

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/287217279>

PROGRAMA DE MONITOREO DE LA CALIDAD DE ECOSISTEMAS MARINOS EN ZONAS DE ALTO RIESGO EN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE.

Technical Report · June 2009

CITATION

1

READS

158

1 author:



Aristide Marquez

Universidad de Oriente (Venezuela)

125 PUBLICATIONS 396 CITATIONS

SEE PROFILE

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Artisanal fishery in river Orinoco, Venezuela [View project](#)



Red de observaciones químicas y biológicas de la zona costera del oriente venezolano (REDOQUIBIO) [View project](#)



Programa Mundial para el Medio Ambiente, PNUMA
Programa Ambiental del Caribe, PAC



PROYECTO REGIONAL “Red Regional en Ciencias y Tecnologías Marinas para el Caribe: *Know – Why Network*”

PROGRAMA DE MONITOREO DE LA CALIDAD DE ECOSISTEMAS MARINOS EN ZONAS DE ALTO RIESGO EN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE.



Informe Técnico del PAC No. **XX**

2009

Nota:

Las denominaciones empleadas en este documento y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene, no implican, de parte del PNUMA juicio alguno sobre la condición jurídica de Estados, Territorios, ciudades o regiones, ni de sus autoridades, ni respecto a la delimitación de sus fronteras o límites territoriales. Este documento contiene las observaciones expresadas por los autores en su capacidad propia y no necesariamente refleja las observaciones del PNUMA.

©2009 PNUMA



Programa Ambiental del Caribe
4-20 Port Royal Street
Kingston, Jamaica

Esta publicación puede ser reproducida en su totalidad o en parte y en cualquier forma para propósitos educativos y no lucrativos sin permiso del autor, una vez que la fuente sea mencionada. El PNUMA agradecería una copia de cualquiera publicación que use este material como una fuente.

No se debe usar esta publicación para la venta o para cualquier otro propósito comercial sin contactar primero con el PNUMA por escrito.

Para efectos bibliográficos este documento debe ser citado como:

PNUMA: PROGRAMA DE MONITOREO DE LA CALIDAD DE ECOSISTEMAS MARINOS EN ZONAS DE ALTO RIESGO EN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE. Informe Técnico del PAC No. **XX**. PNUMA, Programa Ambiental del Caribe, Kingston, 2009.

Este documento fue elaborado con la colaboración de:



Chris Corbin
Nadia-Deen Ferguson
Unidad de Coordinación del Programa Ambiental del Caribe, Jamaica.



Antonio Villasol Núñez
Marlén Pérez Hernández
Ramón Rodríguez
Reinaldo Álvarez
Lissi López
Fernando Ruiz
Yamiris Gómez
Jesús Beltrán González
Ibis Torres
Félix Solar
Reinaldo Regadera
Lienna Bell
Mismel Ruiz
Liseth García
Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas, Cuba



Victor Manuel Martínez
Ninoska Chow
Centro para la Investigación de Recursos Acuáticos de Nicaragua (CIRA/UNAN)



William Senior
Aristide Márquez
Ivis Marina Fermín
Universidad de Oriente, Venezuela

Fabiola López-Monroy
Antonio Benítez



Jesús Antonio Garay Tinoco
Lizbeth Janet Vivas-Aguas
Luisa Fernanda Espinosa
Julián Mauricio Betancourt
Juan Pablo Parra
Betty Cadavid Ibañez
Silvia Narváez Flórez
Instituto de Investigaciones marinas y Costeras José Benítez Vives De A Colombia.

TABLA DE CONTENIDO

INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	1
CARACTERIZACIÓN GEOGRÁFICA Y SOCIO ECONÓMICA DE LA RGC	3
GUIAS METODOLÓGICAS PARA LOS MUESTREOS	4
MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS	7
LAGUNA DE BLUEFIELDS (NICARAGUA)	7
PUERTO DE POINT LISAS, GOLFO DE PARIA (TRINIDAD Y TOBAGO).....	15
BAHÍA DE LA HABANA (CUBA).....	20
CIÉNAGA GRANDE SANTA MARTA (COLOMBIA).....	27
GOLFO DE CARIACO (VENEZUELA)	38
BAHÍA DE KINGSTON (JAMAICA).....	44
VALORACIÓN SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS COSTERAS DE LAS PEQUEÑAS ISLAS DEL CARIBE.....	51
CONSIDERACIONES FINALES	53
BIBLIOGRAFÍA	55

INDICE DE TABLAS

TABLA 1. INDICADORES DE CALIDAD DE LAS AGUAS APROBADOS EN EL TALLER REGIONAL SOBRE INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA DE MAR Y METODOLOGÍAS DE CARGAS CONTAMINANTES A LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE.....	5
TABLA 2. COMPUESTOS NITROGENADOS (MG L^{-1}) DETERMINADOS EN LA LAGUNA DE BLUEFIELDS (NICARAGUA).....	10
TABLA 3. VALORES DE LA RELACIÓN NT:FT EN LA LAGUNA DE BLUEFIELDS.	12
TABLA 4. RESULTADOS OBTENIDOS DEL ANÁLISIS DE VARIANZA Y LA PRUEBA DE RANGO MÚLTIPLE DE DUNCAN DE UNA VÍA PARA LA ZONA NORTE Y ZONA SUR DEL GOLFO DE CARIACO ($P < 0.05$).....	43
TABLA 5. MATRIZ DE CORRELACIÓN ENTRE LOS INDICADORES HIDROQUÍMICOS (EN ROJO LAS CORRELACIONES SIGNIFICATIVAS).	47

INDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. ESTADOS Y TERRITORIOS QUE INTEGRAN LA REGIÓN DEL GRAN CARIBE	3
FIGURA 2. ZONAS DE ALTO RIESGO MONITOREADAS DURANTE EL PROYECTO	6
FIGURA 3. RED DE ESTACIONES PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y LOS SEDIMENTOS EN LA LAGUNA DE BLUEFIELDS (NICARAGUA).	8
FIGURA 4. DISTRIBUCIÓN DE LOS SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (MG L ⁻¹) EN LA LAGUNA DE BLUEFIELDS (MAYO, 2008).....	9
FIGURA 5. DISTRIBUCIÓN DE FÓSFORO TOTAL (MG L ⁻¹).....	11
FIGURA 6. CONTRIBUCIÓN RELATIVA DE LOS GRANDES GRUPOS TAXONÓMICOS DEL FITOPLANCTON A LA RIQUEZA DE ESPECIES Y NÚMERO DE TAXA IDENTIFICADOS POR ESTACIONES DE MUESTREO EN LA LAGUNA DE BLUEFIELDS.	13
FIGURA 7. FRACCIONES EN LOS SEDIMENTOS DE LA LAGUNA DE BLUEFIELDS.	14
FIGURA 8. DISTRIBUCIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA TOTAL (%).....	14
FIGURA 9. RED DE ESTACIONES PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y LOS SEDIMENTOS EN POINT LISAS, GOLFO DE PARIA (TRINIDAD & TOBAGO).	16
FIGURA 10. VALORES DE OXÍGENO DISUELTO EN POINT LISAS, GOLFO DE PARIA.	17
FIGURA 11. NIVELES DE FOSFATO EN EL GOLFO DE PARIA, TRINIDAD Y TOBAGO.	18
FIGURA 12. NIVELES DE NITRÓGENO AMONICAL EN EL GOLFO DE PARIA (TRINIDAD Y TOBAGO).	18
FIGURA 13. NIVELES DE CLOROFILA – A EN EL GOLFO DE PARIA (TRINIDAD Y TOBAGO).	19
FIGURA 14. NIVELES DE HPDD EN EL GOLFO DE PARIA (TRINIDAD Y TOBAGO).	20
FIGURA 15. RED DE ESTACIONES PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN BAHÍA HABANA (CUBA).	22
FIGURA 16. COMPORTAMIENTO HISTÓRICO DE LOS PRINCIPALES INDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA BAHÍA DE LA HABANA.....	23
FIGURA 17. COMPARACIÓN DE LOS NIVELES DE DBO ₅ POR AÑOS EN LAS AGUAS SUPERFICIALES DE LA BAHÍA.	24
FIGURA 18. TENDENCIA DE LOS HIDROCARBUROS EN AGUA EN LA BAHÍA DE LA HABANA.	25
FIGURA 19. CONCENTRACIONES DE COLIFORMES FECALES DE LAS AGUAS DE LA BAHÍA DE LA HABANA DURANTE LOS ÚLTIMOS 3 AÑOS.....	25
FIGURA 20. DISTRIBUCIÓN DE LOS HIDROCARBUROS TOTALES POR AÑOS EN SEDIMENTOS RECIENTES DE LA BAHÍA DE LA HABANA.....	26
FIGURA 21. ESTACIONES DE MUESTREO EN EL SISTEMA LAGUNAR DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA. LOS COLORES REPRESENTAN LAS ZONAS ESTABLECIDAS.	29
FIGURA 22. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA SALINIDAD PROMEDIO DEL AGUA SUPERFICIAL ENTRE FEBRERO Y MAYO DE 2008 (MESES REPRESENTADOS POR NÚMEROS 2 A 5), EN LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM. LAS BARRAS NEGRAS, REPRESENTAN EL ERROR TÍPICO.	30
FIGURA 23. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DEL OXÍGENO DISUELTO PROMEDIO (MG L ⁻¹) DEL AGUA SUPERFICIAL, ENTRE FEBRERO Y MAYO DE 2008 (MESES REPRESENTADOS POR NÚMEROS 2 A 5), EN LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM.....	31
FIGURA 24. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS TOTALES (MG/L) PROMEDIO DEL AGUA SUPERFICIAL, EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008, EN LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM.	32
FIGURA 25. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A (µG/L) EN EL AGUA SUPERFICIAL, ENTRE FEBRERO Y MAYO DE 2008, EN LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM.	32
FIGURA 26. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL PROMEDIO DE NITRATOS NO ₃ (µMOL L ⁻¹) EN EL AGUA SUPERFICIAL DE LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008.	33
FIGURA 27. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL PROMEDIO DE AMONIO NH ₄ (µMOL L ⁻¹) EN EL AGUA SUPERFICIAL DE LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM, EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008.	34
FIGURA 28. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL PROMEDIO DE ORTOFOSFATOS PO ₄ ³⁻ (µMOL L ⁻¹) EN EL AGUA SUPERFICIAL DE LAS SEIS ZONAS DE MUESTREO DE LA CGSM, EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008.	34
FIGURA 29. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COLIFORMES TOTALES (NMP/100 ML) MEDIDOS EN AGUA SUPERFICIAL Y ADYACENTE A LAS POBLACIONES PALAFÍTICAS Y COSTERAS DE LA CGSM, EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008.	35
FIGURA 30. VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES (NMP/100 ML) MEDIDOS EN AGUA SUPERFICIAL Y ADYACENTE A LAS POBLACIONES PALAFÍTICAS Y COSTERAS DE LA CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, EN FEBRERO (2) Y ABRIL (4) DE 2008.	36
FIGURA 31. RED DE ESTACIONES PARA LA EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL GOLFO DE CARIACO.	39
FIGURA 32. VALORES DE TEMPERATURA (A), SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN (B) Y OXÍGENO DISUELTO (C) EN EL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA, DURANTE EL MES DE MARZO DEL AÑO 2008.....	40

FIGURA 33. CONCENTRACIONES DE NITRÓGENO TOTAL (A) Y AMONIO (B) EN EL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA, DURANTE EL MES DE MARZO DEL AÑO 2008.....	41
FIGURA 34. CONCENTRACIONES DE FÓSFORO TOTAL (A) Y FOSFATOS (B) EN EL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA, DURANTE EL MES DE MARZO DEL AÑO 2008.....	41
FIGURA 35. CONCENTRACIONES DE SILICATO (A) Y DBO ₅ (B) EL GOLFO DE CARIACO, ESTADO SUCRE, VENEZUELA, DURANTE EL MES DE MARZO DEL AÑO 2008.....	42
FIGURA 36. RED DE ESTACIONES PARA EL MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS Y LOS SEDIMENTOS EN LA BAHÍA DE KINGSTON (JAMAICA).....	45
FIGURA 37. NIVELES DE NITRÓGENO AMONICAL EN LA BAHÍA DE KINGSTON, JAMAICA.....	46
FIGURA 38. VALORES DE LA CONCENTRACIÓN DE HPDD EN LAS ESTACIONES ESTUDIADAS.....	47
FIGURA 39. ANÁLISIS CLUSTER CON LOS VALORES MEDIOS SUPERFICIALES POR ESTACIONES DE TODOS LOS INDICADORES HIDROQUÍMICOS E LA BAHÍA DE KINGSTON.....	48
FIGURA 40. CLASIFICACIÓN DE LOS SEDIMENTOS DE LA BAHÍA SEGÚN LAS CONCENTRACIONES DE CO (%) Y NO (%).....	49
FIGURA 41. VALORES DE CONCENTRACIÓN DE <i>CLOSTRIDIUM PERFRINGENS</i> EN LAS DIFERENTES ESTACIONES MUESTREADAS EN LA BAHÍA DE KINGSTON.....	50

BORRADOR

ACRÓNIMOS Y ABREVIATURAS

AMEP: Programa de Evaluación y Manejo de la Contaminación Marina (Assessments and Management of Environmental Pollution)

CEHI: Caribbean Environmental Health Institute, Santa Lucia

CGSM: Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia

CIMAB: Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas, Cuba.

CIRA/UNAN: Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua.

EPA: Agencia de Protección Ambiental (Environmental Agency Protection), USA

FTCM: Fuentes Terrestres de Contaminación Marina.

GEF: Fondo Mundial para el Medio Ambiente (Global Environmental Facility)

IMA: Institute of Marine Affairs, Trinidad y Tobago.

INVEMAR: Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés, Colombia.

NEPA: Agencia Nacional de Planificación y Medio Ambiente (National Environmental and Planning Agency), Jamaica

PAC: Programa Ambiental del Caribe

PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

PNUMA- UCR/CAR: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente - Unidad de Coordinación del Programa Ambiental del Caribe

PNUMA: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente

RGC: Región del Gran Caribe.

SIDA: Agencia Sueca para el Desarrollo

SIDS: Pequeñas islas del Caribe en desarrollo (Small Island Developing States)

UDO: Universidad de Oriente, Venezuela.

UNOPS: Oficina de Servicios a Programas de las Naciones Unidas

INTRODUCCIÓN.

El Proyecto Regional en Ciencias y Tecnologías Marinas para la Región del Gran Caribe conocido como “*Know Why Network*”, surgió como parte del apoyo financiero de la Agencia Sueca para el Desarrollo (SIDA) y es administrado y dirigido por el subprograma AMEP (Evaluación y Manejo de la Contaminación Marina) del Programa Ambiental del Caribe (PAC).

El objetivo general de este proyecto es intercambiar capacidades entre los países con el fin de implementar el Protocolo de Fuentes Terrestres de Contaminación Marina (FTCM) y mejorar el conocimiento acerca de la calidad ambiental de los ecosistemas marinos en la Región del Gran Caribe.

Los objetivos específicos del Proyecto son:

1. Desarrollar y fortalecer la capacidad de las instituciones participantes con el objetivo de establecer una Red regional de instituciones científico - técnicas para apoyar la promoción y la implementación del Protocolo FTCM.
2. Proveer datos in situ e información para establecer una línea base ambiental en zonas de alto riesgo de contaminación en la Región del Gran Caribe.
3. Intercambio de experiencias entre los países en el uso de tecnologías, por ejemplo: Sistemas de Información Geográfica (GIS), incluyendo el uso de Sensores Remotos para el mapeo de los niveles de contaminación producidos por las cargas contaminantes proveniente de las Fuentes Terrestres de Contaminación Marina.
4. Desarrollar guías metodológicas para la clasificación de las aguas en Clase I y II según lo establecido en el anexo III del Protocolo FTCM

Para dar cumplimiento al segundo objetivo se diseñó un **Programa de Monitoreo en zonas de alto riesgo en la Región del Gran Caribe.**

Las zonas seleccionadas fueron: Laguna de Bluefields (Nicaragua), Puerto de Point Lisas (Trinidad y Tobago), Bahía de La Habana (Cuba), Ciénaga Grande Santa Marta (Colombia), Golfo de Cariaco (Venezuela) y Bahía de Kingston (Jamaica).

En este informe se muestran los resultados obtenidos del monitoreo realizado a las aguas en las zonas estudiadas durante el desarrollo del proyecto Red Regional en Ciencias y Tecnologías Marinas para el Gran Caribe.

Antecedentes

La novena reunión del Comité de Supervisión del PAC aprobó en junio de 1991 el Plan de Trabajo para el bienio 1992-1993. Una de las actividades del Programa Regional para la Planificación Integrada y el Desarrollo Institucional (IPID) del PAC fue el Proyecto Regional de Planificación y Manejo Ambiental de Bahías y Zonas Costeras Fuertemente Contaminadas en el Gran Caribe, en el cual se invitó a participar a través de la Unidad de Coordinación Regional del PAC (UCR/CAR) a Barbados, Colombia, Costa Rica, Cuba, Guadalupe, Jamaica, Martinica, Nicaragua, Trinidad & Tobago, República Dominicana y Venezuela. Los objetivos de este proyecto fueron:

- Asistir a los países de la Región en la implementación y consolidación de acciones ambientales, y el desarrollo institucional.
- Impulsar la cooperación técnica horizontal entre las instituciones responsables del manejo ambiental de bahías y zonas costeras en el Gran Caribe.

- Implementar estudios de caso de bahías y zonas costeras fuertemente contaminadas, con el fin de identificar las necesidades de asistencia en el desarrollo de estrategias prioritarias para reducir y controlar la contaminación.
- Incrementar las capacidades técnicas y científicas de las instituciones participantes con énfasis especial en el desarrollo de los recursos humanos.
- Proveer a los gobiernos de las metodologías y recomendaciones necesarias requeridas para controlar y reducir los problemas de contaminación en bahías zonas costeras.

La UCR/CAR-PNUMA y el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas (Cimab) de Cuba, firmaron una Carta de Acuerdo para la ejecución del referido proyecto, en esta Carta de Acuerdo quedó responsabilizado con la implementación del Proyecto Regional el Cimab, y se definieron las actividades para la etapa correspondiente a septiembre del 1992 - junio del 1993.

Una de las actividades del período fue la evaluación y selección de los Estudios de Caso y de ellos fueron seleccionados los siguientes: **Bahía de Cartagena, en Colombia; Puerto Limón, en Costa Rica; Bahía de La Habana, en Cuba; Bahía de Kingston, en Jamaica; Laguna de Bluefields, en Nicaragua; Zona Industrial de Point Lisas, en Trinidad y Tobago; Litoral de Santo Domingo, en República Dominicana y la Bahía de Pozuelos, en Venezuela.**

Como resultado de la ejecución de los trabajos en estos países y con apoyo de la información obtenida por el proyecto en cuatro de ellos (**Colombia, Costa Rica, Cuba y Jamaica**) se aprobó en 1995 un nuevo proyecto con fondos GEF (Global Environmental Facility), ejecutado por la Oficina de Servicios a Programas de las Naciones Unidas (UNOPS) y por el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) con el nombre de “Planificación y Manejo de Bahías y Zonas Costeras Fuertemente Contaminadas en el Gran Caribe”, que duró hasta mayo de 1998.

A partir de 1995 los otros países, a saber: **Nicaragua, República Dominicana, Trinidad & Tobago y Venezuela** siguieron trabajando financiados con fondos que el Gobierno de Suecia asignó al Plan de Acción del Caribe, a través de la Agencia Sueca para el Desarrollo (SIDA). Se realizaron los estudios, necesarios para el diagnóstico de la contaminación y se logró la formulación de los lineamientos para la confección de los Planes de Manejo Ambiental para cada Estudio de Caso.

Los principales resultados alcanzados por los países participantes en ambos Proyectos Regionales, permitieron identificar que la principal causa de la contaminación provenía de **las fuentes terrestres de contaminación.**

La ejecución de los proyectos regionales aportó una valiosa información y amplias experiencias en las siguientes esferas: fuentes terrestres de contaminación, manejo ambiental de zonas costeras, contaminación marina, capacidades institucionales existentes y necesarias, la cooperación horizontal y la participación comunitaria.

Los resultados obtenidos en ambos proyectos facilitaron la información que permitió determinar que los problemas principales en las zonas costeras del Gran Caribe eran:

- Afectación de la calidad de las aguas y de los sedimentos, incluidos las zonas de playas.
- Afectación de las comunidades naturales.
- Manejo inadecuado de residuos líquidos y sólidos.
- Carencia de la información oceanográfica necesaria.

- Falta de las herramientas legales y/o de los mecanismos necesarios para que estas herramientas sean funcionales.
- Carencia del personal calificado para acometer los trabajos relativos a la temática.
- Ausencia de una estructura institucional para el aseguramiento del manejo integrado de la zona costera y/o falta de financiamiento para estos fines.
- Pobre educación ambiental.

Los problemas ambientales detectados en la década de los 90 del pasado siglo en zonas costeras de alto riesgo en la Región del Gran Caribe persisten e inclusive se han incrementado por lo que fue incluido el componente de monitoreo ambiental dentro del Proyecto “*Know Why Network*” con el objetivo de actualizar y mejorar el conocimiento acerca de la calidad ambiental de los ecosistemas marinos y sus recursos en la Región del Gran Caribe.

CARACTERIZACIÓN GEOGRÁFICA Y SOCIO ECONÓMICA DE LA RGC.

El “Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de la Región del Gran Caribe” define a la Región del Gran Caribe (RGC) como el medio marino del Golfo de México, el Mar Caribe y las zonas adyacentes del Océano Atlántico al Sur de los 30° de Latitud Norte y dentro de las 200 millas marinas de las costas atlánticas de los estados signatarios del Convenio (figura 1). La RGC está integrada por 28 estados y 12 territorios dependientes de 4 estados.

La RGC esta conformada por países ribereños de Norteamérica, Centroamérica, Sudamérica y Las Antillas.



Figura 1. Estados y territorios que integran la Región del Gran Caribe

La Región del Gran Caribe recibe el aporte de tres de las cinco cuencas hidrográficas más importantes de América Latina y el Caribe; la cuenca Mississippi/Atchafalaya en EUA, la cuenca del Río Magdalena/Canal del Dique en Colombia y la cuenca del Río Orinoco en Venezuela que aportan en total un caudal de agua dulce de $60\,038\text{ m}^3\cdot\text{seg}^{-1}$ y cubren un área de drenaje de $4\,442\,795\text{ km}^2$. En las Antillas, los ríos se caracterizan por ser pocos caudalosos y tener un curso corto. En cuanto a Centroamérica los ríos más largos desembocan en el Caribe, en tanto que los más numerosos, pequeños y caudalosos desaguan en el Pacífico.

En el Mar Caribe, los ecosistemas costeros y marinos más importantes están formados por los arrecifes coralinos, comparables con los bosques tropicales lluviosos por su alta productividad y biodiversidad. El Sistema de Arrecifes Mesoamericano (SAM) en la costa de México, Belice, Guatemala y Honduras tiene más de 700 km; constituye la segunda barrera de arrecifes más grande del mundo.

La Región del Gran Caribe es un área de gran diversidad cultural y económica. En los países de esta región se mezclan las culturas latinas, africanas, europeas, asiáticas, indias e indígenas. Es una región de gran belleza natural, una gran biodiversidad y también de una gran diferencia económica entre los países que la componen. Es además, una importante zona turística a escala mundial y donde la pesca constituye un importante renglón económico para los países de la región.

Además de la pesca y el turismo, en las zonas litorales de la RGC coexisten frecuentemente otros usos socioeconómicos que, debido a su explotación inadecuada, impactan el medio natural, entre los que se pueden destacar:

- Asentamientos urbanos.
- Desarrollo industrial.
- Actividad marítimo - portuaria.
- Actividad maderera (corte de bosques litorales y bosques de manglar).
- Extracción de arena para la construcción.

Atención especial debe recibir el tratamiento a las zonas litorales debido a la importancia y necesidad de alcanzar un desarrollo sostenido y sustentable en las esferas del turismo y la pesca, renglones fundamentales de la mayoría de los países de la región.

GUIAS METODOLÓGICAS PARA LOS MUESTREOS.

La metodología seguida en el Programa de Monitoreo tomó como referencia las conclusiones y recomendaciones discutidas y aprobadas en el “*Taller Regional sobre indicadores de calidad de agua de mar y metodologías de cargas contaminantes a la Región del Gran Caribe*” desarrollado en La Habana, Cuba, entre el 4 y el 8 de abril del 2006.

Los expertos reunidos en este taller resaltaron la importancia del monitoreo ambiental como base para evaluar el estado del ambiente marino-costero del Gran Caribe y en los procesos de identificación de las descargas de contaminantes, con el objetivo de apoyar el manejo integrado de las zonas costeras.

Al mismo tiempo los expertos sugirieron que en un Programa de Monitoreo Regional (PMR), teniendo en cuenta las características de cada país, se deben aplicar los indicadores que fueron seleccionados y aprobados en dicho taller (tabla 1).

Tabla 1. Indicadores de calidad de las aguas aprobados en el Taller Regional sobre indicadores de calidad de agua de mar y metodologías de cargas contaminantes a la Región del Gran Caribe.

	CONCLUSIONES DEL TALLER	
	Básico	Opcional
Oxígeno Disuelto (OD)		
Sólidos Suspendidos Totales (SST)		
Nitrógeno Total Kjeldahl		
Fósforo Total (FT)		
Fosfato (P-PO ₄)		
Aceites y Grasas		
Clorofila - a		
Transparencia		
Salinidad		
Temperatura		
pH		
Hidrocarburos del Petróleo Disueltos y Dispersos (HPDD)		
Coliformes Fecales		Enterococo <i>Escherichia coli</i>
Nitrógeno Amoniacal (N-NH ₃)		
Nitrógeno de Nitrato (N-NO ₃)		
Nitrógeno de Nitrito (N-NO ₂)		
Silicato (Si-SiO ₃)		
Demanda Bioquímica Oxígeno (DBO ₅)		
Plaguicidas		
Metales Pesados		
Hidrocarburos Poliaromáticos		
Plancton		
Turbidez		

Los expertos participantes en el taller recomendaron que para establecer un Programa de Monitoreo en las zonas costeras, se deben tener en cuenta los siguientes pasos:

- i. Definir los problemas marinos y sus indicadores.
- ii. Construir una red de monitoreo e intercambio de información.
- iii. Aseguramiento de la calidad de las mediciones de contaminación.
- iv. Revisión y evaluación del PMR y estudio de la contaminación marina.
- v. Envío de reportes a las Partes Contratantes.

En la figura 2 se muestran los ecosistemas costeros de alto riesgo monitoreados durante este proyecto.

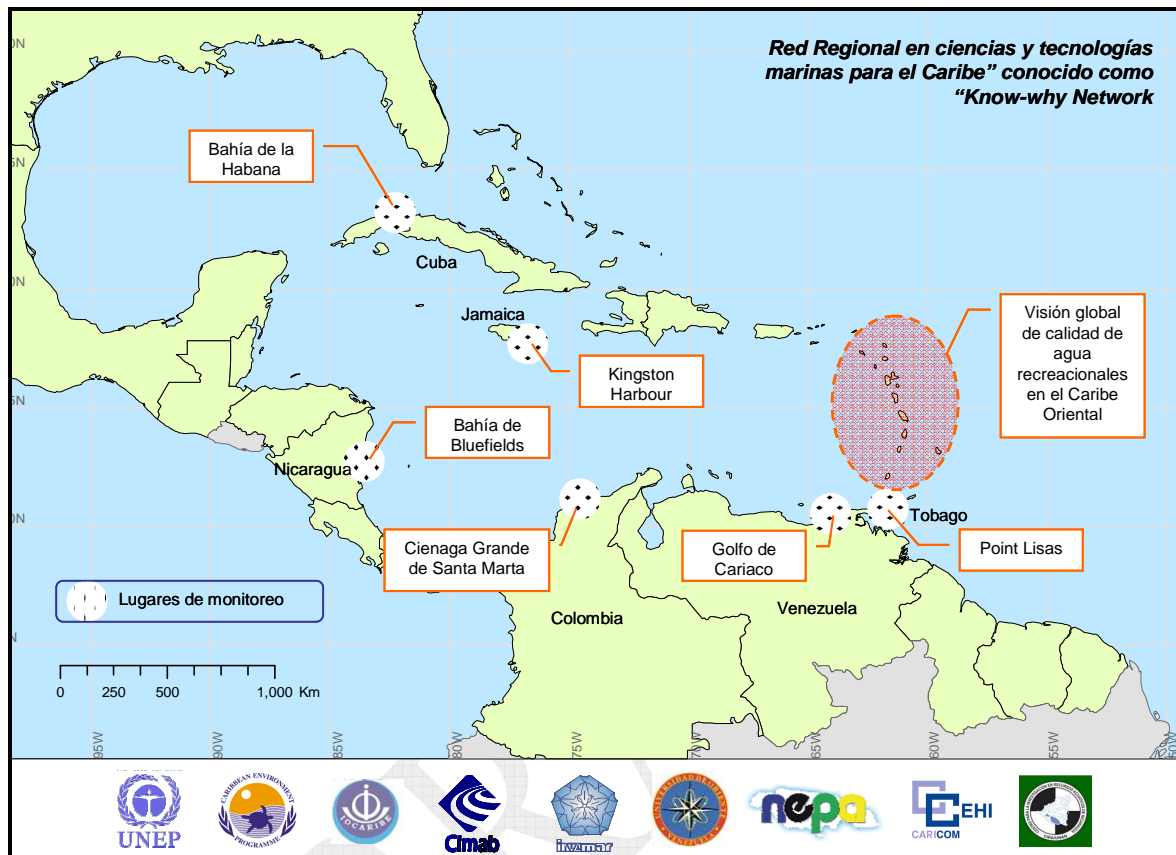


Figura 2. Zonas de alto riesgo monitoreadas durante el Proyecto “Know Why Network”.

Los monitoreos fueron ejecutados por un grupo de instituciones regionales con experiencia en estudios de calidad de las aguas en zonas costeras, a saber:

- **Laguna de Bluefields (Nicaragua).** Monitoreo ejecutado por el Centro para la Investigación en Recursos Acuáticos, de la Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua (CIRA/UNAN), en colaboración con el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas de Cuba (CIMAB).
- **Bahía de la Habana (Cuba).** Monitoreo ejecutado por el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas de Cuba (CIMAB).
- **Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia).** Monitoreo ejecutado por el Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andrés (INVEMAR) de Colombia.
- **Golfo de Cariaco (Venezuela).** Monitoreo ejecutado por el Instituto Oceanográfico adjunto a la Universidad de Oriente de Venezuela (UDO).

- **Point Lisas, Golfo de Paria (Trinidad & Tobago).** Monitoreo ejecutado por el Instituto de Estudios Marinos (IMA) de Trinidad y Tobago.
- **Bahía de Kingston (Jamaica).** Monitoreo ejecutado por la Agencia de Medio Ambiente y Planificación (NEPA) de Jamaica en colaboración con el Centro de Ingeniería y Manejo Ambiental de Bahías y Costas de Cuba (CIMAB).

Como parte de este proyecto, el Instituto Caribeño de Salud Ambiental (CEHI), realizó una recopilación de información sobre el estado de la calidad de las aguas costeras en los Pequeños Estados Insulares.

Todos los muestreos fueron ejecutados durante el año 2008, excepto en bahía de Kingston que fue ejecutado a principios del 2009.

MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS.

Se presenta un resumen de los resultados de los monitoreos en las zonas de alto riesgo seleccionadas en la Región del Gran Caribe, extraídos de los informes que presentaron las instituciones que ejecutaron los monitoreos.

Laguna de Bluefields (Nicaragua)

La laguna de Bluefields se encuentra ubicada en la costa Atlántica de Nicaragua, a los 11° 55' de latitud norte y lo 83° 45' de longitud oeste, en la Región Autónoma del Atlántico Sur (RAAS), tiene una superficie de 176 km², posee una forma alargada con orientación norte-sur, su longitud es de aproximadamente 30 km y tiene un ancho variable entre 3 y 8 km. La isla de Venado limita la comunicación de las aguas con el mar abierto, realizándose esta comunicación a través de dos bocas, la norte y de mayor importancia socioeconómica, situada frente al poblado del Bluff y la otra en la zona sur de la laguna, conocida como Hone Sound, la cual se encuentra prácticamente cerrada por la existencia de una barra de arena. La laguna posee una profundidad media de 1 m encontrándose las mayores profundidades hacia el lóbulo norte, las que coinciden con el trazado de un canal que une el Río Escondido con la zona del Bluff. En la ribera norte y noroeste se localiza un sistema de tierras bajas y lagunas (Laguna Grande y Laguna Ahumada) que se comunican en la zona exterior, sus aguas son someras, encontrándose profundidades de 10 m o más, a una distancia de 3 km de la línea de la costa.

Hacia la laguna drenan una cantidad apreciable de cursos de agua de corto recorrido y dos ríos de importancia, que tienen una gran influencia en el patrón de circulación de la laguna, el Río Escondido que aporta un volumen considerable de agua dulce y sedimentos en suspensión (11 641 millones de m³ de sedimentos anuales) a la laguna y que desagua en la parte septentrional. El otro río de importancia es el Kukra que desemboca en la zona meridional de la laguna.

La ciudad de Bluefields, cabecera municipal y departamental de la Región Autónoma del; Atlántico Sur (RAAS), se encuentra enclavada al costado de la laguna de su mismo nombre, con una población total de 36 000 habitantes, dividido en 30 000 de procedencia urbana y 6 000 rural representando el 56 % de la población total de la región. La actividad productiva de la ciudad y de

toda la región (con una categoría media de desarrollo industrial), está muy vinculada a sus recursos naturales fundamentales que son los pesqueros, forestales y agropecuarios.



La pesca es una de las principales actividades económicas de los asentamientos costeros de la Laguna de Bluefields.

Las actividades económicas desarrolladas en la ciudad de Bluefields y la falta de un programa de educación ambiental, han contribuido al aumento del riesgo de problemas ecológicos en la laguna, al ser ésta, el cuerpo receptor de los residuales generados por las principales actividades industriales y urbanas.

En la figura 3 se muestra la red de estaciones utilizadas durante este estudio para el monitoreo de las aguas y los sedimentos.

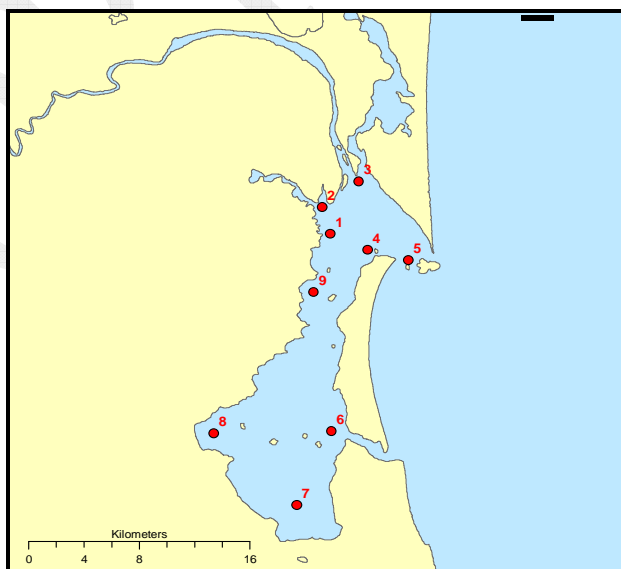


Figura 3. Red de estaciones para el monitoreo de la calidad de las aguas y los sedimentos en la laguna de Bluefields (Nicaragua).

El muestreo en la Laguna de Bluefields fue realizado en mayo del año 2008.

Resumen de los resultados del monitoreo.

Las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas durante el estudio fueron óptimas para la vida de la biota acuática con valores entre 6.20 mg L^{-1} y 7.06 mg L^{-1} .

Los mayores valores de sólidos suspendidos totales se obtuvieron al sur de la ciudad de Bluefields (30.76 mg L^{-1}) y al sur oeste de la Isla del Venado (30.81 mg L^{-1}) (figura 4). La zona cerca a la ciudad de Bluefields tiene alta influencia antropogénica, incluyendo los dragados que se realizan sistemáticamente, y además es muy somera, aproximadamente 1 m de profundidad. En el segundo caso (sur oeste de la Isla del Venado) se evidencia una gran influencia del oleaje que puede ser el responsable de los valores detectados.

Los valores de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) estuvieron en el rango comprendido entre menor que 1.0 mg L^{-1} (costado Noroeste de la Isla El Venado) y 3.34 mg L^{-1} (costado sur de la ciudad de Bluefields). Este último resultado es esperado debido a las descargas de las aguas servidas que ocurren en esta zona.

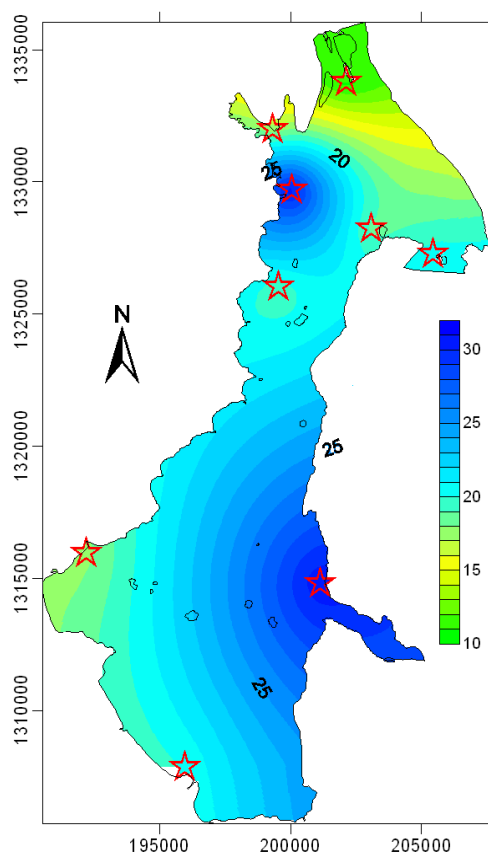


Figura 4. Distribución de los Sólidos Suspendidos Totales (mg L^{-1}) en la Laguna de Bluefields (mayo, 2008).

Las mayores concentraciones de nitrógeno de nitritos (N-NO_2) se obtuvieron en los sectores influenciados por aportes de las descargas de las aguas residuales de la ciudad de Bluefields y del poblado del Bluff. La presencia de N-NO_2 , aunque en baja concentración, indica contaminación reciente, confirmando que los sectores aledaños a estos asentamientos corresponden con las áreas más influenciadas por los vertidos urbanos.

La presencia de Nitrógeno Amoniacal (N-NH_3) a pH mayores de 8.0 unidades es perjudicial para la vida de los peces; lo que no ocurrió durante este monitoreo.

En el caso del nitrógeno total (NT) mostró un patrón de distribución horizontal heterogéneo, con valores extremos que oscilaron entre 1.524 mg L^{-1} , en el punto 6 y 0.753 mg L^{-1} en el punto 3. Esta última concentración pudo haber sido diluida por las grandes descargas del río Escondido. Un resumen de los compuestos nitrogenados detectados durante este monitoreo se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Compuestos nitrogenados (mg L^{-1}) determinados en la Laguna de Bluefields (Nicaragua).

Estaciones / Parámetros	Nitrógeno de Nitrato (N-NO_3)	Nitrógeno de Nitrito (N-NO_2)	Nitrógeno Amoniacal (N-NH_3)	Nitrógeno Total (NT)
1	< 0.22	0.043	0.075	0.803
2	< 0.22	0.016	0.084	0.976
3	0.34	0.092	0.115	0.753
4	< 0.22	0.020	0.116	0.969
5	< 0.22	0.036	0.104	1.062
6	< 0.22	0.003	0.005	1.524
7	< 0.22	0.003	0.055	0.904
8	0.310	0.007	0.106	0.861
9	< 0.22	0.007	0.142	1.264

0.22 es el límite de detección analítico del método para el nitrato.

El fósforo total (FT) presentó concentraciones relativamente altas en la mayoría de las estaciones de monitoreo. La mayor concentración se obtuvo en la estación 3, ubicada en la desembocadura del río Escondido (figura 5). Este resultado probablemente se deba a que el fósforo es una sustancia altamente reactiva con las partículas en suspensión. En esta estación fue donde se encontró menor transparencia y mayores valores de sólidos suspendidos totales; experimentalmente se ha observado que los sedimentos y las partículas suspendidas en estuarios y ríos pueden liberar y capturar rápidamente fosfato hacia o desde la solución; a este mecanismo se le conoce como Mecanismo de Amortiguamiento de los Fosfatos (Núñez Ribón, 1999).

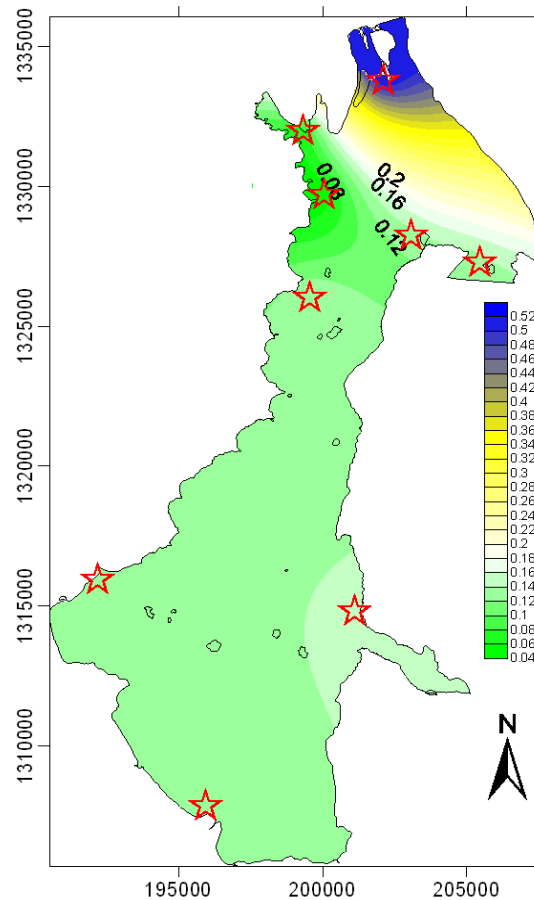


Figura 5. Distribución de fósforo total (mg L^{-1}) en la Laguna de Bluefields (mayo, 2008).

Los sistemas lagunares poco profundos o someros presentan este comportamiento debido al intenso contacto entre el agua y el sedimento, a consecuencia de la turbulencia provocada por la acción mecánica de los vientos, que asegura un rápido retorno de los nutrientes sedimentados a la columna de agua. Este factor explica la resistencia de estos ecosistemas a la reducción de los niveles de fósforo que ocurre debido a la naturaleza de su propia dinámica al acumularse en los sedimentos, contrario a lo que ocurre con el nitrógeno, cuando se elimina el aporte externo de nutrientes.

Cuando se pretende conocer el estado de eutrofización de un cuerpo de agua, definir cual es el nutriente limitante (o en exceso, ambos casos con severas consecuencias para la biota acuática), es crucial para el establecimiento de planes de manejo de cuencas hidrográficas.

Considerando las concentraciones de nitrógeno y fósforo se estableció la relación NT:FT cuyo cociente promedio en este estudio fue 6:1 (tabla 3). Una relación NT:FT menor a 5, es interpretada como una limitación de nitrógeno, esta relación está asociada con elevados suministros de formas fosfatadas que regularmente se introducen a este tipo de laguna por medio de los escurrimientos continentales; la relación mayor que 10, se considera como indicativa de limitación de fósforo; estos valores están asociados a sistemas con una elevada influencia oceánica (Contreras *et al.* 1995).

Tabla 3. Valores de la relación NT:FT en la laguna de Bluefields.

Estaciones / Nutrientes	NT (mg L ⁻¹)	FT (mg L ⁻¹)	Relación NT:FT
1	0.803	0.047	17:1
2	0.976	0.067	15:1
3	0.753	0.525	1:1
4	0.969	0.131	7:1
5	1.062	0.127	8:1
6	1.524	0.146	10:1
7	0.904	0.127	7:1
8	0.861	0.127	9:1
9	1.264	0.141	9:1
Promedio	1.013	0.160	6:1

Los resultados obtenidos muestran que no es el nitrógeno en este caso, el que actúa como nutriente limitante; en la mayoría de las estaciones esta relación es mayor o igual a 7:1, excepto en la estación 3 (desembocadura del río Escondido).

En algunas estaciones (1, 2 y 6) esta relación fue mayor o igual que 10. Esto justifica lo afirmado por Jørgensen y Vollenweider, (1989) quienes señalan que la relación NT:FT en aguas provenientes de fuentes no puntuales de contaminación presentan relaciones mucho más altas, aseverando que el fósforo a menudo es el nutriente limitante en lagunas que reciben aguas residuales domésticas, como podría ser el caso de la Laguna de Bluefields.

La composición del fitoplancton estuvo compuesta por una mezcla de organismos de agua dulce y agua de mar pertenecientes a cinco grupos taxonómicos: *Cyanophyta*, *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Euglenophyta* y *Dinophyta* (figura 6). El grupo *Bacillariophyta* se destaca por su alta contribución (63 %) a la riqueza y su presencia se evidencia en todas las estaciones monitoreadas (figura 6), lo cual es característico de ecosistemas marino y costero. Resultados similares reportan los estudios realizados por Dumailo (2003) en esta bahía.

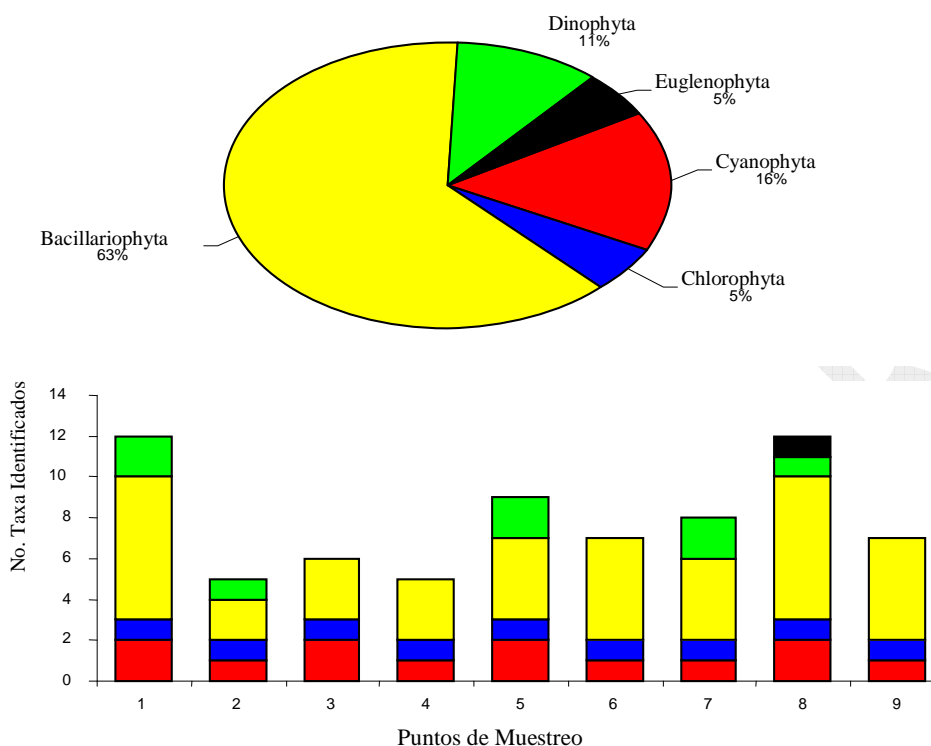


Figura 6. Contribución relativa de los grandes grupos taxonómicos del fitoplancton a la riqueza de especies y número de taxa identificados por estaciones de muestreo en la Laguna de Bluefields.

La distribución horizontal del fitoplancton fue heterogénea. Bajos valores de abundancia y biomasa se registraron en la parte norte y un aumento de las mismas hacia el lóbulo sur, lo cual parece estar ligado al corto tiempo de residencia del agua y a los efectos de las corrientes que descienden en dirección sur.

En todas las estaciones la textura de los sedimentos fue del tipo limoso (figura 7). La predominancia de las fracciones limosas en los sedimentos de la Laguna de Bluefields es debido, posiblemente, al alto transporte de materiales por las corrientes fluviales y erosión difusa provenientes de las diferentes subcuencas de la laguna a las zonas costeras, ocasionado en gran parte por la deforestación y el cambio en el uso de suelo. La deforestación y el cambio en el uso del terreno (creación de campos agrícolas o de zonas urbanas) son factores que refuerzan los procesos erosivos y, por tanto, el incremento en las tasas de acumulación (Machain y Ruíz, 2007).



Figura 7. Fracciones en los sedimentos de la Laguna de Bluefields.

Los valores más bajos de MO determinados en los sedimentos de la laguna de Bluefields a una profundidad promedio de 1.25 m sobrepasan el 2 %, lo cual hace pensar en: una alta tasa de acumulación, baja dilución por claéticos, una posible baja tasa de descomposición y un alto enterramiento, por lo tanto una preservación alta.

Los valores de hidrocarburos totales en los sedimentos de la laguna de Bluefields oscilaron entre 12.21 mg kg^{-1} de sedimento hasta los 51.22 mg kg^{-1} , con un promedio general de 32.82 mg kg^{-1} . Estas concentraciones son superiores a las de áreas consideradas como no contaminadas, como zonas de la Patagonia, Argentina, con valores que oscilan entre 0.5 a 3.0 mg kg^{-1} e inferiores a las detectadas en sedimentos con importantes aportes de actividades portuarias (intervalo entre 496 - 6.972 mg kg^{-1}) (Guerra-García *et al.*, 2003). Los resultados obtenidos en este estudio fueron superiores a los del año 1995 en el cual se reportaron resultados entre 6 y 49 mg kg^{-1} y con un promedio general para todos los puntos monitoreados de 28.55 mg kg^{-1} .

La materia orgánica (MO) en los sedimentos estuvo en el rango entre 7.79 y 2.08 %. En el sector Este, con mayor influencia del mar (figura 8) el promedio fue de 4.44 % y los resultados fueron bastante homogéneos.

En el sector sur, los resultados fueron algo heterogéneos; y el promedio fue del 4.10 %; y en el norte los resultados fueron irregulares y el promedio fue 5.16 %. En los sectores cercanos a centros poblacionales los contenidos de MO fueron, en algunos casos, escasos e irregulares.

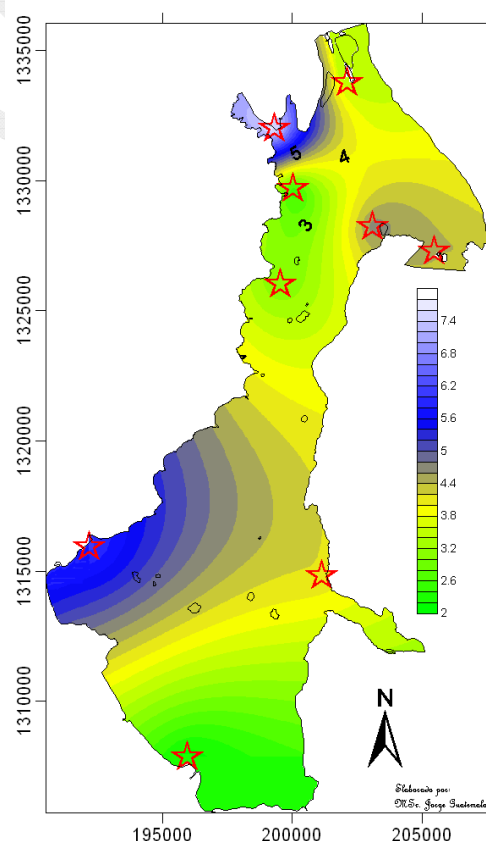


Figura 8. Distribución de la materia orgánica total (%) en los sedimentos de la Laguna de Bluefields.

Las condiciones sanitarias de la laguna de Bluefields se determinaron a través de la verificación en los sedimentos del indicador microbiológico *Clostridium Perfringens*, microorganismo cuyas esporas están presentes en el suelo, sedimentos y áreas sujetas a la contaminación de origen fecal. Este trazador biológico sólo fue detectado en la estación 1, costado sur de la ciudad de Bluefields en una concentración de 1.3×10^2 NMP g⁻¹.

En las restantes estaciones de monitoreo los valores fueron menores que 2 NMP g⁻¹. En comparación con los resultados encontrados en el estudio realizado por el Cimab en esta misma laguna en 1995, éstos estaban en ordenes de magnitud entre 10^2 y 10^4 NMP g⁻¹ de sedimento, observándose por tanto, una disminución de este indicador microbiológico en este monitoreo del 2008.

La disminución de valores en el monitoreo del 2008 podría atribuirse a muchos factores, entre ellos:

- Instalación de lagunas de tratamiento.
- Sedimentación
- Radiación solar
- pH elevado
- Bajos niveles de CO₂
- Altas concentraciones de O₂ disuelto
- Acción bactericida de toxinas producidas por algas
- Tiempo de retención hidráulica

Puerto de Point Lisas, Golfo de Paria (Trinidad y Tobago)

Las islas del Archipiélago República de Trinidad y Tobago se localiza frente a la costa nororiental de Venezuela, en las coordenadas 11° 21'39'' N - 60° 31'37'' W (Isla de Harble, en Tobago), 10° 02'28'' N - 61° 54'30'' W (Punta cacos, Trinidad), 11° 17'39'' N - 60° 29'40'' W (Tobago Pequeña, Tobago), y 10° 03'27'' N - 62° 01'33'' W (*Black Rock*, Trinidad).

Trinidad y Tobago es un líder mundial en la exportación de metanol, amoníaco y gas natural licuado (GNL) a EE.UU. En el 2007 más de 60 por ciento de GNL que importó a los Estados Unidos fue originado en Trinidad y Tobago. Trinidad también juega un rol importante en el mercado internacional de hierro y de acero, así como en la exportación de aceite crudo y productos refinados de petróleo.

El área de estudio (puerto de Point Lisas, Golfo de Paria) está ubicado en la costa oriental de Trinidad, en las cercanías de un área industrial (industria pesada) que incluye una fundición de acero, una fábrica de metanol, de amoníaco, una planta de urea, dos estaciones de generación de electricidad y una gran planta de desalinización por ósmosis inversa.

En la figura 9 se muestra la red de estaciones utilizadas durante este estudio para el monitoreo de las aguas.

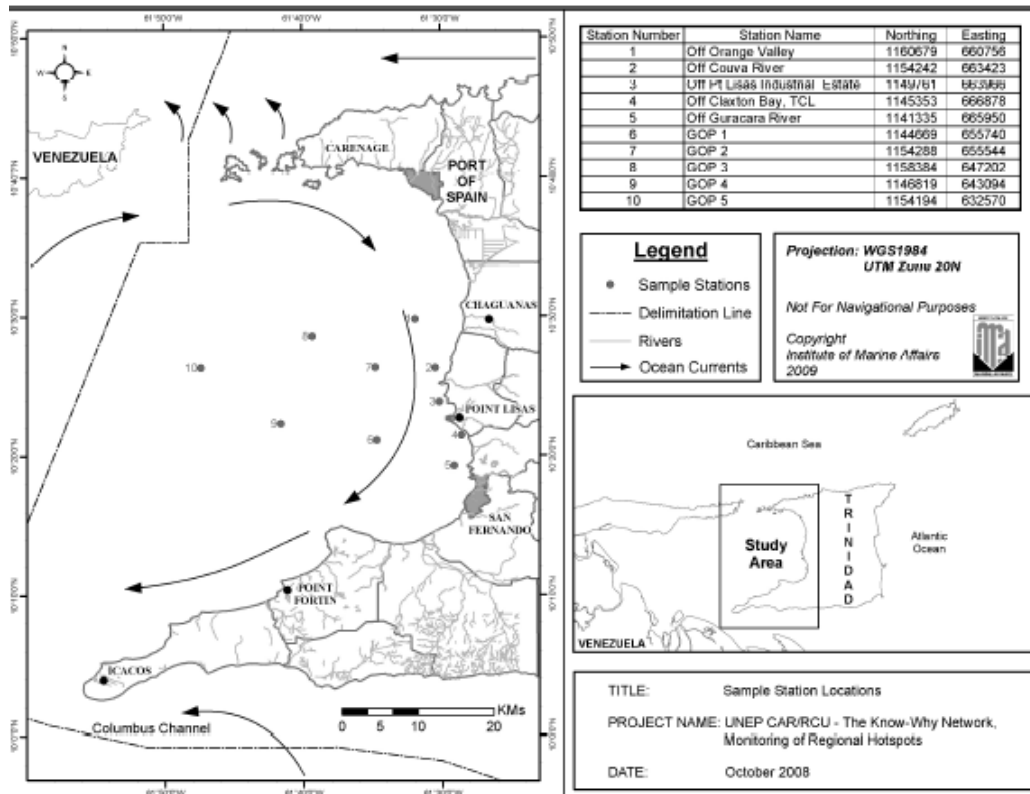


Figura 9. Red de estaciones para el monitoreo de la calidad de las aguas y los sedimentos en Point Lisas, Golfo de Paria (Trinidad & Tobago).

El monitoreo en Point Lisas fue en la época lluviosa del año 2007 y en la época seca del año 2008.

Resumen de los resultados del monitoreo.

La calidad de un cuerpo de agua y, por extensión, su habilidad de sustentar la vida acuática depende, en parte, de su pH. El pH detectado durante este estudio (7.7-8.2) estuvo en todas las estaciones dentro del límite de USEPA (1995) para la protección de vida acuática marina. Valores superiores se obtuvieron en la época lluviosa comparada con la seca. Los valores del pH son naturalmente afectados por la salinidad y la alcalinidad. El pH mostró la correlación significativa y positiva con el oxígeno disuelto, la salinidad y los nitritos.

El oxígeno disuelto (OD) es uno de los parámetros de calidad de agua más críticos requerido para la vida acuática. Los niveles encontrados de OD generalmente estuvieron dentro del límite de USEPA (mayores de 5.0 mg L^{-1} para la protección de la vida acuática según USEPA, 1995), con la excepción de dos estaciones de muestreo en la época seca.

Los niveles de oxígeno disuelto dependen de factores medioambientales como la temperatura del cuerpo de agua, los niveles de contaminación y la tasa de aeración natural. Los niveles de oxígeno de más bajo se encontraron en las áreas costeras a menos de 2 km de la línea de la costa comparada con las estaciones exteriores.

El oxígeno disuelto en la temporada lluviosa fue superior que en la seca (figura 10), lo que podría explicarse, por la mayor dilución, y dispersión de contaminantes en el período húmedo producto de las lluvias.

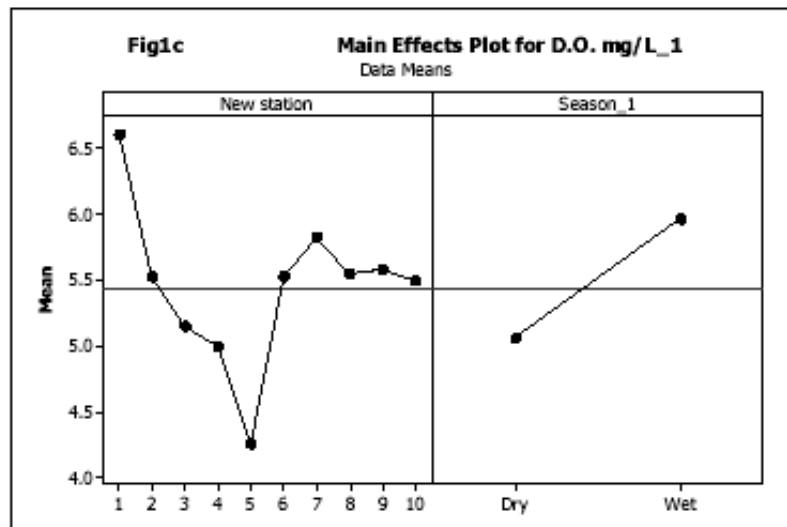


Figura 10, Valores de oxígeno disuelto en Point Lisas, Golfo de Paria.

Los valores de salinidad encontrados en Point Lisas, Golfo de Paria, fueron representativos de ecosistemas costeros. La salinidad varió de 19.5 a 26.8 ‰ en la temporada lluviosa y de 33.0 a 34.9 ‰ en la seca, esta diferencia de valores de salinidad fue estadísticamente significativa. Esto es el resultado del escurrimiento por la lluvia y el aumento del caudal del Río Orinoco en esta época, el cual tiene una influencia significativa en la hidrológica del Golfo de Paria, influyendo en que las salinidades encontradas sean menores.

Los niveles de sólidos suspendidos totales (SST) estuvieron en el rango 7 - 38 mg L⁻¹. Desde una perspectiva espacial, los niveles más altos de sólidos suspendidos generalmente se encontraron en las estaciones ubicadas más cerca de la línea de la costa. Estadísticamente el nivel más alto de SST se detectó en el muestreo realizado en la época de seca comparado con el de lluvia.

Elevadas concentraciones de nutrientes nitrogenado y fosforados pueden provocar eutrofización. El crecimiento excesivo de ciertas especies de algas puede liberar compuestos tóxicos que producen las muertes de los peces. Debido a que en Trinidad y Tobago no existen criterios de calidad de agua disponibles para los fosfatos, nitritos, y nitratos en las aguas marinas, la superación de “los niveles básicos o normales” puede usarse como una guía para indicar riesgo de este tipo de contaminación.

Desde el punto de vista espacial se detectaron elevados niveles de nutrientes (nitrógeno amoniacal, nitrógeno de nitrito y nitrato, así como fosfatos) en las estaciones próximas a las descargas de residuales líquidos, comparado con las estaciones ubicadas a una distancia mayor de 8 km hacia mar afuera dentro del Golfo de Paria.

El nivel más bajo de fosfatos (P-PO₄) fue de 0.46 μmol L⁻¹ que puede ser considerado como “normal” en el Golfo y se encontró en la estación 1. Los niveles más altos fueron detectados en la temporada seca comparada con la lluviosa (figura 11).

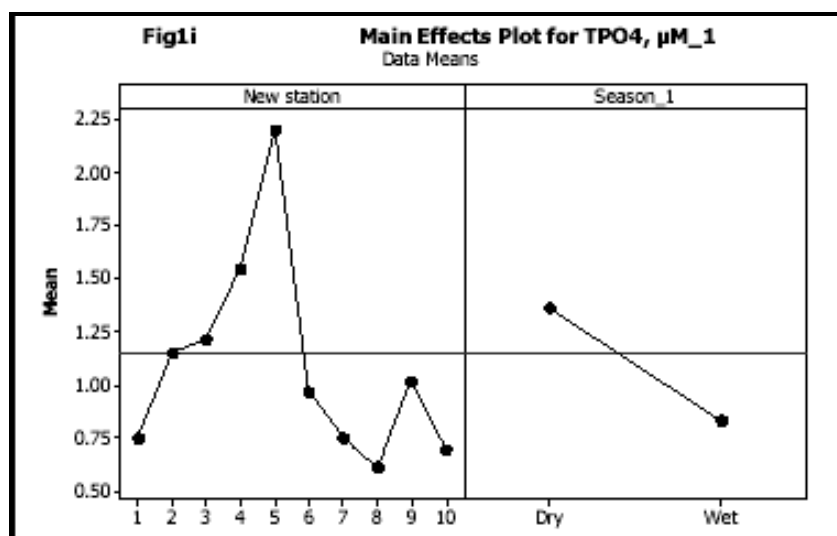


Figura 11. Niveles de fosfato en el Golfo de Paria, Trinidad y Tobago.

Lo contrario sucedió para el nitrógeno amoniacal y nitrógeno de nitrito donde se detectaron los valores más elevados en la temporada húmeda comparada con la seca. Entre estaciones de muestreo se detectó diferencia estadística para el nitrito pero no para el nitrógeno amoniacal.

Los niveles de nitrógeno amoniacal encontrados en las estaciones 3, 5 y 7 estuvieron por encima del valor máximo permitido de $1.43 \mu\text{mol L}^{-1}$ según USEPA (1986) y fueron obtenidos durante la temporada húmeda. El nivel más alto de este indicador que fue de $7.63 \mu\text{mol L}^{-1}$ se encontró a aproximadamente a 1 km de la zona industrial de Point Lisas (figura 12).

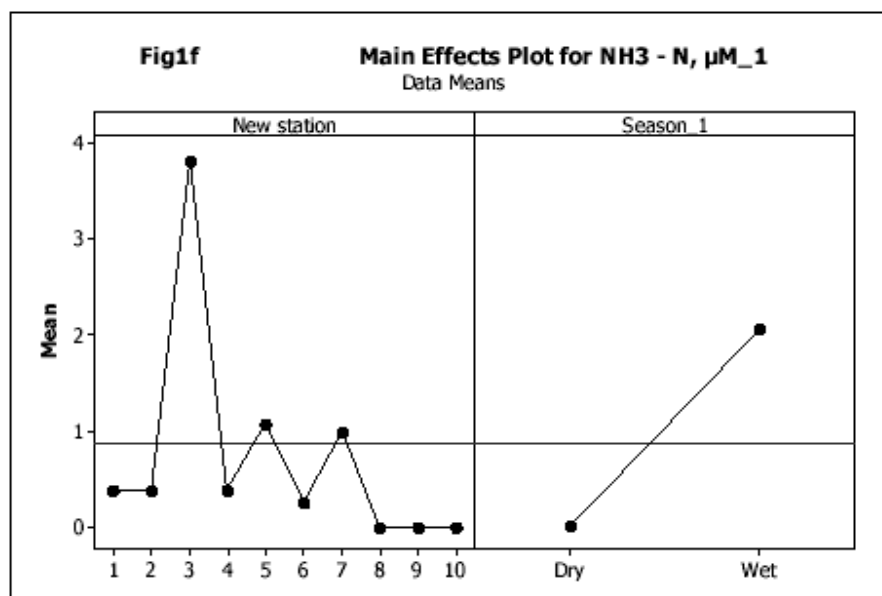


Figura 12. Niveles de nitrógeno amoniacal en el Golfo de Paria (Trinidad y Tobago).

Valores de nitrógeno amoniacal a $71.4 \mu\text{mol L}^{-1}$ son letales para la mayoría de las especies de peces, pero bajo condiciones naturales, estos niveles raramente se alcanzan (USEPA, 1986). Sin embargo, valores en este rango es común encontrarlos en aguas de mar contaminadas por los residuos industriales, tal y como se obtuvo en el pasado en Point Lisas en la zona Industrial en 1981 donde se alcanzaron valores entre 1.6 y $71.1 \mu\text{mol L}^{-1}$ (IMA, 1982).

Los menores niveles de nitrógeno amoniacal detectados en este estudio fueron de $0.01 \mu\text{mol L}^{-1}$ en las estaciones 1 (costa oriental de Trinidad), 8, 9 y 10 (todas ubicadas en las afueras del Golfo de Paria), que podrían ser considerado como valores normales. Estas estaciones se localizan fuera de las áreas de influencia de las fuentes terrestres de contaminación.

La tendencia de la distribución espacial fue que los mayores valores de nutrientes (amonio, nitrito, nitratos y fosfato) se encontraron en la proximidad de las fuentes terrestres de contaminación (estaciones 3, 4, 5, 6, y 7).

La clorofila "a" que es una medida común de la biomasa del fitoplancton total estuvo durante este estudio entre 2.4 y $31.8 \mu\text{g L}^{-1}$ con valores promedio de 5.8 y $8.0 \mu\text{g L}^{-1}$ en la temporada seca y húmeda respectivamente (figura 13).

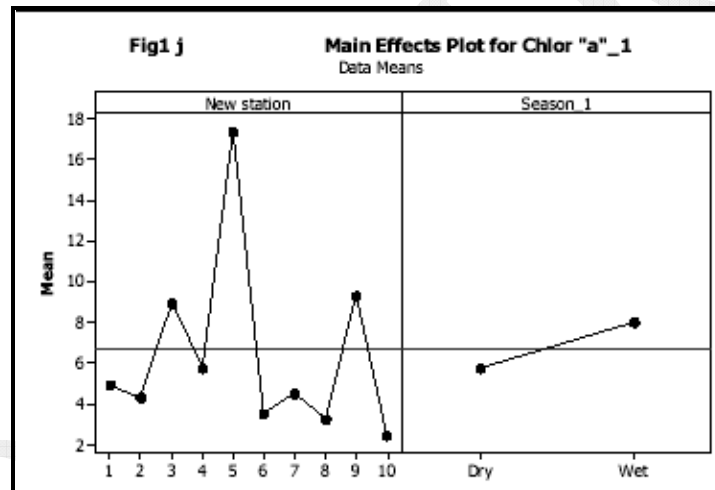


Figura 13. Niveles de clorofila – a en el Golfo de Paria (Trinidad y Tobago).

El valor medio de Clorofila "a", encontrado anterior a este estudio fue de $3.2 \mu\text{g L}^{-1}$ reportado por Morrel y Corredor (2001) en un muestreo realizado en septiembre de 1995. Las concentraciones de Clorofila "a" detectadas en el estudio presente se pueden considerar altas y permiten clasificar a las aguas costeras del Golfo de Paria como eutróficas.

Los niveles de hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) encontrados estuvieron en el rango de $0.1 - 1.0 \mu\text{g L}^{-1}$ en la seca y en el intervalo $0.7 - 23.5 \mu\text{g L}^{-1}$ en la estación húmeda (figura 14). Estadísticamente se encontraron niveles más altos de HPDD en la estación húmeda comparada con la estación seca y probablemente es el resultado del mayor escurrimiento superficial.

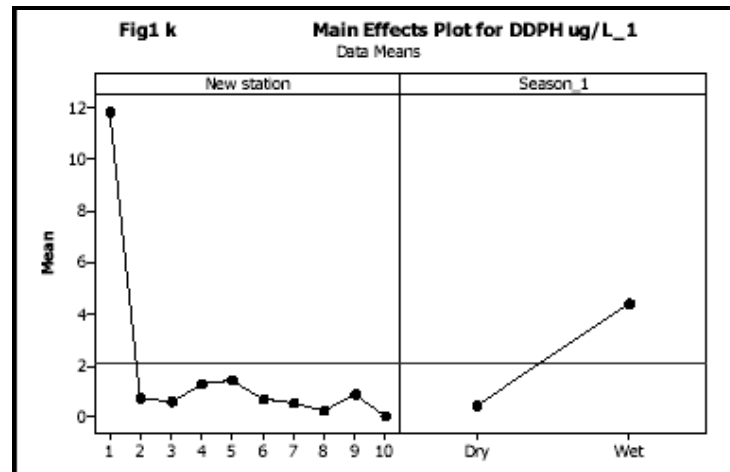


Figura 14. Niveles de HPDD en el Golfo de Paria (Trinidad y Tobago).

Los niveles de HPDD encontrados exceden el valor “normal” de $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ citado por Atwood *et al.* (1987a, b y c) para aguas marino - costeras

Aunque en Trinidad y Tobago no hay normas de calidad para la comparación de concentraciones de HPDD en aguas costeras, los valores por encima de los “niveles normales” indican entradas de hidrocarburos de petróleo. Una mejor comparación podría hacerse con las áreas costeras que no están muy impactadas por la contaminación de petróleo, por ejemplo, las áreas costeras fuera de Tobago. Los niveles de hidrocarburos de petróleo en las áreas costeras de Tobago estuvieron entre $0.1\text{-}1.6 \mu\text{g L}^{-1}$ (Rajkumar *et al.*, 1994) y fueron más bajos que los niveles encontrados en la costa oriental de Trinidad que fue de $0.3\text{-}6.7 \mu\text{g L}^{-1}$ (Norman, 1986).

Los datos obtenidos en el estudio presente, constituye altos niveles de HPDD en las aguas costeras del Golfo de Paria. El elevado valor encontrado en la estación 1 puede ser debido a que en la proximidad de esta estación hay un pozo de petróleo abandonado.

Bahía de La Habana (Cuba)

La Bahía de La Habana se encuentra situada en la costa norte de Cuba, en la región occidental. Es una típica bahía de bolsa, situada en una costa abrasiva con terrazas coralinas. Tiene un área de 5.2 km^2 , con una profundidad media de 9 m y un volumen de $47 \times 10^7 \text{ m}^3$.

Sus riberas interiores tienen una longitud de 18 km. Resulta un cómodo y seguro fondeadero. La bahía tiene en su interior tres ensenadas: la del noreste se denomina Marimelena, la del sudeste, Guasabacoa y la del sudoeste, Atarés.

El canal de entrada de la bahía tiene una longitud aproximada de 1574 m y un ancho de 140 m. El canal fue dragado para permitir el acceso de buques y aunque es estrecho, por ser recto, no presenta obstáculos para la navegación.

El área de drenaje hacia la bahía está formada por las cuencas hidrográficas de los ríos Luyanó (28.1 km^2), Martín Pérez (12.2 km^2) y el Arroyo Tadeo (2.2 km^2). Se le suman las aguas procedentes de la zona de escurrimiento superficial de las Alturas del Morro y la Cabaña y las zonas servidas por los drenajes pluviales de la ciudad de La Habana, que descargan sus aguas directamente en la bahía.

El caudal aproximado de agua dulce que recibe es del orden de los 330 000 m³. día⁻¹; de ellos, el 50.7 % y el 14.1 % corresponden a los drenajes pluviales principales y menores, respectivamente; el 31.2 %, a los ríos y arroyos y el 4 %, a las industrias ubicadas en el litoral.

En la bahía se encuentra enclavado el puerto de La Habana, principal puerto de Cuba, con un área de 5.34 km² de instalaciones terrestres vinculadas al tráfico portuario. Además del uso marítimo - portuario, que sin lugar a dudas es el de mayor importancia para la bahía, se desarrollan en ella otros, como son: el turístico, debido a que el centro histórico de Ciudad de La Habana se encuentra ubicado en la margen suroeste de la bahía, proclamado en los finales del siglo pasado Patrimonio Cultural de la Humanidad, lo que la convierte en una atracción turística; el industrial, pues diferentes instalaciones ubicadas en sus márgenes utilizan el agua de la bahía en sus sistemas de enfriamiento y el de cuerpo receptor de residuos líquidos, ya que en la bahía son vertidos diariamente los residuos líquidos sin tratamiento previo de la actividad urbano - industrial de la ciudad. Este último uso que históricamente ha tenido la bahía es el responsable, en gran medida, del grado de deterioro ambiental que en la actualidad presenta este ecosistema.



Impacto de la actividad industrial y del uso marítimo - portuario de la bahía de La Habana.

En la figura 15 se muestra la red de estaciones utilizada para el monitoreo de la calidad del agua y los sedimentos en la Bahía de La Habana.

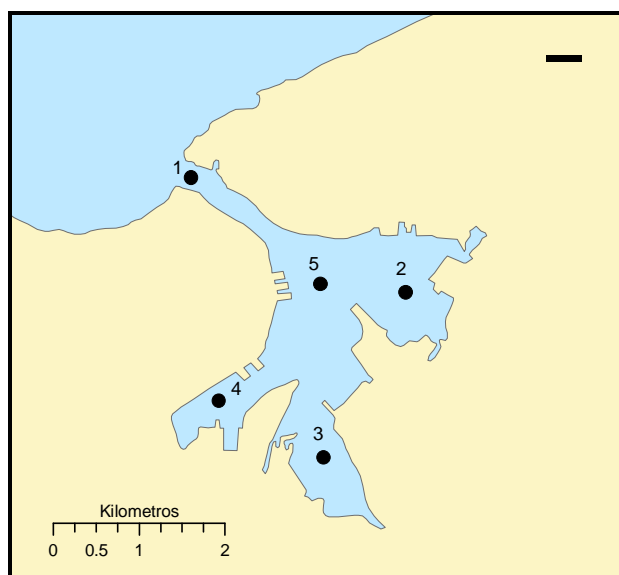


Figura 15. Red de estaciones para el monitoreo de la calidad de las aguas en Bahía Habana (Cuba): 1 - Canal de entrada, 2-Ensenada de Marimelena , 3 -Ensenada de Guasabacoa, 4- Ensenada de Atarés y 5-Centro de la bahía.

Se realizaron cuatro muestreos durante el año 2008 (abril, julio, octubre y noviembre).

Resumen de los resultados del monitoreo.

Los menores valores de oxígeno disuelto (significativamente menores desde el punto de vista estadístico) en los tres niveles de medición (superficie, medio y fondo), se obtuvieron una vez más en la Ensenada de Atarés, fuertemente influida por los aportes contaminantes de aguas residuales. Los valores medios en los tres niveles estuvieron por debajo de 5 mg L^{-1} , valor recomendado como límite mínimo para aguas costeras de buena calidad (Friligos, 1989).

Los valores de este indicador de calidad en el resto de la bahía en esta etapa fueron elevados a tal punto que la media general de la bahía en los niveles superficie y medio estuvieron por encima del criterio referido anteriormente.

En cuanto a la salinidad, se mantiene la estratificación por salinidad en la columna de agua de esta bahía, lo que corrobora una vez más la influencia de los aportes de agua dulce.

Los valores de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) como representante de la presencia de materia orgánica en las aguas fueron similares en toda la bahía y ligeramente menores en el Canal de entrada de la bahía, como es de esperar, debido al menor impacto de los vertimientos de las fuentes contaminantes en esta zona y a los procesos de dilución y mezcla que se generan en el área. Los valores unitarios y promedios por estaciones indican que se mantiene la alta presencia de materia orgánica en las aguas de la bahía y fundamentalmente en la Ensenada de Atarés.

Se mantuvo la tendencia permanente de los últimos años de ausencia de sulfuro de hidrógeno en toda la columna de agua de la bahía.

La distribución por estaciones de muestreo de los compuestos nitrogenados en las aguas superficiales, mostró una vez más concentraciones más elevadas en la Ensenada de Atarés, situación que se hace muy marcada en el caso del nitrógeno amoniacal (N-NH_3). Este resultado que se ha obtenido de igual manera en los últimos años, ratifica el criterio de que los aportes de compuestos

nitrogenados a la bahía prevalecen en la forma reducida (N-NH_3) y están relacionados con los residuales líquidos sin tratar que vierten las fuentes terrestres de contaminación.

Para los compuestos del fósforo, se obtuvo una estratificación en la columna de agua, ya que los valores superficiales obtenidos para ambos parámetros (fósforo total y ortofosfato disuelto), resultaron significativamente superiores a los niveles medio y fondo. La Ensenada de Atarés fue la que presentó el mayor valor en el nivel superficial ($7.57 \mu\text{mol L}^{-1}$). Este valor está en el intervalo de concentraciones que ha presentado esa ensenada en los dos últimos años: $6 - 8 \mu\text{mol L}^{-1}$.

Los sólidos suspendidos totales (SST) presentaron concentraciones medias anuales en todos los niveles y para todos los meses de muestreos por debajo del valor de 100 mg L^{-1} , criterio de buena calidad para aguas costeras según la Norma Cubana NC 25: 1999 para la evaluación de los recursos hídricos de uso pesquero (ONNa, 1999).

Una vez más la Ensenada de Atarés se diferencia notablemente de las demás. Continúa siendo y de manera muy marcada, la más afectada desde el punto de vista de la calidad físico - química de sus aguas. Atarés continúa presentando las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto y los valores más altos de nutrientes y materia orgánica durante todo el año.

La figura 16 muestra el valor medio obtenido durante el año 2008 de los principales indicadores que mejor definen la calidad de las aguas de la bahía de La Habana así como comportamiento histórico de los mismos.

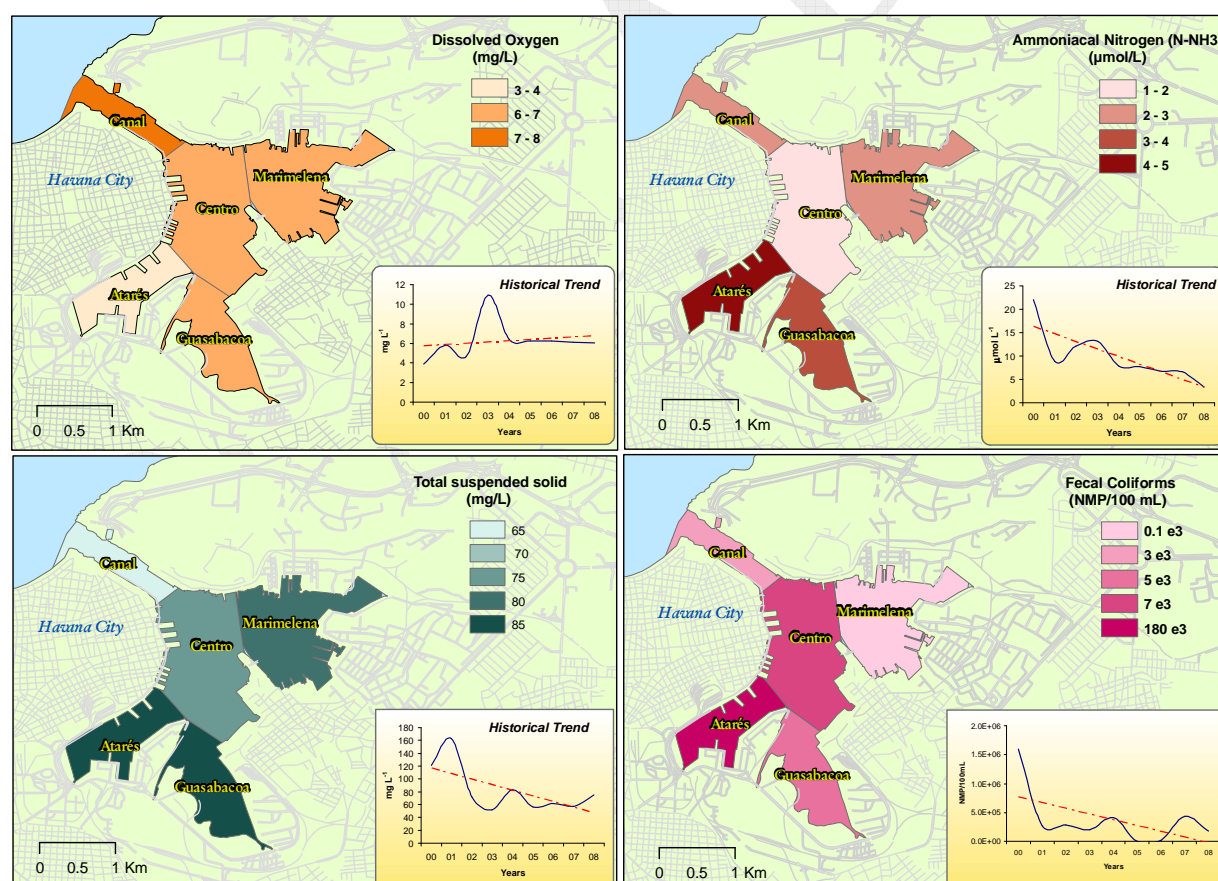


Figura 16. Comportamiento histórico de los principales indicadores de calidad del agua en la Bahía de La Habana

La tendencia al aumento del oxígeno disuelto es una señal de que no existen retrocesos en cuanto a una mayor oxigenación de las aguas de la bahía -indicativo de buena salud de un sistema acuático-.

El nitrógeno amoniacal, también presentó una evolución positiva durante el año 2008: disminuyeron los valores medios en los tres niveles de profundidad. Pero se debe señalar que aún las concentraciones medias de este indicador fueron superiores a $3.57 \mu\text{mol L}^{-1}$, que es el límite inferior establecido para considerar las aguas de calidad dudosa según la Norma Cubana NC 25: 1999 para la evaluación de los recursos hídricos de uso pesquero (ONNa, 1999).

La disminución sostenida en mayor o menor proporción en los últimos años, es la mejor prueba del impacto positivo de la disminución de los aportes de aguas residuales a la bahía.

Las concentraciones de los compuestos del fósforo obtenidas durante el año 2008 fueron ligeramente superiores con respecto al año 2007, fundamentalmente en la superficie. Desde el año 2006 ha habido un aumento ligero pero gradual y sistemático en las concentraciones medias de este indicador. Este comportamiento debe ser seguido con atención, ya que de continuar pudiese sugerir que no han disminuido las cargas contaminantes que aportan fósforo (sobre todo residuales de origen doméstico y aquellos relacionados con la industria de producción de detergentes y productos del aseo en general).

En la figura 17 se muestra el comportamiento de la DBO_5 en las aguas superficiales en los últimos seis años, como expresión de la materia orgánica.

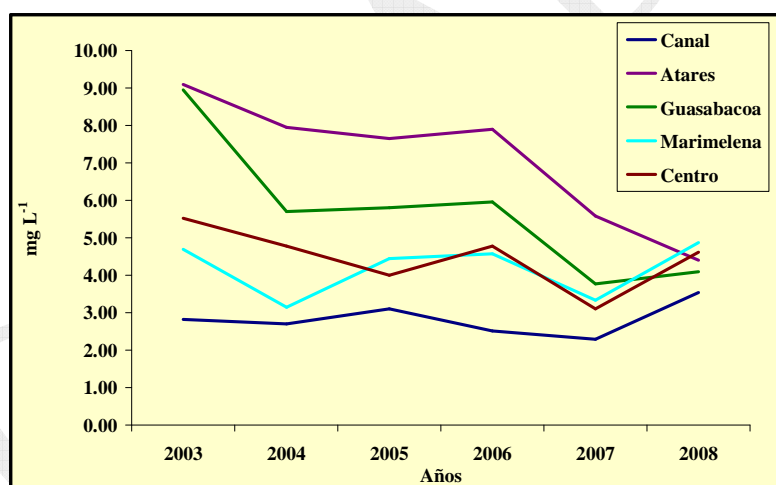


Figura 17. Comparación de los niveles de DBO_5 por años en las aguas superficiales de la bahía.

Las ensenadas de Atarés y Guasabacoa han presentado la mayor reducción de DBO_5 en los últimos años. Estas ensenadas han sido históricamente las más impactadas por las fuentes terrestres de contaminación, y por ende las que han logrado las “mejoras” más evidentes en su calidad ambiental con las medidas de reducción y/o eliminación de las fuentes contaminantes, que se han venido ejecutando en los últimos años en la bahía.

El contenido de hidrocarburos totales en las aguas superficiales de la bahía, – valores medios anuales entre 0.01 y 0.19 mg L^{-1} , con una media general para toda la bahía de 0.12 mg L^{-1} –, refleja como de forma general aún se mantienen valores elevados, que hacen clasificar estas aguas según criterios evaluativos internacionales, como altamente influidas por la contaminación por petróleo (CARIPOL, 1987).

El comportamiento histórico de los hidrocarburos (figura 18) muestra la tendencia al freno que se viene dando en las aguas de la bahía en cuanto al grado de contaminación por petróleo, manteniéndose la situación “de equilibrio” de este contaminante en la bahía.

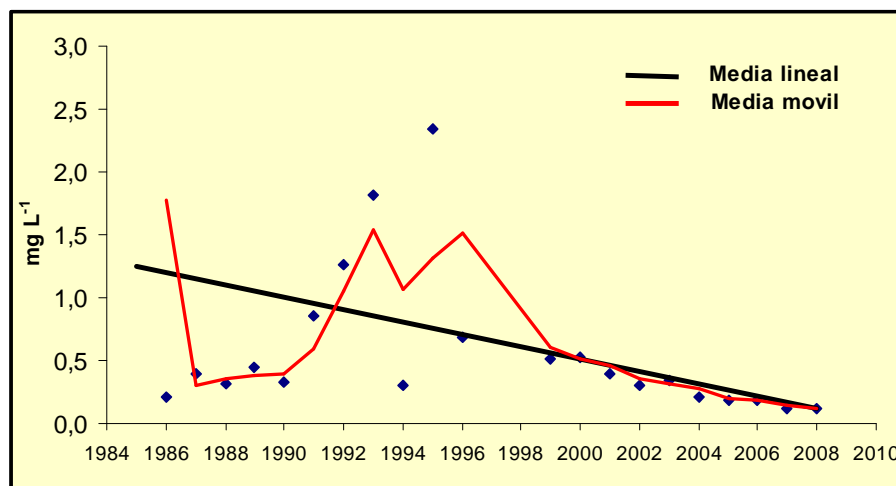


Figura 18. Tendencia de los hidrocarburos en agua en la bahía de La Habana.

Desde el punto de vista de la contaminación bacteriológica presente en las aguas superficiales, los resultados de la concentración de coliformes fecales muestra como durante los últimos tres años el deterioro ambiental del ecosistema de la Bahía de La Habana se ha frenado (figura 19), manteniéndose prácticamente inalterable, pero todavía por encima del límite establecidos en la Norma Cubana (NC 22:1999) para contacto indirecto (1 000 NMP/100 mL) (ONNb, 1999).

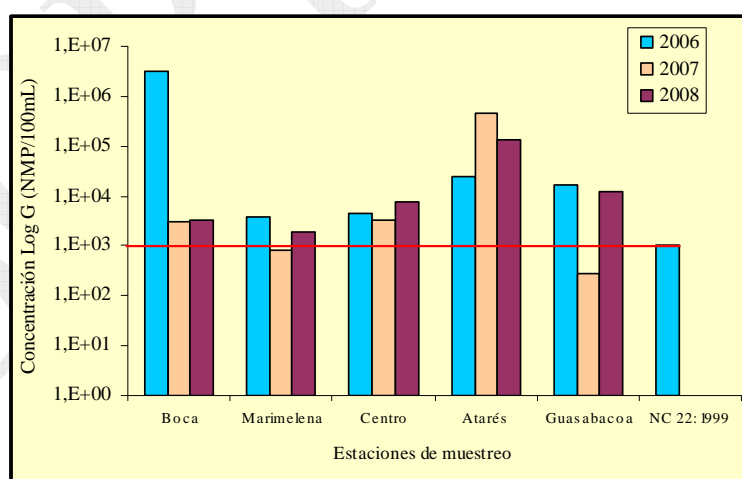


Figura 19. Concentraciones de coliformes fecales de las aguas de la Bahía de La Habana durante los últimos 3 años.

El análisis de indicadores biológicos mostró que la concentración de la masa fitoplanctónica en las aguas superficiales de la bahía continúa elevada, con valores medios entre 4 y 6 millones de células por litro de agua de mar. La clorofila fitoplanctónica también alcanzó elevadas concentraciones.

El fitoplancton estuvo conformado casi exclusivamente por diatomeas y no se detectaron concentraciones de interés de organismos potencialmente tóxicos. De acuerdo con ambos indicadores (fitoplancton y clorofila-*a*), las aguas de la bahía continúan clasificándose como eutróficas.

Las concentraciones alcanzadas de carbono orgánico (CO), nitrógeno orgánico (NO) y materia orgánica (MO) en los sedimentos superficiales de la bahía permite clasificar y demostrar una vez más que los sedimentos de la bahía en todos las estaciones de muestreos están considerados como contaminados por materia orgánica. Sin embargo, se debe destacar que los valores de MO detectados durante el año 2008 fueron inferiores tanto en la Ensenada de Atarés, como en la estación del Centro de la bahía, comparados con los obtenidos en el año 2002.

En Atarés la disminución fue muy significativa. Comportamiento similar presentó esta ensenada en cuanto al carbono orgánico (CO) y al nitrógeno orgánico (NO). Este resultado puede ser indicativo de la incidencia positiva en los sedimentos de las medidas de saneamiento que se han venido aplicando a la bahía y en particular en las fuentes contaminantes que llegan a esa la ensenada, que históricamente ha sido la más contaminada desde todos los puntos de vista.

Se observaron valores altos de hidrocarburos del petróleo, y elementos metálicos, en los sedimentos superficiales, indicadores típicos de contaminación, los cuales han sido detectados tradicionalmente en esta matriz.

El análisis comparativo de la distribución de valores de los hidrocarburos totales en sedimentos en la bahía en el período 1980 -2008 se presenta en la figura 20.

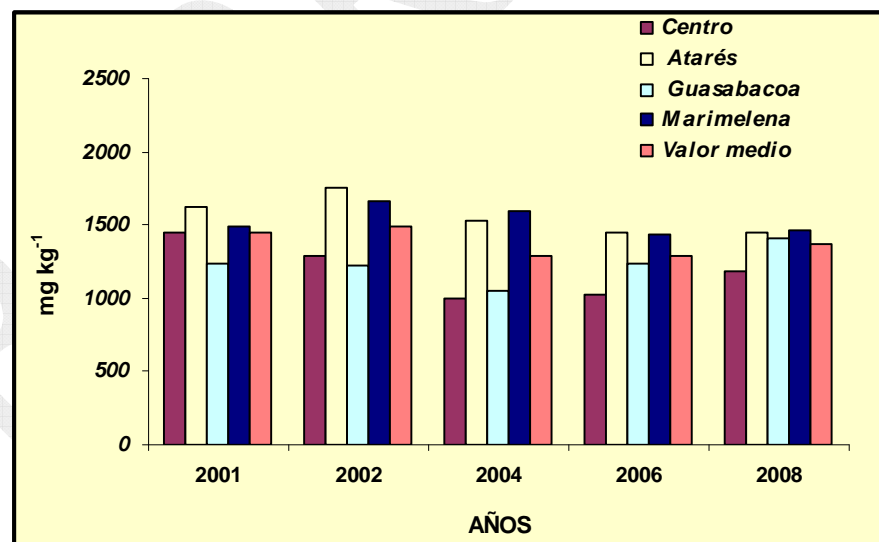


Figura 20. Distribución de los hidrocarburos totales por años en sedimentos recientes de la Bahía de La Habana

El conjunto de valores obtenidos para la bahía en el ciclo anual 2008, se mantienen en el entorno de los detectados en los últimos años y por tanto, se puede afirmar que persiste el proceso de “inmovilidad del hidrocarburo en el sedimento”.

Con relación a los metales pesados se demuestra una vez más que la distribución de estos metales pesados en los sedimentos superficiales de la bahía sigue estando determinada por la proximidad de las estaciones de muestreo a los lugares de vertido de los afluentes urbanos - industriales que inciden en esta de manera específica.

En este sentido, se distingue los mayores valores de concentración de Co, Cr, Fe, Mn, Ni, y V en la ensenada de Marimelena, así como los mayores valores de Cu, Zn y Pb en la estación Centro y en la Ensenada de Atarés, lo que confirma la contaminación urbana - industrial mixta, que históricamente ha caracterizado a este ecosistema.

Una comparación de los intervalos de concentración obtenidos en este estudio con respecto a los estudios precedentes demuestra que los valores siguen presentándose como típicos de una contaminación crónica por metales pesados. No obstante, se distingue que estos valores se mantienen en un entorno similar al de los últimos años, lo cual denota que persiste el freno de la influencia de estos compuestos en los sedimentos de la bahía y que resulta necesario seguir realizando esfuerzos por implementar medidas que reduzcan el nivel de contaminación química en la bahía.

Ciénaga Grande Santa Marta (Colombia)

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), está localizada al norte de Colombia, entre los 10°43' y 11°00' N y los 74°16' y 74 °38' W. Este sistema está constituido por el espejo lagunar con un área de 450 km²; varias lagunas conectadas por canales, la llamada Ciénaga Pajarales (120 km²); y una barra de arena, la Isla de Salamanca, que separa el complejo lagunar del Mar Caribe. Los cuerpos de agua cubren un área aproximada de 1290 km² entre el sistema estuarino de lagunas costeras, arroyos y pantanos que suman un total en masa de agua de 720 km², con una profundidad media de 1.5 m aproximadamente (Gónima *et al.* 1998; Lozano y Sierra-Correa, 2005).

La Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) es a su vez la laguna costera más extensa de Colombia, forma parte de la Reserva de la Biosfera establecida por la UNESCO en el 2000 y es uno de los parques nacionales de mayor importancia a nivel nacional debido a su papel en el desarrollo social y económico de Colombia. La CGSM es también parte del sistema delta lagunar del Río Magdalena, el cual es el río mas extenso de Colombia (1540 Km.) que desemboca directamente en el Mar Caribe (Restrepo y Kjerfve, 2000; Rivera-Monroy, *et al.* 2004).

Las características ecológicas, hidrológicas y geomorfológicas de la CGSM, convierten a este ecosistema costero en uno de los más productivos de latitudes neotropicales (Botero y Salzwedel, 1998; Rivera-Monroy *et al.* 2006), que cumple importantes funciones ambientales y que genera beneficios globales, como sumidero de carbono, como refugio y hábitat de flora, fauna y especies migratorias; beneficios regionales, porque exporta una columna de evapotranspiración que lo conecta con la Sierra Nevada de Santa Marta; y beneficios locales, debido a la extracción de alimentos y materias primas, subvalorados por las condiciones de manejo.

Su gran productividad biológica se origina en los aportes de nutrientes por los ríos de la Sierra Nevada, del río Magdalena, del propio Mar Caribe y del bosque de manglares que constituye gran parte de su área, ofreciendo alimento, hábitat y protección a juveniles y adultos de muchas especies (Cancio *et al.*, 2006).

El pasado histórico de la CGSM ha evidenciado fuertes cambios ambientales que dieron origen al sistema lagunar, pero desde principios del siglo XX ha sufrido alteraciones antropogénicas causantes del deterioro ambiental de la región entre las que se pueden mencionar:

- Interrupción del intercambio hídrico entre el complejo lagunar y el mar debido a la construcción de la vía Ciénaga-Barranquilla (1956-1960) que no previó mantener los flujos naturales.
- Disminución de entrada de agua dulce proveniente del río Magdalena al complejo, originada por la construcción de las carreteras Medialuna-Pivijay-Salamina y Palermo-Sitio Nuevo que interrumpieron el flujo de agua dulce al complejo.
- La contaminación del recurso hídrico por vertimientos de aguas residuales domésticas sin tratamiento previo.
- El deterioro de las cuencas hidrográficas de los ríos que desembocan en la Ciénaga.
- La disposición inadecuada de residuos provenientes de las actividades agroindustriales desarrolladas en la zona bananera y la sobreexplotación del acuífero en la zona bananera que han ocasionado que estos ríos aporten menores cantidades de agua dulce y mayores cantidades de sedimentos.
- La permanente presión de los pobladores asentados en la eco región que hacen una sobreexplotación del mangle y los recursos pesqueros.

Todos estos factores en conjunto causaron impactos negativos en las condiciones ambientales del sistema, como el incremento de la salinidad del suelo y cuerpos de agua generando la pérdida de aproximadamente 253.2 km² de bosque de manglar (estimados hasta el 2005), así como la disminución en las capturas de peces, moluscos y crustáceos, incluyendo la pérdida de biodiversidad.



Asentamientos humanos dentro del cuerpo de agua (palafitos) y en la costa de la CGSM.

La población de la CGSM es quien ejerce la mayor presión sobre el ecosistema (Botero y Salzwedel, 1999) sus condiciones sociales y económicas históricamente se han caracterizado por la insuficiencia en infraestructuras básicas y servicios como agua potable, sistema de acueducto y alcantarillado, salud y educación. En la estructura económica de la subregión predomina la pesca, la

agricultura y la ganadería; siendo la pesca la principal fuente de ingreso del área, con la ventaja que le brinda su ubicación geográfica frente al mar y sus múltiples conexiones con el río Magdalena y los ríos que descienden de la Sierra Nevada (Correa, 1999). Sin embargo, la oferta pesquera ha cambiado por variaciones de la salinidad del agua y las perturbaciones hidrológicas del sistema lagunar (Blanco *et al.*, 2007).

En la figura 21 se muestra la red de estaciones utilizada para el monitoreo de la calidad del agua en la CGSM. Se diseñó una red de 28 estaciones representadas en seis zonas: **zona 0**, Marina; **zona 1**, influencia de los ríos de la Sierra Nevada de Santa Marta (SNSM); **zona 2**, espejo de agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM); **zona 3**, ciénagas del Complejo Pajarales (CP); **zona 5**, influencia del río Magdalena; y **zona 6**, ciénagas de Salamanca occidental (CSO). Estas zonas fueron definidas según el comportamiento de la salinidad.

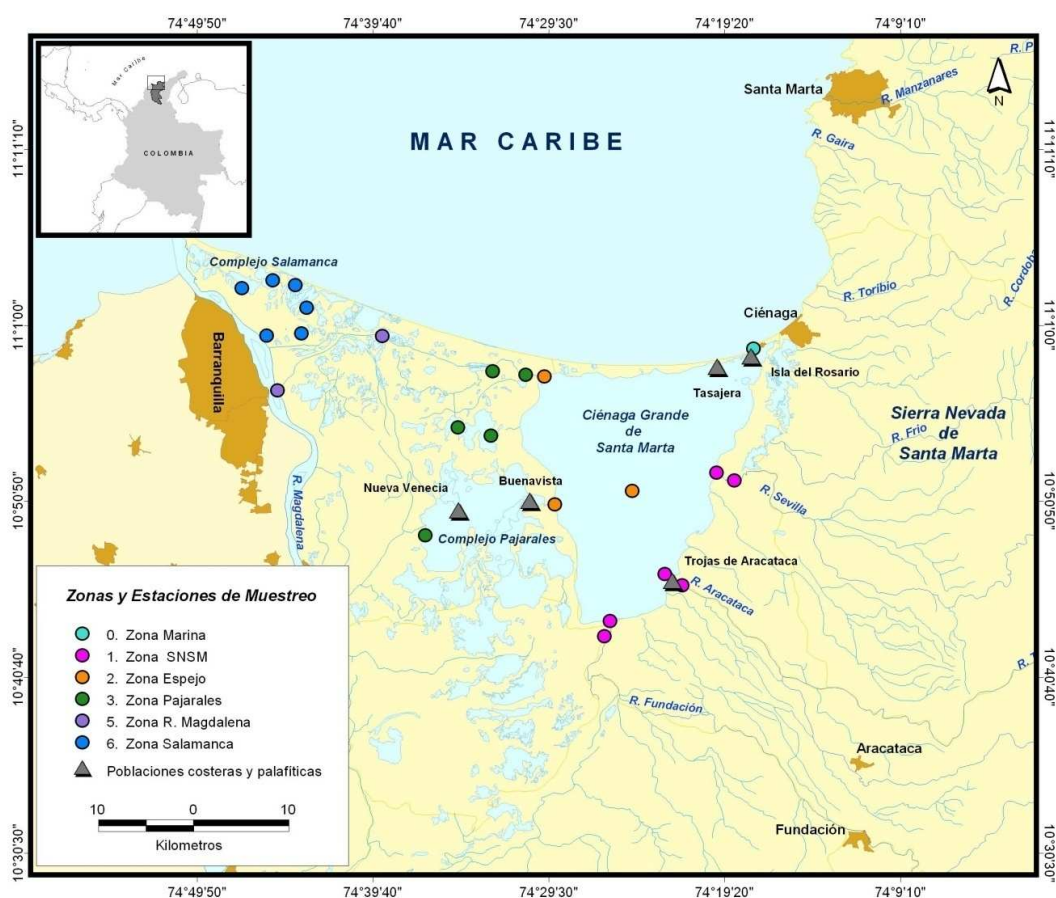


Figura 21. Estaciones de muestreo en el sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. Los colores representan las zonas establecidas.

El muestreo en la CGSM se realizó entre febrero y mayo del 2008.

Resumen de los resultados del monitoreo.

La salinidad es quizás la variable físico - química que mejor ha descrito históricamente las perturbaciones hidrológicas en este sistema lagunar y la zona costera (Blanco *et al.*, 2006), ya que su aumento o disminución, depende de la cantidad de agua dulce que entra y sale del sistema.

En la figura 22 se muestra la variación espacial y temporal de la salinidad promedio del agua superficial entre febrero y mayo de 2008 en las seis zonas de muestreo de la Ciénaga Grande de Santa Marta. En la zona 0 se encontraron las salinidades promedio más altas ($35.0 \text{ ‰} \pm 0.8$), por su conexión directa con el Mar Caribe. Las salinidades promedio más bajas se encontraron en las zonas 5 y 6 (0.1 ‰ y 2.9 ‰ respectivamente).

Si bien la zona 1 está asociada a los tributarios de la Sierra Nevada de Santa Marta, se observó un incremento mensual progresivo de febrero (época seca) a mayo (época intermedia) que según Blanco *et al.* (2006) puede deberse a un patrón de variaciones por los ríos tributarios (*Fundación, Sevilla y Aracataca*) que tienen sus cuencas geográficamente cerca del sistema a Ciénaga Grande de Santa Marta-ciénagas del Complejo Pajarales, donde los niveles de flujo se manifiestan rápidamente en las diferencias de salinidad que alcanza el complejo lagunar.

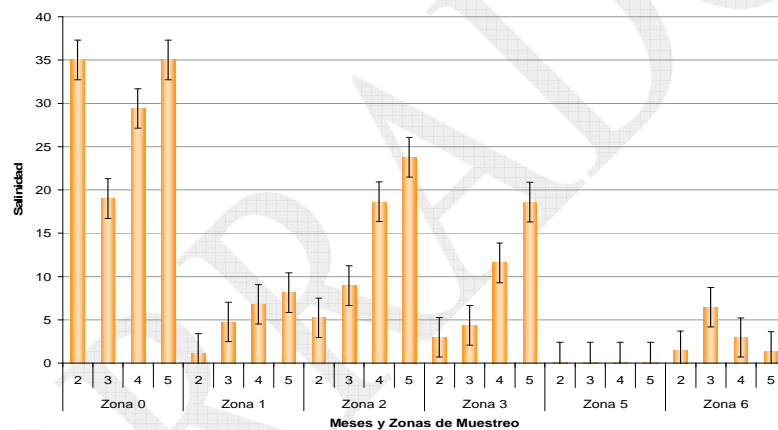


Figura 22. Variación espacial y temporal de la salinidad promedio del agua superficial entre febrero y mayo de 2008 (meses representados por números 2 a 5), en las seis zonas de muestreo de la CGSM. Las barras negras, representan el error típico.

En las zonas 2 y 3, se observaron los niveles de oxígeno disuelto más altos, con valores promedio superiores a 6.5 mg L^{-1} y en las zonas 1 y 5 los más bajos (figura 23).

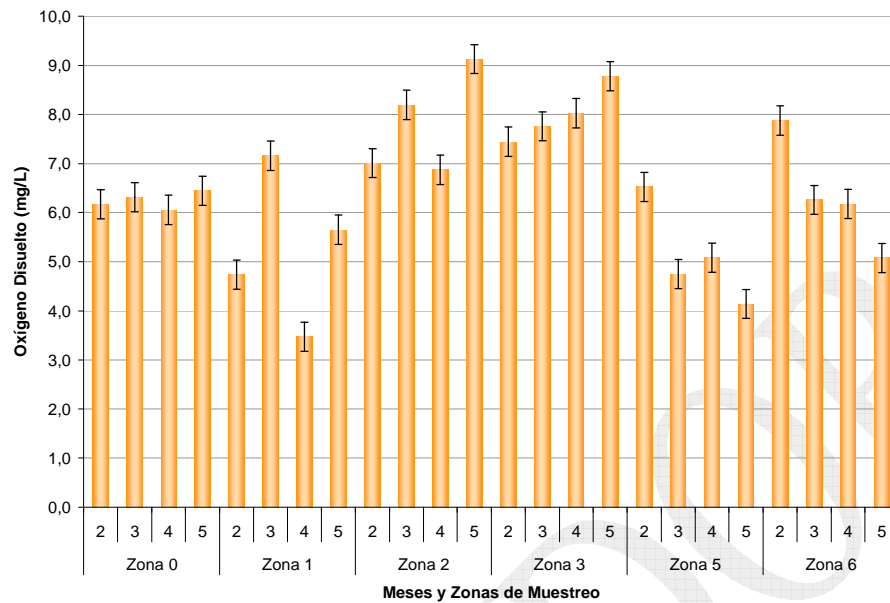


Figura 23. Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto promedio (mg L^{-1}) del agua superficial, entre febrero y mayo de 2008 (meses representados por números 2 a 5), en las seis zonas de muestreo de la CGSM.

A excepción de la zona 0, las demás zonas mostraron variaciones entre meses, las zonas 2 y 3 con una tendencia al aumento entre febrero y marzo, como consecuencia del intercambio con la atmósfera y los vientos Alisios del norte que soplan intensamente en ésta época; y las zonas 1, 5 y 6, influenciadas por aportes de materia orgánica de los ríos, tuvieron un comportamiento contrario en descenso. No obstante estas variaciones en todas las zonas y meses de muestreo, los valores de oxígeno disuelto estuvieron por encima de 4 mg L^{-1} , considerado el valor mínimo para la preservación de flora y fauna según la legislación colombiana (Decreto 1594/84, Minagricultura, 1984). Solamente en la zona 1 en abril el valor promedio estuvo levemente por debajo de la referencia.

En general los valores de pH para todas las zonas, durante los cuatro meses del muestreo fueron levemente básicos, excepto en la zona 5 durante febrero donde el pH promedio fue más bajo (6.47). En términos de calidad del recursos con propósitos de preservación flora y fauna según el Decreto 1594 de la legislación colombiana (Minagricultura, 1984), el pH del agua superficial en las seis zonas, durante todo el período de muestreo estuvo dentro de los niveles aceptables (6.5 a 9.0).

Las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) aumentaron entre febrero y abril en todas las zonas, excepto en la zona 0 (figura 24).

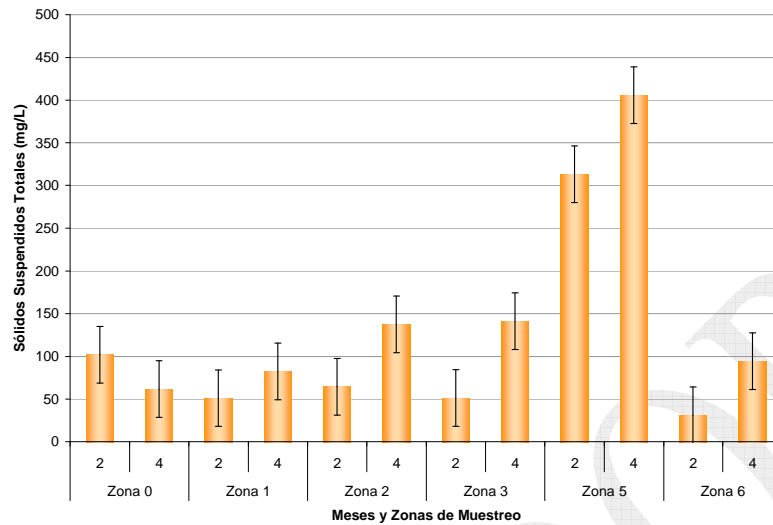


Figura 24. Variación espacial y temporal de sólidos suspendidos totales (mg/L) promedio del agua superficial, en febrero (2) y abril (4) de 2008, en las seis zonas de muestreo de la CGSM.

En la zona 5 los promedios de SST fueron más del doble de los promedios del resto de zonas, debido a los aportes de sedimentos desde el río Magdalena. Este parámetro en la CGSM históricamente (1993-2007) ha mostrado notorias variaciones interanuales, influenciadas por los eventos climáticos El Niño y La Niña, así como por la reapertura de los caños Clarín, Aguas Negras y Renegado, dando paso al mayor arrastre de sedimentos que aporta el río Magdalena al complejo lagunar (INVEMAR, 2007).

Los mayores contenidos de clorofila *a* se registraron en las zonas 1, 2 y 3 (figura 25), que son las zonas con características netamente estuarinas. Con excepción de la zona 0 (marina), en las demás zonas se observó un descenso de la concentración de clorofila *a* de febrero (época seca) a abril (inicio de las primeras lluvias), especialmente en las zonas 1 y 2, donde las concentraciones registradas en abril fueron cerca de un orden de magnitud más bajas que las concentraciones registradas en febrero.

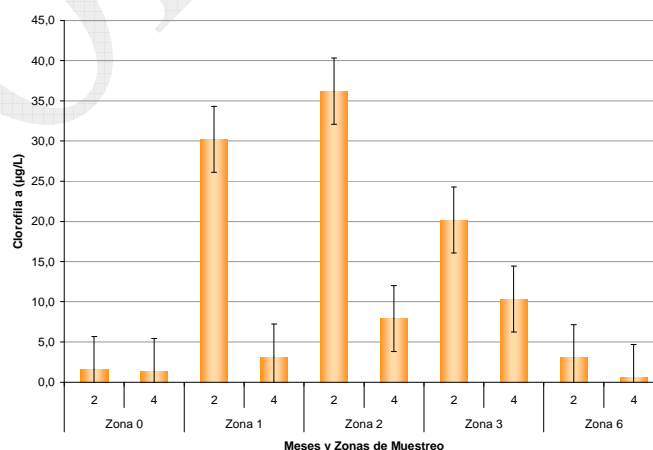


Figura 25. Variación espacial y temporal de la concentración de clorofila *a* (µg/L) en el agua superficial, entre febrero y mayo de 2008, en las seis zonas de muestreo de la CGSM.

Este indicador no se midió en la zona 5, debido a la gran cantidad de sólidos en suspensión que interfirieron con las mediciones.

Los rangos de fluctuación hidrológica que se presentan en el sistema lagunar pueden causar efectos en la dinámica de los nutrientes que juegan un papel importante en la productividad primaria y en los procesos localizados de producción y demanda de oxígeno (INVEMAR, 2007).

Los nitratos (NO_3^{-1}) en el sistema lagunar fluctuaron en un rango promedio de 5.44 en las zonas 5 y 6, y $0.02 \mu\text{mol L}^{-1}$ en las zonas 0, 1, 2 y 3 (figura 26). Las altas concentraciones de NO_3^{-1} en las zonas 5 y 6 se relacionan con los aportes de nitrógeno inorgánico hacia el sistema lagunar desde el río Magdalena a través de la interconexión de los caños.

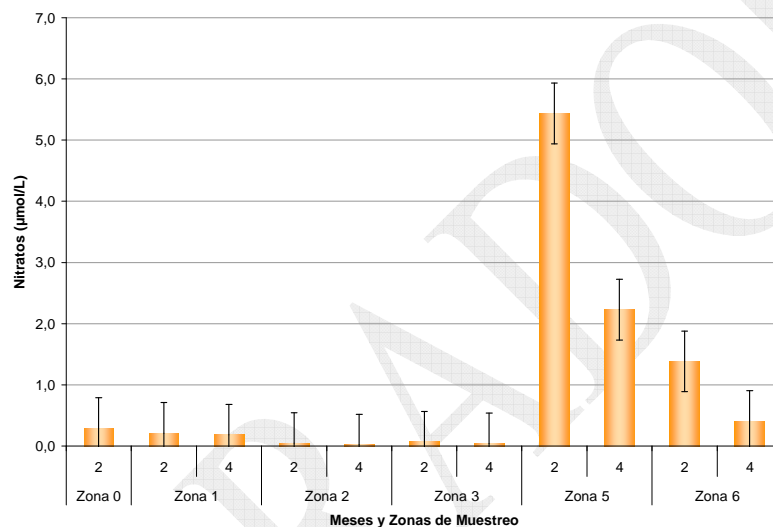


Figura 26. Variación espacial y temporal promedio de nitratos NO_3 ($\mu\text{mol L}^{-1}$) en el agua superficial de las seis zonas de muestreo de la CGSM en febrero (2) y abril (4) de 2008.

Por otra parte, la mayor concentración de clorofila “a” en las zonas 1, 2 y 3, es un indicador directo del aumento de la producción primaria en estas zonas, los bajos niveles de nitratos en estas tres zonas se relacionan directamente con el consumo de NO_3^{-1} por el fitoplancton durante la fotosíntesis (Libes, 1992).

Al igual que los nitratos, las concentraciones promedio más altas de nitrito se observaron en las zonas 5 ($0.12 \mu\text{mol L}^{-1}$) y 6 ($0.09 \mu\text{mol L}^{-1}$), las cuales están directamente influenciadas por los aportes del río Magdalena; y las menores concentraciones en las zonas 0, 1, 2 y 3.

La variación espacial y temporal de amonio (NH_4^{+1}) en el agua superficial de las seis zonas se muestra en la figura 27. Con excepción de las zonas 2 y 3, la concentración promedio de (NH_4^{+1}) presentó una tendencia en general descendente de febrero a abril.

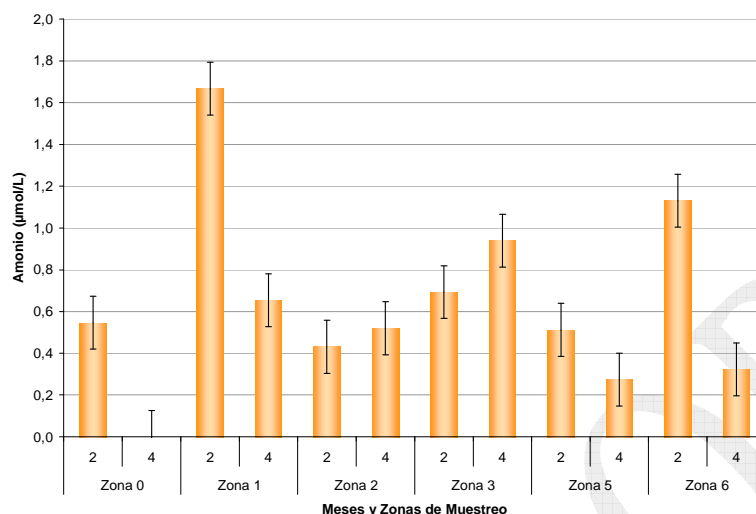


Figura 27. Variación espacial y temporal promedio de Amonio NH_4 ($\mu\text{mol L}^{-1}$) en el agua superficial de las seis zonas de muestreo de la CGSM, en febrero (2) y abril (4) de 2008.

El amonio en la CGSM ha presentado oscilaciones muy contrastantes: en los años 1996, 1998 y 2001 se observó una fuerte disminución en todas las zonas y en los años 1999, 2004 y 2005, un incremento importante, en especial en el año 1999, marcado por un fuerte fenómeno de La Niña, donde hubo aportes significativos de agua dulce (INVEMAR, 2007).

Las mayores concentraciones de ortofosfatos (PO_4^{3-}) en el agua superficial (figura 28) se presentaron en las zonas 1 y 6 con valores de $0.64 \mu\text{mol L}^{-1}$ (abril) y $0.77 \mu\text{mol L}^{-1}$ (febrero) respectivamente. Estas zonas reciben aportes directos de agua dulce a través de los ríos de la CGSM (zona 1) y del río Magdalena (zona 6), reforzando el criterio de que las concentraciones de este nutriente proviene de los aportes de los ríos.

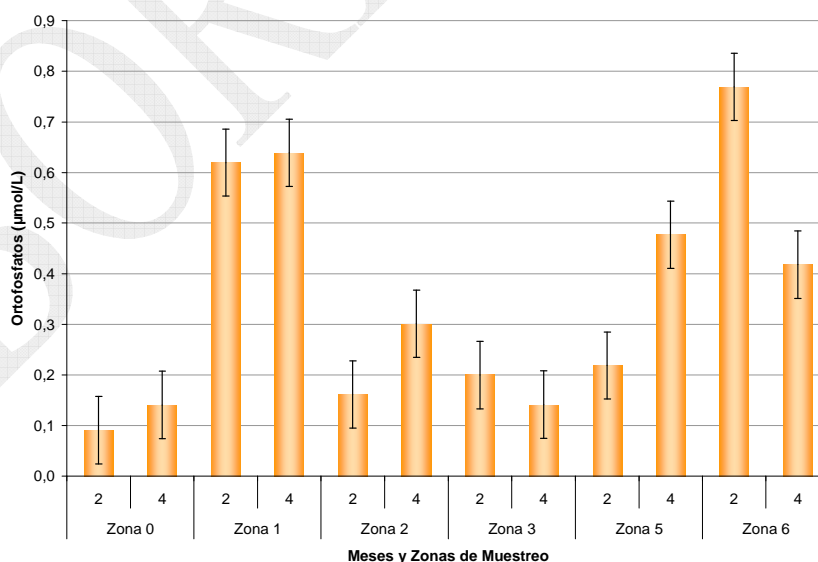


Figura 28. Variación espacial y temporal promedio de ortofosfatos PO_4^{3-} ($\mu\text{mol L}^{-1}$) en el agua superficial de las seis zonas de muestreo de la CGSM, en febrero (2) y abril (4) de 2008.

Los indicadores microbiológicos del grupo Coliformes se midieron para evaluar la calidad sanitaria de las aguas adyacentes a las poblaciones humanas que se ubican en los palafitos (asentamientos humanos dentro del cuerpo de agua) y en los pueblos costeros de la CGSM. La mayor concentración de Coliformes totales (CTT) se presentó en la estación cercana al palafito Trojas de Aracataca, con valores de 17000 NMP/100 mL (figura 29) y estuvo más de tres veces por encima del valor de referencia (5000 NMP/ 100 mL) establecido en el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana, para actividades de contacto secundario, como la pesca (Minagricultura, 1984).

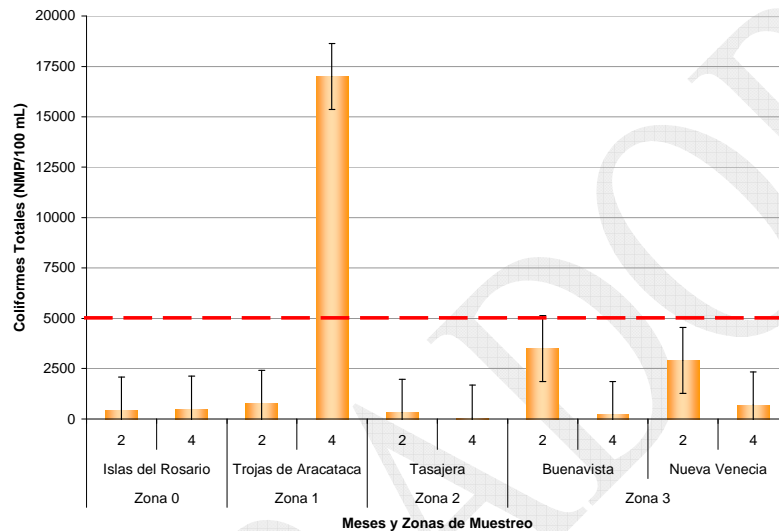


Figura 29. Variación espacial y temporal de coliformes totales (NMP/100 mL) medidos en agua superficial y adyacente a las poblaciones palafíticas y costeras de la CGSM, en febrero (2) y abril (4) de 2008.

Para evaluar la contaminación fecal se midieron los coliformes termotolerantes (CTE), por su asociación con las bacterias causantes de enfermedades gastrointestinales, debido a las características de las viviendas y al tipo de actividades cotidianas que realizan en contacto directo con el agua (contacto primario). Los niveles de coliformes termotolerantes en general fueron más altos en abril (figura 30), alcanzando valores de 460 NMP/100 mL en Nueva Venecia, 450 NMP/100 mL en Trojas de Aracataca y 330 NMP/100 mL en Islas del Rosario.

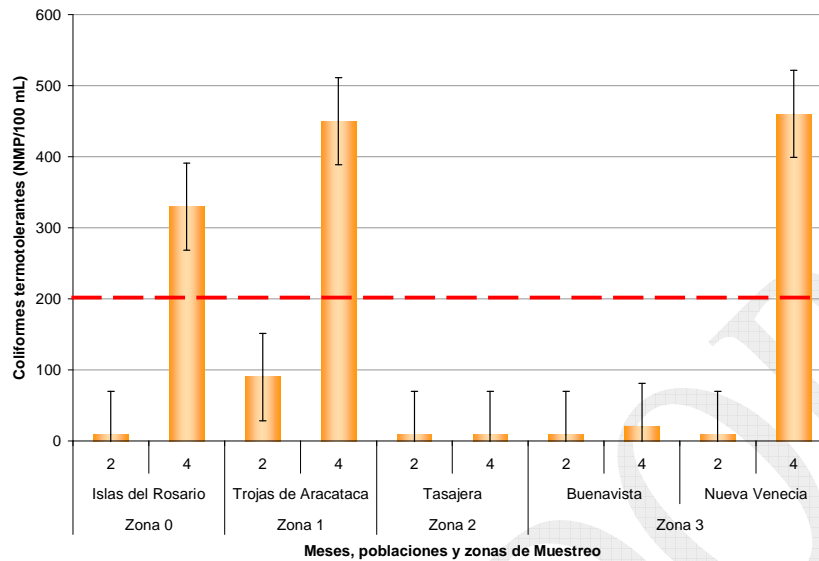


Figura 30. Variación espacial y temporal de Coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) medidos en agua superficial y adyacente a las poblaciones palafíticas y costeras de la Ciénaga Grande de Santa Marta, en febrero (2) y abril (4) de 2008.

En estas tres poblaciones los valores de CTE sobrepasaron ampliamente el límite permisible para actividades de contacto primario (200 NMP/100 mL; establecido en el Decreto 1594 de 1984 de la legislación colombiana (Minagricultura, 1984), valores que pueden generar riesgos a la salud humana.

De forma general, los resultados obtenidos demuestran que en las zonas de estudio tienen características físico - químicas que difieren entre sí; las cuales están determinadas por la intensidad en la mezcla de aguas continentales y marinas, dependiendo de su ubicación geográfica y de la época del año.

La **zona 0** tiene características netamente marinas, con salinidades promedio muy cercanas a la salinidad normal del agua de mar (36.00 ‰), excepto en marzo cuando la salinidad disminuyó. Esto se debe a la hidrodinámica del sistema y al aporte de aguas dulce, en esta época del año, los vientos Alisios empiezan a disminuir su intensidad y hay incremento de agua dulce que fluye por la superficie hacia el mar, a través de la Boca de la Barra, mezclándose a medida que avanza.

De igual manera, en esta zona se obtuvieron valores pH dentro del rango normal para aguas marinas (7.5 a 8.4, Chester, 1990); bajas concentraciones de Clorofila "a", comparada con las demás zonas, lo cual indica una menor producción primaria; y menores concentraciones de nutrientes inorgánicos disueltos, condición normal cuando se compara con otras zonas que tienen características netamente estuarinas.

Las **zonas 2 y 3**, tienen características estuarinas, con incrementos de la salinidad desde febrero hacia mayo, producto de los cambios en la circulación del agua dentro del triángulo de la CGSM (el espejo de agua), con lo cual cambia la proporción de mezcla de las aguas dulces con las aguas marinas. Los valores de pH en estas dos zonas fueron en general más básicos, comparados con las otras zonas; presentaron valores elevados de clorofila "a", incluso superiores a los reportadas en

áreas altamente productivas como las zonas de surgencia ($5 \mu\text{g L}^{-1}$; Falkowski *et al.*, 1998) y altas concentraciones de oxígeno disuelto, los nutrientes, especialmente nitratos, con niveles mucho menores que los encontrados en las otras zonas de muestreo, lo cual indica que en estas dos zonas hay una elevada producción primaria (Falkowski *et al.*, 1998), quizás generada por microfitoplancton, ya que estos organismos consumen nitratos más que amonio como fuente de nitrógeno en sus procesos fotosintéticos (Contreras y Zabalegui, 1991).

La **zona 1**, está conformada por estaciones netamente de agua dulce (a 500 m aguas arriba de la desembocadura de los ríos) y en zona de mezcla del triángulo de la CGSM. Por esta razón tiene características estuarinas, aunque las salinidades promedio y los valores de pH promedio, sean más bajos que en las zonas 2 y 3. Se observaron concentraciones altas de clorofila “a” y concentraciones bajas de nitratos, indicando una alta producción primaria; sin embargo, los niveles de oxígeno fueron más bajos que en las zonas 2 y 3. Las concentraciones de nitritos, amonio, y especialmente ortofosfatos son mayores, debido a los aportes de nutrientes de los ríos que descienden de la Sierra nevada de Santa Marta.

Las **zonas 5 y 6** también tienen características estuarinas. No obstante, el comportamiento de las variables es diferente al de las zonas 1, 2 y 3, debido a que hidrodinámicamente están mayormente reguladas por los aportes del río Magdalena. En la época seca (febrero) los aportes de agua dulce son menores a estas zonas, la salinidad es mayor y va descendiendo hacia mayo, cuando empieza la temporada de lluvias en el interior del país, aumentando el caudal del río Magdalena. Especialmente en la zona 5, la influencia de aguas del río se muestra por los contenidos más bajos de oxígeno disuelto y altos valores de nitratos, nitritos y sólidos suspendidos principalmente en abril.

En todas las zonas, el comportamiento de los parámetros analizados durante el primer semestre del 2008, es coherente con las variaciones históricas que ha tenido la CGSM en los últimos años y obedece a los cambios en el nivel del agua en ciénagas y canales, generado por los aportes del río Magdalena y de otros ríos que fluyen a la SGSM y de las precipitaciones en la región.

En términos de calidad de aguas basados en la normativa colombiana (Decreto 1594/84), para uso del recurso en preservación de fauna y flora, entendido como las actividades destinadas a mantener la vida natural de los ecosistemas sin causar alteraciones sensibles en ellos y para actividades que permitan la reproducción, supervivencia, crecimiento, extracción y aprovechamiento de especies hidrobiológicas en cualquiera de sus formas, como la pesca y la acuicultura (Minagricultura, 1984), que son las principales actividades de los pobladores de la región, solamente hay límites permisibles para los parámetros oxígeno disuelto y pH. En todas las zonas de la región estas variables estuvieron dentro de los rangos establecidos: el oxígeno por encima de 4.0 mg L^{-1} y el pH entre 6.5 y 8.5 unidades.

Los indicadores de contaminación fecal solamente fueron evaluados en cercanías a los asentamientos humanos, en donde las aguas residuales son vertidas sin ningún tratamiento y el agua es usada para actividades de contacto primario y secundario. En estos sectores, se corroboró la presencia de bacterias del grupo coliformes, de los cuales los coliformes termotolerantes (CTE), superaron los valores permisibles de calidad del agua para actividades de contacto primario (Decreto 1594/84), especialmente en las poblaciones de Nueva Venecia, Trojas de Aracataca e Islas del Rosario, generando un riesgo para la salud de los pobladores.

Golfo de Cariaco (Venezuela)

El Golfo de Cariaco se encuentra formando parte del Mar Caribe sur-oriental de la costa nororiental de Venezuela, al este de la Cuenca de Cariaco entre los 10° 36' 00" y 10° 26' 20" N y los 64° 13' 40" y 63° 38' 20" W. La cuenca tiene 62 km de longitud este-oeste, un ancho de 15 km y una amplitud angosta en la entrada de 5.5 km, con una profundidad máxima de 90 m, un poco al norte de Punta Guarayacal siendo su profundidad media de 50 m.

El Golfo de Cariaco está delimitado básicamente por dos formaciones: la espina dorsal de las penínsulas de Paria y Araya y las formaciones del Macizo Oriental. La primera situada al norte del golfo, forma la estrecha península de Araya, que es una serranía central de elevaciones de hasta 600 m y se extiende desde Punta Barrigón, en el extremo occidental de la península hasta Punta Narizona en el extremo oriental de la Península de Paria. Hacia el sector occidental, la mayoría de las elevaciones no alcanzan los 100 m de altura, con formas redondeadas y moldeadas por los procesos de erosión sobre las rocas esquistosas, que tienen pendientes suaves al mar.

Esto ha permitido la formación de asentamientos humanos, tales como Manicuare y La Angolera. Más hacia el este, la fisiografía cambia, y el relieve de las montañas se hace más pendiente, con paredes rocosas que se hunden prácticamente en el Golfo y están expuestas a la erosión marina. Un poco más hacia el este, las mayores elevaciones se alejan hacia el interior de la península, mientras la zona allende a la costa, presenta descensos pronunciados en las pendientes, hasta llegar a regiones suaves, casi planas con formaciones abundantes de manglares.



Golfo de Cariaco, Venezuela

En el Golfo de Cariaco desembocan 79 curso de agua, entre ríos, quebradas y riachuelos de carácter intermitente (Caraballo, 1982), de éstos, 34 corresponden a la costa sur y 45 a la costa norte. En la costa sur entre los de mayor influencia sedimentaria se encuentran de oeste a este los ríos: Tunantal, Guaracayal, Marigüitar, Tarabacoa, Cachamaure y Cariaco, los cuales han contribuido a la construcción de los amplios deltas que se distribuyen a lo largo del litoral sur.

El Golfo de Cariaco representa uno de los 5 sectores que conforman el área total de distribución y de pesca en el nororiente de Venezuela (Simpson y Griffiths, 1967; Guzmán *et al.*, 1998; Quintero *et al.*, 2002). El sector oriental del Golfo de Cariaco es considerado como un refugio de fauna, con una gran importancia desde el punto de vista socio-económico y ecológico pero presenta la influencia de las descargas del río Carinicaño, que desemboca en el sector más oriental del ecosistema.

Las masas de agua del litoral costero del Golfo de Cariaco están influenciadas por condiciones meteorológicas, hidrodinámicas, hidrobiológicas, geoquímicas, geomorfológicas, ecológicas y por el

influjo exógeno de origen antrópico de contaminantes de diversa índole, alterando de una u otra forma el equilibrio hidrológico, biológico, geoquímico y ecológico (Bonilla, 1982; Bonilla, 1993).

En la figura 31 se muestra la red de estaciones utilizada para el monitoreo de la calidad del agua en el Golfo de Cariaco.

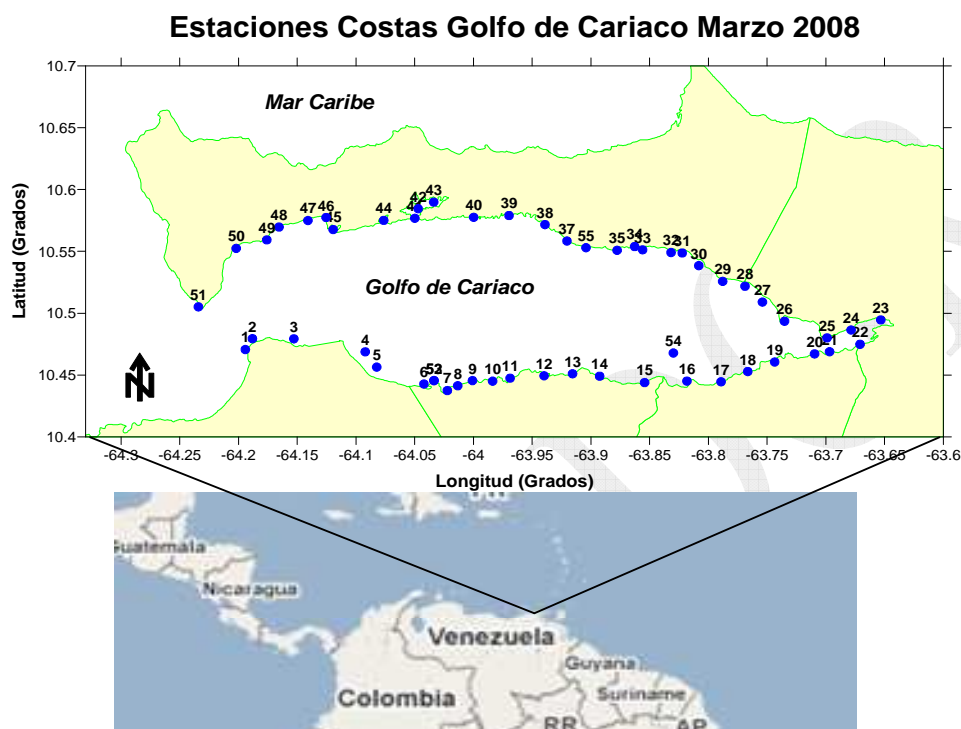


Figura 31. Red de estaciones para la evaluación de la calidad del agua en el de Cariaco.

El muestreo en el Golfo de Cariaco fue efectuado durante el mes de marzo del año 2008.

Resumen de los resultados del monitoreo.

En la zona litoral del golfo de Cariaco, las temperaturas variaron entre 24.20 y 21.03 °C. La costa norte presentó menor variabilidad con temperaturas más elevadas. Los máximos registros se obtuvieron en la ciudad de Cumaná (sur) y en las cercanías de la población de Araya (norte), mientras que los mínimos se detectan hacia las inmediaciones del saco del Golfo (figura 32A). El rango de temperaturas se encuentra dentro de los valores típicos para la época de surgencia costera. Fenómeno que estacionalmente (primer trimestre del año) enriquece las aguas del nororiente de Venezuela (Okuda, 1982).

El pH mostró un comportamiento bastante homogéneo, como lo indica su variación estándar de 0.13 y los valores oscilaron entre 8.81 y 7.96 con promedio de 8.32. Los valores mínimos estuvieron asociados a la desembocadura de los ríos Manzanares y Carinicua.

Las concentración de sólidos en suspensión (figura 32B) fueron ligeramente bajas con valores que entre 4.67 hasta 34 mg L⁻¹ mostrando poca variabilidad (Ds = 6.42 mg L⁻¹). Los valores máximos se detectaron hacia el lado norte del saco del golfo, debido a la descarga de los ríos que llegan a esta zona.

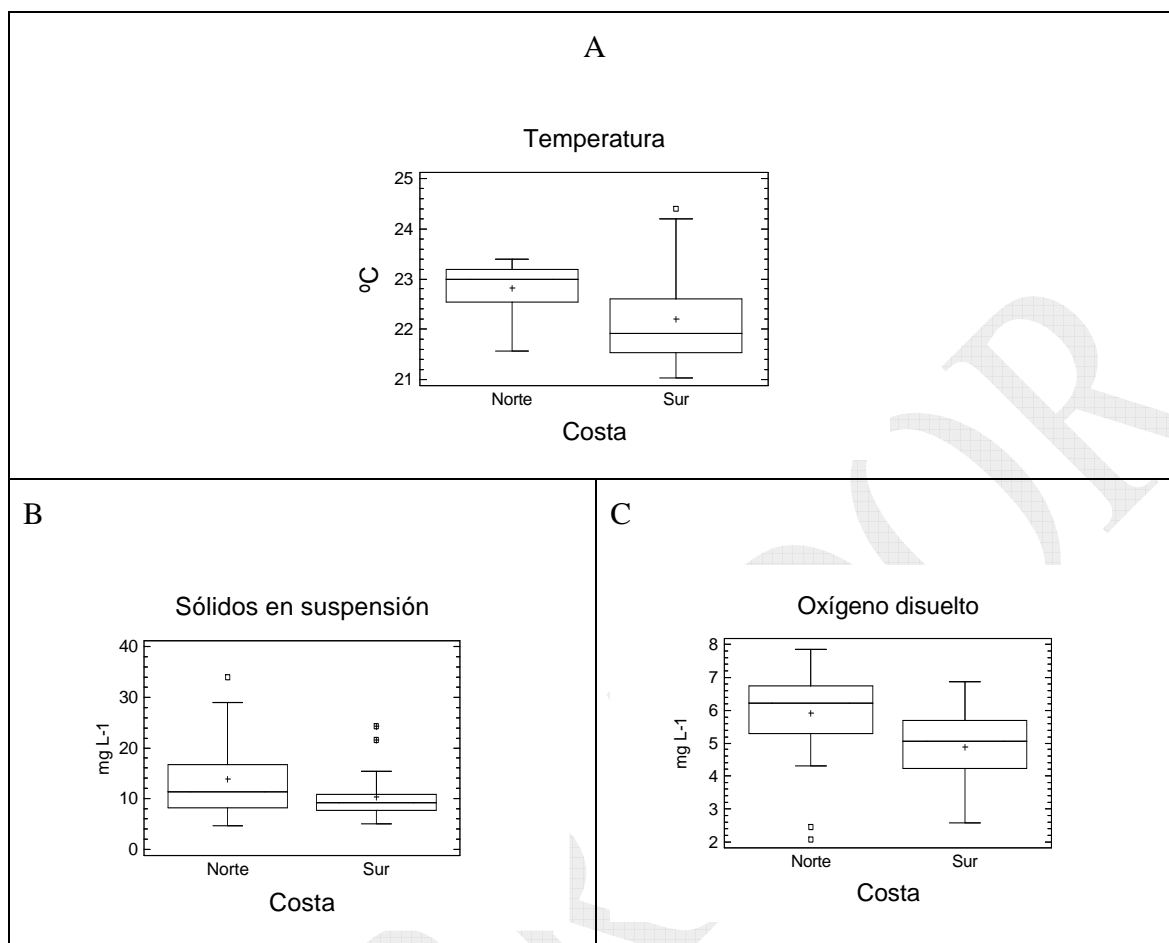


Figura 32. Valores de temperatura (A), sólidos en suspensión (B) y oxígeno disuelto (C) en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, durante el mes de marzo del año 2008

Las aguas costeras del golfo mostraron buena oxigenación (figura 32C) con valores máximos de 7.85 mg L^{-1} . El valor mínimo (2.09 mg L^{-1}) se observó en la costa sur hacia la zona de San Antonio y el Saco, probablemente debido a la presencia de material orgánico en descomposición, producto de las descargas de aguas residuales de las poblaciones asentadas en la zona sur.

En cuanto a los compuestos nitrogenados se obtuvieron valores entre 8.95 y $40.47 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ para nitrógeno total (figura 33A) y entre 0.31 y $7.69 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ para nitrato, mientras que las especies más reducidas como el nitrito las concentraciones fueron de 1.09 a $0.03 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ y de 5.98 y $0.05 \text{ } \mu\text{mol L}^{-1}$ para el amonio (figura 33B), siendo las especies oxidadas las que predominan. Las formas reducidas y oxidadas del nitrógeno obtuvieron sus máximos hacia la zona este del golfo, específicamente hacia los lados del saco del golfo, sin embargo se apreció poca variabilidad como lo muestran las desviaciones estándar bajas (1.92 ; 0.27 y 0.92 para nitrato, nitrito y amonio respectivamente).

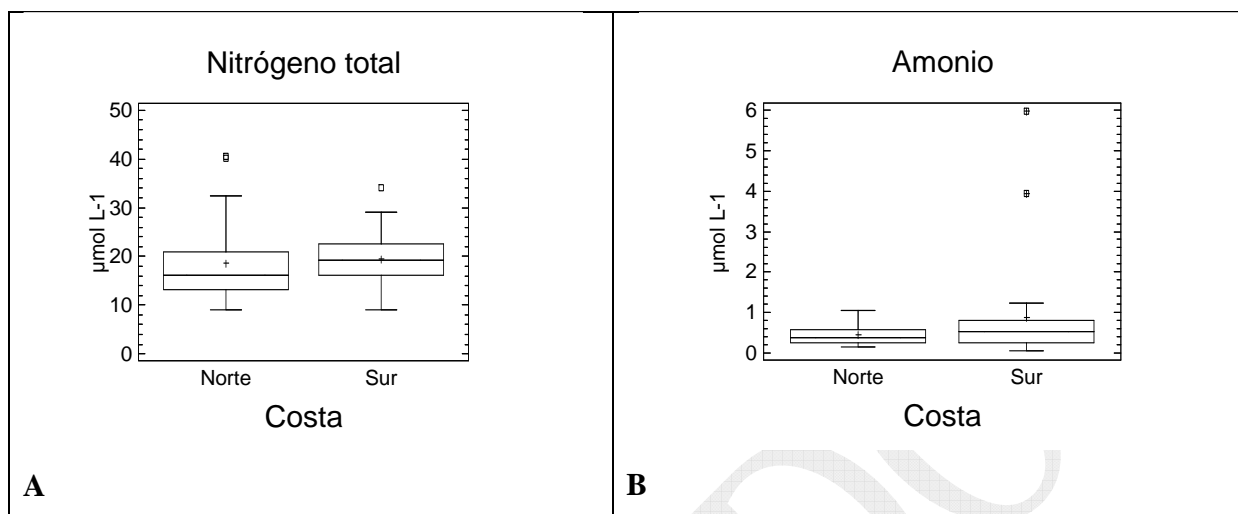


Figura 33. Concentraciones de nitrógeno total (A) y amonio (B) en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, durante el mes de marzo del año 2008

Se obtuvieron valores entre 0.25 y 8.55 $\mu\text{mol L}^{-1}$ para fósforo total (FT) y de valores desde no detectables hasta 1.02 $\mu\text{mol L}^{-1}$ para fosfato (P- PO_4). Los valores máximos fueron detectados en las cercanías de Cumaná y hacia el saco del golfo, indicativo de las descargas fluviales al golfo (figura 34).

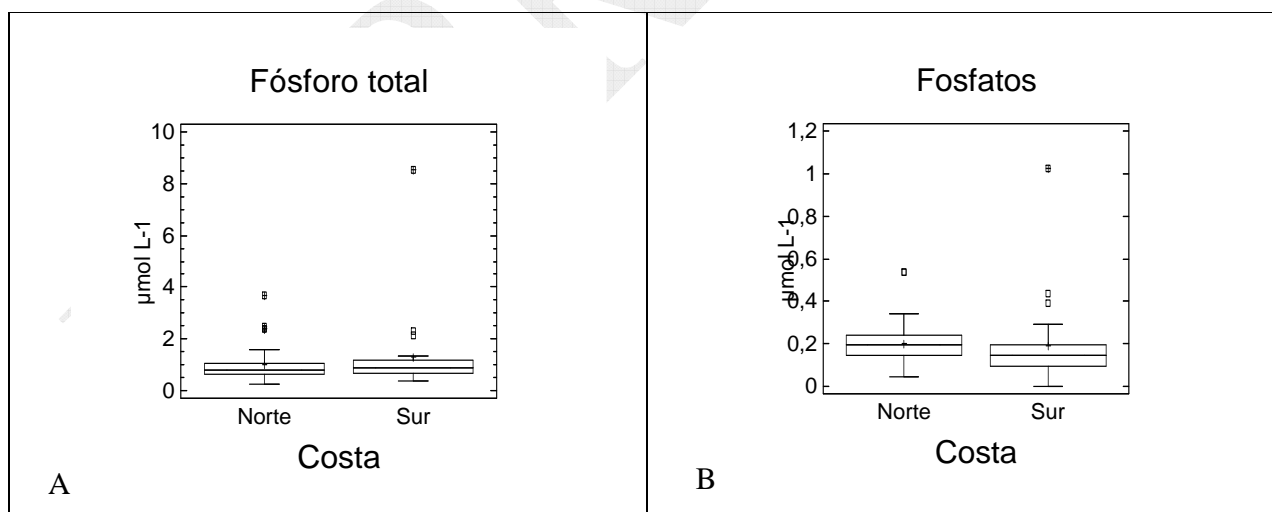


Figura 34. Concentraciones de fósforo total (A) y fosfatos (B) en el Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, durante el mes de marzo del año 2008

Se obtuvieron valores de silicato inorgánico disuelto (Si- SiO_3) entre 2.18 y 29.12 $\mu\text{mol L}^{-1}$ (figura

35A). Los máximos registros se localizaron en las cercanías de las descargas de los dos principales ríos que desembocan en la zona (Manzanares y Carinicua).)

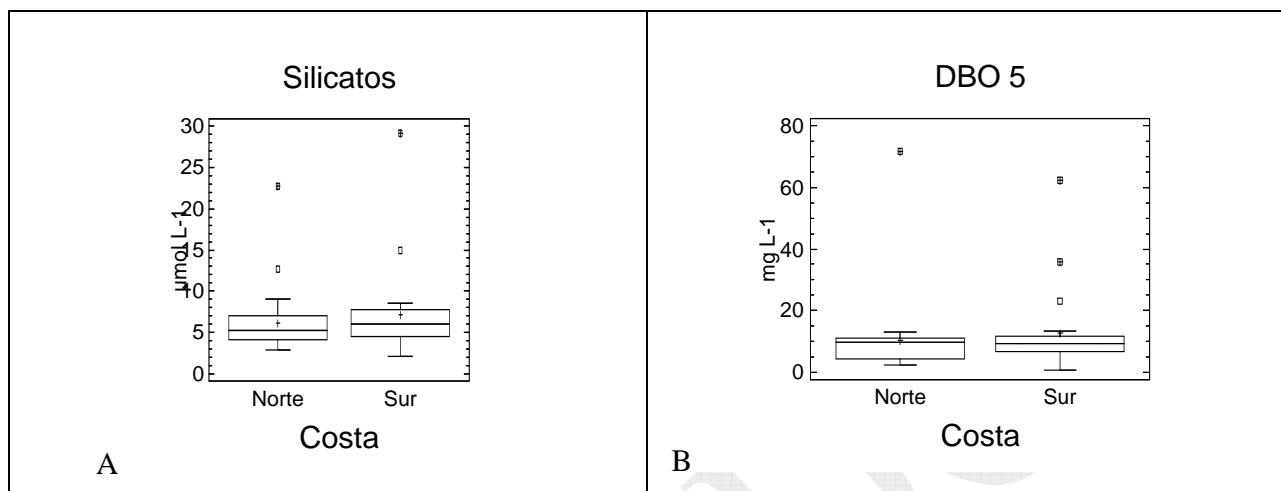


Figura 35. Concentraciones de silicato (A) y DBO₅ (B) del Golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, durante el mes de marzo del año 2008

Los máximos valores de DBO₅ (71.49 y 62.07 mg L^{-1}) se obtuvieron en las cercanías de la descarga de los ríos Manzanares y Carinicua, resultado que corrobora la acumulación de compuestos orgánicos en esas zonas. Este material orgánico, requiere una mayor cantidad de oxígeno para ser degradado (figura 35B).

Los coliformes totales en las aguas del Golfo de Cariaco estuvieron presentes en 27 de 55 estaciones muestreadas. Los valores variaron desde no detectados hasta $240 \times 10^6 \text{ NMP}/100 \text{ mL}$. Las zonas con valores más altos se obtuvieron cerca de la ciudad de Cumana (estación 52) y en los alrededores del saco del golfo.

Respecto a los metales pesados en agua, éstos mostraron una tendencia a distribuirse en mayor proporción desde la parte central del litoral sur del golfo hacia la parte noroccidental, quizás reflejando la direccionalidad de las corrientes marinas que circulan dentro del golfo. Los valores máximos y el promedio ($\mu\text{g L}^{-1}$) para todos los metales fueron 1.94 y 0.97 para Fe; 0.05 y 0.03 para Mn; 0.07 y 0.04 para Zn; 0.07 y 0.03 para Cu; 0.06 y 0.03 para Ni y Cr; 0.03 y 0.02 para Cd; 0.05 y 0.03 para Co.

Los hidrocarburos totales y las grasas y los aceites mostraron una tendencia homogénea en las distribuciones ($D_s=0.01$ y 0.03 respectivamente). El máximo para los hidrocarburos totales fue de 0.05 mg L^{-1} y promedio de 0.03 mg L^{-1} mientras que para los aceites y grasas los valores fueron de 0.13 y 0.07 mg L^{-1} , respectivamente. Las grasas y aceites a diferencia de los hidrocarburos, mostró una mayor tendencia a concentrarse hacia en extremo noroccidental del golfo.

Las concentraciones de clorofila-*a* variaron entre un mínimo de $1.07 \mu\text{g L}^{-1}$ y un máximo $150.94 \mu\text{g L}^{-1}$. De manera general las concentraciones fueron ligeramente bajas, ya que presentaron valores por debajo de los $70 \mu\text{g L}^{-1}$, a excepción de una de las estaciones ubicadas hacia el extremo occidental del saco del golfo, donde se obtuvo el máximo registro ($150.94 \mu\text{g L}^{-1}$). La desviación estándar para

este parámetro fue de $22.99 \mu\text{g L}^{-1}$ reflejando la gran variabilidad en la distribución de clorifila-*a* todas las estaciones muestreadas.

Los resultados del análisis de varianza, mostraron que el litoral norte presenta un comportamiento diferente en las distribuciones de algunos de los parámetros estudiados. Se observaron variaciones significativas a un nivel de significancia de $p < 0.05$, entre el litoral norte y el sur para la temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos (SST), nitrato, nitrito y para el metal manganeso (tabla 4).

Tabla 4. Resultados obtenidos del Análisis de varianza y la prueba de rango múltiple de Duncan de una vía para la zona norte y zona sur del Golfo de Cariaco ($p < 0.05$).

	F	P		F	P
Temperatura	6.51	0.02	N-NO ₂	24.20	0.001
Salinidad	6		N-NH ₃	1.75	0.20*
pH	9.75	0.03	FT	0.30	0.58*
Oxígeno Disuelto	12.84	0.0007	P-PO ₄	0.23	0.63*
SST	5.80	0.02	Si(OH) ₄	1.63	0.21*
NT	0.19	0.66*	CHT	2.23	0.14*
N-NO ₃	13.24	0.006	Grasas y Aceites	5.02	0.03*
Clorofila - a	1.23	0.27*	DBO ₅	0.01	0.9*
Coliformes Totales	0.09	0.75*	Fe	0.16	0.70*
Mn	18.04	0.001	Cu	3.27	0.08*
Ni	0.18	0.68*	Cr	3.54	0.06*
Zn	6.38	0.01	Cd	0.054	0.46*
* no significativo					

La presencia de compuestos como hidrocarburos, metales pesados, compuestos de nitrógeno y fósforo en concentraciones moderadamente altas, así como a la presencia de coliformes, y las bajas concentraciones de clorofila-*a* detectadas en la mayoría de las estaciones, hacen suponer que existen descargas directas de aguas tanto domésticas e industriales, que aunadas a las provenientes de los diferentes ríos que descargan dentro del golfo, estarían produciendo un impacto negativo en el ecosistema.

El litoral norte presenta un comportamiento diferente en las distribuciones de algunos de los parámetros estudiados con respecto al litoral sur, debido posiblemente al tipo de asentamientos humanos ubicados en esta zona, quienes generalmente no poseen servicios públicos de ningún tipo, debiendo desechar sus aguas servidas directamente al mar.

En conclusión, los resultados muestran intervención antropogénica en las aguas del golfo de Cariaco, debido a tres factores principales: 1) la descarga de los ríos Manzanares (en el occidente) y Carinicuaó (en el oriente); 2) los aportes antropogénicos de las poblaciones aledañas y 3) el sistema de corrientes dentro del golfo, el cual transporta a los compuestos contaminantes desde el litoral sur hasta el norte.

Se recomienda realizar un monitoreo continuo de las variables físico-químicas en aguas y sedimentos, e incluir mediciones de caudales y cargas máxicas de los ríos que descargan en el Golfo.

Así como también, sería conveniente la implementación de sistemas de recolección y tratamiento de aguas residuales.

Bahía de Kingston (Jamaica)

La Bahía de Kingston se encuentra ubicada en la costa sur de Jamaica 17°57 ' de latitud norte, y a 76°48 ' longitud oeste. Es una bahía larga, que se extiende 16.5 km de este a oeste y 6.5 km del norte al sur, con una área superficial total de aproximadamente 51 km² (Wade, 1976).

Al norte de la bahía se encuentra la ciudad de Kingston, y en el extremo mas occidental se encuentra la zona residencial de Portmore.

Originalmente en el margen occidental de la bahía era continuo con una zona baja (Hunst Bay). En 1967 la boca de esta pequeña bahía se ocluyó parcialmente por la construcción de una autopista con un puente para permitir el intercambio de agua entre esta zona y el resto de la bahía.

La entrada a la bahía es un canal de 2 Km. de ancho de sur-oeste (Wade, 1976) que continua con un cauce natural encorvado del lado noroeste que proporciona el acceso navegable al interior de la bahía. Este cauce, normalmente llamado 'canal de navegación' es un cauce natural que ha sido modificado por actividades naturales (terremotos) y humanas (la construcción del aeropuerto y la autopista).

Con respecto a la batimetría la Bahía de Kingston puede ser dividida en tres áreas. La primera es "Outer Harbour", una zona profunda dentro de la boca de la bahía entre Port Royal al este y Port Henderson al oeste que tiene como profundidad máxima 18 m. La segunda es "Inner Harbour" que se extiende a lo largo del eje central principal este-oeste. La tercera es "Upper Basin" en la zona mas oriental de la bahía. Zona especial al noroeste de la bahía es "Hunst Bay" que tiene una profundidad media de 1.5 m.

La Bahía de Kingston es el cuerpo de agua receptor principal de la ciudad de Kingston, y en ella descargan varios ríos, industrias, centros comerciales y zanjas o canales, que son colectores de residuos sólidos, así como las plantas de tratamientos del sistema de alcantarillado.



Canales a través de los cuales se vierte residuos sólidos a la Bahía de Kingston.

En la bahía está situado además el Puerto de Kingston, que por sus operaciones portuarias se considera el más importante de la isla de Jamaica.

Numerosos estudios ha indicado que esta bahía ha sufrido una degradación de sus condiciones ambientales durante las últimas décadas (Smith Warner International, 2004) y han revelado que los

contaminantes principales de la bahía son los nutrientes (compuestos del nitrógeno y fósforo), los hidrocarburos de petróleo, los metales pesados, los plaguicidas clorados y herbicidas y la concentración de bacterias patógenas.

En la figura 40 se muestra la red de estaciones utilizadas durante este estudio para el monitoreo de las aguas y los sedimentos en la Bahía de Kingston.

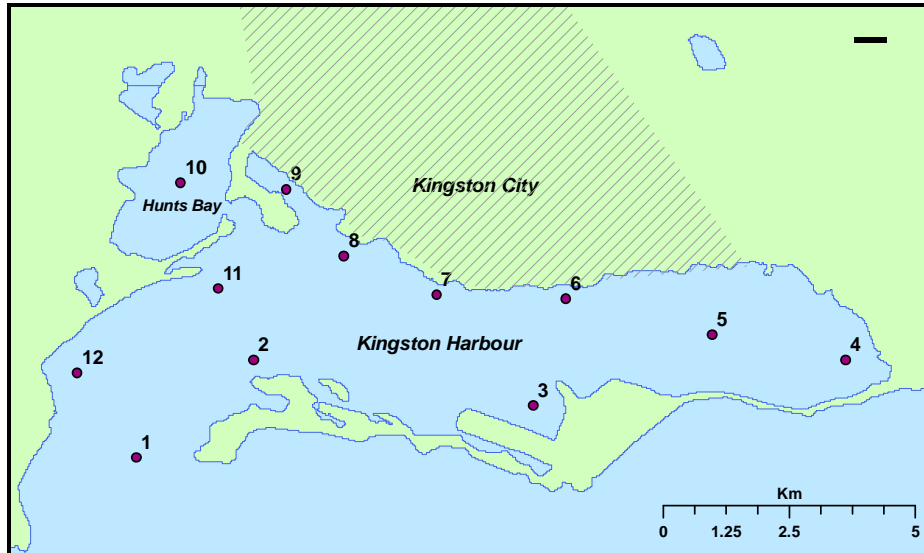


Figura 36. Red de estaciones para el monitoreo de la calidad de las aguas y los sedimentos en la Bahía de Kingston (Jamaica).

El muestreo fue ejecutado a finales del mes de enero del año 2009, correspondiente al período de seca.

Resumen de los resultados del monitoreo.

Los valores de pH y temperatura obtenidos durante este monitoreo resultaron típicos de ecosistemas marinos (Riley and Chester, 1978). Los valores de pH estuvieron dentro de los límites considerados por la EPA como aceptables para la protección de la vida marina (USEPA, 1986). Los valores de transparencia, temperatura y pH fueron similares a los valores históricos reportados para este ecosistema (Smith Warner International, 2004).

Los resultados obtenidos durante este muestreo reflejaron muy buena oxigenación de las aguas de la bahía. Todos los valores de oxígeno disuelto obtenidos durante el estudio estuvieron por encima de 5 mg L^{-1} , valor recomendado como límite mínimo para aguas costeras de buena calidad (Frigos, 1989).

Los valores reportados en este estudio son superiores a los valores históricos de oxígeno disuelto en la Bahía de Kingston (Smith Warner International, 2004).

Los valores de DQO en toda la bahía fueron similares y significativamente superior en la estación 10 (Hunts Bay), como es de esperar, debido al impacto que genera en esa zona el río Cobre y la pobre circulación de las aguas en la misma.

En cuanto a los nutrientes se debe señalar que los valores de los compuestos del nitrógeno obtenidos se pueden considerar bajos si se comparan con otras bahías en la zona del Caribe con similar grado de deterioro ambiental histórico (Beltrán y col., 2008). Cuatro estaciones sobrepasan el límite

considerado por la EPA como aceptable para el nitrógeno amoniacal (N-NH_3): la 2, la 3, la 7 y la 11 (USEPA, 1986).

Sin embargo, el valor medio de la bahía ($1.07 \mu\text{mol L}^{-1}$) es superior al valor medio histórico: $0.71 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Smith Warner International, 2004). Este resultado es reflejo de que se han mantenido y/o aumentado los aportes de compuestos nitrogenados a la bahía (figura 41).

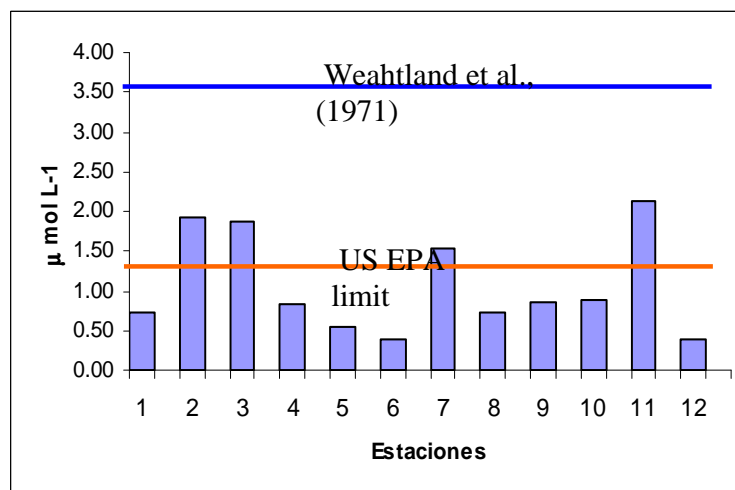


Figura 37. Niveles de nitrógeno amoniacal en la Bahía de Kingston, Jamaica.

Las concentraciones medias de fósforo total en el nivel superficial resultaron inferiores o muy cercanas al valor de $2.5 \mu\text{mol L}^{-1}$, considerado como límite inferior indicativo de sistemas eutróficos (Plott *et al.*, 1973), excepto en la estación 10 (Hunst Bay) donde se sobrepasa ligeramente.

Los valores de ortofosfato fueron superiores al valor histórico en la Bahía de Kingston que es de $0.02 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Smith Warner International, 2004). El valor más elevado de ortofosfato disuelto (P-PO_4) se correspondió también con la estación 10 (Hunst Bay) y fue de $2.96 \mu\text{mol L}^{-1}$.

El valor obtenido en la estación 10 de silicato inorgánico disuelto (Si-SiO_3) resultó significativamente superior con respecto al resto de la bahía, demostrando una vez más la diferencia en cuanto al impacto ambiental que tiene la zona de Hunst Bay con respecto al resto de la bahía.

Los sólidos suspendidos totales presentaron concentraciones por debajo del valor de 100mg L^{-1} , excepto en la estación 5 y 12. En la primera se sobrepasa marcadamente y en la segunda apenas se sobrepasa el límite referido. En la cercanía de la estación 5 hay una zona de extracción de materiales para construcción que pudiera ser la causa de los altos valores de sólidos encontrados. El valor medio de ese parámetro en toda la bahía no sobrepasa la concentración de 100mg L^{-1} . Sin embargo, el valor medio supera el criterio propuesto por Smith Warner International, (2004) como valor aceptable para la Bahía de Kingston (20mg L^{-1}).

Todos los nutrientes analizados presentaron correlación negativa y significativa con la salinidad (tabla 5). Este resultado reafirma una vez más la relación de estos compuestos con la entrada de agua dulce a través de las diferentes fuentes y vías a la Bahía de Kingston.

Tabla 5. Matriz de correlación entre los indicadores hidroquímicos (en rojo las correlaciones significativas).

	pH	Temp	Sal	OD	NO ₂	NO ₃	NH ₄	FT	PO ₄	SiO ₃	SST
pH	1.00										
Temp	-0.46	1.00									
Sal	-0.13	0.58	1.00								
OD	-0.40	0.08	-0.11	1.00							
NO ₂	0.34	-0.55	-0.84	0.17	1.00						
NO ₃	0.26	-0.70	-0.92	0.10	0.83	1.00					
NH ₄	-0.02	0.05	0.06	-0.40	-0.26	-0.22	1.00				
FT	0.43	-0.61	-0.77	0.11	0.90	0.80	-0.38	1.00			
PO ₄	0.38	-0.55	-0.86	0.25	0.95	0.84	-0.33	0.93	1.00		
SiO ₃	0.21	-0.59	-0.92	0.30	0.95	0.92	-0.27	0.88	0.94	1.00	
SST	-0.05	0.42	0.53	0.18	-0.08	-0.40	-0.49	-0.13	-0.14	-0.23	1.00

En la figura 42 se muestran las concentraciones de hidrocarburos del petróleo disueltos y dispersos (HPDD) encontradas en las aguas superficiales de la zona de estudio. Estas concentraciones son expresadas como equivalentes de criseno puro (CARIPOL, 1980).

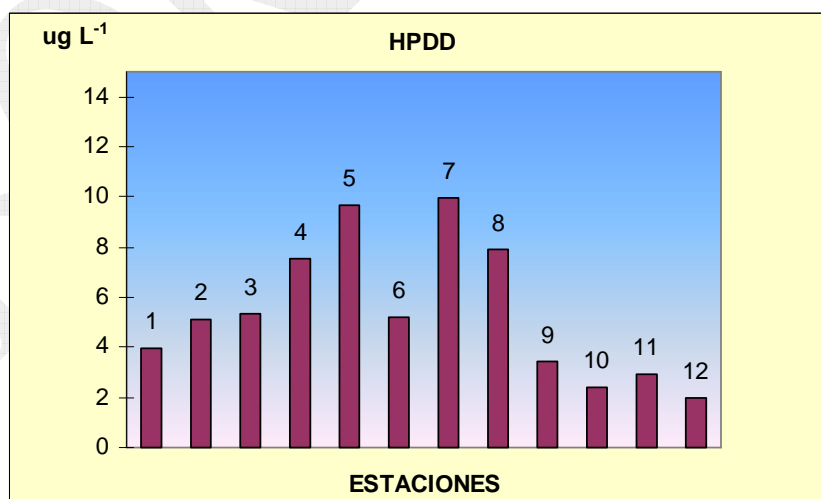


Figura 38. Valores de la concentración de HPDD en las estaciones estudiadas.

Los valores de HPDD se encontraron en un intervalo de 1.99 a 9.94 $\mu\text{g L}^{-1}$, con un valor promedio para la zona en estudio de 5.44 $\mu\text{g L}^{-1}$ y una DSR de 65.3%, lo que determina amplia variabilidad en los valores de estos compuestos por estaciones, lo cual causa que la influencia que ejerce este tipo de contaminante en las aguas de la bahía, está sujeta a diferentes tipos de fuentes de emisión que la impactan.

Los valores obtenidos según las recomendaciones del Programa CARIPOL, para el monitoreo de las aguas, los sedimentos y los organismos en la Región del Caribe influidos por la contaminación por petróleo, son típicos de zonas costeras ligeramente contaminadas por petróleo (Atwood *et al.*, 1987; CARIPOL, 1987; IOC/UNED, 1991).

Aunque el conjunto de valores en general, no fueron superiores al valor límite (10 $\mu\text{g L}^{-1}$), propuesto por el programa CARIPOL para aguas ligeramente contaminadas; varias de esas concentraciones, - estaciones 8 (7.88 $\mu\text{g L}^{-1}$) y 7 (9.94 $\mu\text{g L}^{-1}$), ambas ubicadas en la zona de influencia de la ciudad de Kingston y con una fuerte actividad industrial, sobre todo en la estación 8, donde se encuentran ubicadas la refinería de petróleo “Petrojam Refinery” y la termoeléctrica JPSCO Hunts Bay, así como la estación 5 (9.64 $\mu\text{g L}^{-1}$), influida por varias fuentes industriales y en particular por el complejo petroquímico “SHELL COMPANY (W.I.)”, muestran valores muy cercanos a ese límite y por tanto, sí se pueden considerar contaminadas con petróleo. Asimismo, la estación 4 ubicada en la zona más oriental de la bahía, registró un valor de 7.51 $\mu\text{g L}^{-1}$, el cual también llama la atención en comparación con el resto de los valores.

La contaminación por petróleo evidenciada en las aguas de la Bahía de Kingston puede estar determinada en gran medida, por el impacto de los residuales líquidos urbano e industriales sin tratar que genera la ciudad, con evidente contribución petrolífera, así como la influencia directa sobre la zona marina de las diferentes actividades industriales, en particular las que movilizan petróleo o alguno de sus derivados. No sin descartar la propia actividad marítima y portuaria presente en esta bahía.

En la figura 43 se muestra el gráfico resultante del Análisis Cluster teniendo en cuenta los valores (superficiales) de todos los indicadores de calidad del agua en cada estación normalizados contra el mayor valor.

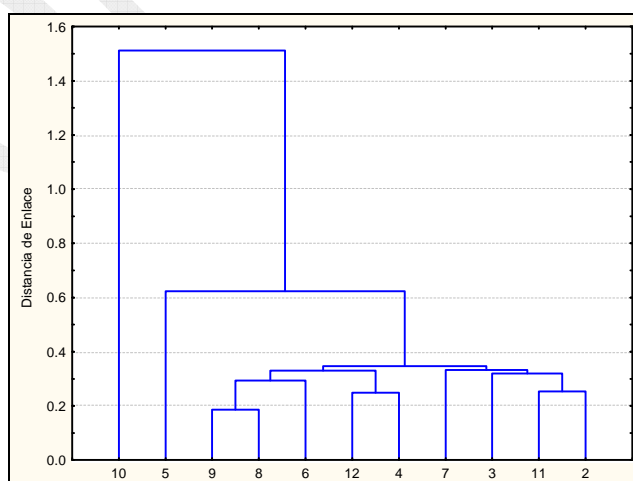


Figura 39. Análisis Cluster con los valores medios superficiales por estaciones de todos los indicadores hidroquímicos e la bahía de Kingston.

El Análisis Cluster muestra que la estación 10 (Hunst Bay) se diferencia notablemente del resto de las estaciones. En esta estación se obtuvieron las mayores concentraciones de nutrientes y el mayor valor de DQO (oxidabilidad al permanganato). En esa zona de la bahía la profundidad es poca y presenta escasa circulación de sus aguas. Los aportes provenientes del río Cobre pueden estar influyendo en la calidad de las aguas de esta zona de la bahía. Según los resultados de este estudio esta zona es una de las más comprometidas ambientalmente en la Bahía de Kingston.

En la figura 44 se presenta la clasificación de los sedimentos superficiales colectados en la zona en estudio según Ballinger and McKee (1971). En la mayoría de las estaciones los sedimentos correspondientes se pueden clasificar como sedimentos tipo III, con alta contribución de nitrógeno. Se comprueba que hay aporte sostenido de nitrógeno.

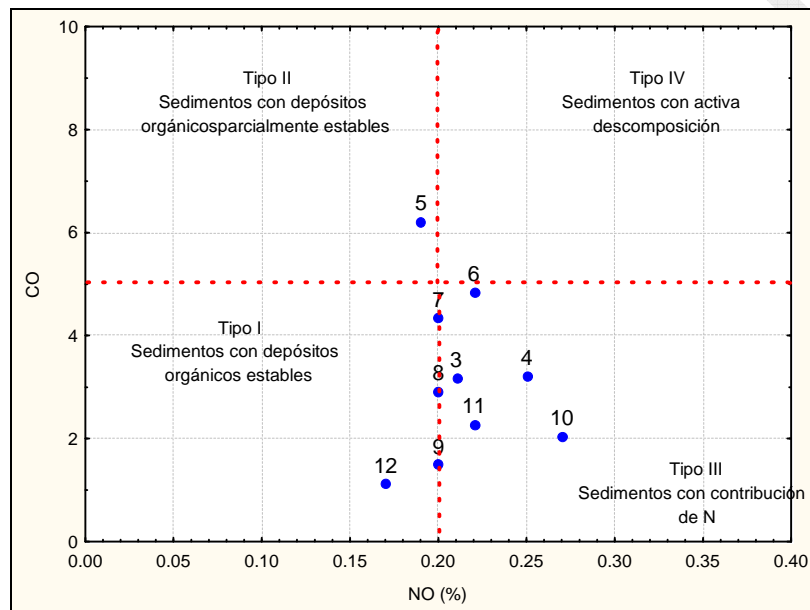


Figura 40. Clasificación de los sedimentos de la bahía según las concentraciones de CO (%) y NO (%)

El estudio de la presencia de hidrocarburos totales en los sedimentos superficiales (figura 8) mostró valores de concentración que resultan en su conjunto concentraciones elevadas, propias de contribución petrogénica.

Los valores de hidrocarburos totales se encontraron en un intervalo desde 17.6 (estación 12) hasta 652 mg kg⁻¹ (estación 8), con un valor medio para la zona en estudio de 241 mg kg⁻¹ y una DSR de 71.8%, lo que demuestra que la distribución espacial de estos valores en la zona de estudio presenta una alta variabilidad, coincidiendo con lo hallado en la matriz agua para los HPDD.

Resulta importante señalar que los mayores valores obtenidos de este contaminante en los sedimentos se encontraron - al igual que para el agua- en las estaciones 8 (652 mg kg⁻¹), 7 (550 mg kg⁻¹) y 5 (501 mg kg⁻¹), lo que confirma la influencia negativa que está ejerciendo sobre esas zonas de la bahía este contaminante y por ende sobre el ecosistema marino de la Bahía de Kingston.

Al comparar los resultados obtenidos con la norma establecida por la UNESCO en el año 1976 de 70 mg kg⁻¹ (Botello A. V. *et al.*, 1996), se puede considerar este ecosistema como una zona marina

afectada por este tipo de contaminación, más aún si se compara con los niveles de tolerancia exigidos más recientemente por el Programa CARIPOL (20 mg kg^{-1}), para el monitoreo de las aguas, los sedimentos y los organismos, en específico para la Región del Caribe (CARIPOL, 1987; IOC/UNED, 1991).

Un análisis integral de la presencia de este contaminante en el ecosistema marino de la bahía, teniendo en cuenta los valores hallados en ambas matrices (agua y sedimentos); se demuestra que existe una evidente contaminación por petróleo en toda la bahía y por ende la actual influencia que está ejerciendo sobre ese ecosistema marino, acciones antrópicas que involucran la movilización y utilización de este combustible fósil y sus derivados, sin un manejo adecuado.

En la figura 45 se muestran los valores de las concentraciones de *Clostridium perfringens* en los sedimentos superficiales.

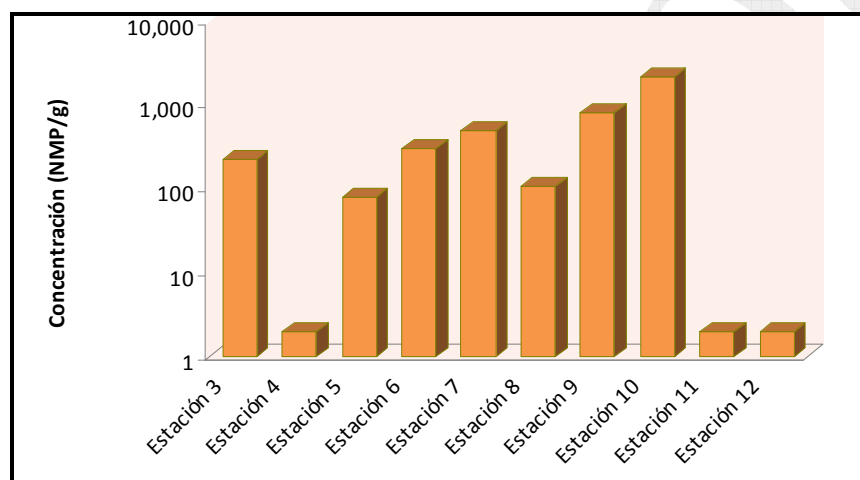


Figura 41. Valores de concentración de *Clostridium perfringens* en las diferentes estaciones muestreadas en la Bahía de Kingston.

Los valores de concentración más elevados de este indicador se corresponden con las estaciones 3, 6, 7, 9 y 10. Las estaciones 6, 7, 8 y 9 se encuentran situadas cercanas a la ciudad de Kingston en la zona de instalaciones industriales, incluidas refinería de petróleo, termoeléctricas y fábricas. Particularmente a la estación 7 llega, de forma no continua, el aporte de un drenaje pluvial contaminado proveniente de la ciudad, provocando estas altas concentraciones de *C. perfringens* en el sedimento, pudiendo encontrarse incluso, en el período poco lluvioso.

La estación 10 (Hunts Bay), mostró los mayores valores de concentración de *Clostridium perfringens* encontrados en este muestreo. Este lóbulo no se comunica prácticamente con el resto de la bahía, y recibe el influjo de aguas procedentes del Río Cobre y el Duhaney, los cuales atraviesan áreas agrícolas, industriales y residenciales; así como otros afluentes más pequeños, que forman parte del sistema de alcantarillado de la ciudad (Wade, 1976).

Estos resultados confirman el criterio de que son las aguas residuales con influencia de aguas negras, el contribuyente más importante a la contaminación bacteriológica de la Bahía de Kingston (Webber, 2003).

Los resultados obtenidos en este muestreo de la calidad del agua y los sedimentos de la bahía de Kingston están en correspondencia con el período poco lluvioso en la región, donde los aportes contaminantes a la bahía, disminuyen considerablemente. Históricamente en la bahía de Kingston

se han reportado valores mayores de nutrientes y de sólidos en suspensión (Smith Warner International, 2004) que los obtenidos durante este estudio. En el período lluvioso los arrastres de residuales de todo tipo a través de los ríos, los drenes, y los canales es considerablemente alto llegando a causar una capa de residuos sólidos grueso en la superficie del agua de la bahía.

A pesar de lo alentador que pudieran ser algunos de los resultados obtenidos en este estudio piloto, éstos no son suficientes para considerar que se ha logrado una mejora notable en la calidad del agua y los sedimentos de la bahía. Será necesario continuar los estudios de la calidad de las aguas y los sedimentos en la Bahía de Kingston en otras épocas del año, para establecer un criterio sostenido desde el punto de vista científico de la evolución de dicho ecosistema.

Valoración sobre la calidad de las aguas costeras de las pequeñas islas del Caribe.

Con el objetivo de conocer el estado de la calidad del aguas marino - costeras en las pequeñas islas del Caribe en desarrollo (SIDS) el Instituto Caribeño de Salud Ambiental (CEHI) realizó un estudio que se dividió en dos partes; la primera consistió en búsqueda de información con los funcionarios de medio ambiente en varias islas relativa a:

- Una pequeña descripción geográfica y socio económico de las principales áreas costeras contaminadas de las pequeñas islas.
- Los principales problemas de contaminación de las aguas costeras de las pequeñas islas.
- Un breve análisis de las posibles causas de contaminación.
- Una comparación (si era posible) con las normas nacionales o regionales de la calidad del agua marino costera.

Par cumplimentar la búsqueda de información se diseño una encuesta solicitando la información referida anteriormente y se envió vía fax y correo electrónico a las autoridades ambientales de lo siguientes países:

- Anguila
- Antigua & Barbuda
- Bahamas
- Barbados
- Islas Vírgenes Británicas
- Dominica
- Granada
- Guyana
- Jamaica
- Montserrat
- San Kitts & Nieves
- Santa Lucía
- San. Vincent & Las Granadinas
- Trinidad & Tobago
- Islas Turcos y Caicos

La segunda parte del estudio consistió en la colección de la información obtenida de las autoridades ambientales de los países. El desafío más grande experimentado durante este estudio fue precisamente la colección de los datos, que fue incompleta ya que muchos países no respondieron o las respuestas fueron incompletas.

A pesar del nivel bajo de participación de los países en el estudio, se obtuvieron datos e informaciones que permiten afirmar lo siguiente:

1. Las fuentes de contaminación predominantes en las pequeñas islas del Caribe son la actividad comercial e industrial y el desarrollo urbano.
2. Todos los puertos comerciales con sus respectivos centros urbanos que le rodean son considerados zonas de alto riesgo, además de los puertos deportivos y centros industriales.
3. En muchas islas el desarrollo del turismo es causa de preocupación. El pobre funcionamiento de las plantas de tratamiento de agua residual se puede considerar una fuente de contaminación crítica.
4. La actividad agrícola también es una fuente de contaminación mencionada por las pequeñas islas del Caribe, en cuanto a aportes de sedimentos y de productos químicos usados para tales fines, aunque en menor medida comparada con otras fuentes de contaminación.
5. A pesar de que la mayoría de los países evalúan la contaminación microbiológica, el aporte de material en suspensión y de nutrientes de sus respectivos zonas de alto riesgo, no tienen estructurado ni implementado un sistema de monitoreo regular.
6. Actualmente es la política en la mayoría de las pequeñas islas del Caribe que los datos de calidad de las aguas marino - costeras sean de propiedad estatal, por lo que se restringe la distribución libre de los mismos y por ende el conocimiento del estado ambiental de dichas aguas.

CONSIDERACIONES FINALES

Los resultados del monitoreo de la calidad de las aguas y sedimentos en las zonas de alto riesgo evaluadas durante este proyecto confirman que las causas de la contaminación marina son las mismas en la mayoría de las zonas costeras estudiadas y están asociadas con las actividades antrópicas. Las causas fundamentales son:

- El aporte de las aguas servidas de ciudades, asentamientos y poblaciones que son vertidas a las zonas costeras.
- El vertimiento de residuales líquidos industriales, sin tratamiento o con tratamientos deficientes.
- Presencia de residuos sólidos flotantes que llegan a la zona costera a través de ríos, canales y drenajes pluviales.
- Los residuales sólidos y líquidos producidos por la actividad marítimo – portuaria.

Se ratifican los principales problemas de contaminación reportados en las zonas costeras de la región:

- Alta presencia de compuestos ricos en materia orgánica y en nutrientes (fundamentalmente compuestos del fósforo y del nitrógeno), que pueden generar procesos de eutrofización.
- Concentraciones elevadas de tóxicos orgánicos e inorgánicos (hidrocarburos del petróleo y metales pesados), que pudieran tener efectos perjudiciales para la biota marina e incluso para la propia salud humana.
- Concentraciones de microorganismos de origen fecal por encima de los criterios nacionales e internacionales de calidad que inclusive están afectando las zonas costeras de uso recreacional y por tanto comprometiéndolas para tales fines.

Los resultados obtenidos en este proyecto no difieren significativamente de los obtenidos en proyectos regionales anteriores, lo que confirma que las causas de la contaminación se mantienen en la mayoría de las zonas costeras, principalmente en lo relacionado con la baja cobertura de tratamiento de las aguas residuales urbanas e industriales y la carencia de una infraestructura adecuada para la recolección, tratamiento y disposición de los residuos sólidos urbanos (basura).

La ausencia total o parcial de programas continuos de monitoreos en muchas de las zonas costeras comprometidas ambientalmente en la Región del Gran Caribe imposibilita establecer tendencias o comportamientos históricos y tampoco es posible valorar la efectividad de los sistemas de saneamiento en los casos donde existen.

A través de este estudio se pone de manifiesto que la mayoría de los países de la Región del Gran Caribe no poseen normas nacionales de calidad ambiental para las zonas costeras y/o en otros casos existen pero están incompletas, lo que dificulta establecer criterios de comparación.

Existe insuficiente capacidad institucionalidad, de recursos humanos y financieros en los países de la región para ejecutar programas sistemáticos de monitoreo y control de la contaminación marina generada por las actividades y fuentes terrestres de contaminación.

RECOMENDACIÓN

Teniendo en cuenta la situación de contaminación que presentan las zonas costeras de la Región del Gran Caribe. Conscientes que la contaminación procedente de fuentes y actividades terrestres constituye la principal causa y una grave amenaza para los recursos marinos y costeros y para la propia salud humana en la región.

Conscientes del alto valor ecológico, económico, estético, científico, recreativo y cultural de los ecosistemas marinos y costeros de la Región del Gran Caribe y reconociendo la desigualdad en el desarrollo económico y social de los países de la región y la necesidad de cooperar entre todos para lograr un desarrollo sostenible recomendamos:

Que los países signatarios del Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de la Región del Gran Caribe, procedan cuanto antes a la RATIFICACIÓN del Protocolo Relativo a la Contaminación Procedente de Fuentes y Actividades Terrestres, para que el mismo pueda entrar en vigor, ya que constituye el documento base desde el punto de vista jurídico y científico técnico para que los países de la región, puedan lograr una efectiva colaboración en el tema de la contaminación marina procedente de las actividades y fuentes terrestres de contaminación.

BIBLIOGRAFÍA.

- Atwood, D.K., Burton, F.J., Corredor, J.E., Harvey, G.R., Mata-Jimenez, A.J., Vasquez-Botello, A. and Wade, B.A., (1987a). “Results of the CARIPOL petroleum pollution monitoring project in the wider Caribbean”. *Marine Pollution Bulletin* 18, 540-548.
- Atwood, D.K., Burton, F.J., Corredor, J.E., Harvey, G.R., Mata-Jiménez, A.J., Vázquez-Botello, A. and Wade, B.A., (1987b). “Petroleum pollution in the Caribbean”. *Oceanus* 30, 25-32.
- Atwood, D.K., Dinkel-McKay, S., Case-Romero, G. and van Vleet, E., (1987c). “Floating tar and dissolved / dispersed petroleum hydrocarbons in the Northern Gulf of Mexico and the Straits of Florida”. *Caribbean Journal of Science* 23, 73-76.
- Ballinger I. G. (1971). “Chemical characterization of bottom sediment”. *JWPCF* 43 (2) 216-227.
- Beltrán J. y col. (2008). “Control y evolución de la calidad ambiental de la Bahía de La Habana”. Informe final. Vigilancia ambiental para la Bahía de La Habana. Cimab, 61p.
- Blanco J. A., J. C Narváez B. y E. A. Viloría. (2007). “Enso and the rise and fall of a tilapia fishery in northern Colombia”. *Fisheries Research* 88:100–108.
- Blanco, J.A., E.A. Viloría y J.C. Narváez. (2006). “ENSO and interannual salinity changes in the Ciénaga Grande de Santa Marta coastal lagoon system, Colombian Caribbean”. *Est. Coast. Shelf. Sci.*, 66: 157-167.
- Bonilla J (1982). “Algunas características geoquímicas de los sedimentos superficiales del Golfo de Cariaco, Venezuela”. *Bol. Inst. Oceanog. Vzla. Univ. Oriente*. 18 (1&2):133-155
- Bonilla J (1993). “Características hidroquímicas: Comportamiento y significados de modelos estadísticos multivariantes en el bioecosistema marino Costero de Jose, Edo. Anzoátegui”. Trabajo de Ascenso a Profesor titular. *Inst. Oceanog. Univ. Oriente*. 231 pp.
- Botello, A. V.; J. L. Rojas, J.A. Benítez y D. Zárate (1996). “Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y tendencias”. *Caps. Contaminantes críticos: Plaguicidas; Hidrocarburos, Metales, Contaminación Microbiológica. EPOMEX Serie Científica 5. Golfo de México. Universidad. Autónoma de Campeche*. 666p.
- Botero, L. y H. Salzwedel, (1999). “Rehabilitation of the Cienaga Grande de Santa Marta, a mangrove-estuarine system in the Caribbean coast of Colombia”. *Ocean Coast. Manage.*, 42: 243-256.
- Cancio, E., J. C. Narváez y J. A. Blanco (2006). “Dinámica poblacional del coroncoro *Micropogonias furnieri* (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano”. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 35: 37-58.
- Caraballo L (1982) “El Golfo de Cariaco. Parte I. Morfología y batometría submarina. Estructura y Tecnosismo reciente”. *Bol. Inst. Oceanog. Vzla. Univ. Oriente*. 21 (1&2): 13-35
- CARIPOL (1980). “Manual of Petroleum Pollution Monitoring”. LAB (4301). Rickenbaker, Causing Miami, Fla. 33149. 14p.
- CARIPOL (1987). “Proceeding of Symposium on the Results of the CARIPOL Petroleum Monitoring Project”. *Caribbean Journal of Science*. Vol. 23 No1:1-14.
- Contreras et. al. (1995). “Hidrología, nutrientes y productividad primaria en las lagunas costeras del estado Oaxaca”, México.
- Dumailo S. (2003). “Evaluación de la problemática ambiental por medio del estudio de algunos aspectos de sedimentación y contaminación en la laguna de Bluefields, RAAS, Nicaragua. Tesis de Maestría.

- Friligos, N. (1989). "Distribution of Nutrient Salt in the Aegean Sea". *Thalassic Yugoslavian*, 17(2): 131 - 134.
- GEF/PNUD. (1998). "Planificación y manejo ambiental de bahías y zonas costeras fuertemente contaminadas del Gran Caribe". Proyecto Regional: Estudio de caso Bahía de La Habana, Cuba. Informe final. Resultado 1.2: Rehabilitación de los fondos contaminados. Cimab, 153p.
- Gónima, L., Mancera-Pineda, J. y Botero, L. (1998). "Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano". Santa Marta, INVEMAR. 56 p.
- Guerra-García J.M, González-Villa F.J. & García-Gómez J.C. (2003). "Aliphatic hydrocarbon pollution and macrobenthic assemblages in Ceuta harbour: a multivariate approach". *Marine Ecology Progress Series* 263, 127-138.
- Guzmán R, Gómez, G, Penott M (1998) "Aspectos Biológicos y Pesquería de la sardina (sardinilla aurita) en el golfo de Cariaco, Venezuela". *Zootecnia Tropical*. Vol. 16(2): 149-162
- IMA, Institute of Marine Affairs (1982). "Point Lisas environmental protection Project. Vol. IV Marine seawater quality" A joint project document prepared for Point Lisas Industrial Port Development Corporation (PLIPDECO), p 69.
- INVEMAR. (2007). "Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta". Informe Técnico Final. Santa Marta, 105 p.
- IOC/UNEP (1991). "Report of the Caribbean Environmental Program for the Assessment and Control of Marine Pollution". CEP. Technical Report 8, Jamaica. 41p.
- Jørgensen, S. E. y Vollenweider, R. A. (1989). "Directrices para la Gestión del Lagos". Vol.1: Principios Generales sobre Gestión de Lagos.
- Libes, S.M. (1992). "An Introduction to Marine Biogeochemistry". John Wiley and Sons, Inc., New York, 734 p.
- Lozano, P. y P.C. Sierra-Correa (2005). "Propuesta metodológica para delimitación de bosques de manglar a partir de datos satelitales utilizando SPRING v 4.1, en la reserva de biosfera Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano". Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, Goiânia.
- Machain, M y Ruíz, A., (2007). "Indicadores biofísicos en sedimentos acuáticos". Coyoacan, Mexico. D.F.
- Minagricultura. (1984). DECRETO No. 1594 DEL 26 DE JUNIO DE 1984. Ministerio de Agricultura, República de Colombia, Bogotá
- Morell, J. M. and Corredor, J. E., (2001). "Photomineralization of fluorescent dissolved organic matter in the Orinoco River plume: Estimation of ammonium release". *Journal of Geophysical Research*, Vol. 106, No. C8, 16,807-16813.
- Norman, P.E. (1986). A Case Study of "Sewage Pollution at Chaguaramas, Trinidad". Environmental Quality Division. Institute of Marine Affairs.
- Núñez Ribón, Ismael. (1999). "El comportamiento conservativo del Fósforo en los Estuarios: Un acercamiento a través del mecanismo de amortiguamiento del fósforo". México-Mazatlán.
- Okuda. T. (1982). "Rate of water renewal and phosphate input in the Gulf of Cariaco, Venezuela". *Bol. Inst. Oceanog. Venez. Univ. Oriente*, 21 (1-2): 3-12
- ONNa. (1999). "Evaluación de los objetos hídricos de uso pesquero". Norma Cubana (NC 25: 1999) Oficina Nacional de Normalización La Habana. 9p.
- ONNb. (1999). "Lugares de Baño en Costas y Masas de Aguas Interiores. Requisitos Higiénicos Sanitarios". Norma Cubana (NC 22: 1999). Oficina Nacional de Normalización. La Habana. 9p.

- Plott, T.R.; J. Conover, R. Louks, K. Mann, D.L. Peer; A. Prekask y D.D. Saamoto (1973). "Study of eutrophication in a marine basin". FAO Technical Conference on marine pollution and its effects on living resources and fishing. FAO/FIR/MP70/E-30. 8p.
- PNUD- PNUMA-UNESCO (1984): Investigación y control de la contaminación marina en la Bahía de La Habana. Proyecto CUB-80-001. Metodologías. Vol. 1. 295p.
- Quintero A, Terejova G, Vicent G, Padrón A, Bonilla J (2002). "Los pescadores del Golfo de Cariaco". *Interciencia*. 27 (6) 286-292
- Riley, J. A. and R. Chester (1978). "Chemical Oceanography". Academy Press, 2nd Edition Vol. 7, London, 647p.
- Rivera-Monroy, V. H., R.R. Twilley, E. Mancera, A. Alcantara-Eguren, E. Castañeda-Moya, O. Casas, P. Reyes, J. Restrepo, L. Perdomo, E. Campos, G. Cotes y E. Vitoria. (2006). "Aventuras y desventuras en Macondo: rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta", Colombia. *Ecotropicos*., 19(2): 72-93.
- Simpson J, Griffith R (1967). "La distribución de densidad pesquera en el Golfo de Cariaco, Venezuela oriental." *Serie recursos y explotación pesqueros*". 1(8): 305-320.
- Smith Warner International (2004). "Institutional Strengthening and Preparation of a Zoning and Physical Development Master Plan for Kingston Harbors". Literature Review Report. Project No. ATN/SF-8164-JA.
- USEPA, (1986). "Quality Criteria for Water", EPA Report 440/5-86-001, Washington, D.C.
- USEPA, (1995). "Quality Criteria for Water". Prepared by Health and Ecological Criteria Division, Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington, D.C.
- Wade, B. A. (1976). "The Pollution Ecology of the Kingston Harbors, Jamaica". Scientific Report of the U.W.I. - O.D.M. Kingston Harbors Research Project 1972 - 1975, Vols. 1, 2 & 3.
- Webber, D.F. and P.Wilson-Kelly (2003). "Characterization of Sources of Organic Pollution to Kingston Harbors, the Extent of Their Influence and Some Rehabilitation". *Bul. Mar. Sci.*, Vol. 73, No. 2: 257 – 271.