-BORREGO. 1993. Nutrient concentrations are high in the turbid waters of the Colorado River Delta. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 37: 593-602.

HINES, M. E. y G.E. JONES. 1985. Microbial biogeochemistry and bioturbation in the sediments of Great Bay, New Hampshire. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 20: 729-742.

HINES, M. E., S. L. KNOLLMEYER y J. B. TUGEL. 1989. Sulfate reduction and other sedimentary biogeochemistry in a northern New England salt marsh. *Limnology and Oceanography*. 34(3): 578-590.

HOWARTH, R. W., R. MARINO, J. LANE, y J. J. COLE. 1988a. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 1. Rates and importance. *Limnology and Oceanography*. 33 (4): 669-687.

HOWARTH, R. W., R. MARINO, y J. J. COLE. 1988b. Nitrogen fixation in freshwater, estuarine, and marine ecosystems. 2. Biochemical controls. *Limnology and Oceanography*. 33 (4): 688-701.

HOWARTH, R.W., T. BUTLER, y K. LUNDE. 1993. Turbulence and planktonic nitrogen fixation: A mesocosm experiment. *Limnology and Oceanography*. 38(8): 1696-1711.

JUSTIĆ, D., N. N. RABALAIS, R. E. TURNER y W. J. WISEMAN. 1993. Seasonal coupling between riverborne nutrients, net productivity and hypoxia. *Marine Pollution Bulletin*. 26 (4): 184-189.

JUSTIĆ, D., N. N. RABALAIS y R. E. TURNER. 1995. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*. 30 (1): 41-46.

KAPLAN, W., I. VALIELA y J. M. TEAL. 1979. Denitrification in a salt marsh ecosystem. *Limnology and Oceanography*. 24(4): 726-734.

KASPAR, H. F. 1982. Denitrification in marine sediment: measurement of capacity and estimate of in situ rate. *Applied and environmental microbiology*. 43(3): 522-527.

KEMP, W. M., P. SAMPOU, J. CAFFREY, M. MAYER, K. HENRIKSEN, y W. R. BOYNTON. 1990. Ammonium recycling versus denitrification in Chesapeake Bay sediments. *Limnology and Oceanography*. 35(7): 1545-1563.

KLUMP, J. V. y C. S. MARTENS. 1989. The seasonality of nutrient regeneration in a organic rich coastal sediment: Kinetic modeling of changing pore water nutrient and sulfate distributions. *Limnology and Oceanography*. 34(3): 559-577.

KOIKE, I. y A. HATTORI. 1978. Denitrification and ammonia formation in anaerobic coastal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 35(2): 278-282.

LAIMA, M. J. C. 1992. Evaluation of the indophenol method to measure NH_4^+ in extracts from coastal marine sediments. *Marine Chemistry*. 39:283-296.

LANKFORD, R.R. 1977. Coastal Lagoons of Mexico: Their origin and classification. En: WILEY, M. L. (Ed.) *Estuarine Processes*. Academic Press, Inc. New York. 2:182-215.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1991. Temporal variability of denitrification in estuarine sediments. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 33: 37-56.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1992. Nitrous oxide: Estuarine Sources and Atmospheric Flux. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 35: 301-314.

LAW, C. S., A. P. REES y N. J. P. OWENS. 1993. Nitrous oxide production by estuarine

- epiphyton. *Limnology and Oceanography*. **38**(2): 435-441.
- LEBO, M. E., y J. H. SHARP. 1993. Distribution of phosphorus along the Delaware, an urbanized coastal plain estuary. *Estuaries*. **16**(2): 290-301.
- LeCORRE, P., S. L'HELGUEN y M. WAFAR. 1993. Nitrogen source for uptake by *Gyrodinium* cf. *aureolum* in a tidal front. *Limnology and Oceanography* **38**(2): 446-451.
- LI, Y. H. y S. GREGORY. 1974. Diffusion of ions in seawater and in deep-sea sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **38**:703-714.
- LIPS, S. H. y Y. J. AVISSAR. 1986. Photosynthesis and ultrastructure in microalgae. En: RICHMOND A. (Ed.), *CRC Handbook of microalgal mass culture*. CRC. Boca Raton Florida U.S.A. 489 pp.
- LLOYD, D. 1993. Aerobic denitrification in soils and sediments: from fallacies to facts. *Tree*, **8**(10): 352-356.
- MACINTYRE, F. 1970. Why the sea is salt. En: *Ocean Science. Readings from Scientific American*. W.H. Freeman and Company. San Francisco. **2**: 104-115.
- MATSON, E. A. 1993. Nutrient flux through soils and aquifers to the coastal zone of Guam (Mariana Islands). *Limnology and Oceanography*. **38**(2): 361-371.
- MARCHETTI, R., A. PROVINI y G. CROSA. 1989. Nutrient load carried by the river Po into the Adriatic sea, 1968-87. *Marine Pollution Bulletin*. **20** (4): 168-172.
- MARIN, L.E., E.C. PERRY y M. VILLASUSO. 1989a. Effects of Hurricane Gilbert on the aquifer in Northwestern Yucatán, México. *Proceedings, Hydrogeology papers of 28th International Geologic Congress, Washington, D.C.*

- MARIN, L.E., E.C. PERRY, K.O. POPE, C.E. DULLER, J.C. BOOTH y M. VILLASUSO. 1989b. Hurricane Gilbert: Its Effects on the aquifer in Northwestern Yucatán, México. Proceedings, Hydrogeology papers of 28th International Geologic Congress, Washington, D.C.
- McCAFFREY, R.J., A.C. MYERS, E. DAVEY, G. MORRISON, M. BENDER, N. LUEDTKE, D. CULLEN, P. FROELICH y G. KLINKHAMMER. 1980. The relation between pore water chemistry and benthic fluxes of nutrients and manganese in Narraganset Bay, Rhode Island. *Limnology and Oceanography*. 25(1): 31-44.
- MCCARTHY, J.J., KAPLAN W. y NEVINS J.L. 1984. Chesapeake Bay nutrient and plankton dynamics. 2. Sources and sinks of nitrite. *Limnology and Oceanography*. 29(1): 84-98.
- MEE, L. D. 1979. Coastal Lagoons. En: RILEY, J. P. and G. SKIRROW (Eds.), *Chemical Oceanography*, Academic Press, London, 42:441-490.
- MERINO, M. y L. OTERO. 1991. Atlas ambiental costero. Puerto Morelos-Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. 80 pp.
- MERINO, M., A. GONZÁLEZ, E. REYES, M. GALLEGOS y S. CZITROM. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. *Science of the total environment*. Supplement: 861-870.
- MORALES, J. 1987. Causas y efectos de la contaminación por materia fecal en la dársena del puerto de abrigo de Yukalpetén. *Rev. Cent. Grad. Instituto Tecnológico de Mérida*. III(5):2-13.
- NAQVI, S. W. A., D. A. JAYAKUMAR, M. NAIR, M. D. KUMAR y M. D. GEORGE. 1994. Nitrous oxide in western Bay of Bengal. *Marine Chemistry*. 47 : 269-278.
- NAVARRETE, E. 1990. Productividad primaria de la laguna costera de Chelem, Yucatán. Tesis de Licenciatura. Facultad de Química, Universidad Autónoma de Yucatán. 71 pp.

- NIEVES, F. y J. E. CORREDOR. 1987. Gradientes de Fijación de Nitrógeno en los Sedimentos Marinos Asociados a Arrecifes Coralinos en el Suroeste de Puerto Rico. *An. Inst. Inv. Mar Punta de Betín*. 17: 27-37.
- NISHIO, T., I. KOIKE y A. HATTORI. 1983. Estimates of denitrification and nitrification in coastal and estuarine sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 45(2): 444-450.
- NIXON, S. W. 1981a. Between coastal marshes and coastal waters -A review of twenty years of speculation and research on the role of salt marshes in estuarine productivity and water chemistry. In: Hamilton, P., and K. B. McDonald, (Eds.), *Estuarine and wetland processes with emphasis on modeling*. Henum. Press N. Y., Marine Sciences Series. 437-525.
- NIXON, S. W. 1981b. Remineralization and nutrient cycling in coastal marine ecosystems. En: *Estuaries and Nutrients*. NIELSEN B. J. y CRONIN L. E. (Eds). Humana Press, Clifton, New Jersey, pp. 111-139.
- NOWICKI, B.L. 1994. The effect of temperature, oxygen, salinity and nutrient enrichment on estuarine denitrification rates measured with a modified nitrogen gas flux technique. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 38: 137-156.
- NOWICKI, B.L. y S.W. NIXON. 1985. Benthic community metabolism in a coastal lagoon ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*. 22:21-30.
- OLIVEIRA, A. M. y B. KJERFVE. 1993. Environmental responses of a tropical coastal lagoon system to hydrological variability: Mundaú-Manguaba, Brazil. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 37: 575-591.
- OMORI, K., T. HIRANO y H. TAKEOKA. 1994. The limitations to organic loading on a bottom of a coastal ecosystem. *Marine Pollution Bulletin*. 28(2): 73-80.

- OREMLAND, R. S., UMBERGER, C., CULBERTSON C. W. y SMITH, R. L. (1984). Denitrification in San Francisco Bay intertidal sediments. *Applied and Environmental Microbiology*. 47(5): 1106-1112.
- PAEZ-OSUNA, F., M. FONG-LEE, y H. FERNANDEZ-PEREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón., México*, 11 (1):257-264.
- PAEZ-OSUNA, F. y E.F. MANDELLI. 1985. 210Pb in a tropical coastal lagoon sediment core. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 20: 367-374.
- PARSONS, T. R., MAITA, Y. y LALLI, C. M. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon Press. England. 173 pp.
- PEJRUP, P., J. BARTHOLDY y A. JENSEN. 1993. Supply and exchange of water and nutrients in the Grådyb tidal area, Denmark. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 36: 221-234.
- PREGO, R. 1994. Nitrogen interchanges generated by biochemical processes in a Galician Ria. *Marine Chemistry*. 45: 167-176.
- RAINE, R. C. T. y PATCHING, J. W. 1980. Aspects of carbon and nitrogen cycling in a shallow marine environment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 47: 127-139.
- RAMAIAH, N., N. RAMAIAH, D. CHANDRAMOHAN y V. R. NAIR. 1995. Autotrophic and heterotrophic characteristics in a polluted tropical estuarine complex. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 40: 45-55.
- REEVE, A.S. y E.C. PERRY. 1994. Carbonate geochemistry and the concentrations of aqueous Mg, Sr and Ca: Western north coast of the Yucatán, México. *Chemical Geology*. 112: 105-117.

- REYES E. y M. MERINO. 1991. Diel dissolved oxygen dynamics and eutrophication in a shallow, well-mixed tropical lagoon (Cancún, México). *Estuaries* **14**, 4: 372-381.
- RILEY, J. P. y R. CHESTER. 1971. *Introduction to Marine Chemistry*. Academic Press, London. 465 pp.
- ROMERO, D. 1982. *Análisis fisicoquímico de agua en la región Chelem-Progreso*. Tesis de Licenciatura. Instituto Tecnológico de Mérida. S.E.P. 84 pp.
- SARH. 1994. *Datos meteorológicos de Progreso, Yucatán*. Comisión Nacional del Agua. Mérida, Yucatán.
- SCUDLARK, J. R. y T. M. CHURCH. 1993. Atmospheric input of inorganic nitrogen to Delaware Bay. *Estuaries*. **16**(4): 747-759.
- SECRETARIA DE PROGRAMACION Y PRESUPUESTO. ESTADOS UNIDOS MEXICANOS. 1981. *Atlas Nacional del Medio Físico*. 223 pp.
- SEITZINGER, S. P., NIXON, S. W. y PILSON, M. E. Q. 1984. Denitrification and nitrous oxide production in a coastal marine ecosystem. *Limnology and Oceanography*. **29**(1): 73-83.
- SEITZINGER, S. P. 1988. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*. **33**(4):702-724.
- SHORT F.T., J. MONTGOMERY, C.F. ZIMMERMANN y C.A. SHORT. 1993. Production and nutrient dynamics of a *Syringodium filiforme* Kütz. Seagrass bed in Indian River Lagoon, Florida. *Estuaries*. **16**(2): 323-334.
- SLOTH, N. P., L. P. NIELSEN y T. H. BLACKBURN. 1992. Nitrification in sediment cores measured with acetylene inhibition. *Limnology and Oceanography* **37**(5): 1108-1112.

- SMITH K.L., G.A. WHITE, M.B. LAVER y J.A. HAUGSNES. 1978. Nutrient exchange and oxygen consumption by deep sea benthic communities: Preliminary in situ measurements. *Limnology and Oceanography* 23(5): 997-1005.
- SØRENSEN, J. 1978a. Capacity for Denitrification and Reduction of Nitrate to Ammonia in a Coastal Marine Sediment. *Appl. and Env. Microbiol.* 35 (2):301-305.
- SØRENSEN, J. 1978b. Denitrification Rates in a Marine Sediment as measured by the Acetylene inhibition technique. *Appl. and Env. Microbiol.* 36(1):139-143.
- STIRLING, H. P. 1985. *Chemical and Biological Methods of Water Analysis for Aquaculturalists*. Institute of Aquaculture, University of Stirling, Stirling FK94LA Scotland. 118 pp.
- STEVENSON, J.C., L.W. STAVER y K.W. STAVER. 1993. Water quality associated with survival of submersed aquatic vegetation along an estuarine gradient. *Estuaries*. 16(2): 346-361.
- STRICKLAND, J. D. H. y T. R. PARSONS. 1972. *A Practical Handbook of Seawater Analysis*. Fisheries Research Board of Canada. Bulletin 167 (Second Edition), 310 pp.
- STUMM, W. y J. J. MORGAN. 1981. *Aquatic Chemistry*. Segunda edición. John Wiley & Sons, U.S.A., 780 pp.
- TAYLOR, B. F. 1983. Assays of Microbial Nitrogen Transformations. En: E. J. CARPENTER and D. G. CAPONE (Eds.), *Nitrogen in the Marine Environment*. 22: 809-837. Academic Press Inc.
- TURNER, R. E., y N.N. RABALAIS. 1994. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature*. 368: 619-621.

UNESCO. 1966. Photosynthetic Pigments. Monographs on oceanographic methodology. Publ. UNESCO.

VAITHIYANATHAN, P., P. K. JHA, y V. SUBRAMANIAN. 1993. Phosphorus distribution in the sediments of the Hooghly (Ganges) Estuary, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **37**: 603-614.

VALDES, D., J. TREJO, y E. REAL. 1988. Estudio Hidrológico de la Laguna Celestún, Yucatán, México, durante 1985. *Ciencias Marinas*. **14**(2):45-68.

VALDÉS, D., J. TREJO, y E. REAL. 1994. Descripción de la Hidrología en la Laguna Celestún, Yucatán. *Oceanología*. **2**: 77-100.

VALIELA, I., J. M. TEAL, S. VOLKMAN, D. SHAFER, y E. J. CARPENTER. 1978. Nutrient and particulate fluxes in a salt marsh ecosystem: tidal exchanges and inputs by precipitation and groundwater. *Limnology and Oceanography*. **23**(4): 798-812.

VANDERBORGHT, J. y G. BILLEN. 1975. Vertical distribution of nitrate concentration in interstitial water of marine sediments with nitrification and denitrification. *Limnology and Oceanography*. **20**(6): 953-961.

VANNI, M. J. y J. TEMTE. 1990. Seasonal patterns of grazing and nutrient limitation of phytoplankton in a eutrophic lake. *Limnology and Oceanography* **35**(3): 697-709.

VAN RAAPHORST, W. y H. T. KLOOSTERHUIS. 1994. Phosphate sorption in superficial intertidal sediments. *Marine Chemistry*. **48**: 1-16.

WAFAR, M., S. WAFAR y J.J. DAVID. 1990. Nitrification in reef corals. *Limnology and Oceanography* **35**(3): 725-730.

- WARD, L. G. y R.R. TWILLEY. 1986. Seasonal distributions of suspended particulate material and dissolved nutrients in a coastal plain estuary. *Estuaries* 9(3): 156-168.
- WARD, B. B., K. A. KILPATRICK, E. H. RENGER y R. W. EPPLEY. 1989. Biological nitrogen cycling in the nitracline. *Limnology and Oceanography*. 34(3): 493-513.
- WEBB, K. L. y W. J. WIEBE. 1975. Nitrification on a coral reef. *Can. J. Microbiol.* 21: 1427-1431.
- WEBB, K. L., W. D. DUPAUL, W. WIEBE, W. SOTTILE y R. E. JOHANNES. 1975. Enewetak (Eniwetok) Atoll: Aspects of the nitrogen cycle on a coral reef. *Limnology and Oceanography*. 20(2): 198-210.
- WELCH, E.B. 1980. Ecological effects of waste water. Cambridge University Press. Cambridge. U.S.A. 87 pp.
- ZAPATA, O. y GOLD, G. 1992. Influencia del Huracán Gilberto sobre las concentraciones de los metales traza, e hidrocarburos, en sedimentos recientes de la Laguna de Chelem, Yucatán. *Memorias del IX Congreso Nacional de Oceanografía, Veracruz, Ver.* 348 pp.
- ZIMMERMANN C. y J. MONTGOMERY. 1984. Effects of a decomposing drift algal mat on sediment pore water nutrient concentrations in a Florida seagrass bed. *Marine Ecology Progress Series*. 19: 299-302.
- ZIMMERMANN C.F., J.R. MONTGOMERY y P.R. CARLSON. 1985. Variability of dissolved reactive phosphate flux rates in nearshore estuarine sediments: effects of groundwater flow. *Estuaries*. 8(2B): 228-236.

19. K. J. van der Stoep, *Die ontwikkeling van die Afrikaanse literatuur sedert 1945* (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
20. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
21. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
22. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
23. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
24. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
25. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
26. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
27. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
28. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
29. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
30. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
31. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
32. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
33. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
34. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
35. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
36. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
37. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
38. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
39. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.
40. *Die Afrikaanse literatuur sedert 1945*, ed. G. van der Stoep (Durban: Butterworths, 1967), p. 10.

ANEXO

TABLA No. A-1. Temperatura superficial en la Laguna Chelem, (°C).

ESTACION	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
#	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	1.00 LIND	
1																											
2	30.0	25.0	27.0	27.0	32.0	29.0			28.0		29.0	24.0		27.0			28.0	29.0	30.0	31.0	29.5	28.0				26.5	28.5
3	29.0	24.5	28.0	27.0	31.0	30.0			29.0		29.0	25.0		27.0			29.0	29.0	30.0	31.0	30.0	27.8	27.0			28.0	28.5
4	28.0	26.0	26.0	28.0	29.0	31.0			29.0		29.0	25.0		27.0			28.0	29.0	30.0	31.5	30.2	28.0	26.0			28.5	29.0
5	27.0	26.0	27.5	27.0	31.0	30.0			29.0		29.0	25.0		27.0			28.0	30.0	30.0	31.0	30.2	28.0	27.5			28.0	29.1
6	26.0	27.0	24.5	27.0	31.0	31.0			28.0		29.0	24.0		27.0			28.0	30.0	29.5	31.0	30.5	28.2	26.5			29.0	28.5
7	24.5	27.0	24.0	27.0	29.0	32.0			29.0		29.0	24.0		27.0			28.0	30.0	30.0	31.0	30.5	26.0	24.5			28.0	28.5
8	26.0	28.0	24.0	27.0	30.0	31.0			29.0		29.0	24.0		28.0			29.0	30.0	30.5	31.0	32.2	26.5	25.0			28.5	29.0
9	28.5	28.0		32.0	33.0	30.0			34.0		29.0	27.5					29.0	30.0	37.0	35.0	35.0	31.0	31.0			34.5	33.0
10																											
11	25.0	26.0	25.0	28.0	30.0	29.5			27.0		29.0	24.0		28.0			28.0	36.0	30.0	30.0	31.0	26.5	24.0			28.5	27.5
12	25.0	26.0	26.5	28.0	29.0	29.0			29.0		29.0	25.0		28.0			28.0	30.0	29.5	29.0	31.0	26.5	23.5			28.5	27.5
13	24.8	27.0	26.0	28.0	30.0	29.0			29.0		29.0	25.0		28.0			28.0	30.0	29.5	30.0	31.0	26.5	24.0			29.0	29.2
14	24.5	26.5	26.0	29.0	30.0	30.0			29.0		28.0	25.0		28.0			28.0	29.0	29.5	29.0	30.0	26.0	24.0			28.5	26.7
15	24.0	23.0	26.0	28.0	30.0	30.0			30.0		28.0	25.0		28.0			29.0	30.0	29.5	29.0	30.5	27.5	25.0			28.5	26.5
16	24.0	25.0	25.5	28.0	30.0	29.5			31.0		29.0	25.0		28.0			30.0	29.0	29.0	29.0	31.0	28.0	24.5			28.5	25.7
MEDIA	26.2	26.2	25.8	27.9	30.4	30.1			29.4		28.9	24.8		27.5			28.4	30.1	30.3	30.6	30.9	27.5	25.6			28.7	28.6
DESV. STD	1.9	1.1	1.2	1.3	1.1	0.9			1.4		0.3	0.8		0.5			0.6	1.7	1.9	1.5	1.3	1.3	2.0			1.7	2.0
MAX	30.0	28.0	28.0	32.0	33.0	32.0			34.0		29.0	27.0		28.0			30.0	36.0	37.0	35.0	35.0	31.0	31.0			34.5	35.0
MIN	24.0	24.5	24.0	27.0	29.0	29.0			28.0		28.0	24.0		27.0			28.0	29.0	29.0	29.0	29.5	26.0	23.5			26.5	25.7

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-5. pH en la Laguna Chelem.

#	Ene		Feb		Mar		Abr		May		Jun		Jul		Ago		Sep		Oct		Nov		Dic				
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25		
1																											
2	8.47	8.24	8.51	8.33	8.34	8.48	8.29	8.39	8.46	8.66	8.30	8.34	8.43	8.29	8.47	8.21	8.39	8.42	8.26	8.33	8.07	8.74			8.66	8.47	8.49
3	8.40	8.11	8.49	8.57	8.40	8.43	8.17	8.41	8.51		8.30	8.28	8.47	8.36	8.33	8.38	8.30	8.46	8.42	8.53	8.06	8.75	8.90	8.72	8.51	8.36	
4	8.30	8.09	8.49	8.31	8.44	8.37	8.23	8.34	8.48		8.29	8.32	8.44	8.33	8.32	8.07	8.28	8.57	8.38	8.35	8.13	8.74	8.80	8.72	8.50	8.43	
5	8.13	7.92	8.41	8.27	8.38	8.43	8.36	8.30	8.42	8.37	8.19	8.23	8.43	8.31	8.21	8.28	8.08	8.72	8.33	8.25	8.07	8.71	8.77	8.65	8.59	8.44	
6	8.09	8.02	8.33	8.33	8.40	8.40	8.40	8.33	8.39	8.35	8.15	8.20	8.38	8.37	8.37	8.31	8.43	8.70	8.41	8.32	8.02	8.51	8.72	8.72	8.64	8.52	
7	7.83	7.96	8.12	8.29	8.46	8.48	8.42	8.23	8.16	8.41	8.16	8.21	8.24	8.35	8.30	8.36	8.40	8.54	8.43	8.30	7.96	8.40	8.69	8.62	8.65	8.41	
8	7.71	8.06	8.19	8.21	8.39	8.42	8.39	8.28	8.23	8.34	8.20	8.10	8.23	8.31	8.35	8.39	8.41	8.37	8.36	8.33	8.04	8.55	8.70	8.75	8.59	8.47	
9	7.93	8.00		8.68	9.15	8.49	8.51	8.75	8.30	8.80	8.33	8.59	8.56	8.92	8.55	8.57	8.62	9.03	8.81	9.55	7.93	8.83	9.19			8.75	9.00
10																											
11	8.03	7.95	8.25	8.50	8.50	8.46	8.40	8.29	8.34	8.34	8.16	8.08	8.30	8.38	8.37	8.39	8.46	9.04	8.44	8.29	7.95	8.43	8.60			8.69	8.47
12	8.07	7.99	8.29	8.41	8.50	8.44	8.39	8.30	8.29	8.32	8.12	8.22	8.31	8.39	8.33	8.35	8.41	8.65	8.42	8.28	7.97	8.42	8.53			8.68	8.48
13	8.11	8.08	8.30	8.33	8.43	8.55	8.38	8.29	8.31	8.31	8.18	8.13	8.18	8.22	8.29	8.43	8.38	8.52	8.42	8.22	7.92	8.19	8.16			8.63	8.47
14	8.04	8.00	8.37	8.40	8.51	8.43	8.37	8.31	8.29	8.39	8.16	8.18	8.30	8.37	8.44	8.42	8.44	8.67	8.42	8.34	7.99	8.41	8.51			8.69	8.46
15	8.11	8.04	8.40	8.40	8.51	8.42	8.42	8.39	8.24	8.38	8.12	8.26	8.32	8.41	8.47	8.57	8.56	8.55	8.45	8.39	8.12	8.50	8.61			8.71	8.45
16	8.18	8.00	8.42	8.43	8.53	8.44	8.45	8.44	8.30	8.39	8.23	8.24	8.35	8.41	8.48	8.60	8.63	8.28	8.42	8.41	8.14	8.32	8.54			8.72	8.42
MEAN	8.10	8.03	8.33	8.38	8.50	8.45	8.37	8.36	8.34	8.42	8.21	8.24	8.35	8.39	8.38	8.38	8.42	8.62	8.43	8.41	8.03	8.55	8.67	8.68	8.62	8.49	
Des-Std	0.20	0.08	0.11	0.11	0.19	0.04	0.08	0.12	0.10	0.14	0.07	0.12	0.10	0.16	0.09	0.14	0.14	0.20	0.12	0.22	0.07	0.17	0.23	0.03	0.09	0.14	
MAX	8.47	8.24	8.51	8.68	9.15	8.55	8.51	8.75	8.51	8.80	8.33	8.59	8.56	8.92	8.56	8.60	8.65	9.04	8.81	9.55	8.14	8.83	9.19	8.75	8.75	9.00	
MIN	7.71	7.92	8.12	8.21	8.34	8.37	8.17	8.23	8.16	8.31	8.12	8.08	8.18	8.22	8.21	8.07	8.08	8.28	8.26	8.22	7.92	8.19	8.16	8.62	8.47	8.36	

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-6. Amonio (µM), en la Laguna Chelem.

Estrato	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	
#	15/11/99	18/11/99	18/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	24/11/99	
1																											
2	240	500	378	567	143	130	1916	690	741	590	184	676	741	962	371	586	1858	3231	3393	1410	1723	1047					
3	210	590	435	671	132	247	2345	945	473		980	865	644	598	624	708	2711	1411	4095	1380	1253	509	208	384	1530	1788	
4	320	630	320	919	335	371	1709	1099	1214		251	1073	630	488	767	787	2912	2639	3751	2090	1215	533	247	338	1070	1151	
5	330	550	314	1161	315	189	1159	898	1019	820	618	800	735	455	319	922	1754	787	1586	1330	1131	410	358	566	470	1209	
6	240	510	578	1309	309	650	750	1374	1443	840	1470	722	767	410	507	761	1222	423	1319	550	748	377	305	663	510	553	
7	920	600	435	1403	154	507	717	938	533	370	641	858	1222	323	344	4011	884	345	1001	380	241	195	380	592	470	754	
8	1020	420	183	407	561	312	764	1126	284	1010	880	859	631	592	344	820	936	631	1287	340	312	195	373	462	830	1320	
9	1610	630		765	640	754	1065	730	1415	530	1120	832	520	228	435	1021	1326	338	696	660	741	273	312		710	1008	
10																											
11	410	400	389	479	023	286	948	1005	1365	690	930	2457	631	306	715	514	728	286	826	510	865	221	315				
12	620	300	400	407	057	306	838	1715	1715	696	1030	613	1508	637	260	377	871	1690	386	488	410	435	293	364			
13	490	870	526	1320	286	845	1293	1601	830	870	637	1619	2022	1807	1083	370	2995	884	1235	1500	865	1307	1534				
14	430	330	031	440	006	299	784	1722	925	370	618	1462	644	208	275	3581	1404	306	787	230	618	286	319				
15	390	2740	063	378	034	033	576	918	735	320	741	1398	540	442	234	2873	371	323	533	510	117	215	176				
16	310	2290	083	347	086	000	669	563	328	920	819	1729	331	520	182	545	473	689	371	160	124	176	130				
MEDIA	544	813	318	769	179	332	1107	1094	850	698	751	1205	768	543	471	1312	1526	937	1672	819	783	446	373	493	809	904	
Desv. Est	382	714	169	368	157	245	514	360	387	244	317	494	393	398	239	1169	832	992	1506	577	520	335	342	120	363	414	
MAX	1610	2740	578	1403	561	845	2345	1722	1443	1030	1470	2457	2022	1807	1083	4011	2995	3751	5395	2090	1253	1307	1534	663	1530	1788	
MIN	210	300	031	347	006	000	576	563	228	320	184	676	331	208	182	370	371	286	371	160	117	176	130	338	440	299	

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-11. Alcalinidad total (mM), en la Laguna Chelem.

#	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26		
#	19/1/99	25/01/99	28/01/99	29/01/99	29/01/99	29/01/99	30/01/99	30/01/99	31/01/99	01/02/99	02/02/99	03/02/99	04/02/99	05/02/99	05/02/99	06/02/99	07/02/99	07/02/99	08/02/99	09/02/99	10/02/99	11/02/99	12/02/99	13/02/99	14/02/99	15/02/99		
1																									43	34	32	
2	31	42	42	42	33	37	39	34	27	45	73	44	37	40	43	45	40	43	35	37	34	44		42	35	32		
3	33	39	41	40	33	38	44	34	25		44	49	36	37	43	44	49	39	35	35	36	42	36	42	33	32		
4	33	43	40	39	33	41	54	44	27		54	49	38	36	35	40	42	37	34	36	34	39	35	40	34	32		
5	29	38	41	38	33	38	49	34	26	32	69	49	36	34	37	36	29	36	31	33	33	37	34	34	32	32		
6	31	34	41	34	31	39	39	44	24	32	44	49	34	31	35	38	30	31	30	30	32	32	34	34	29	32		
7	34	38	39	35	27	36	44	39	27	34	64	39	34	27	37	35	31	31	30	32	34	33	41	32	29	32		
8	38	39	35	37	27	37	34	39	27	31	83	44	34	29	35	34	35	35	29	31	38	39	47	35	31	30		
9	40	42		41	32	53	59	49	42	30	88	44	42	33	42	38	36	30	34	36	40	42	36		40	34		
10																												
11	31	42	39	30	28	36	49	39	26	32	59	44	31	27	33	32	32	34	30	31	33	35			28	27		
12	32	32	30	32	30	37	34	34	24	29	59	34	31	27	38	35	31	30	28	40	32	34	37			28	29	
13	31	38	36	30	30	39	69	25	27	31	59	34	31	29	36	33	35	35	28	30	33	31	33			29	31	
14	33	34	31	30	27	35	34	34	25	31	49	39	30	27	31	34	34	34	27	28	33	36	34			27	27	
15	31	30	26	30	27	36	54	34	22	27	64	34	33	27	32	34	32	31	28	27	27	31	30			29	27	
16	27	29	26	31	27	35	49	29	18	28	49	34	28	26	33	33	35	25	25	26	26	30	29			28	27	
MEDIA	33	37	36	35	30	38	47	37	26	32	61	42	34	31	36	37	35	34	30	32	33	36	36	38	31	30		
Des. Est.	03	04	06	04	02	03	10	06	05	04	13	06	04	04	04	04	05	04	03	04	03	04	04	04	03	03		
MAX	40	43	42	42	33	53	69	49	42	45	88	49	42	40	43	45	49	43	35	40	40	44	47	43	40	34		
MIN	27	29	26	30	27	35	34	25	18	27	44	34	28	26	31	32	29	25	25	26	26	30	29	32	27	27		

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-14. Clorofila "a" ($\mu\text{g/L}$), en la Laguna Chelem.

#	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26			
1																													
2	0.69				21.60	3.01	4.74	3.23	4.94	7.34	3.28	0.98	1.30	1.70	3.94	2.03	0.85	2.83	2.09	1.02									
3	0.86				11.70	2.15	2.01	5.81	5.98		2.18	1.52	1.70	1.09	2.24	1.35	0.62	1.03	1.70	0.79									
4	3.72				5.90	1.64	3.43	4.76	3.54		2.88	2.21	1.40	3.09	0.93	1.07	0.85	0.98	1.94	1.36									
5	1.38				6.30	1.85	3.44	3.33	5.81	4.02	4.49	1.46	1.50	0.86	1.45	2.40	1.91	1.52	2.02	1.74									
6	3.30				15.70	2.87	1.10	2.00	5.38	4.64	7.11	2.08	1.90	1.76	1.86	1.18	2.30	1.53	1.60	1.53									
7	4.19				33.61	4.22	1.99	4.16	6.14	4.35	6.61	1.82	1.90	4.58	1.81	1.73	2.66	1.16	3.74	2.27									
8	8.35				31.20	2.29	1.37	5.16	9.59	5.61	5.23	4.99	2.30	2.03	1.86	1.63	1.51	1.35	2.11	4.67									
9	3.31				28.85	3.63	2.54	2.31	3.05	3.95	6.51	4.81	8.10	4.77	1.45	4.67	3.34	1.41	1.01	7.63									
10																													
11	3.19				21.75	2.92	1.31	3.13	5.49	5.48	6.35	6.31	3.40	3.70	2.16	2.07	2.62	3.54	2.13	1.41									
12	3.46				18.00	2.64	1.11	3.45	7.46	8.12	7.01	15.71	3.90	2.64	2.31	2.56	2.59	1.54	1.59	2.32									
13	2.37				11.83	6.18	1.90	8.78	6.15	7.52	9.03	25.04	5.40	2.31	2.92	4.81	1.01	2.16	3.15	3.45									
14	2.92				13.87	2.44	1.13	3.28	7.36	6.97	11.00	19.06	3.30	2.96	2.61	4.45	3.06	1.03	2.35	3.89									
15	13.61				14.50	0.89	1.76	4.00	4.81	4.97	7.00	6.63	2.00	10.15	2.24	2.47	1.01	1.05	4.76	2.02									
16	1.30				10.50	0.53	0.89	2.93	2.87	5.15	7.00	1.91	1.20	0.92	1.86	1.57	0.79	1.02	1.40	1.18									
MEDIA	3.72				17.68	2.70	1.77	4.18	5.62	5.86	6.12	6.75	2.79	3.11	2.12	2.43	1.89	1.60	2.20	2.59									
Des. Est.	3.31				8.76	1.35	0.95	1.67	7.74	1.31	2.29	7.33	1.90	2.46	0.70	1.24	0.92	0.73	0.93	1.80									
MAX.	13.61				35.61	6.18	4.74	8.78	9.59	8.12	11.00	25.04	8.10	10.75	3.94	4.81	3.34	3.34	4.76	7.63									
MIN.	0.69				1.90	0.53	0.89	2.00	2.87	4.02	2.18	0.98	1.20	0.86	0.95	1.07	0.67	0.98	1.01	0.79									
#	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26			
MEDIA																													
Des. Est.																													
MAX.																													
MIN.																													

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-17. Nitrógeno particulado ($\mu\text{g/L}$), en la laguna Chelem.

Muestreo	No. 42	No. 43	No. 44	No.45	No. 46	No. 47	No. 48	Media	Desv. Std.	Min.	Max.
Estación	25-III-1992	22-IV-1992	27-V-1992	1-VII-1992	29-VII-1992	15-IX-1992	20-X-1992				
1	103	47	48	68	92	82	126	81	27	47	126
2	56	27	45	22	55	48	90	49	21	22	90
3	21	40	29	42	38	29	43	35	8	21	43
4	25	27	23	39	42	34	37	32	7	23	42
5	31	21	25	33	33	33	53	33	9	21	53
6	39	24	35	30	37	26	57	36	10	24	57
7	46	37	25	37	32	92	62	47	21	25	92
8	109	61	39	58	35	129	85	74	33	35	129
9	41	111		179	41	268	201	140	84	41	268
10	549	492	339	241	228	957	221	432	246	221	957
11	40		28	28	26	63	63	41	16	26	63
12	48	33	17	15	37	57	56	37	16	15	57
13	45	25	33	37	41	69	55	44	14	25	69
14	76	24	17	32	29	56	74	44	23	17	76
15	67	19	29	30	33	40	165	55	47	19	165
16	18	51	14	20	19	40	49	30	15	14	51
Media	82	69	50	57	51	126	90	75			
Desv. Std.	123	115	78	60	48	222	56		118		
Min.	18	19	14	15	19	26	37			14	
Max.	549	492	339	241	228	957	221				957

Tabla A-18. Materia particulada total (mg/L), en la Laguna Chelem.

Escala	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48				
#	11-31-1992	12-31-1992	1-17-1993	1-17-1993	6-13-1993	6-13-1993	6-13-1993	10-12-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993	12-25-1993
1	35.5	19.1	61.3	19.9	17.0	12.5	12.0	4.5	9.1	7.3	10.8	30.3	14.1	18.1	27.4	12.9	9.6	19.6	18.9	13.0	61.3	4.5
2	3.0	9.3	48.0	22.6	27.0	11.6	9.1	4.8	2.9	5.5	33.3	19.9	4.6	7.1	9.5	9.4	5.0	14.9	15.0	14.2	33.3	2.9
3	6.6	7.2	12.8	11.0	6.8	7.2	2.3	3.3	2.1	4.0	9.2	11.3	7.1	4.3	12.1	5.3	6.1	5.6	6.9	3.2	12.8	2.1
4	2.2	6.0	15.5	9.6	3.4	5.5	7.0	5.9	5.1	3.9	13.2	9.7	4.9	6.4	14.7	8.3	8.1	7.3	7.7	3.5	15.5	2.2
5	6.5	18.1	31.0	9.5	10.1	7.9	14.5	7.9	9.6	7.0	13.1	16.7	5.7	11.6	9.6	8.8	10.4	14.4	11.8	5.7	31.0	3.7
6	8.5	13.3	24.8	10.0	9.7	11.3	4.9	7.2	7.1	20.0	25.5	12.0	9.0	11.3	9.5	12.3	5.7	17.8	12.2	5.9	25.5	4.9
7	11.5	16.5	27.6	14.2	9.0	11.3	13.6	6.9	14.7	9.4	20.4	27.6	13.1	15.1	8.9	8.7	13.7	20.1	14.6	5.9	27.6	6.9
8	15.9	15.3	21.2	15.8	11.9	10.3	10.6	24.4	12.9	11.5	14.7	34.0	13.7	14.0	7.6	10.1	9.1	13.6	14.8	6.1	34.0	7.6
9	7.7	56.3	16.6	28.0	21.6	27.2	23.3	29.1	6.4	8.0	20.3	14.2	12.4	384.7	12.0	11.0	26.4	17.7	39.7	84.3	384.7	6.4
10					25.6	31.2	27.1	21.2	11.5	56.7	38.1	100.0	67.0	72.7	44.0	17.3	57.0	17.6	43.4	25.0	100.0	11.5
11	10.5	14.1	23.3	7.4	10.0	8.4	6.3	5.8	11.3	8.8	13.7	16.3	10.6	10.5	4.3	7.1	11.7	21.1	11.2	4.9	23.3	4.3
12	14.7	7.1	16.9	12.8	7.2	5.9	5.9	4.6	17.1	13.0	21.2	24.8	18.3	8.0	5.7	4.4	11.3	15.3	11.9	6.0	24.8	4.4
13	5.8	11.8	17.5	8.2	9.1	9.7	13.1	5.6	10.0	8.3	9.4	12.4	7.2	13.3	5.6	7.7	14.8	13.2	10.2	3.3	17.5	5.6
14	10.2	7.3	16.7	8.6	12.5	6.7	4.4	4.8	55.4	13.1	11.0	32.0	23.1	9.0	6.3	6.1	14.3	23.5	14.7	12.2	55.4	4.4
15	14.7	6.0	15.1	10.8	7.4	17.3	5.8	4.3	15.6	30.6	44.2	18.4	7.5	5.9	6.0	3.6	11.5	49.5	15.2	13.0	49.5	3.6
16	4.6	2.4	9.4	8.0	3.5	12.7	1.9	3.5	7.4	7.8	4.5	5.7	5.2	2.9	1.1	1.8	5.3	12.5	5.6	3.4	12.7	1.1
MEGSA	10.7	14.0	23.8	13.1	11.5	12.3	10.2	9.0	12.4	13.4	21.4	24.1	14.0	37.2	11.5	8.4	13.8	17.7	15.5			
Day 84	7.7	12.3	13.5	5.9	6.4	7.1	7.1	7.9	11.9	12.9	15.7	21.3	14.6	91.1	10.1	3.8	12.2	9.4		25.3		
MAX	35.5	56.3	61.3	28.0	27.0	31.2	27.1	29.1	55.4	36.7	38.1	100.0	67.0	384.7	44.0	17.3	57.0	49.5			384.7	
MIN	2.2	2.4	9.4	7.4	3.5	5.5	1.9	3.3	2.1	3.9	4.5	3.7	4.6	2.9	1.1	1.8	5.0	3.6				1.1

Tabla A-19. Materia particulada inorgánica (mg/L), en la Laguna Chelem.

Estación	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Medio	Des. Est.	Max	Min
n	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48					
	22-III-1991	2-IV-1991	1-V-1991	6-V-1991	9-V-1991	8-VI-1991	18-DC-1991	10-XX-1991	10-XX-1991	10-XX-1991	22-III-1992	22-III-1992	22-IV-1992	22-V-1992	1-VIII-1992	29-IX-1992	15-DC-1992	20-V-1992				
1	13.9	36.7	9.9	11.5	7.0	8.9	2.9	4.7	4.0	6.9	22.3	9.1	12.9	19.6	6.6	5.3	11.3	11.4	8.1	36.7	2.9	
2	6.0	26.2	13.6	19.8	7.8	6.7	2.6	1.9	3.3	42.5	14.4	2.6	4.2	6.6	4.8	2.6	8.4	10.2	10.4	42.5	1.9	
3	3.7	3.6	7.0	3.9	3.7	1.7	2.1	1.1	1.9	7.1	6.2	3.6	3.2	8.1	3.4	3.8	2.8	3.9	2.0	8.1	1.1	
4	3.6	7.3	5.3	2.6	2.5	4.8	3.4	2.9	2.0	10.6	6.1	2.4	4.8	10.7	6.5	5.1	4.2	5.0	2.5	10.7	2.0	
5	14.8	14.4	4.3	6.1	4.3	12.1	5.1	6.7	4.0	10.4	11.9	4.5	8.7	7.3	6.3	7.1	9.4	8.1	3.4	14.8	4.0	
6	9.8	12.0	4.9	6.1	7.6	3.8	5.3	4.7	14.2	20.3	7.5	6.2	7.3	6.9	10.3	3.9	12.9	8.5	4.2	20.3	3.8	
7	13.0	13.4	8.4	5.3	6.5	11.5	5.2	10.6	5.5	16.5	22.1	9.8	11.5	6.4	8.0	8.4	14.6	10.4	4.4	22.1	5.2	
8	11.1	8.2	8.0	7.4	5.3	7.8	18.8	7.9	5.5	10.7	23.5	6.4	10.1	5.6	8.0	5.1	7.8	9.2	4.7	23.5	5.1	
9	34.9	5.0	13.4	6.0	13.4	14.4	13.6	1.7	0.6	13.3	3.2	2.8	282.3	5.0	4.7	12.4	6.3	25.5	64.7	282.3	0.6	
10				11.6	14.7	11.7	11.2	2.0	20.7	13.5	37.0	17.0	28.0	26.4	6.7	18.0	4.4	15.9	9.3	37.0	2.0	
11	10.5	10.3	3.2	6.4	5.5	5.5	3.8	8.1	5.7	10.8	11.5	7.8	7.7	3.1	5.5	8.8	14.8	7.6	3.1	14.8	3.1	
12	4.8	9.4	7.6	5.2	3.8	4.7	3.1	12.7	9.2	17.3	19.6	15.4	5.4	4.2	3.3	8.5	11.1	8.6	5.0	19.6	3.1	
13	8.8	10.5	4.4	4.3	5.7	11.0	3.1	6.6	4.8	6.7	7.6	4.5	8.6	3.5	4.8	11.3	7.5	6.7	2.6	11.3	3.1	
14	5.0	10.0	5.4	7.9	4.0	3.3	3.3	42.6	9.6	9.2	24.5	17.2	5.9	4.7	5.3	9.5	16.8	10.8	9.7	42.6	3.3	
15	4.3	8.7	6.0	4.4	10.8	4.6	2.5	11.2	21.4	37.6	14.3	5.4	3.4	4.3	2.4	8.8	36.9	11.0	10.7	37.6	2.4	
16	2.1	4.0	5.8	1.5	8.6	1.4	2.5	5.1	5.7	3.2	3.4	2.1	1.7	0.6	1.1	3.8	9.0	3.6	2.4	9.0	0.6	
MECDA	9.8	12.0	7.1	6.9	6.9	7.1	5.5	8.2	7.4	14.8	14.7	7.3	25.4	7.7	5.5	7.7	11.1	9.7				
Des. Est.	7.8	8.4	3.0	4.2	3.4	3.9	4.6	9.5	6.1	10.5	9.1	5.0	66.6	6.3	2.2	3.9	7.7		18.1			
MAX	34.9	36.7	13.6	19.8	14.7	14.4	18.8	42.6	21.4	42.5	37.0	17.2	282.3	26.4	10.3	18.0	36.9			282.3		
MIN	2.1	3.6	3.2	1.5	2.5	1.4	2.1	1.1	0.6	3.2	3.2	2.1	1.7	0.6	1.1	2.6	2.8				0.6	

Tabla A-20. Materia particulada orgánica (mg/L), en la Laguna Chelem.

Estación	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Muestra	Media	Dev. Est.	Max	Min
n°	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48						
	22-II-1991	27-V-1991	1-VI-1991	6-VI-1991	9-VI-1991	6-VII-1991	10-IX-1991	12-XI-1991	10-XII-1991	21-II-1992	25-III-1992	22-IV-1992	27-V-1992	1-VI-1992	28-VI-1992	15-IX-1992	20-X-1992						
1	5.2	24.7	10.0	5.5	5.5	3.1	1.6	4.4	3.3	3.9	8.0	5.0	5.3	7.9	6.4	4.3	8.3	6.6	5.0	24.7	1.6		
2	3.3	21.8	9.0	7.2	3.8	2.4	2.2	1.0	2.2	10.8	5.4	2.0	2.9	2.9	4.6	2.4	6.5	5.3	4.9	21.8	1.0		
3	3.5	9.2	4.0	2.9	3.5	0.6	1.2	1.0	2.1	2.1	5.2	3.6	1.1	4.0	1.9	2.4	2.8	3.0	2.0	9.2	0.6		
4	2.4	8.3	4.4	2.8	3.0	2.2	2.5	2.2	1.9	2.6	3.6	2.5	1.6	4.0	1.7	3.1	3.1	3.1	1.5	8.3	1.6		
5	3.4	16.6	5.3	4.0	3.6	2.4	2.8	2.9	3.0	2.7	4.8	1.3	2.9	2.3	2.5	3.2	4.9	4.0	3.3	16.6	1.3		
6	3.5	12.8	5.1	3.6	3.7	1.1	1.9	2.4	5.8	5.2	4.5	2.8	4.0	2.6	2.0	1.9	4.8	4.0	2.6	12.8	1.1		
7	3.5	14.2	3.8	3.7	4.8	2.1	1.7	4.1	3.9	3.9	5.5	3.3	3.6	2.4	0.7	5.3	5.5	4.4	2.8	14.2	0.7		
8	4.4	13.0	7.8	4.5	5.0	2.8	5.5	5.0	6.0	4.0	10.5	7.4	3.9	2.0	2.1	4.0	5.9	5.5	2.8	13.0	2.0		
9	21.4	11.6	14.6	5.6	13.8	10.9	15.6	4.7	7.4	6.9	11.0	9.6	102.3	7.0	6.3	14.0	11.5	16.1	22.0	102.3	4.7		
10				14.0	16.5	15.4	10.0	9.5	36.0	44.5	63.0	50.0	44.7	17.6	10.7	39.0	13.2	27.4	17.4	63.0	9.5		
11	3.6	13.0	4.2	3.6	2.9	0.8	2.0	3.2	3.1	2.9	4.8	2.8	2.8	1.1	1.6	2.9	6.2	3.6	2.7	13.0	0.8		
12	2.4	7.5	5.2	2.1	2.0	1.1	1.5	4.4	3.8	3.9	5.2	2.9	2.5	1.5	1.1	2.8	4.2	3.2	1.7	7.5	1.1		
13	3.0	7.0	3.8	4.8	4.0	2.1	2.5	3.4	3.5	2.7	4.8	2.8	4.7	2.1	2.9	3.5	5.7	3.7	1.3	7.0	2.1		
14	2.3	6.7	3.2	4.6	2.7	1.1	1.5	12.8	3.5	1.8	7.5	5.9	3.1	1.6	0.8	4.8	6.7	4.2	3.0	12.8	0.8		
15	1.7	6.4	4.8	3.0	6.5	1.2	1.8	4.4	9.3	6.6	4.1	2.1	2.4	1.7	1.2	2.7	12.6	4.3	3.1	12.6	1.2		
16	0.3	5.4	2.2	2.1	4.2	0.5	0.9	2.3	2.1	1.3	2.3	3.1	1.2	0.5	0.8	1.6	3.5	2.0	1.3	5.4	0.3		
MEGA	4.3	11.9	6.0	4.6	5.3	3.1	3.4	4.2	6.1	6.6	9.4	6.7	11.8	3.8	3.0	6.1	6.6	6.0					
Dev. Est.	4.7	5.5	3.1	2.8	3.9	4.0	3.8	2.9	8.0	10.1	14.0	11.4	25.5	4.0	2.6	8.9	3.1		9.4				
MAX	21.4	24.7	14.6	14.0	16.5	15.4	15.6	12.8	36.0	44.5	63.0	50.0	102.3	17.6	10.7	39.0	13.2			102.3			
MIN	0.3	5.4	2.2	2.1	2.0	0.5	0.9	1.0	1.9	1.3	2.3	1.3	1.1	0.5	0.7	1.6	2.8						0.3

Tabla A-21. Resultados de los análisis fisicoquímicos de los sedimentos de Chelem.

Muestra	Porosidad	Materia	Nitrógeno	Fósforo	Arena	Limo	Arcilla	Tipo de	pH	Sulfuros	Potencial REDOX	
#		Orgánica (%)	Total	Total	%	%	%	sedimento		Totales mN	pE	Eh (mV)
			µmol/g	µmol/g				(Shepard)				
1	0.5	6.6	256.7	2.4	51.5	36.0	12.5	Arena Limosa	5.6	2.36	-1.26	-74.6
2	0.5	5.2	173.3	2.4	71.5	22.0	6.5	Arena Limosa	6.5	2.66	-2.38	-140.5
3	0.4	4.5	132.5	2.7	76.0	18.0	6.0	Arena	6.1	1.25	-1.84	-108.6
4	0.5	5.2	125.2	3.5	41.0	52.3	6.7	Limo Arenoso	6.3	1.03	-2.07	-122.1
5	0.6	5.0	191.8	4.5	43.5	51.0	5.5	Limo Arenoso	5.1	0.37	-0.52	-30.4
6	0.4	3.4	87.0	4.3	57.5	8.5	34.0	Arena Arcillosa	4.7	3.35	-0.14	-8.0
7	0.7	7.6	220.9	5.0	67.5	14.5	18.0	Arena Arcillosa	4.7	3.59	-0.14	-8.1
8	0.7	9.2	338.7	5.6	31.5	56.0	12.5	Limo Arenoso	4.8	1.03	-0.20	-11.5
9	0.6	4.1	17.2	4.8	63.5	32.0	4.5	Arena Limosa	4.7	2.43	-0.12	-7.0
10	0.3	2.9	80.9	4.0	74.0	20.5	5.5	Arena Limosa	4.4	3.67	0.24	14.0
11	0.6	4.2	202.4	3.9	73.5	22.0	4.5	Arena Limosa	3.9	0.61	0.96	56.6
12	0.4	5.6	198.1	6.7	90.5	7.8	1.7	Arena	4.6	2.13	0.02	1.0
13	0.6	6.3	227.9	6.2	31.5	58.0	10.5	Limo Arenoso	5.2	0.47	-0.65	-38.4
14	0.3	2.2	73.9	7.1	89.5	8.0	2.5	Arena	6.7	0.98	-2.56	-151.1
Media	0.5	5.1	166.2	4.6	57.8	31.1	11.2		5.2	1.85	-0.76	-44.9
Desv. Std.	0.1	1.8	82.3	1.5	14.6	16.3	8.7		0.8	1.13	1.04	61.4
Min.	0.3	2.2	17.2	2.4	31.5	8.5	4.5		3.9	0.37	-2.56	-151.1
Max.	0.7	9.2	338.7	7.1	76.0	56.0	34.0		6.7	3.67	0.96	56.6

Tabla A-22. Amonio, nitrito, nitrato y fosfato en el agua intersticial de los sedimentos.

ESTACION	AMONIO		NITRITO		NITRATO		FOSFATO					
	EN AGUA	EN EXTRACTO	EN AGUA	EN EXTRACTO	EN AGUA	EN EXTRACTO	EN AGUA	EN EXTRACTO				
#	µM	µM	µM	µM	µM	µM	µM	µM				
1	5.36	126.00	367.28	0.07	0.30	0.76	0.18	2.60	7.44	0.25	0.48	0.95
2	6.14	66.60	187.52	0.13	0.72	0.41	1.69	2.80	5.02	0.23	0.53	1.12
3	6.49	72.20	203.62	0.08	1.61	4.68	0.19	3.13	9.01	0.28	0.49	0.92
4	10.20	162.38	466.74	0.15	1.43	3.99	0.98	3.16	7.52	0.32	0.31	0.29
5	7.74	177.92	518.28	0.15	0.84	2.22	1.54	2.36	4.00	0.27	0.27	0.27
6	11.34	148.21	421.95	0.10	0.14	0.22	1.08	0.18	0.01	0.27	0.29	0.33
7	11.27	355.83	1044.93	0.14	0.24	0.44	1.02	2.11	4.29	0.34	0.49	0.79
8	5.96	336.89	998.75	0.11	0.16	0.26	1.54	0.38	0.01	0.27	0.42	0.72
9	7.25	171.58	500.24	0.09	0.16	0.30	0.46	0.34	0.10	0.34	0.28	0.16
10	5.94	156.10	456.42	0.22	0.40	0.76	2.56	1.79	0.01	0.37	0.17	0.01
11	8.91	181.21	525.81	0.19	0.15	0.07	1.70	0.34	0.01	0.31	0.42	0.64
12	7.66	6.46	4.06	0.23	0.79	1.91	3.77	14.08	34.70	0.27	0.23	0.15
13	6.90	193.03	571.29	0.23	1.61	4.33	2.11	6.33	14.83	0.29	0.23	0.11
14	6.59	57.14	158.24	0.13	1.85	5.29	1.71	10.19	27.15	0.29	0.16	0.01
MEDIA	7.70	158.14	458.94	0.15	0.71	1.83	1.50	3.56	8.15	0.29	0.34	0.46
DES. STD.	1.91	93.97	280.71	0.06	0.62	1.85	0.96	3.90	10.30	0.04	0.12	0.37
MAX.	11.34	355.83	1044.93	0.25	1.85	5.29	3.77	14.08	34.70	0.37	0.53	1.12
MIN.	5.36	6.46	4.06	0.07	0.14	0.07	0.18	0.18	0.01	0.23	0.16	0.01

Tabla A-23. Flujo de amonio, nitrito, nitrato y fosfato en Chelem.

Estación #	Amonio $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ h}$	Nitrito $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ h}$	Nitrato $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ h}$	Fosfato $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ h}$
1	-127.27	-0.23	-2.45	-0.09
2	-61.89	-0.09	-1.09	-0.11
3	-62.90	-1.41	-2.70	-0.08
4	-149.12	-1.21	-2.05	0.00
5	-203.35	-0.80	-0.94	0.00
6	-128.27	-0.04	0.32	-0.01
7	-511.78	-0.14	-1.55	-0.08
8	-519.16	-0.08	0.77	-0.09
9	-203.41	-0.08	0.14	0.03
10	-92.31	-0.11	0.58	0.03
11	-210.84	0.05	0.67	-0.05
12	0.96	-0.43	-7.95	0.01
13	-248.48	-1.73	-5.37	0.03
14	-35.63	-1.17	-5.74	0.02
Media	-182.39	-0.53	-1.95	-0.03
Desv. Std.	152.86	0.58	2.61	0.05
Max.	0.96	0.05	0.77	0.03
Min.	-519.16	-1.73	-7.95	-0.11

Tabla A-24. Incubaciones aeróbicas de los sedimentos de Chelem. Concentraciones de nutrientes (μM).

MUESTRA 1					MUESTRA 2					MUESTRA 3				
TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato
0.0	126.00	0.30	2.60	0.48	0.0	66.60	0.22	2.80	0.53	0.0	72.20	1.61	3.13	0.49
0.3	118.00	0.24	1.54	0.43	0.3	62.00	0.22	2.76	0.38	0.3	70.80	1.33	2.62	0.40
1.2	116.00	0.25	1.90	0.42	1.2	64.30	0.27	2.64	0.50	1.2	64.40	1.21	2.28	0.53
3.2	128.00	0.25	1.90	0.49	3.2	63.50	0.36	2.51	0.53	3.2	70.20	0.42	1.19	0.63
5.4	127.00	0.26	1.95	0.56	5.4	69.20	0.57	1.93	0.59	5.4	2.68	0.31	0.87	0.62
8.2	126.00	0.39	1.85	0.64	8.2	69.20	0.30	1.25	0.55	8.2	1.98	0.22	0.16	0.56
10.3	131.00	0.28	1.32	1.69	10.3	78.30	0.18	0.99	0.62	10.3	1.88	0.16	0.83	0.75
22.3	121.00	0.30	1.31	0.53	22.3	73.80	0.25	0.98	0.67	22.3	74.90	0.69	1.36	0.66
32.3	96.50	0.26	1.50		32.3	76.90	0.20	1.14	0.56	32.3	88.10	1.15	1.79	0.60
MUESTRA 4					MUESTRA 5					MUESTRA 6				
TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato
0	162.38	1.43	3.16	0.31	0	177.92	0.84	2.36	0.27	0	148.21	0.14	0.18	0.29
1	91.03	1.22	2.28	0.31	1	177.92	0.15	1.07	0.21	1	126.73	0.10	0.14	0.09
4	93.17	0.57	1.30	0.34	4	174.42	0.13	0.15	0.28	4	142.81	0.11	0.10	0.21
7	80.72	0.72	1.39	0.29	7	174.42	0.12	0.14	0.19	7	133.28	0.19	0.10	0.21
21	96.04	1.66	2.65	0.31	21	177.92	0.17	0.07	0.19	21	136.12	0.25	0.18	0.20
28	94.84	4.65	6.23	0.35	28	111.31	0.29		0.21	28	156.53	0.11	0.20	0.20
MUESTRA 7					MUESTRA 8					MUESTRA 9				
TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato
0	355.83	0.24	2.11	0.49	0	336.89	0.16	0.38	0.42	0	171.58	0.16	0.34	0.28
1.5	348.84	0.10	0.57	0.45	1.5	331.73	0.10	0.30	0.35	1.5	165.17	0.12	0.27	0.31
3	345.63	0.07	0.32	0.40	3	318.59	0.09	0.19	0.37	3	152.04	0.11	0.12	0.29
8	339.66	0.09	0.20	0.52	8	313.07	0.10	0.17	0.35	8	186.80	0.21		0.27
35	334.24	0.32		0.45	35	320.56	0.24		0.35	35	177.07	0.19	0.17	0.23
97	326.97	1.52		5.07	97	324.76	0.77		1.79	97	187.24	0.14	0.10	0.49
MUESTRA 10					MUESTRA 11					MUESTRA 12				
TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato
0	156.10	0.40	1.79	0.17	0	181.21	0.15	0.34	0.42	0	6.46	0.79	14.08	0.23
7	188.30	0.72	2.03	0.19	1.5	170.31	0.15	0.31	0.46	7	5.44	0.63	15.42	0.32
24	157.42	1.58	2.51	0.12	3	223.69	0.21	0.24	0.35	24	6.77	0.24	15.43	0.21
48	160.02	2.18	3.41	0.09	8	191.68	0.53	0.12	0.35	48	5.99	0.17	16.94	0.14
72	183.49	3.25	4.82	0.09	35	167.17	0.13	0.27	0.34	72	5.16	0.26	17.47	0.15
96	176.89	6.18	8.36	0.07	97	175.81	0.19	0.29	0.52	96	6.85	0.37	18.18	0.12
MUESTRA 13					MUESTRA 14									
TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato	TIEMPO (s)	Amonio	Nitró	Nitrato	Fosfato					
0	195.03	1.61	6.35	0.23	0	57.14	1.85	10.19	0.16					
7	187.73	0.38	0.62	0.10	7	45.68	2.54	10.75	0.10					
24	179.69	0.64	0.67	0.10	24	49.46	9.15	19.00	0.08					
48	201.66	0.38	0.38	0.10	48	35.00	26.52	38.37	0.05					
72	197.89	0.55	0.84	0.09	72	14.31	44.11	20.45	0.06					
96	187.35	0.28	0.77	0.16	96	5.36	44.54	45.15	0.07					

Tabla A-25. Tasas de cambio en incubaciones aeróbicas de sedimentos de Chelem.

Muestra #	Amonio $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{ h}$	Nitrito $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{ h}$	Nitrato $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{ h}$	Fosfato $\mu\text{mol} / \text{m}^2 \text{ h}$
1	106.86	0.46	-4.36	8.04
2	69.62	0.38	-13.07	1.32
3	-488.59	-9.84	-16.87	1.61
4	-444.31	-15.65	-24.61	-0.22
5	237.81	-4.57	-25.73	-0.47
6	-109.19	1.19	-0.49	-0.04
7	-42.04	-0.04	-54.87	-1.77
8	-30.58	0.09	-5.24	-1.77
9	32.76	0.17	-0.22	-0.65
10	-10.12	0.50	-0.63	-0.27
11	-55.15	-0.05	-0.13	-0.26
12	-1.44	-1.36	3.77	-0.28
13	18.39	-1.45	-9.14	-0.20
14	-22.98	43.11	25.58	-0.19
Media	-52.78	0.93	-9.00	0.35
Desv. Std.	187.02	12.58	17.73	2.31
Max.	237.81	43.11	25.58	8.04
Min.	-488.59	-15.65	-54.87	-1.77

Tabla A-26. Resultados de nitrificación y desnitrificación en los sedimentos de Chelem.

Estación	Determinación de nitrificación					Determinación de desnitrificación			
	Flujo sin HCCH	Flujo con HCCH	Diferencia $\mu\text{mol/h}$	Diferencia $\mu\text{mol/m}^2\text{h}$	Nitrificación $\mu\text{mol/m}^2\text{h}$	Tasa	r^2	Factor	Desnitrificación $\mu\text{mol/m}^2\text{h}$
1	3.500	4.190	0.690	87.81	87.81	1.04	0.96	14.35	
2	1.029	1.700	0.671	85.39	85.39	-0.42	0.55	-5.71	5.71
3	2.225	2.983	0.758	96.53	96.53	0.37	0.44	5.04	
4	1.360	1.526	0.166	21.19	21.19	-0.34	0.65	-4.72	4.72
5	0.615	0.672	0.057	7.25	7.25	-0.36	0.57	-4.96	4.96
6	4.029	4.597	0.569	72.39	72.39	-0.44	0.76	-6.10	6.10
7	3.011	1.538	-1.473	-187.55		0.07	0.41	1.00	
8	2.434	1.802	-0.632	-80.51		-1.17	0.91	-16.07	16.07
9	0.338	0.647	0.309	39.34	39.34	-0.54	0.99	-7.38	7.38
10	5.285	5.273	-0.012	-1.52		-0.60	0.91	-8.21	8.21
11	1.369	0.814	-0.555	-70.60		-0.62	0.97	-8.46	8.46
12	2.032	1.098	-0.934	-118.90		0.38	0.95	5.19	
13	0.678	0.682	0.004	0.53	0.53	-0.85	0.95	-11.65	11.65
14	1.048	1.141	0.094	11.91	11.91	-0.52	1.00	-7.11	7.11
Media	2.07	2.05	-0.02	-2.62	46.93				8.04
Desv. Std.	1.40	1.51	0.64	81.26	36.41				3.30
Min.	0.34	0.65	-1.47	-187.55	0.53				16.07
Max.	5.28	5.27	0.76	96.53	96.53				4.72

Tabla A-27. Flujos, nitrificación, y desnitrificación netos (extrapolados al área de la laguna).

Estación	Area	Amonio	Nitrito	Nitrato	Fosfato	Nitrificación	Desnitrificación
#	Km ²	mol/día	mol/día	mol/día	mol/día	mol/día	mol/día
1	2.1	6399.4	11.8	123.2	4.5	4415.4	0.0
2	1.8	2645.6	3.9	46.6	4.7	3650.0	244.1
3	2.6	3862.4	86.9	165.8	4.6	5927.8	0.0
4	2.4	8426.2	68.4	115.8	0.2*	1197.3	266.7
5	1.2	5640.9	22.1	26.1	0.0	201.1	137.6
6	0.4	1211.1	0.3	3.1*	0.1	683.5	57.6
7	1.1	13447.7	3.8	40.8	2.1	0.0	0.0
8	1.9	23217.3	3.4	34.6*	3.9	0.0	718.7
9	1.1	5508.7	2.3	3.9*	0.7*	1065.4	199.9
10	0.4	939.2	1.1	5.9*	0.3*	0.0	83.5
11	0.1	663.6	0.1*	2.1*	0.2	0.0	26.6
12	0.1	1.9*	0.9	15.7	0.0	0.0	0.0
13	0.1	436.5	3.0	9.4	0.1*	20.9	20.5
14	0.0	23.5	0.8	3.8	0.0	0.3	4.7
Total	15.2	72420.1	208.4	497.8	18.7	17161.8	1759.8

Nota: * Del agua al sedimento.

Tabla A-28. Mediciones del ciclo de 24 horas de mayo de 1991.

#	Hora	Marea	Temp. °C	Sal	pH	Oxígeno m/L	Amonio µM	Nitrito µM	Nitrato µM	Fosfatos µM	Silicatos µM	Alc. mM	Calcio mM	Clorofila µg/L			Mater. Particulada			Nitrógeno µg/L
														a	b	c	Total mg/L	Org.	Inorg.	
1	09:00	88	27.7	34.14	8.88	4.1	3.68	0.08	1.38	0.40	4.40	2.6	9.6	227	2.52	7.15	43.8	12.0	31.8	91.11
2	10:00	90	28.0	38.02	8.82	3.7	3.84	0.08	0.78	0.00	4.60	3.0	10.9	2.71	2.46	8.41	38.8	10.8	28.0	96.85
3	11:00	88	28.5	38.04	8.79	3.7	3.50	0.04	1.15	0.05	4.70	3.0	3.4	3.49	2.53	8.81	41.0	10.6	30.4	105.64
4	12:00	93	28.9	38.07	8.82	3.9	3.33	0.00	1.53	0.00	4.00	3.1	11.0	4.33	2.98	8.86	43.2	11.0	32.2	132.83
5	13:00	93	28.7	38.07	8.82	3.8	3.51	0.00	1.41	0.00	4.30	3.0	10.7	3.48	2.61	7.73	38.8	9.4	29.4	123.21
6	14:00	90	28.3	38.08	8.81	3.8	3.60	0.00	1.38	0.00	3.60	3.0	10.4	4.45	2.91	9.35	40.4	13.4	27.0	111.75
7	15:00	80	28.5	38.02	8.80	3.2	3.71	0.00	0.63	0.00	3.40	3.1	11.3	5.88	3.09	10.20	44.8	14.2	30.6	149.85
8	16:00	74	27.7	38.07	8.80	3.5	3.84	0.08	1.20	0.00	3.90	3.1	11.2	5.44	3.07	10.01	45.2	15.2	28.0	149.85
9	17:00	70	28.0	38.01	8.80	3.9	3.64	0.04	1.53	0.00	6.20	3.1	10.7	5.13	2.84	9.41	44.4	14.8	29.6	130.52
10	18:00	55	28.7	37.89	8.83	3.9	6.18	0.00	2.45	0.35	5.70	3.0	10.3	3.91	2.76	8.84	56.6	18.4	38.2	172.05
11	19:00	48	29.0	37.98	8.89	4.1	5.01	0.13	2.45	0.00	6.60	3.0	11.0	6.56	3.06	9.72	69.8	26.2	43.6	122.1
12	20:00	20	27.5	37.91	8.84	3.8	9.36	0.13	3.03	0.00	9.80	2.9	11.1	4.99	3.13	8.77	61.0	23.6	37.4	198.88
13	21:00	20	27.5	38.04	8.82	3.5	8.13	0.11	2.35	0.00	14.00	2.9	11.0	3.25	2.65	8.38	51.0	18.6	32.4	152.35
14	22:00	0	28.0	38.01	8.80	3.1	7.67	0.15	2.30	0.25	15.20	3.0	10.8	4.82	2.62	8.79	61.2	22.0	35.2	223.57
15	23:00	0	27.5	38.02	8.76	2.9	9.36	0.17	2.45	0.00	22.60	3.0	11.0	3.99	1.99	8.34	53.0	18.8	34.2	207.76
16	24:00	10	27.5	37.98	8.79	3.1	8.71	0.15	2.63	0.10	16.10	3.0	10.7	2.92	2.63	7.61	44.4	15.8	28.6	122.38
17	01:00	12	27.5	38.24	8.76	3.0	10.66	0.17	2.83	0.10	21.00	3.1	11.0	3.04	2.55	8.10	46.4	17.2	29.2	133.11
18	02:00	13	27.5	37.00	8.79	2.9	7.91	0.42	3.25	0.00	12.60	2.9	10.7	3.25	2.68	7.84	51.4	16.6	34.8	99.35
19	03:00	30	27.5	38.16	8.79	3.3	8.06	0.15	2.18	0.00	10.20	2.9	11.5	3.60	2.49	8.76	47.8	16.2	31.6	108.23
20	04:00	40	27.5	38.08	8.78	2.9	9.23	0.17	2.23	0.00	12.70	3.0	11.4	3.79	2.80	8.89	43.6	14.0	29.6	130.24
21	05:00	50	27.5	38.18	8.76	3.0	10.14	0.19	1.95	0.00	11.40	3.0	11.1	4.14	2.68	8.72	45.2	15.2	30.0	119.79
22	06:00	65	28.0	38.27	8.81	3.3	5.98	0.00	1.10	0.00	3.10	3.0	11.3	3.35	2.82	8.18	40.0	12.0	28.0	97.5
23	07:00	73	28.0	38.35	8.83	3.3	3.51	0.00	0.60	0.00	3.00	3.0	11.5	2.48	2.58	7.98	40.4	10.2	30.2	55.5
24	08:00	80	28.0	38.27	8.87	3.4	3.51	0.06	1.33	0.00	3.60	2.9	11.1	2.17	2.31	7.90	36.2	10.0	26.2	55.87
25	09:00	85	27.5	38.22	8.89	3.6	5.01	0.08	1.08	0.55	3.60	2.9	11.0	1.84	2.29	7.13	38.0	11.8	26.2	57.35
26	10:00	95	28.0	38.18	8.91	3.6	4.62	0.00	1.60	0.00	3.20	2.8	11.3	2.36	2.65	7.49	40.2	11.2	29.0	67.62
27	11:00	90	27.5	38.16	8.90	3.7	5.01	0.02	1.33	0.05	3.00	2.8	11.1	1.94	2.50	6.38	37.8	10.0	27.8	56.89

Tabla A-29. Mediciones del ciclo de 24 horas de octubre de 1991.

#	Hora	Marca	Temp.	Sal	pH	Oxígeno	Amonio	Nitrito	Nitrito	Fosfatos	Silicatos	Alc.	Calcio	Clorofitas µg/L.			Materia Particulada			Nitrogeno
														a	b	c	Total	Org.	Inorg.	
			°C			ml/L	µM	µM	µM	µM	µM	mM	mM	mg/L			µg/L			
1	11.00	115	27.5	36.18	8.54	3.1	6.63	0.13	1.33	2.40	8.20	3.0	10.7	4.84	1.57	5.74	16.9	3.7	13.2	66.16
2	12.00	110	27.5	36.13	8.56	3.5	5.20	0.13	1.23	1.85	7.60	3.0	10.6	4.40	1.50	4.83	12.6	3.5	9.1	49.58
3	13.00	102	28.0	36.12	8.56	3.9	7.02	0.13	1.28	0.80	10.20	3.0	10.6	4.18	1.49	4.74	19.5	4.4	15.1	56.58
4	14.00	102	28.5	36.19	8.57	4.1	4.88	0.15	1.10	0.85	17.30	3.1	10.6	3.45	1.47	4.78	16.8	4.7	12.1	66.16
5	15.00	100	29.0	36.11	8.61	4.6	5.92	0.15	1.40	0.80	11.90	3.0	10.6	3.18	1.40	4.52	13.5	3.7	9.8	50.04
6	16.00	98	29.0	36.08	8.63	4.3	6.11	0.15	1.48	0.50	12.10	3.0	10.8	3.29	1.43	4.94	13.6	4.4	9.2	40.61
7	17.00	105	29.0	36.13	8.64	4.4	6.24	0.17	1.38	0.50	15.40	3.1	10.9	3.07	1.42	4.85	11.4	4.0	7.4	49.43
8	18.00	115	28.0	36.23	8.63	4.0	4.68	0.17	1.58	0.35	10.70	3.1	11.0	2.95	1.46	4.91	10.3	3.9	6.4	41.98
9	19.00	124	27.5	36.40	8.64	3.9	3.25	0.13	0.73	0.55	4.20	2.9	10.8	2.95	1.46	4.91	11.6	3.7	7.9	55.59
10	20.00	132	27.5	36.42	8.65	3.7	2.99	0.08	0.50	0.65	2.10	2.9	10.5	3.12	1.48	5.02	11.4	3.8	7.6	55.44
11	21.00	140	27.0	36.41	8.64	3.6	2.54	0.08	0.45	0.40	1.40	2.9	10.7	2.83	1.50	4.96	10.6	4.3	6.3	58.71
12	22.00	150	27.0	36.49	8.62	3.4	3.06	0.08	0.50	0.45	1.50	2.9	10.6	2.61	1.51	4.60	11.3	4.5	6.8	55.51
13	23.00	160	27.0	36.51	8.62	3.3	2.34	0.06	0.50	0.65	1.30	2.9	10.8	2.28	1.42	4.92	10.4	3.9	6.5	47.68
14	24.00	165	26.5	36.54	8.61	3.3	2.80	0.06	0.53	0.50	1.50	2.9	10.7	2.40	1.39	4.59	13.3	4.0	9.3	56.27
15	1.00	162	26.5	36.46	8.63	3.2	2.80	0.08	0.50	0.40	1.30	2.9	10.7	1.94	1.48	4.34	6.7	2.9	3.8	33
16	2.00	162	26.5	36.48	8.64	3.3	2.86	0.11	0.50	0.50	1.10	2.9	10.5	2.01	1.32	4.93	6.6	3.1	3.5	33.92
17	3.00	160	27.0	36.52	8.64	3.3	3.25	0.08	0.50	0.40	1.30	3.0	10.9	2.28	1.42	4.92	8.1	3.2	4.9	39.47
18	4.00	155	27.0	36.47	8.64	3.4	6.37	0.11	0.65	0.45	1.70	3.1	10.5	2.11	1.49	4.73	9.0	3.9	5.1	36.58
19	5.00	155	27.0	36.42	8.64	3.3	4.10	0.11	0.30	0.40	2.60	3.0	10.8	2.56	1.40	4.98	7.8	3.0	4.8	35.66
20	6.00	150	27.0	36.50	8.65	3.5	2.93	0.11	0.33	0.45	1.20	3.0	10.8	2.45	1.46	4.76	8.7	3.4	5.3	46.16
21	7.00	150	27.0	36.52	8.64	3.5	3.12	0.06	0.33	0.40	1.20	2.8	10.9	2.39	1.46	5.06	9.5	3.8	5.7	40.08
22	8.00	147	27.0	36.49	8.65	3.6	3.84	0.11	0.35	0.45	2.10	3.0	10.8	2.28	1.43	4.65	8.7	3.4	5.3	32.62
23	9.00	145	27.0	36.46	8.64	3.5	2.93	0.11	0.35	0.45	2.70	3.0	11.4	3.12	1.48	5.02	7.8	3.3	4.5	39.39
24	10.00	140	27.5	36.39	8.64	3.5	3.38	0.13	0.90	0.45	2.80	2.9	10.8	2.89	1.48	4.93	8.9	3.9	5.0	34.68
25	11.00	130	27.5	36.45	8.63	3.0	6.83	0.17	0.58	0.45	3.60	2.9	10.7	3.66	1.63	5.53	11.7	3.6	8.1	38.17
26	12.00	125	27.5	36.50	8.62	3.1	4.16	0.13	0.43	0.45	6.10	2.9	10.9	3.16	1.53	5.46	13.6	3.6	10.0	40.08

Tabla A-30. Mediciones del ciclo de 24 horas de marzo de 1992.

#	Hora	Marea cm.	Temp. °C	Sal	pH	Oxígeno mM	Amonio µM	Nitrito µM	Nitrito µM	Fosfatos µM	Silicatos µM	Alc. mM	Calcio mM	Clorofila µg/L.			Materia Particulada			Nitrogeno µg/L
														a	b	c	Total mg/L	Org.	Inorg.	
1	8:45	65	23.0	36.69	8.36	3.3	2.86	0.09	3.50	0.37	9.00	3.0	10.9	21.06	1.43	9.01	149.3	21.3	124.0	256.33
2	9:50	67	25.0	36.62	8.38	3.6	3.10	0.19	2.18	0.76	10.20	3.0	10.9	13.47	0.68	4.93	79.7	14.0	65.8	191.40
3	10:54	60	25.0	36.62	8.39	4.1	3.21	0.12	1.22	0.45	9.60	3.1	10.4	15.81	0.92	6.22	80.3	11.8	68.5	124.70
4	11:50	65	25.5	36.52	8.39	3.9	1.71	0.09	1.30	0.69	7.50	3.1	10.7	18.52	1.67	8.78	85.3	14.5	70.7	189.88
5	12:49	70	26.0	36.44	8.40	4.0	1.99	0.11	1.18	0.24	5.70	3.1	10.4	34.63	1.51	15.20	179.0	28.3	150.7	60.80
6	13:45	73	26.5	36.44	8.41	3.9	2.79	0.08	1.23	0.35	14.10	3.1	10.5	18.45	1.02	8.05	86.5	14.0	72.5	197.08
7	14:43	65	25.9	36.38	8.41	4.0	2.45	0.14	1.02	0.45	14.40	3.1	11.1	14.85	0.70	7.75	73.5	10.7	62.7	178.33
8	15:48	63	25.5	36.47	8.41	4.0	5.12	0.15	1.06	0.94	12.00	3.2	10.5	11.22	0.82	4.56	59.2	10.4	48.8	133.95
9	16:52	58	25.0	36.49	8.41	3.9	2.70	0.19	1.08	0.35	10.20	3.2	10.6	11.24	0.60	4.07	41.8	8.0	33.8	139.83
10	17:53	55	25.0	36.45	8.41	4.0	2.57	0.17	1.24	0.73	9.00	3.2	10.7	6.79	0.40	3.02	68.3	14.0	54.3	105.12
11	18:50	45	25.0	36.39	8.43	4.1	3.08	0.19	1.49	0.16	7.80	3.1	10.4	7.41	0.69	3.24	27.4	4.6	22.8	126.86
12	19:30	45	25.0	36.61	8.49	4.1	2.15	0.19	1.62	0.71	3.90	3.2	10.5	5.95	0.72	2.24	17.2	3.5	13.7	109.94
13	20:30	40	25.0	36.66	8.48	4.0	3.58	0.18	1.53	0.45	6.00	3.2	10.3	5.63	0.62	2.55	22.6	4.6	18.0	92.68
14	21:45	35	25.0	36.85	8.50	3.9	2.67	0.15	1.66	0.64	9.60	3.3	10.8	4.64	0.46	1.86	17.0	4.8	12.2	99.24
15	22:45	20	24.7	36.69	8.48	3.5	3.16	0.16	2.02	0.47	6.00	3.2	10.7	5.97	0.54	1.84	31.2	6.2	25.0	111.86
16	23:45	15	24.2	37.13	8.45	3.1	3.51	0.14	1.82	0.94	7.80	3.4	10.9	6.21	0.43	2.27	22.6	6.2	16.4	122.92
17	00:55	10	24.0	36.91	8.44	3.1	3.40	0.16	2.24	0.73	7.80	3.3	10.9	3.87	0.39	1.46	16.1	4.7	11.4	112.72
18	01:50	0	24.0	37.10	8.42	3.0	4.82	0.19	2.05	0.82	22.20	3.5	10.9	4.22	0.23	1.84	22.7	5.7	17.0	118.54
19	03:28	0	24.0	36.94	8.41	2.9	5.40	0.22	3.36	0.86	18.90	3.4	10.9	3.21	0.28	1.01	12.3	4.4	7.9	79.92
20	03:55	5	24.0	36.71	8.43	2.9	4.51	0.21	2.58	0.74	9.30	3.3	10.9	2.11	0.15	0.38	18.5	3.5	12.9	86.04
21	04:50	15	24.0	36.98	8.40	2.9	6.06	0.23	2.75	0.92	14.40	3.4	10.8	3.21	0.28	1.01	10.3	3.4	6.9	92.90
22	05:45	22	24.0	36.80	8.43	3.2	1.19	0.16	1.48	0.40	7.20	3.2	10.7	9.07	0.82	3.45	45.0	8.0	37.0	159.30
23	06:45	40	24.0	36.80	8.44	3.4	1.40	0.19	1.48	0.82	5.70	3.2	10.7	10.52	0.85	4.41	62.4	10.0	52.4	139.83
24	07:45	45	24.5	36.81	8.44	3.3	1.72	0.19	1.40	0.43	0.60	3.1	10.8	11.10	0.60	4.82	53.2	8.0	45.2	165.28
25	08:45	55	25.5	36.81	8.45	3.3	1.89	0.06	1.36	0.29	5.40	3.1	10.8	10.61	1.23	5.33	46.5	8.2	38.2	138.20

Tabla A-31. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de mayo de 1991.

#	Velocidad m/s	Flujo m ³ /s	Agua m ³ /h	Sal kg/h	Oxígeno L/h	Amonio mmol/h	Nitró mmol/h	Nitrato mmol/h	Fosfato mmol/h	Silicatos mmol/h	Alc µg/h	Carbono			Materia Particulada			Nitrógeno particulado g/h		
												a	b	c	Total g/h	Orgánica g/h	Inorgánica g/h			
1	0.48	157.15	563747	1931469	2264934	2081950	47523	77502	226299	2489288	1493373	5431173	1283596	1435230	4046394	24779721	6788366	17990761	51545	
2	0.40	132.60	477367	1614950	177716	1830703	40999	369960	0	2195889	1422534	5179434	1295193	1179039	4014467	1821848	5153566	13362382	46233	
3	0.24	77.54	279161	10619275	1031178	977063	11725	321035	13958	1312056	831899	1507468	973378	706877	2159602	11445591	2959104	8486487	29491	
4	0.38	127.62	459422	17490196	1753207	2448719	0	700619	0	1837688	1433397	5030671	1980931	1370134	4070647	19847031	5035642	14793289	61023	
5	0.37	124.25	447294	17028498	1699719	1570003	0	637395	0	1923366	1358829	4763685	1558732	1165247	3455931	17352923	4204567	13150456	55111	
6	0.18	60.90	219252	8349101	822632	789306	0	301471	0	789306	662140	2280217	973889	637211	2049389	8857665	2937972	5919794	2576	
7	-0.20	-95.88	-345166	-13123256	-1092106	-1278441	0	-215729	0	-1173566	-1083822	-3883122	-2030320	-1103267	-623185	-2035712	-8766398	-3084473	-581925	-20408
8	-0.18	-56.37	-202926	-722589	-709359	-778221	-17045	-243511	0	-791411	-639953	-2462624	-1103267	-623185	-2035712	-8766398	-3084473	-581925	-20408	
9	-0.22	-67.03	-241321	-9172677	-932166	-878410	-10135	-368015	0	-1496193	-743270	-2582139	-1235689	-686077	-2270714	-10714671	-3571557	-7143114	-31497	
10	-0.61	-176.98	-637120	-24140474	-2315459	-3924215	0	-1560944	-222992	-3631584	-1911360	-6562335	-2491266	-1756603	-5629773	-36060987	-11723005	-24337981	-109616	
11	-0.59	-165.11	-596398	-22575277	-2413256	-2974962	-74894	-1456275	0	-3923027	-1783194	-6950658	-3093419	-14818739	-5780402	-11488933	-15573229	-25915754	-72576	
12	-0.89	-219.02	-788480	-28491377	-2938777	-7380173	-99348	-2385152	0	-7271084	-2270822	-8712704	-3934338	-2466917	-6948818	-18099720	-18680128	-29489152	-158813	
13	-0.57	-140.80	-506880	-18281715	-1776880	-4118460	-53222	-1191148	0	-7096330	-1459814	-5575680	-1648881	-1341863	-4247198	-2895880	-8477968	-16422912	-77223	
14	-0.89	-197.69	-711880	-27030957	-2211901	-5430386	-104617	-1636864	-17920	-10817536	-2149274	-7650560	-3430867	-1861043	-6253674	-13354816	-15656960	-2789786	-19110	
15	-0.62	-136.86	-492702	-18733252	-1407156	-4611686	-82774	-1207119	0	-11133055	-1682751	-5305882	-1968146	-981215	-1110855	-26113182	-9262789	-16850393	-102364	
16	-0.18	-62.62	-153425	-5827099	-608254	-1336336	-22354	-402742	-15243	-2470150	-666413	-1645488	-488254	-403336	-1167368	-6812090	-2424122	-4387968	-18776	
17	-0.23	-83.36	-191208	-7362616	-575556	-3047873	-20274	-542706	-19211	-4034272	-595535	-2103384	-584163	-460452	-1552523	-8913819	-3304261	-5609559	-25572	
18	-0.16	-58.86	-129886	-5175771	-399514	-1109284	-80752	-454629	0	-1762560	-405669	-1489783	-451638	-375439	-1096270	-7190125	-2322103	-4688023	-13099	
19	0.27	84.91	248064	9466122	808160	1999396	36465	536539	0	2520253	714424	2840333	893824	618300	2171500	11857459	4018637	7838822	26884	
20	-0.07	-18.98	-68312	-2601305	-189923	-630316	-11676	-151993	0	-467537	-206301	-777044	-239160	-191033	-607345	-2978385	-936362	-2022023	-8897	
21	0.52	145.75	524177	20033711	1972053	5336635	99172	1023199	0	5981799	1584647	5824363	2173694	1405351	4574107	23717227	7975705	15741523	62856	
22	0.59	178.01	640853	24525457	2155223	3832823	0	704939	0	1986645	1948194	7414643	2145469	1806668	5294425	25624133	7650240	17943893	62483	
23	0.80	248.00	8492800	34388380	2949811	3133728	0	535680	0	2679400	2696256	10222560	2213608	2306056	7122758	36069130	9106560	26062560	49350	
24	0.76	242.99	873626	33422175	2948281	3065353	55020	1157157	0	3418973	2550111	8650249	1897313	2019321	6897439	31614391	8733257	22881134	48793	
25	0.59	192.24	692053	26490278	2480319	3463777	58132	743957	380629	2491392	2006955	7612587	1275316	1587570	4932610	26280027	8166229	18151797	39689	
26	0.76	236.30	926597	35228577	3358818	4282847	0	1476315	0	2952631	2602006	10380343	2179411	2447823	6912017	37092425	10334328	24784217	62993	
27	0.12	40.25	144964	5529628	539631	725327	3043	192001	7245	434719	407187	1608161	280626	362396	921778	5477462	1449064	4028398	8244	

Nota: Positivo entra a la laguna; negativo sale.

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-32. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de octubre de 1991.

#	Velocidad m/s	Flujo m ³ /s	Agua m ³ /h	Sal kg/h	Oxígeno L/h	Amonio mmol/h	Nitrito mmol/h	Nitro mmol/h	Fosfato mmol/h	Silicato mmol/h	Alc mg/h	Calcio mg/h	Cloruros			Metales Particulado			Nitrógeno particulado g/h
													a	b	c	Total g/h	Orgánico g/h	Inorgánico g/h	
1	-0.50	-180.20	-648720	-23473284	-2034386	-4301014	-81739	-859554	-1556928	-5319504	-1959134	-6908668	-3138033	-1015798	-3722377	-10963568	-2400264	-8563104	-42919
2	-0.57	-202.51	-729051	-26542815	-2537267	-3791067	-91860	-893608	-1348745	-5540791	-2157992	-7727945	-3208993	-1093869	-3518767	-9186048	-2551680	-6634568	-36146
3	-0.57	-197.03	-709303	-25617891	-2780467	-4979306	-89172	-904361	-567442	-7253889	-2156281	-7483145	-2964248	-1058741	-3362131	-13831406	-3720933	-10710473	-40132
4	-0.35	-119.83	-431750	-15625880	-1777081	-2194779	-63467	-474923	-366987	-7469267	-1309789	-4576545	-1491220	-635017	-2063255	-7253393	-3029223	-5224170	-28565
5	-0.35	-119.10	-428744	-15481530	-1968794	-2536023	-63025	-600242	-342995	-5102058	-1303383	-4523233	-1364908	-598613	-1939468	-5788049	-1586354	-4201695	-21454
6	-0.35	-118.26	-425739	-15361094	-1835787	-2601266	-62584	-627963	-212870	-5151443	-1258703	-4576696	-1400724	-606700	-2101640	-5790652	-1873252	-3916800	-17289
7	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8	0.30	106.79	384427	13928547	1528480	1799117	64584	605472	134549	4113365	1191723	4228693	1134150	559994	1885728	3959595	1499264	2460331	16138
9	0.24	89.99	323956	11792660	1251767	1052838	40819	234868	178176	1260617	936234	3482531	956060	471907	1589103	3757894	1198639	2359255	18009
10	0.53	203.09	731136	26656511	2702279	2186097	61415	365568	475238	1535386	2105672	7676928	2277854	1085115	3669864	8334950	2778317	5556434	40354
11	0.73	283.93	1022238	37211563	3663343	2591120	85660	459962	408855	1430993	3005086	10885772	2897557	1529221	5070419	10834665	4395194	6439471	60010
12	0.80	321.92	1158912	42287540	3958843	3540476	97349	578456	521510	1738368	3360845	12284467	3026846	1746075	5334530	13095706	5215104	7889602	64331
13	0.89	368.36	1326080	48413855	4381368	3103027	83543	665040	861952	1729394	3819110	14321864	3029032	1876602	6520402	13791232	5171712	8619520	63227
14	0.73	305.73	1106684	40220281	3667478	3076411	69343	377859	550342	1651025	3169969	11722281	2641753	1534408	5052853	14636992	4402735	10236359	61935
15	0.44	185.24	666880	24315779	2147354	1863930	56018	333440	266752	866944	1960627	7102272	1296615	999250	2896727	4480996	1933952	2534141	22007
16	0.30	123.50	445587	16217632	1468914	1271518	46682	222293	222293	489045	1298193	4645931	895531	587855	2192835	2934772	1378219	1556053	15080
17	0.28	114.32	411542	15028202	1371258	1337312	34570	203771	164617	335003	1251088	4465231	940044	587294	2023573	3335491	1316935	2016556	16244
18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
19	-0.04	-16.34	-38810	-2141728	-194307	-243015	-6175	-17643	-23324	-152903	-175253	-635144	-150841	-82372	-292628	-458713	-176479	-282286	-2097
20	0.18	73.16	263389	9612912	929237	770413	27656	85601	118255	316067	776932	2831433	644776	384785	1253745	2291485	895523	1395962	12158
21	0.15	60.74	218663	7983778	759197	682227	13776	71065	87465	262395	610069	2383423	522669	319750	1106171	2077295	830918	1246377	8764
22	-0.06	-22.79	-820.19	-2993270	-391730	-314619	-8614	-28714	-369.77	-172282	-247825	-888000	-187352	-117599	-381148	-173738	-278932	-434806	-26576
23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
24	-0.25	-97.60	-351360	-12784585	-1219922	-1187597	-44271	-316224	-158112	-983808	-1022998	-3794688	-1016484	-518748	-1733241	-3127104	-1370304	-1758800	-12181
25	-0.40	-151.36	-544896	-19861459	-1647766	-3718913	-91343	-313315	-245203	-1961626	-1591096	-5803142	-1892303	-890006	-3013874	-6375283	-1961626	-4413658	-20799
26	-0.53	-198.61	-715908	-26088707	-2222245	-2974433	-90091	-303878	-321754	-4361549	-2044923	-7793587	-2762214	-1095933	-3963872	-9724169	-2574029	-1750080	-28658

Nota: Positivo entra a la laguna; negativo sale.

FALLA DE OXÍGENO

Tabla A-33. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de marzo de 1992.

#	Velocidad	Flujo	Agua	Sl	Oxígeno	Amonio	Nitrito	Nitro	Fosforo	Silicatos	Alc.	Cálcio	Clorofila			Materia Particulada			Nitrógeno
													a	b	c	Total	Oxígeno	Inorgánica	
	m/s	m ³ /s	m ³ /h	kg/h	L/h	mmol/h	mmol/h	mmol/h	mmol/h	mmol/h	mg/h	mg/h	mg/h	mg/h	mg/h	g/h	g/h	g/h	g/h
1	0.24	72.82	262167	9618393	924926	749798	23595	917583	97002	2359503	791745	2857623	5520981	375194	2362881	38079796	5571055	32308742	67200
2	0.09	26.92	95896	3547944	347275	300378	18410	211233	73641	988339	288750	1051332	1301041	65683	477964	7727456	1356544	6370912	18546
3	0.22	65.42	235520	8623800	975595	756019	28262	287534	105984	2280992	720691	2449408	3724357	217267	1485111	18900480	2767360	16133120	29369
4	0.20	60.08	216288	7899189	847649	369852	19466	281174	149739	1622160	661841	2314282	4005059	366877	1878846	18158552	3136176	15302376	41068
5	0.24	74.28	267404	9744723	1063197	532133	29414	315536	64177	1524201	834299	2780998	9260634	403066	4063599	47865291	7376436	40288815	16258
6	0.40	124.00	446400	16267709	1724890	1245456	35712	549072	156240	6294240	1401696	4664880	8236192	456611	3592739	38613600	6249600	32364000	87974
7	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	-0.12	-36.12	-130036	-4741906	-524307	-665786	-19505	-137839	-122234	-1550436	-110915	-1358880	-1458715	-106207	-593080	-7698153	-13523378	-6345775	-17418
9	-0.24	-68.71	-247341	-9024490	-959577	-667821	-46995	-267128	-86569	-2322880	-781598	-2609449	-2780981	-148497	-1006246	-10326494	-1978729	-8347765	-34384
10	-0.19	-54.93	-197760	-7208352	-797368	-508243	-33619	-245222	-146542	-1778940	-632832	-2106144	-1343730	-79030	-596642	-13497120	-2768640	-10728480	-20790
11	-0.47	-130.07	-468254	-17132910	-1914223	-1442223	-89868	-697699	-74921	-3652382	-1460953	-4846430	-3468077	-321082	-1517424	-12830163	-2135369	-10676194	-59403
12	-0.21	-58.19	-209482	-7665959	-858094	-450287	-39802	-339361	-148732	-816980	-661965	-2199562	-1247256	-149822	-468195	-3603092	-733187	-2869905	-23030
13	-0.29	-77.26	-278126	-10197201	-1105828	-995690	-50063	-422751	-125157	-1668754	-890002	-2864695	-1564847	-173467	-708942	-8265641	-1279378	-5006263	-25777
14	-0.32	-84.61	-304589	-11224402	-1193988	-813232	-45688	-505613	-194937	-2924032	-999051	-3274330	-1413475	-135806	-567875	-5178010	-1462028	-3715983	-30227
15	-0.47	-135.95	-47431	-15316363	-1449319	-1319081	-66789	-843210	-196192	-2304584	-1344126	-4445636	-2493981	-226289	-788448	-13023834	-2588070	-10435765	-46694
16	-0.35	-83.62	-301023	-11173464	-944007	-1056589	-62143	-547861	-282261	-2347976	-1029497	-3281146	-1868869	-128416	-684074	-6803111	-1866340	-4936771	-37002
17	-0.38	-89.30	-321463	-11863908	-1008108	-1092974	-51434	-720077	-234668	-2507410	-1067257	-3503945	-1242097	-470397	-1575552	-1510875	-3664677	-56235	
18	-0.38	-84.72	-305906	-11316017	-905257	-1470128	-57951	-625262	-250105	-6771127	-1061420	-3324562	-1286270	-71310	-561098	-6923630	-1728333	-5189597	-36155
19	-0.20	-44.48	-160128	-5915449	-466293	-864691	-33228	-558030	-137710	-3026419	-544435	-1737389	-131979	-44644	-161233	-1969574	-704953	-1265011	-12797
20	-0.08	-18.64	-67122	-2463901	-193438	-302719	-14896	-173174	-49670	-624231	-224186	-731626	-141466	-1090	-23343	-1239776	-371143	-808633	-3775
21	0.19	45.79	164816	6095665	880031	998965	37915	453326	151658	2137378	563772	1772091	529122	45959	165983	16697911	560475	1137435	15314
22	0.24	58.54	210748	7756167	800310	259790	33720	311907	84299	1517387	674394	2244469	1911276	173593	726091	9483671	1685986	7797685	53572
23	0.24	65.55	235985	8683085	792911	330280	44837	349258	193368	1345117	759873	2513245	2481623	199791	1041610	14725492	2359855	12365638	37716
24	0.22	60.89	217000	8068094	724237	377024	41648	306880	94256	131520	688288	2367360	2432556	132369	1055475	11672400	1733600	9918800	36228
25	0.36	104.87	377542	13897692	1247398	713554	22653	513457	109487	2638726	1177930	4077452	4009719	464474	2012258	17555695	3114720	14440975	52176

Nota: Positivo entra a la laguna; negativo sale.

FALLA DE ORIGEN

Tabla A-34. Transporte neto de materiales en la boca de Chelem por día.

	Agua	Sal	Oxígeno	Amonio	Nitrito	Nitrato	Fosfato	Silicato	
	mill. L	Ton	miles L	mol	mol	mol	mol	mol	
Mayo de 1991	2313	87202	8580	-1041	-216	-2336	193	-24179	
Octubre de 1991	2927	107859	9326	-5475	-11	-936	-1191	-27427	
Marzo de 1992	-675	-25049	-2529	-5025	-257	-1566	-771	-10251	
Promedio	1522	56671	5126	-3847	-161	-1613	-590	-20619	
	Alc.	Calcio	Clo. a	Clo b	Clo c	M.P. Total	M.P. Org.	M.P. Inorg.	Nit. Part.
	miles mol	miles mol	g	g	g	Kg	Kg	Kg	mol
Mayo de 1991	6539	24424	-2354	4966	13681	16562	-16243	32805	-17971
Octubre de 1991	8226	31322	1086	3954	12563	10307	11093	-787	10394
Marzo de 1992	-2545	-7191	22588	1171	10734	130206	15624	114582	3538
Promedio	4073	16185	7107	3363	12326	52358	3492	48867	-1346

Todos los valores se refieren a cantidades por día. Valores positivos significan entrada a la laguna y negativos salida.

Tabla A-33. Flujos instantáneos del ciclo de 24 horas de marzo de 1992.

#	Velocidad m/s	Flujo m ³ /s	Agua m ³ /h	Sal kg/h	Oxígeno L/h	Amonio mmol/h	Nitrato mmol/h	Nitrógeno mmol/h	Fosfato mmol/h	Silicatos mmol/h	Alc eq/h	Calcio mol/h	Cloruros			Materia Particulada			Nitrógeno particulada g/h
													a	b	c	Total	Orgánica	Inorgánica	
1	0.24	72.82	262167	9618393	924926	749798	23595	917585	97002	2359505	791745	2837623	3520981	375194	2362881	38079796	5571055	32368742	67200
2	0.09	26.92	96896	3541944	347275	300378	18410	211233	73641	988339	288750	1051322	1305044	65583	477964	7727456	1356544	6370912	18546
3	0.22	65.42	233520	8623860	975995	756019	28262	287334	105984	2266992	720691	2449408	3724337	217267	1455111	18900480	2767360	16133120	28369
4	0.20	60.08	216288	789189	847849	369852	19466	281174	149239	1622160	661841	2314782	4005059	360877	1898846	18138552	3136176	15302376	41058
5	0.24	74.28	267404	9744723	1063197	523133	29414	315536	64177	1524201	834299	2780998	9760654	403966	4063399	47861251	7576436	40288815	16258
6	0.40	124.00	446400	16247709	1724890	1245436	35712	549072	156240	6294240	1401696	4664880	8236192	456611	3392739	38613600	6249600	32364000	87974
7	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	-0.12	-36.12	-130036	-4741906	-524307	-665786	-19505	-137839	-122234	-1560436	-410915	-1358880	-1438715	-106207	-593800	-1698153	-1352378	-6345775	-17418
9	-0.24	-68.71	-247341	-9023490	-969577	-667821	-46995	-267128	-86569	-2522080	-781598	-2609449	-2780981	-184497	-1006246	-10376494	-1978729	-8347765	-34584
10	-0.19	-54.93	-197760	-7208352	-797368	-508243	-33619	-245222	-146342	-1779840	-632832	-2106144	-1343730	-79930	-596642	-13497120	-2768840	-1072840	-20790
11	-0.47	-130.07	-48234	-17132950	-1914223	-1442233	-88968	-697699	-74921	-3652382	-1460933	-846430	-3488077	-321082	-1517424	-12830163	-2153969	-10676194	-59403
12	-0.21	-58.19	-209482	-7669559	-868094	-450387	-35802	-339361	-148732	-816990	-661963	-2199562	-1247236	-149022	-468193	-3603892	-733187	-2869905	-23030
13	-0.29	-77.26	-278126	-10197201	-1103828	-995090	-50063	-422751	-125157	-1668734	-890002	-2864695	-1564847	-173467	-708942	-6285641	-1279378	-5006263	-25777
14	-0.32	-84.61	-304589	-11224402	-1193988	-813252	-45688	-505617	-194937	-2924052	-999051	-3274330	-1413475	-135806	-567875	-5178910	-14652026	-3715883	-30227
15	-0.47	-115.93	-417431	-15316363	-1449319	-1319081	-66789	-843210	-196192	-2304584	-1344126	-4445636	-2493981	-226289	-768448	-13023834	-2588070	-10433765	-46694
16	-0.35	-83.62	-301023	-11175464	-944007	-1056589	-42143	-547861	-282261	-2347976	-1029497	-3281146	-1868869	-128446	-684074	-6803111	-1866340	-4936771	-31002
17	-0.38	-89.30	-321463	-11863908	-1008108	-1092974	-51434	-720077	-234668	-2307410	-1067257	-3503945	-1240397	-124920	-470397	-5175552	-1310875	-3664677	-36233
18	-0.38	-84.72	-305006	-11316017	-903257	-1470128	-57951	-625262	-250105	-6771127	-1064420	-3324362	-1286270	-71310	-561089	-6923650	-1738333	-5185097	-36155
19	-0.20	-44.48	-160128	-5915449	-466293	-864691	-35228	-538030	-137710	-3026419	-544435	-1737389	-513979	-44664	-161233	-1969574	-704563	-1265011	-12797
20	-0.08	-18.64	-67122	-2463901	-195438	-302719	-14096	-173174	-49670	-624231	-224186	-731626	-141466	-10303	-25345	-12397716	-377143	-688633	-5775
21	0.19	45.79	164816	6095665	480031	998965	37915	453326	151658	2373778	563172	1720991	529122	45939	163983	1697911	560475	1137435	13314
22	0.24	38.54	210748	7756167	684310	230790	33720	311907	81299	1513787	474394	2244469	1911276	173993	726091	5483671	1683986	7797685	33372
23	0.24	63.55	235965	8633085	792971	130380	44837	349258	1395508	1545117	7598973	2513245	2481623	1997971	1041610	11672400	2359855	12365638	37716
24	0.22	60.89	219200	8068094	742327	377024	41648	306880	94256	1313220	688288	2367360	2432956	1323369	1053475	11672400	1733600	9918800	36228
25	0.36	104.87	373542	13897692	1247398	713554	22653	513457	109487	2038726	1177930	4077452	4005719	464424	2012298	15555695	3114720	14440975	52176

Nota: Positivo entra a la laguna; negativo sale.

FALLA DE ORIGEN